

МОСКОВСКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ УНИВЕРСИТЕТ

имени М.В. ЛОМОНОСОВА

Географический факультет

На правах рукописи

Даценко Юрий Сергеевич

**ФОРМИРОВАНИЕ И ТРАНСФОРМАЦИЯ КАЧЕСТВА ВОДЫ В
СИСТЕМАХ ИСТОЧНИКОВ ВОДОСНАБЖЕНИЯ ГОРОДА МОСКВЫ**

25.00.27 – гидрология суши, водные ресурсы, гидрохимия

диссертация на соискание ученой степени

доктора географических наук

Москва – 2015

ОГЛАВЛЕНИЕ

ВВЕДЕНИЕ	5
ГЛАВА 1. ВОДОХОЗЯЙСТВЕННЫЕ СИСТЕМЫ – ИСТОЧНИКИ ЦЕНТРАЛИЗОВАННОГО ВОДОСНАБЖЕНИЯ	17
1.1. Развитие городского водоснабжения в крупных городах	20
1.2. Водохозяйственная система водоснабжения г. Москвы	36
1.3. Основные факторы формирования и режима качества воды источников водоснабжения	50
ГЛАВА 2. КАЧЕСТВО ВОДЫ В ТРАНЗИТНЫХ ВОДНЫХ ОБЪЕКТАХ – РЕКАХ И КАНАЛАХ	64
2.1. Трансформация качества воды в р. Москве ниже водохранилищ	64
2.2. Изменение качества воды в канале имени Москвы	82
2.3. Формирование стока органического вещества в бассейне Иваньковского водохранилища	87
2.4. Регулирование содержания природного органического вещества в воде Волжского источника водоснабжения	98
ГЛАВА 3. ГИДРОЛОГИЧЕСКИЙ РЕЖИМ ВОДОХРАНИЛИЩ СИСТЕМ ВОДОСНАБЖЕНИЯ	103
3.1. Гидрологический режим водохранилищ Москворецкой системы	104
3.2. Термический и динамический режим водохранилищ	117
3.3. Гидрологический режим и водный баланс водохранилищ Волжской системы	128
ГЛАВА 4. ГИДРОХИМИЧЕСКИЙ РЕЖИМ И ФОРМИРОВАНИЕ КАЧЕСТВА ВОДЫ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ СИСТЕМ ВОДОСНАБЖЕНИЯ ГОРОДА МОСКВЫ	151
4.1. Гидрохимический режим водохранилищ Москворецкого источника водоснабжения	151

4.2. Гидрохимический режим Волжского источника водоснабжения	174
ГЛАВА 5. ТРАНСФОРМАЦИЯ КАЧЕСТВА ВОДЫ В ВОДОХРАНИЛИЩАХ	202
5.1. Балансы химических веществ в водохранилищах Волжского источника водоснабжения	202
5.2. Оценка роли боковых притоков водохранилищ водораздельного бьефа в формировании качества воды Волжского источника водоснабжения г. Москвы	210
5.3. Трансформация органического вещества в Волжской системе водоснабжения	223
5.4. Влияние структуры баланса органических веществ на трансформацию стока органического вещества	235
5.5. Статистический прогноз цветности и окисляемости Волжского источника водоснабжения	239
ГЛАВА 6. ЭВТРОФИРОВАНИЕ ВОДОХРАНИЛИЩ СИСТЕМ ВОДОСНАБЖЕНИЯ	249
6.1. Общие представления о процессе эвтрофирования и оценка трофического состояния водохранилищ	249
6.2. Особенности использования балансовых моделей для оценки эвтрофирования водохранилищ	267
ГЛАВА 7. МОДЕЛИРОВАНИЕ КАЧЕСТВА ВОДЫ В ВОДОХРАНИЛИЩАХ – ИСТОЧНИКАХ ВОДОСНАБЖЕНИЯ	281
7.1. Имитационное моделирование гидроэкологического состояния водохранилищ	281
7.2. Моделирование режима фосфора и растворенного кислорода в водохранилищах	305
7.3 Моделирование развития фитопланктона в водохранилищах	323
7.4 Прогноз развития фитопланктона в экстремальных условиях по данным сценарных расчетов	332

7.5 Оценка влияния внутреннего водообмена на процесс переноса загрязняющих веществ в Вазузском водохранилище	357
ЗАКЛЮЧЕНИЕ И ВЫВОДЫ	377
СПИСОК СОКРАЩЕНИЙ И УСЛОВНЫХ ОБОЗНАЧЕНИЙ	382
СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ	384

ВВЕДЕНИЕ

Актуальность проблемы. Обеспечение населения доброкачественной водой для питья и хозяйственно-бытовых нужд является одним из ключевых моментов водохозяйственной и в целом экологической политики Российской Федерации. С учетом мощного потенциала современных технологий водоподготовки приоритетными задачами водохозяйственной политики остаются обеспечение количества воды. Однако, проблемы количества воды, как правило, решаются единовременно на далекую перспективу, а иногда и вовсе теряют свою актуальность в силу различных причин. В отличие от проблем количества воды для обеспечения водоснабжения, проблема качества воды никогда не теряет свою актуальность, потому что

- во-первых, несмотря на широкие возможности современной технологии водоподготовки, качество воды, подаваемой потребителю, в значительной степени зависит от состава исходной для водопроводной станции воды, т.е. от качества воды природных водных объектов – источников водоснабжения,

- во-вторых, от качества воды зависит стоимость ее санитарной подготовки, что всегда экономически актуально.

По этим причинам источники водоснабжения и их охрана были и остаются предметом пристального внимания организаций, ответственных за обеспечение питьевой водой населения.

В нашей стране водоснабжение большинства крупных городов базируется на использовании водных ресурсов поверхностных источников. Как правило, это речные воды со свойственными им сильными внутри- и межгодовыми колебаниями характеристик стока, а также качества воды. Обеспечение гарантированных расходов воды на водоснабжение в этом случае достигается путем создания водохранилищ глубокого сезонного, а часто и многолетнего регулирования стока, поэтому современные водохозяйственные системы источников водоснабжения крупных городов

представляют собой сложный комплекс гидротехнических сооружений, насосных станций, каналов, водохранилищ, участков речных русел рек, а их водосборы занимают обширные территории. Необходимость в таком регулировании стока объясняется тем, что потребность в питьевой воде гораздо менее изменчива в сравнении с речным стоком.

Системы источников водоснабжения, создающиеся на территориях с высокой плотностью населения, обладают важными особенностями, которые оказывают значительное влияние на процессы формирования качества исходной для водопроводных станций воды. К ним относятся:

- сочетание в едином комплексе различных типов водных объектов с различной интенсивностью антропогенного воздействия как на них, так и на их водосборы,

- взаимодействие природных процессов формирования водного и химического стока с техногенным режимом водоподдачи из водных объектов,

- разновозрастность объектов источников водоснабжения.

Наиболее яркий пример сложнейшего комплекса водоснабжения - система источников водоснабжения г. Москвы. Для водообеспечения столицы создан крупнейший в стране комплекс, состоящий из 15 водохранилищ (с общей емкостью более 3 км³ и полезным объемом 2,25 км³) и двух крупных каналов, соединяющих Волжский источник водоснабжения с площадью водосбора более 40 тыс. км² и Москворецкий с площадью водосбора 7,5 тыс. км². Эта система водоснабжения более чем на 99% базируется на использовании поверхностных вод. Столь значительная доля поверхностных вод во многом определена историческим развитием системы водоснабжения и в настоящее время обуславливает появление целого ряда рисков, связанных с количественным и качественным составом водных ресурсов, необходимых Москве и Московской области.

Для московского водоснабжения гарантированное количество воды обеспечено на долгосрочную перспективу и водохозяйственный баланс системы источников водоснабжения не приближался к уровню, при котором

возникает необходимость поиска дополнительных источников воды. Но проблемы качества воды постоянно обостряются, поскольку колебания качества воды в широком диапазоне природных условий гораздо труднее регулировать, чем количество водных ресурсов. Разнообразие научных и практических проблем, связанных с качеством воды источников водоснабжения г. Москвы, чрезвычайно велико – от гидролого-водохозяйственных до чисто химических и геохимических. Это связано, во-первых, с большим разнообразием водных объектов в водохозяйственной системе, а, во-вторых, с проблемами анализа и формализации ряда процессов, определяющих трансформацию химического состава воды в реках и водохранилищах – источниках водоснабжения.

Цель и задачи исследования. Цель настоящей работы состоит в том, чтобы установить закономерности формирования качества воды в сложных системах и разработать теоретические основы решения практических задач, связанных с контролем состояния, оценками трансформации, оперативным прогнозированием и использованием возможностей регулирования качества воды в источниках водоснабжения крупных городов.

В соответствии с этой целью в задачи работы входили:

1. Анализ структуры водохозяйственных систем источников водоснабжения крупных городов мира и типизация схем источников водоснабжения.

2. Исследование особенностей гидрологического и гидрохимического режима и изменчивости основных показателей качества воды в водных объектах различного типа.

3. Выявление влияния природных и хозяйственных факторов на формирование пространственно-временной изменчивости показателей качества воды в реках и построенных на них водохранилищах.

4. Проведение балансовых расчетов и оценка роли водохранилищ в трансформации химического стока рек и формировании качества воды.

5. Анализ многолетних рядов наблюдений за качеством воды источников водоснабжения и разработка методов регулирования и прогнозирования цветности и окисляемости вод Волжского источника водоснабжения.

6. Изучение особенностей эвтрофирования водохранилищ, уточнение методов его оценки и математического моделирования процесса.

7. Оценка и ранжирование трофического состояния москворецких водохранилищ по комплексу критериев эвтрофирования.

8. Разработка и верификация экологического блока гидрологической модели водохранилищ.

9. Проведение серии сценарных гидроэкологических расчетов водохранилищ для изучения структуры фосфорного баланса и прогнозирования продукционных процессов в экстремальных гидрометеорологических ситуациях.

10. Проведение модельной оценки влияния внутриводоемных процессов на распространение загрязняющих веществ в сложнодолинном Вазузском водохранилище, отличающегося наличием водозабора в центральной части водохранилища.

Предмет защиты - роль гидрологических процессов в режиме качества воды источников водоснабжения г. Москвы

Объект исследования – водные объекты Москворецкой и Волжской водохозяйственных систем источников водоснабжения г. Москвы.

Материал и методика исследований. В работе использованы:

– материалы полевых исследований автора на реках и водохранилищах – источниках водоснабжения г. Москвы в 1971–1993 и 1997–2014 годах,

– данные регулярных наблюдений на объектах Москворецкой и Волжской систем водоснабжения г. Москвы, выполненных лабораториями Мосводоканала за период 1938–2007 гг.

– литературные материалы по результатам исследований трансформации химического стока в водохранилищах различного типа.

В исследовании применены следующие методические подходы:

- статистическая обработка многолетних материалов по гидрологии и гидрохимии рек, и водохранилищ,
- системный анализ и обобщение современных представлений о закономерностях функционирования экосистем водоемов,
- балансовая оценка трансформации состава воды в разные фазы водного режима водохранилищ в годы различной водности,
- расчетно-аналитический подход с применением ряда стационарных и динамических моделей экологических процессов.

Основные положения, выносимые на защиту

1. Закономерности гидроэкологического режима водохранилищ водохозяйственных систем источников водоснабжения, способствующие формированию качества воды, которые состоят в том, что

- межгодовой и внутригодовой диапазон колебаний показателей качества воды у водозаборов водопроводных станций зависит от структуры водохозяйственной системы источника водоснабжения и сильно снижается в системе, имеющей водохранилище в своем замыкающем звене,

- трансформация химического стока и качества воды в водохранилищах зависит от интенсивности их водообмена, и самоочищающая способность экосистемы водохранилищ усиливается с уменьшением их водообмена,

- влияющие на качество воды продукционные процессы в водохранилищах источниках водоснабжения зависят от изменчивости притока воды в них и регулирования стока гидроузлом.

2. Неблагоприятные для целей водоснабжения природные свойства воды, затрудняющие ее обработку на станциях водоподготовки, приобретаются в водохранилищах в периоды летней стратификации, когда

- вероятность вспышек цветения водохранилищ и связанного с ним ухудшения качества воды повышается в засушливые годы при интенсивном заборе воды из водохранилищ,

– гидрологическая структура водохранилищ в вегетационный сезон оказывает доминирующее влияние на распределение в них биогенных веществ и растворенного кислорода, увеличивает внутреннюю биогенную нагрузку в моменты наибольшей динамической активности ветровой и конвективной циркуляции воды.

3. Обоснование возможности регулирования главного недостатка Волжской системы водоснабжения г. Москвы – высокой цветности вод – путем попусков из Вазузского водохранилища. Поскольку трансформация стока органических веществ в источниках с высоким естественным их фоном определяется структурой баланса этих веществ, изменяющейся от сезона к сезону, рекомендуется метод оперативного прогноза цветности воды.

4. Особенности режима формирования качества воды в водохранилищах водораздельного бьефа канала им. Москвы, связанные с резким возрастанием влияния роли местных притоков в весенний период.

5. Установленные особенности процесса эвтрофирования водохранилищ, которые были использованы:

– для ранжирования трофического состояния наименее проточных водохранилищ Москворецко-Вазузской системы водоснабжения г. Москвы по комплексу показателей эвтрофирования и характеристикам кислородного режима, в результате которого показано увеличение эвтрофированности в ряду водохранилищ: Вазузское – Яузское – Рузское – Можайское – Озернинское – Истринское водохранилища;

– для усовершенствования балансовых расчетов величины удержания фосфора в водоемах, показавшие, что экосистемы водохранилищ способны выдерживать большие биогенные нагрузки, чем озера,

– для расчета влияния водохранилищ Волжско-Камского каскада на сток фосфора в Каспий.

6. Решения практических задач формирования качества воды водохранилищ, полученные модельными сценарными и диагностическими расчетами по гидрологической модели водохранилища.

- анализ структуры баланса фосфора в Можайском, Истринском, Вазузском и Иваньковском водохранилищах,
- численная оценка влияния изменчивости гидрометеорологических условий на цветение фитопланктона в водохранилищах Москворецкой и Волжской систем водоснабжения;
- особенности распространения потенциально опасных залповых загрязнений в многолопастном Вазузском водохранилище при различных гидрологических условиях и оценка вероятности их попадания в водозабор канала для межбассейновой переброски стока.

Научная новизна работы

Впервые на основе комплексного анализа гидрологической и гидрохимической информации установлены закономерности трансформации качества воды в крупнейшей в России водохозяйственной системе источников водоснабжения г. Москвы.

Впервые количественно оценено влияние интенсивности водообмена на баланс химических веществ в водохранилищах – источниках водоснабжения, и выявлена роль водохранилищ в формировании качества воды у водозаборов станций водоподготовки.

Впервые показано увеличение самоочищающей способности экосистемы водохранилища не только с уменьшением интенсивности водообмена в ней, но и с ростом биогенной нагрузки. На примере Можайского водохранилища получены количественные связи характеристик биомассы основных групп фитопланктона в водоеме с абиотическими факторами по результатам модельных расчетов ежесуточного изменения состояния экосистемы в годы различной водности.

Впервые обоснованы количественные методы оценки и прогноза высокой цветности и перманганатной окисляемости воды и продемонстрированы возможности их регулирования в Волжской системе водоснабжения.

На основе предложенного автором комплекса методов оценки процесса эвтрофирования проведено ранжирование современного экологического состояния водохранилищ источников водоснабжения г. Москвы.

Практическое значение полученных результатов заключается в возможности использования предложенных методов для оценки степени трансформации химического стока водохранилищами, прогноза качества воды у водозаборов водопроводных станций и оценки эвтрофирования водохранилищ. Результаты диссертационной работы широко использовались для разработки стратегии водоохранных мероприятий и прогнозирования качества в системе источников водоснабжения г. Москвы.

Выполненные теоретические, методические и научно-технические разработки используются в настоящее время и могут быть использованы в перспективе при:

- планировании и проведении гидроэкологических исследований водных объектов систем источников водоснабжения,
- проектировании, строительстве и эксплуатации водохранилищ и гидротехнических сооружений,
- планировании и обосновании систем наблюдений и контроля за состоянием водных объектов источников водоснабжения, обеспечивающих репрезентативность данных при определенном уровне информативности,
- экспертизе водохозяйственных проектов (как в части информационного обеспечения, так и в прогнозировании качества воды и оценки возможностей управления им),
- принятии решений по видам и режимам попусков из водохранилищ при возникновении в них критических ситуаций.

Результаты, положенные в основу диссертационной работы, были получены в рамках следующих научных проектов и научно-исследовательских хоздоговорных работ.

Проект РФФИ 02-05-64319 «Моделирование колебаний экологического состояния стратифицированного водохранилища».

Проект РФФИ 05-05-64220 «Теоретические и экспериментальные исследования формирования гидроэкологической структуры сложнодолинных стратифицированных водохранилищ».

Проект РФФИ 12-05-00176 «Моделирование режима растворенного кислорода в стратифицированных водохранилищах»

Хоздоговорные работы по заданию Мосводоканала:

«Оценка современного состояния Москворецких водохранилищ, разработка методов диагностического прогноза и улучшения их экологического состояния».

«Оценка степени эвтрофированности Вазузского и Яузского водохранилищ».

«Совершенствование методов прогнозирования цветности и окисляемости вод в Волжском водоисточнике с использованием нового программного обеспечения».

«Комплексная оценка экологического состояния Учинского, Клязьминского, Пестовского, Пяловского водохранилищ».

«Исследования состояния источников водоснабжения, оценка тенденций изменения качества воды, определение роли антропогенного воздействия на водоисточники, разработка мероприятий по сохранению и улучшению качества воды».

«Исследование условий развития фитопланктона и возможностей регулирования его интенсивного цветения в москворецких водохранилищах»

Хоздоговорные работы по заданию Минприроды:

«Разработка программно-математического комплекса для моделирования процессов тепло- и массообмена в водохранилищах с учетом речного и бокового притока воды»

«Разработка структуры и состава базы знаний для моделирования гидротермодинамических процессов в водохранилищах»

«Оценка трансформации состава воды в водохранилищах – источниках водоснабжения г. Москвы на основе математического моделирования».

Государственные контракты

«Изучение влияния экстремально жарких периодов на гидрохимические и гидробиологические характеристики систем водоснабжения на примере г. Москвы»

«Разработка моделей и технологий дистанционной диагностики состояния и режима водных объектов суши»

Апробация работы

Результаты исследований по теме диссертации докладывались (или представлялись) на следующих конференциях и семинарах:

Конференция “Итоги и задачи изучения водоемов Московской области”. Москва. 1974, 2-я Научно-практ. конференция “Пути повышения эффективности использования и охраны водоемов и источников водоснабжения» Москва. 1982. Семинар “Организация и контроль качества природных и сточных вод.” М., 1982. Конференция “Гидрологические исследования и водное хозяйство в бассейне р. Москвы”. Москва. 1983. Семинар “Влияние водохранилищ на природу и хозяйство прилегающих территорий. Пермь. 1985. 5 и 6-й Всес. Гидрологический съезд. Секция качества вод и научных основ их охраны. 1986, 2004. Семинар “Современное состояние качества воды Камских водохранилищ.” Пермь. 1989. Конференция “Экономия и рациональное использование водных ресурсов в г. Москве и повышение надежности ее водообеспечения до 2000 г.”. Звенигород. 1988. "Взаимодействие в системе литосфера-гидросфера-атмосфера". Москва. 28-29 ноября 1996г. Всероссийская научно-практическая конференция "Экологический мониторинг: проблемы создания и развития единой государственной системы экологического мониторинга". г.Москва. ноябрь 1996г. International Conference “Man and River Systems”. 1998. March. Paris. 3 Conference of Reservoir limnology and water quality. 1997. August. Cheske-Budejovice. Научно-практ. Конференция. «География и регион» Пермь. 2002.

Всероссийская конференция «Актуальные проблемы водохранилищ». Борок. 2002 г. Конференция «Водные экосистемы и организмы-4». Июнь 2002 г. Международная научно-практическая конференция «Теоретические и прикладные проблемы современной лимнологии» октябрь 2003г. Минск. Всероссийский Конгресс работников водного хозяйства. Москва. Декабрь 2003г. VI Конференция «Динамика и термика рек, водохранилищ и прибрежной зоны морей». Москва. Ноябрь 2004 г. 30-е Юбилейное Гидрохимическое совещание. сентябрь 2005 г. Азов. 3-я Международная научно-практическая конференция «Экология речных бассейнов». Владимир. 2005. 3-th Symposium "Quality and Management of Water Resources" St. Petersburg. Russia. June 2005 г. VI Всероссийский гидрологический съезд. Секция 4. Экологическое состояние водных объектов. Качество вод и научные основы их охраны. 2006 Международное Совещание. «Эколого-гидрологические проблемы изучения и использования водных ресурсов». Казань. 2006. Конференция «Восстановление водоемов: теория и практика». С-Пб. 2007. Октябрь. Школа-семинар «Математическое моделирование в гидрологии» 2008, 2010. Международный Конгресс «Вода: экология и технология». ЭКВАТЭК-2008. Москва. 2008. Всероссийское Совещание «Современные фундаментальные проблемы гидрохимии и мониторинга качества поверхностных вод России». Часть 1. Азов, 8-10 июня 2009г. Ростов-на-Дону. Всероссийский Симпозиум «Современные проблемы водохранилищ и их водосборов» Пермь. 2009г., 2011, 2013гг. Всероссийского симпозиума с международным участием «Органическое вещество и биогенные элементы во внутренних водоемах и морских водах» г. Петрозаводск, сентябрь 2012. Всероссийская Конференция «Бассейн Волги в XXI-м веке: структура и функционирование экосистем водохранилищ» Борок, 2012. Открытая конференция НОЦ «Ресурсы и качество вод суши: оценка, прогноз и управление» Москва, 2012. Научно-практическая конференция «Питьевая вода в XXI веке» Иркутск, 2013. VII Всероссийский гидрологический съезд. 19-21 ноября 2013г.

Публикации

Основные положения диссертации изложены в монографии «Эвтрофирование водохранилищ», двух учебных пособиях и 36 статьях в журналах, рекомендованных ВАКом.

Структура и объем диссертации

Диссертация состоит из введения, семи глав, выводов, списка использованной литературы из 213 наименований. Полный объем диссертации составляет 404 страницы, в том числе 130 рисунков, 47 таблиц.

Автор выражает благодарность всем коллегам, которые принимали участие в экспедиционных работах, сотрудникам и руководству лабораторий Мосводоканала и лично Эдельштейну К.К., Пуклакову В.В, Соколову Д.И., Ериной О.Н., Ершовой М.Г., Ефимовой Л.Е., Заславской М.Б.

ГЛАВА 1. ВОДОХОЗЯЙСТВЕННЫЕ СИСТЕМЫ – ИСТОЧНИКИ ЦЕНТРАЛИЗОВАННОГО ВОДОСНАБЖЕНИЯ

В настоящее время вопросы качества воды при эксплуатации крупных водохозяйственных систем источников водоснабжения крупных городов выдвигаются на первый план, поскольку качество исходной для станций водоподготовки воды определяет как технологический режим работы станции, так и качество конечного продукта – питьевой воды, подаваемой населению. Активное совершенствование технологий очистки природных вод на водопроводных станциях не приводит к изменению положения, при котором качество и стоимость подготовки питьевой воды находится в прямой зависимости от качества воды, формирующегося в водных объектах – источниках водоснабжения.

Разнообразие научных и практических проблем, связанных с качеством воды источников водоснабжения крупных городов чрезвычайно велико – от гидрологических и водохозяйственных до чисто геохимических и экологических [Болгов и др., 2005; Алексеевский и др., 2011]. Это связано, во-первых, с большим разнообразием водохозяйственных комплексов, использующихся для подачи воды на водопроводные станции, а, во-вторых, со сложностью теоретического описания процессов, происходящих в природных водах и определяющих трансформацию состава воды в водных объектах. Велико многообразие природных и техногенных факторов, определяющих гидрологический и биологический режим того или иного водоема. Индивидуальные особенности каждого водоема столь значительны, что решение вопросов управления качеством воды даже в однотипных водоемах, расположенных в сходных географических условиях могут быть неоднозначными.

Сложность и комплексность процессов формирования состава и качества вод, их высокая динамичность, неоднородность территории и природно-хозяйственных условий, взаимодействующих с

водохозяйственными системами, неполнота наших знаний об этих процессах и условиях, неопределенность самого понятия «качество воды», всегда вносит определенные элементы субъективизма в оценку состояния водных объектов и принятие административно-управленческих и научно-технических решений. К сожалению, именно недостаток информации о процессах формирования качества воды в водных объектах и функционирования водных экосистем в настоящее время - главное препятствие в разработке научно обоснованных правил управления качеством воды водохозяйственных систем водоснабжения.

В самом общем случае управление водной экосистемой предполагает реализацию комплекса мероприятий, направленных на поддержание или восстановление естественных условий функционирования экосистемы, при которых обеспечивается высокий уровень качества воды. Этот комплекс воздействий на водную экосистему может включать как планирование на отдаленную перспективу, так и реализацию оперативных мероприятий в целях компенсации спонтанно возникающих возмущений. В первом случае речь идет о разработке стратегии управления процессами в водоемах и водотоках, в которой определяется хозяйственно-экономическая политика использования водоема и его водосбора. Во втором – оперативно решаются задачи тактики управления, возникающие из-за ограниченных возможностей прогноза короткопериодных воздействий, таких как резкие изменения погодных условий, притока воды и веществ в водный объект, его аварийное загрязнение и т.д.

Стратегия управления качеством воды систем водоснабжения должна учитывать всю последовательную цепь поступления, миграции и трансформации веществ от входов в объекты системы водоснабжения до выходов, определяемых их целевым назначением. Практически на всех участках этой цепи действуют процессы и факторы, изменяющие в ту или иную сторону состав и качество воды, что и предопределяет принципиальную возможность управления ими. Совершенно очевидно, что

рассматривать проблемы формирования и трансформации качества воды в поверхностных источниках водоснабжения разрабатывать пути направленного управления экосистемами водоемов невозможно без четкого представления о сложных взаимосвязях между элементами экосистемы. Географические особенности водных объектов систем источников водоснабжения и природно-антропогенное воздействие на их состояние определило многоплановость методических подходов к изучению качества воды в них. В их основе лежит географо-гидрологический метод, который сыграл важнейшую позитивную роль в научной и практической гидрологии [Вендров, 1970, Алексеевский, 1998, Географо-гидрологические..., 2012].

Основные направления методических подходов к исследованию качества воды и решению задач управления качеством воды в источниках водоснабжения представляются нам следующими (рис.1.1)

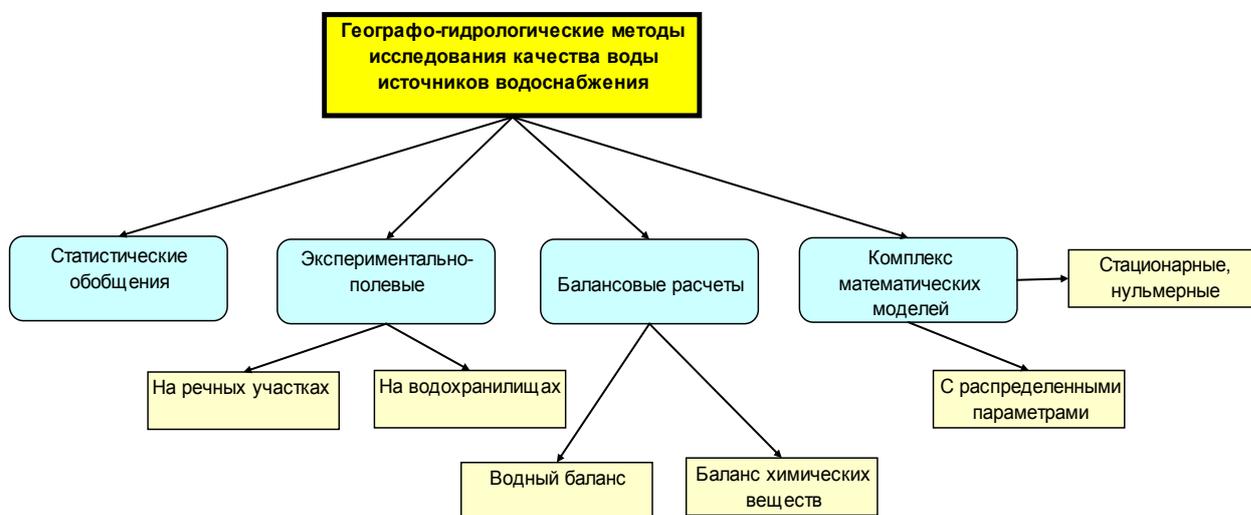


Рисунок 1.1 – Методы исследования качества воды источников водоснабжения.

Каждый из подходов имеет свое специфическое поле применения, где он наиболее эффективен, поскольку методы разных типов имеют свои достоинства и свои издержки применения. В сложных системах

водоснабжения может возникать целый спектр отдельных задач и решений для отдельных участков системы в зависимости от географо-гидрологических особенностей водных объектов.

1.1. Развитие городского водоснабжения в крупных городах

1.1.1. Типизация водных объектов – источников водоснабжения

В настоящее время во многих странах мира одним из самых актуальных стал вопрос об обеспечении населения крупных городов экологически чистой питьевой водой. В каждой стране вопрос о поисках и создании систем источников водоснабжения решается по-разному как на технологическом, так и на законодательном уровнях. Это обусловлено как чисто природными факторами, включающими в себя и наличие водных объектов и климатические условия, так и факторами, связанными с социально-экономическими особенностями той или иной страны – инфраструктурой водных коммуникаций, техническим и научным развитием отраслей, связанных с водопользованием и экологической защитой водных объектов.

Согласно данным Всемирной организации здравоохранения сегодня более 2 млрд. человек страдают от нехватки питьевой воды [Глобальная..., 2002, Данилов-Данильян, 2005, Данилов-Данильян, Лосев, 2006]. Пресная вода стремительно превращается в дефицитный природный ресурс [Шикломанов, Балонишникова, 2003]. За XX столетие ее потребление увеличилось в семь раз, тогда как население планеты возросло всего втрое. Десятилетие с 2005 года объявлено ООН десятилетием «Вода – для жизни».

Особенно остро стоит эта проблема для крупных городов-мегаполисов и урбанизированных комплексов. Города потребляют в 10 и более раз больше воды в расчете на 1 человека, чем сельские районы, а загрязнение водоемов достигает катастрофических размеров. Объемы сточных вод достигают 1 м^3 в сутки на одного человека. Поэтому многие крупные города

мира испытывают дефицит водных ресурсов, что вынуждает создавать сложные системы источников водоснабжения, охватывающие огромные территории [Данилов-Данильян, Лосев, 2006].

Во всем мире для целей водоснабжения используются природные источники воды: поверхностные – открытые водоёмы (реки, водохранилища, озёра, моря) и подземные (грунтовые и артезианские воды и родники). Для нужд населения наиболее пригодны подземные воды. Однако для снабжения водой крупных населённых пунктов подземных источников часто оказывается недостаточно, а получение из них значительного количества воды экономически невыгодно. Второй причиной ограничения водоснабжения крупных городов из подземных источников водоснабжения следует считать происходящее вследствие интенсивного отбора из них воды проседание земной поверхности. Можно привести некоторые известные примеры подобных ситуаций. В результате водоснабжения гигантского Мехико из подземных источников произошло оседание земной поверхности на 10,7 м за последние 70 лет [Разумов, Хасин, 1991]. В настоящее время вода в этот крупнейший в мире мегаполис, который находится на высоте 2400 метров над уровнем моря, вода для водоснабжения закачивается насосами из семи водохранилищ, входящих в гидросистему водоснабжения. В штате Калифорния (США) общая площадь оседания земной поверхности достигает 16 тыс. км². Здесь в долине Сан-Хоакин из 25 млн. га орошаемых земель примерно половина охвачена оседанием, вызванным интенсивной откачкой подземных вод. Оседание поверхности земли в отдельных частях этой долины, достигающее 8–9 м, приводит к серьезным нарушениям в работе различных коммуникаций – каналов водопроводов и, соответственно, значительно увеличивает расходы на эксплуатацию скважин. Понижение поверхности земли, которое составило в Сан-Франциско 14 м, вызвало наступление вод прилива на сушу, сооружения специальных дамб [Разумов, Хасин, 1991]. Вторжение морских вод и затопление значительных территорий, как следствие оседания земной поверхности при откачке

подземных вод отмечены во многих приморских городах - в Хьюстоне, Бангкоке, Джакарте, Таллине и других. Даже при слабой фильтрации водоносных горизонтов такие воронки на морских побережьях засоляются фильтрующейся морской водой. Таким образом, во избежание подобных последствий для получения необходимого объема подземных вод питьевого качества (для водообеспечения большого города – несколько миллионов куб. м в сутки) требуется использовать целую группу крупных месторождений на значительных площадях, удаленных от городской территории, чтобы возможно было организовать эффективную санитарную охрану водозаборных сооружений. Создание протяженных (десятки километров) магистральных водоводов большого сечения для перегона добываемой воды в город требует огромных капитальных и эксплуатационных затрат; немаловажными в таких случаях становятся и вопросы землеотвода под такие крупные линейные инженерные сооружения.

Поэтому для водоснабжения крупных городов, мегаполисов, урбанизированных комплексов и промышленных узлов часто используют преимущественно поверхностные источники пресной воды, изъятие необходимого количества воды из которых обеспечивается созданием специальных систем поверхностных источников водоснабжения.

Эти системы базируются на регулировании стока и непременно включают в качестве основных резервов пресной воды водохранилища [Bernhard, 1995]. По разным причинам водохранилища – источники водоснабжения могут быть удалены от станций водоподготовки на значительные расстояния, что приводит к необходимости создания специальных систем транспортировки воды. Таким образом, современные системы источников водоснабжения, ориентирующиеся на речные водные ресурсы, включают, по крайней мере, два основных элемента – объект регулирования речного стока и создания резервов воды и объект транспортировки воды от источника до станции водоподготовки.

Разнообразие существующих схем источников водоснабжения городов чрезвычайно велико и обусловлено, главным образом, географическими факторами, среди которых на первом месте, безусловно, водные ресурсы региона и особенности гидрографической сети вблизи объекта водоснабжения. Несмотря на это, вполне возможна типизация водных объектов этих систем. В самом общем случае эти объекты следует разделить на водоемы и водотоки. Водоемы представляются основными, базовыми объектами существующих и перспективных водных ресурсов систем водоснабжения, водотоки же играют роль транспортных артерий в системах источников водоснабжения. Общая схематизация поверхностных водных объектов – источников водоснабжения может быть представлена следующим образом (рис. 1.2)

В большинстве систем базовые объекты – это водохранилища, разнообразие которых в свою очередь также велико. В случае недостаточности ресурсов речного стока и необходимости существенного увеличения гарантированной отдачи для водоснабжения водохранилищами осуществляется многолетнее регулирование стока [Водохранилища..., 1986].

Водохранилища многолетнего регулирования. Эти водохранилища могут быть как одиночные, так и входить в систему водохранилищ. Типичным примером таких водохранилищ служат москворецкие водохранилища многолетнего регулирования (Можайское, Рузское, Озернинское и Истринское) в бассейне р. Москвы в системе водоснабжения г. Москвы. Такие водохранилища перераспределяют сток и увеличивают ресурсы основной реки за счет регулирования ее притоков. К этому же типу водохранилищ следует отнести подпруженные озера, нередко используемые в системах водоснабжения крупных городов.

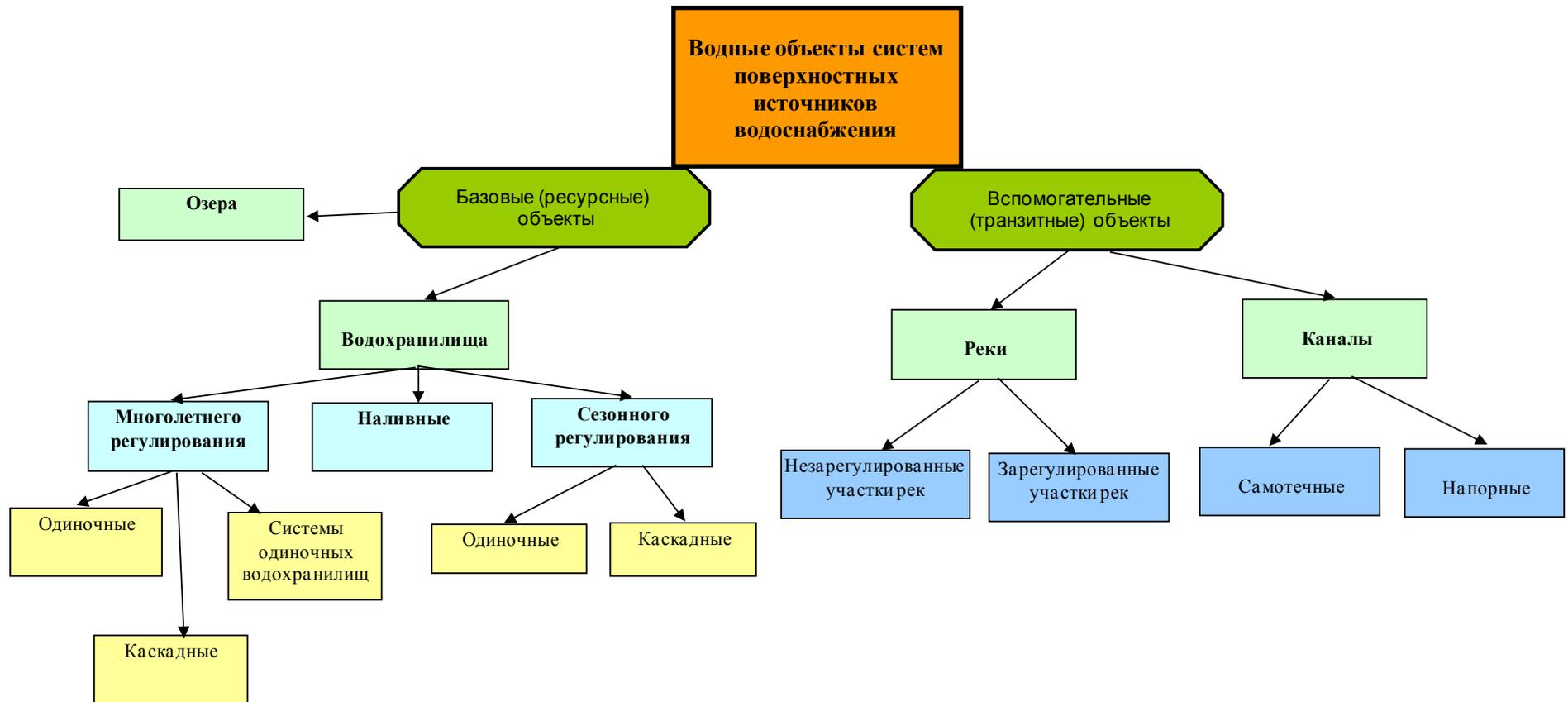


Рисунок 1.2 - Классификация водных объектов - поверхностных источников водоснабжения крупных городов

Водохранилища сезонного регулирования. Эти водохранилища также могут служить базовыми регуляторами стока и быть как одиночными, так и каскадными. Обычно это водохранилища на крупном речном источнике, водные ресурсы которого вполне достаточны для перераспределения стока только в сезонном аспекте. Ярким примером является Иваньковское водохранилище Волжского источника водоснабжения г. Москвы.

Наливные водохранилища. Это водохранилища, водные запасы которых определяются, главным образом, объемом перекачиваемой в них воды из других водных источников. Собственная площадь водосбора этих объектов мала и приток с нее составляет незначительную долю в приходной части их баланса. Как правило, это замыкающие звенья системы водоснабжения и особый статус этих объектов определяется их строгой санитарной охраной. В системе водоснабжения г. Москвы к таким водохранилищам относится Учинское в Волжской системе. Наливные водохранилища нередко создаются на трассах переброски стока, где являются промежуточными объектами в системе водоснабжения: водохранилища водораздельного бьефа канала им. Москвы, Верхнерузское водохранилище.

Из вспомогательных объектов выделяются участки рек как зарегулированные, так и незарегулированные, а также каналы, которые могут заполняться перекачкой воды насосными станциями, либо, используя естественный уклон местности, соединять водные объекты самотеком.

Участки рек. Удобными транспортными артериями для подачи воды к замыкающим звеньям системы в системах водоснабжения служат естественные участки рек. Как правило, зарегулированы верхние участки гидрографической сети. При этом соотношение площади водосбора водохранилищ на реке и ее притоках и реки в нижнем бьефе водохранилищ может быть различным. В Москворецкой системе водоснабжения г. Москвы р. Москва от нижнего бьефа Можайского гидроузла до Рублевского водохранилища представляет собой такой зарегулированный участок реки,

водные массы которой в значительной степени формируются в водохранилищах.

Незарегулированные участки рек – реки водосборов водохранилищ. Это могут быть крупные реки с большой площадью водосбора, например р. Волга как приток Иваньковского водохранилища на Волжском источнике водоснабжения или сравнительно незначительные водотоки (притоки москворецких водохранилищ на Москворецком источнике водоснабжения), но в любом случае их следует относить к объектам системы водоснабжения.

Каналы. Искусственные водные объекты – каналы – наиболее распространенный элемент систем водоснабжения при межбассейновых или внутрибассейновых перебросках стока. При необходимости пересекать водораздел вода по каналам перекачивается с помощью насосных станций, но при отсутствии водораздела на трассе подачи воды к водному объекту наиболее экономично создание самотечных каналов с небольшими регулируемыми сооружениями на них. Самотечным каналом вода подается из Учинского водохранилища на Восточную водопроводную станцию г. Москвы. В системе Москворецкого источника водоснабжения перекачкой через водораздел рр. Москвы и Вазузы вода транспортируется по каналам до Верхнерузского водохранилища, из которого по естественному руслу р. Руза пополняет Рузское водохранилище. К напорным относится и судоходный канал им. Москвы, пересекающий Дмитро-Клинскую гряду. На некоторых участках как напорных, так и безнапорных каналов могут быть установлены трубопроводы больших диаметров, а пересекающие каналы естественные водные объекты проходят через дюкеры над или под каналом. Так, относительно крупная подмосковная река Сестра не пересекает канал им. Москвы, а проходит под выемкой канала [Канал..., 1987]

Примеры, подтверждающие предложенную типизацию водных объектов, можно привести из самых различных систем водоснабжения, а не только московской. Но в обеих московских водохозяйственных системах источников водоснабжения представлен практически полный спектр

выделенных в нашей типизации водных объектов. Данная типизация имеет прямое отношение к формированию качества воды источников водоснабжения, поскольку процессы круговорота веществ и особенности функционирования экосистем перечисленных водных объектов существенно различаются.

Значительным разнообразием отличаются структуры систем источников водоснабжения, т.е. взаимное расположение выделенных выше элементов. Для качества воды у водозаборов водопроводных станций структура водохозяйственного комплекса имеет особое значение. При всем своем разнообразии этих структур можно выделить несколько типичных схем водохозяйственных комплексов в источниках водоснабжения.

Тип 1. Водохранилища в верховьях системы.

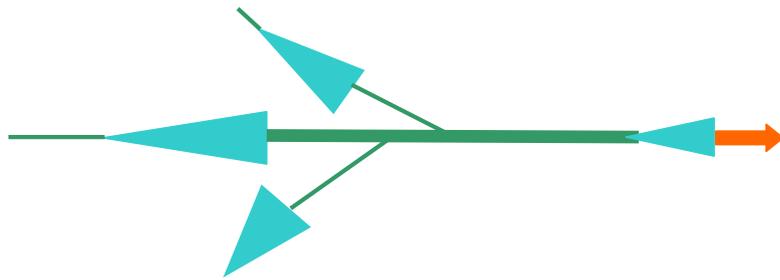
Эта структура предполагает создание водохранилищ многолетнего регулирования на небольших реках - притоках основной водной артерии, в том числе и в верховьях этой главной реки. В этом случае гарантированная отдача ресурсов водоисточника обеспечивается регулированием стока водохранилищами, но для качества воды в этом случае определенное значение имеет способ транспортировки воды до замыкающего створа. Транспортировка воды в системе при этом может осуществляться

– по естественному руслу реки, при котором не исключается влияние водосбора реки ниже водохранилищ как на количественные, так и на качественные характеристики стока.

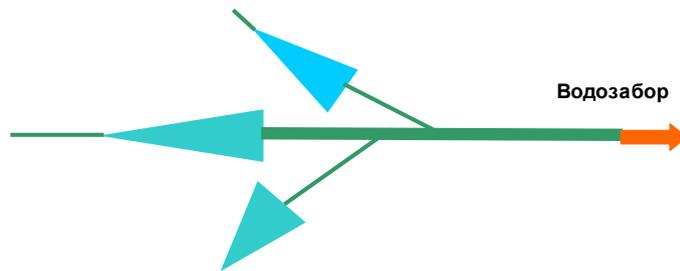
– по искусственному каналу с неизолированным или изолированным боковым водосбором.

Водозабор станции водоподготовки может быть расположен на небольшом нерегулирующем сток водохранилище (Тип 1-А) или непосредственно в реке или канале (Тип 1-Б). Схематично эта структура может быть представлена следующим образом (рис. 1.3).

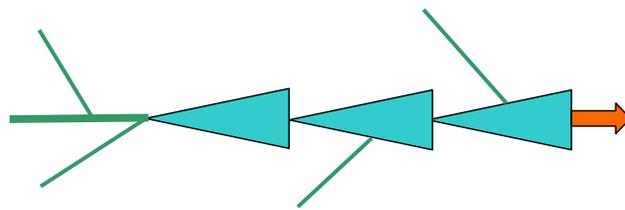
Тип 1-А.



Тип 1-Б.



Тип 2-А



Тип 2-Б

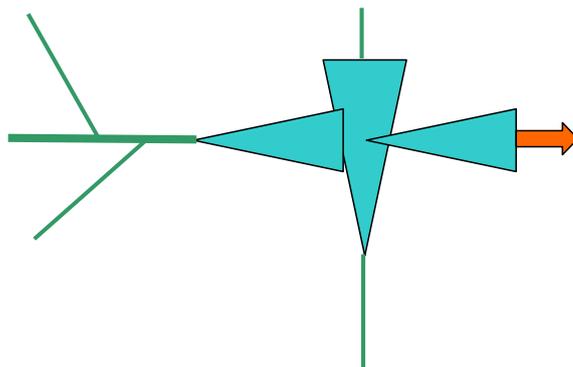


Рисунок 1.3 – Типизация схем регулирования речного стока в источниках водоснабжения.

Тип 2. Водозабор из базовых водохранилищ.

Эта структура предполагает забор воды непосредственно на водохранилище, одиночном или замыкающим каскад водохранилищ. Замыкающее водохранилище может быть как регулирующим сток, так и

наливным, специально создающимся для регулирования качества воды (Тип 2-А). Разновидность этого типа схемы связана с использованием ресурсов водохранилищ, находящихся на трассе переброски стока из одного бассейна в другой (Тип 2-Б). Рассмотренные типы схем водоснабжения могут совмещаться, т.е регулирование стока может осуществляться как в верховьях водоисточника, так и у водозаборов станций. Наконец, практически неограниченным источником водоснабжения города может служить очень крупное озеро. В этом случае озеро играет роль водохранилищ многолетнего регулирования стока и такая структура может быть отнесена к первому типу, если осуществляется транспортировка воды по искусственному или естественному тракту. Когда водозабор водопроводной станции расположен непосредственно на озере у городской черты, такая структура относится ко второму типу. Наиболее яркий пример такой системы – водоснабжение г. Санкт-Петербург, базовый источник воды для которого – Ладожское озеро.

1.1.2. Системы источников водоснабжения крупнейших городов мира

Разнообразие систем источников водоснабжения городов обусловлено, главным образом, географическими факторами, среди которых на первом месте, безусловно, водные ресурсы региона и особенности гидрографической сети вблизи объекта водоснабжения. Важное значение имеет также рельеф местности, определяющий расположение и соединение основных элементов системы. Потребность в питьевой воде города гораздо менее изменчива по сравнению с естественным стоком рек, поэтому при отсутствии крупной реки возникает необходимость в регулировании стока рек и создании водохранилищ. На малых реках водохранилища обычно осуществляют многолетнее регулирование стока. Удельный водосбор таких водохранилищ относительно невелик, что обуславливает сравнительно слабый их водообмен. Небольшие размеры водохранилищ на малых реках позволяют выбирать из всех возможных вариантов их размещения те, в которых для этих целей отводится территория, наименее заселенная и освоенная

промышленностью, что облегчает охрану водных объектов от антропогенного воздействия. Большинство систем водоснабжения крупных городов и урбанизированных комплексов базируется на регулировании стока и непременно включает в качестве основных резервов пресной воды водохранилища.

Основные характеристики систем водоснабжения некоторых крупнейших городов мира приведены в таблице 1.1

Таблица 1.1 - Характеристики систем водоснабжения некоторых городов мира [Клепов, 2011].

Город	Страна	Население города, млн чел	Кол-ство водохранилищ в системе водоснабжения	Суммарный объем, км ³	Доля водоснабжения из водохранилищ, %
Мадрид	Испания	4.5	7	2.2	97
Сидней	Австралия	3.3	12	2.7	100
Денвер	США	1.1	11	0.66	100
Мельбурн	Австралия	2.5	11	1.6	100
Токио	Япония	12.0	9	0.75	100
Сан-Паулу	Бразилия	15.0	9	3.90	100
Бомбей	Индия	8.0	6	1.23	100
Бразилиа	Бразилия	1.7	5	0.80	100
Пекин	КНР	14.9	7	3.5	89
Москва	Россия	10.5	16	2.26	99

Рассмотрим для примера системы водоснабжения некоторых крупных городов Соединенных Штатов Америки и Европы, представляющие заметное разнообразие как источников водоснабжения, так и систем водоснабжения [Измайлова, 1999; Перцик, 1999; Назаренко, 2000; Порядин, 2013].

Нью-Йорк. Современная система водоснабжения Нью-Йорка, являющаяся одной из крупнейших в мире обеспечивает водой более 10 миллионов его жителей. Она состоит из 19 водохранилищ и разветвленной

сети акведуков и подземных коммуникаций. Вдоль реки Кротон находятся 12 наливных и 3 регулирующих водохранилища. Еще одна система водохранилищ расположена в Касткильских горах в 60 км севернее Нью-Йорка и включает три водохранилища, которые удовлетворяют потребности города в питьевой воде на 40%. Самая крупная Делаверская система, введенная в строй в 1965 г., находится в 200 км от города, на границе со штатом Пенсильвания. В нее входят четыре водохранилища, крупнейшее из которых, Пекатон имеет объем 600 млн. кубических метров воды. Делаверская система, наиболее новая и совершенная в техническом отношении, обеспечивает водой половину населения города. Общий объем воды во всех водохранилищах достигает 2 кубических километров. Поскольку все они находятся на отметках, превышающих отметки верхних этажей большинства небоскребов, 97% всей воды достигает водопроводные станции самотеком.

Чикаго. Город с населением более 4 млн. жителей, на три четверти снабжается водой из практически неисчерпаемого источника - озера Мичиган. Станция водоподготовки «Чикаго — южная» — одна из самых мощных в мире: она дает 1 200 000 куб. м питьевой воды в сутки. В районе Чикаго забор озерной воды составляет порядка 20 км³/год. К середине 1960-х годов стало заметным ежегодное снижение уровня воды в Великих озерах, приносящее убыток до 60 млн. \$/год. Для того чтобы уравновесить водный баланс озерной системы, осуществлен проект переброски через оз. Нипигон и оз. Лонг-Лейк части стока р. Олбани объемом 5 км³/год из бассейна Гудзонова залива [Эдельштейн, 2005].

Бостон. В двухмиллионном (с пригородами) Бостоне используется природная вода из водохранилища Квэббин, образованного с помощью двух плотин (Винзор-Дам и Квэббин-Дайк) на реке Свифт. Водоохранилище Квэббин, с площадью бассейна всего 482 кв. км, имеет объем 1,5 кубических километра воды. Вода поступает в город по водоводам длиной 39 км.

Лос-Анжелес. Город имеет значительные проблемы с водоснабжением. Из-за резкого недостатка местных ресурсов Управление водоснабжения США решило подавать в город воду из реки Колорадо. Река зарегулирована водохранилищем многолетнего регулирования Паркер, из которого вода подается в Лос-Анжелес по водоводу длиной 500 км в количестве 4 миллионов куб. м в сутки.

Филадельфия. Один из крупнейших городов США — Филадельфия (более 2 миллионов жителей) снабжается водой из двух рек — Делавера и его правого притока Скулкилл, которые протекают через центр города Вильяма Пенна и сливаются к югу от него. Базовым для водоснабжения является водохранилище, образованного плотиной Виссахи-кон, строительство которой проводилось по проекту Вениамина Франклина еще в 1801 году. С развитием крупного урбанизированного комплекса в долине р. Делавер комиссия по водоснабжению организовала нечто вроде «водного кооператива», который объединил четыре штата, расположенные на берегах реки Делавер. Этот кооператив занимается строительством новых плотин и эксплуатацией водных ресурсов выше Филадельфии и гарантирует надежное централизованное водоснабжение 20 миллионов человек.

Париж. Для водоснабжения Парижа разработано несколько проектов использования поверхностных водных ресурсов. В первом проекте предусматривалось перекрытие плотинами верховьев двух небольших рек — Орн и Сарт — и образование искусственных водохранилищ, с подачей воды на станции по акведуку длиной 228 км. Проект Женевского озера предусматривает использование водных ресурсов этого озера. Количество воды в нем превышает 3 миллиарда кубических метров, средний сток из озера через Рону — порядка 100 куб. м³/с. Город Женева использует эту воду; показалось возможным использовать ее и для Парижа. Однако препятствием для этого проекта стало опасение за ухудшение качества воды озера при ее прохождении по водоводу длиной 500 км. Наконец, до сих пор рассматривается очень старый и неоднократно обсуждавшийся проект отбора

воды из аллювиальных отложений в долине Луары. Воду предполагалось откачивать из 200—300 колодцев между Невером и Гиен в 500 м от реки вдали от населенных пунктов при этом построить две плотины на Луаре (выше Со-дю-Перон и в долине реки Экс) для создания водохранилищ, суммарным объемом свыше 200 миллионов м³ воды [Bourbigot, Sibony, 1986].

Рурский район (Германия). Здесь расположена крупнейшая городская агломерация ФРГ, для водоснабжения которой используется 29 водохранилищ. Промышленность Рура 67% своих вод забирает из поверхностных источников.

Эти немногочисленные примеры демонстрируют необходимость регулирования стока даже в районах с относительно обильными водными ресурсами. В аридных же районах при развитии крупных городов острота проблемы надежных источников водоснабжения возрастает многократно.

1.1.3. Централизованное городское водоснабжение в Российской Федерации

В России широкое развитие отрасль водного хозяйства – водоснабжение промышленности и городов получила в процессе индустриализации, когда во всех концах страны возникали новые промышленные центры, комбинаты и заводы. Крупнейшими водопотребителями стали также тепловые электростанции.

В настоящее время доля подземных вод в водоснабжении городских поселений около 35-40%; для сельских населенных пунктов – около 85%. При этом, чем крупнее город, тем, как правило, меньше доля использования подземных вод: для крупных городов (более 100 тыс.) она составляет уже только около 29%, а в наиболее крупных городах (с населением более 250 тыс.чел) в половине случаев используются только поверхностные воды. Из 77 крупных российских городов 34 снабжаются водой из поверхностных источников водоснабжения, в том числе Москва, Санкт-Петербург, Нижний

Новгород, Пермь, Екатеринбург, Новосибирск, Владивосток, Омск, Ростов-на-Дону и др. (Порядин, 2013).

При проектировании системы водоснабжения определяется характер и тип водозаборных и водораспределительных сооружений, необходимость использования той или иной технологии очистки воды, а, следовательно, стоимость строительства и эксплуатации. Помимо того, что источник водоснабжения должен обеспечивать необходимое потребителям количество и качество воды, его эксплуатация не должна нарушать сложившуюся экологическую систему.

Для водоснабжения городов и промышленных комплексов в районах бедных водой возникла необходимость в водохозяйственных мероприятиях, которые смогли бы обеспечить практически полное использование всех ресурсов местного стока. Также как и во всем мире, эта задача решалась, как правило, путем создания более или менее крупных водохранилищ, осуществляющих сезонное и многолетнее регулирование стока и нередко объединенных в сложные и разветвленные системы. Из 2,2 тысяч водохранилищ России, которые за небольшим исключением все используются как источники водоснабжения, 297 водоемов (объемом свыше 1 млн. м³ каждое) создано специально с целью хозяйственно-питьевого водообеспечения населения, коммунального хозяйства и промышленных предприятий [Водно-ресурсный..., 2000]. Согласно гидроэкологической классификации [Эдельштейн, 1998] такие водоемы относятся к объектам повышенного качества воды.

подавляющее большинство водохранилищ возникло при затоплении участков долин небольших рек и, следовательно, относится к долинному типу. Более половины из них имеют акваторию менее 5 км², особенно густа сеть таких водохранилищ в промышленно развитых районах (таблица 1.2).

Таблица 1.2 – Распределение водохранилищ — источников водоснабжения по территории России

Округ	Количество (в том числе объемом более 10 млн.м ³)
Северо-Западный	21(21)
Центральный	29(22)
Поволжский	55(19)
Южный	14(11)
Уральский	98(47)
Сибирский	25(10)
Дальневосточный	35(11)

Наиболее разветвленными гидротехническими комплексами являются системы источников водоснабжения г. Екатеринбурга и г. Москвы, расположенных в относительно бедных водой районах [Вода России..., 2001]. Небольшим каскадом из Аргужинского и Шершневого водохранилищ обеспечивается водоснабжение г. Челябинска. Крупные водохранилища с перспективным резервом пресной воды обеспечивают города-миллионники: Казань (Куйбышевское водохранилище), Самара (Саратовское водохранилище), Волгоград (Волгоградское водохранилище), Пермь (Камское и Воткинское водохранилища). Водными ресурсами крупных рек, зарегулированных выше города, преимущественно обеспечивается водоснабжение Новосибирска, Уфы, Ростова-на-Дону. Большие полноводные реки обеспечивают достаточное количество пресных поверхностных вод для муниципального водоснабжения в городах Нижний Новгород (реки Ока и Волга), Омск (р. Иртыш), Санкт-Петербург (р. Нева).

Водохозяйственные системы, создающиеся на территориях с высокой плотностью населения, обладают важными особенностями, которые

оказывают значительное влияние на процессы формирования качества исходной для водопроводных станций воды. К ним относятся

– сочетание в едином комплексе различных типов водных объектов с разной интенсивностью антропогенного воздействия, как на водоемы, так и на их водосборы;

– воздействие на природные процессы формирования водного и химического стока техногенного режима водоподачи из объектов водохозяйственных систем на водопроводные станции;

– разновозрастность техногенных водных объектов.

Все эти особенности особенно ярко проявляются в системах водоснабжения г. Москвы, в связи с чем эти водохозяйственные системы необходимо рассмотреть подробнее.

1.2. Водохозяйственная система водоснабжения города Москвы

Москва с ближайшими пригородами является крупнейшим в стране водопотребителем. В последнем десятилетии число жителей в Московской городской агломерации составило примерно 11 млн. человек, в том числе 8.6 млн. москвичей [От истока..., 1999].

Исторически сложившаяся система водоснабжения Москвы на 99,6% использует поверхностные водные объекты – ресурсы рр. Москвы и Волги. Столь значительная доля поверхностных вод во многом определена историческим развитием системы водоснабжения, крайне медленным возобновлением дефицита подземных вод в г. Москве и ее окрестностях, что в настоящее время обуславливает появление целого ряда рисков, связанных преимущественно с качественным составом водных ресурсов, необходимых г. Москве и Московской области. В настоящее время регулирование стока источников водоснабжения обеспечивается сложным водохозяйственным комплексом, состоящим из поочередно создававшихся трех гидротехнических систем – Волжской, Москворецкой и Вазузской (часто

последние две объединяют в Москворецко-Вазузскую) [Рябышев, 1984]. В этом комплексе сетью рек, их участков, ставших русловыми трактами подачи воды к водозаборным сооружениям, и каналов объединены 15 водохранилищ с питающими их реками и озерами. Полезный объем водохранилищ – 2262 млн. куб. м, площадь водосбора – более 55 тыс. кв. км., а суммарная площадь акваторий входящих в него водохранилищ при НПУ равна 680 км² [Даценко, Эдельштейн, 1999].

Их суммарная гарантированная водоотдача обеспеченностью 97% (по числу бесперебойных лет) составляет 133 м³/с (82 и 51 м³/с соответственно по системам водоснабжения) [Водоохранилища..., 1985]. На сегодняшний день эта величина в 2,5–3 раза превышает объём воды, забираемой на хозяйственно-питьевые нужды в г. Москве. Проблемы острого дефицита водных ресурсов в ближайшее время не предвидится.

Водные ресурсы водохозяйственной системы источников водоснабжения помимо водоснабжения Московской городской агломерации, теплоэнергетики и промышленности используются для обводнительных попусков в р. Москву в р. Клязьму и их притоки, а также для выработки электроэнергии на небольших ГЭС при гидроузлах. Схема системы представлена на рис. 1.4.

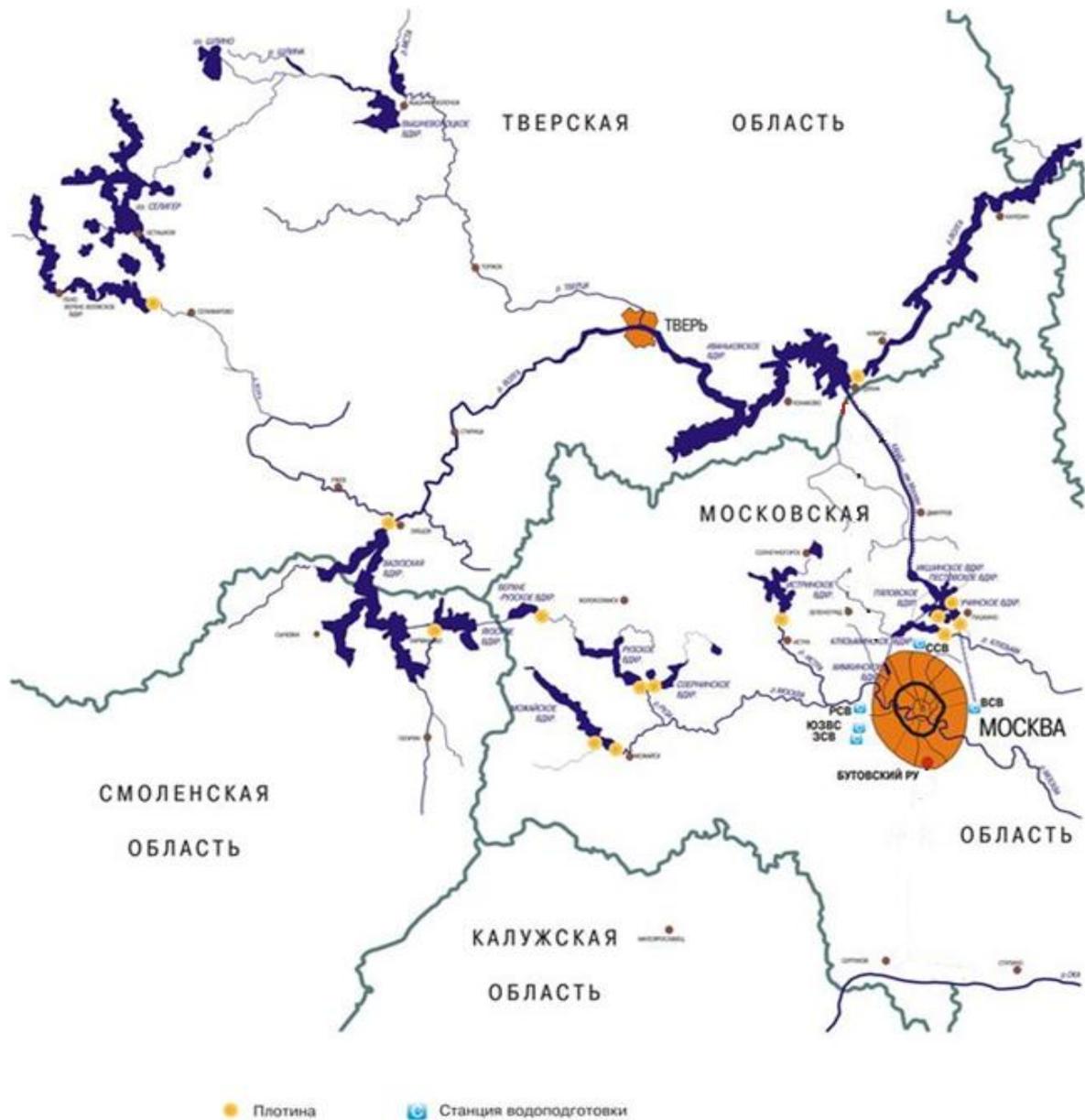


Рисунок 1.4 – Система водоснабжения г. Москвы

В конце 1970-х годов наблюдалась устойчивая тенденция роста водопотребления на 2–3 % в год. Однако за последние десять лет водопотребление Москвы сократилось на 26 % (по сравнению с 1995-м годом) [Хренов, 2006]. Динамика водопотребления города представлена на рис. 1.5

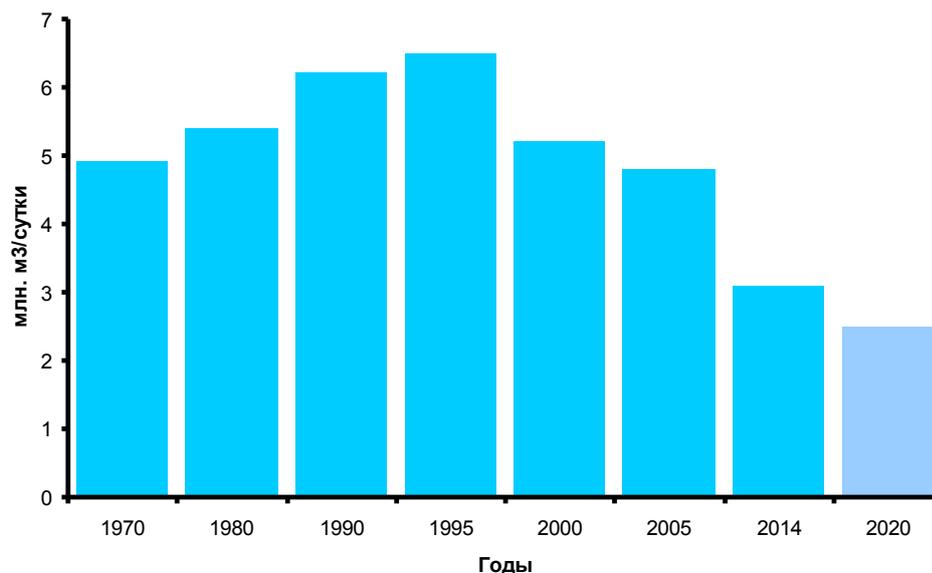


Рисунок 1.5 - Динамика водопотребления города Москвы с 1970 по 2014 год и прогноз до 2020 года [Хренов, 2006].

Состояние источников водоснабжения, их гидрологический режим и качество воды являются ключевыми факторами надёжности водоснабжения и определяют стратегию развития столицы и ее водоснабжения в ближайшем будущем [Храменков, 1999; Храменков, Подковыров, 1999].

В системе источников водоснабжения г. Москвы имеются два выделенных выше типа водохозяйственной структуры (тип 1-А и тип 2).

Тип 1-А характерен для Москворецкой системы водоснабжения. Забор воды на нужды водоснабжения в ней осуществляется непосредственно из р. Москвы, зарегулированной специально созданной для этих целей Рублёвской плотинной, находящейся на большом расстоянии от водохранилищ, регулирующих сток р. Москвы и ее притоков. В Волжском источнике водоснабжения в соответствии со строением системы по типу Б водозабор производится из водохранилищ водораздельного бьефа канала им. Москвы: Клязьминского и Учинского, заполняющихся в основном водой, поступающей по каналу из приплотинного бьефа Иваньковского водохранилища на Верхней Волге.

Волжский источник водоснабжения. История Волжского источника водоснабжения г. Москвы начинается с 1937 года, когда было введено в строй самое верхнее водохранилище Волжского каскада – Иваньковское (рис. 1.6). Это крупный водоем котловинно-долинного класса, имеющий сильно извилистую береговую линию из-за сложного строения своего ложа, т.к. Иваньковское водохранилище создано в пределах Верхневолжской низины – крупной задровой равнины, прорезанной долиной Волги. Узкая в верховьях водохранилища волжская долина ниже устья р. Сози имеет озеровидное расширение, поскольку здесь надпойменная волжская терраса сливается с заболоченной низменностью. В долине одного из крупнейших притоков водохранилища – р. Шоши – располагается озеровидный и мелководный Шошинский плес. Таким образом, это морфологически сложное водохранилище состоит из двух простых котловинно-долинных водоемов [Иваньковское..., 1978].

Гарантированная водоотдача Иваньковского водохранилища в канал с учетом безвозвратного отбора воды в верховьях Волги на водоснабжение составляет в год 97%-ной обеспеченности стока $79 \text{ м}^3/\text{с}$.

Основной компонент приходной части водного баланса водохранилища – поверхностный сток (97%). На долю р. Волга приходится 59% общего притока, р. Тверцы – 24% (из них около 8% – на попуски из Вышневолоцкого водохранилища, 11% – р. Шошу и притоки Шошинского плеса) [Гидрометеорологический..., 1975]. В расходной части баланса 80% приходится на сброс воды в нижний бьеф гидроузла и 18% – на водозабор в канал им. Москвы. Значительное превышение объема годового притока воды над объемом водохранилища определяет его высокую проточность, хотя годовой ход водообмена весьма неравномерен.

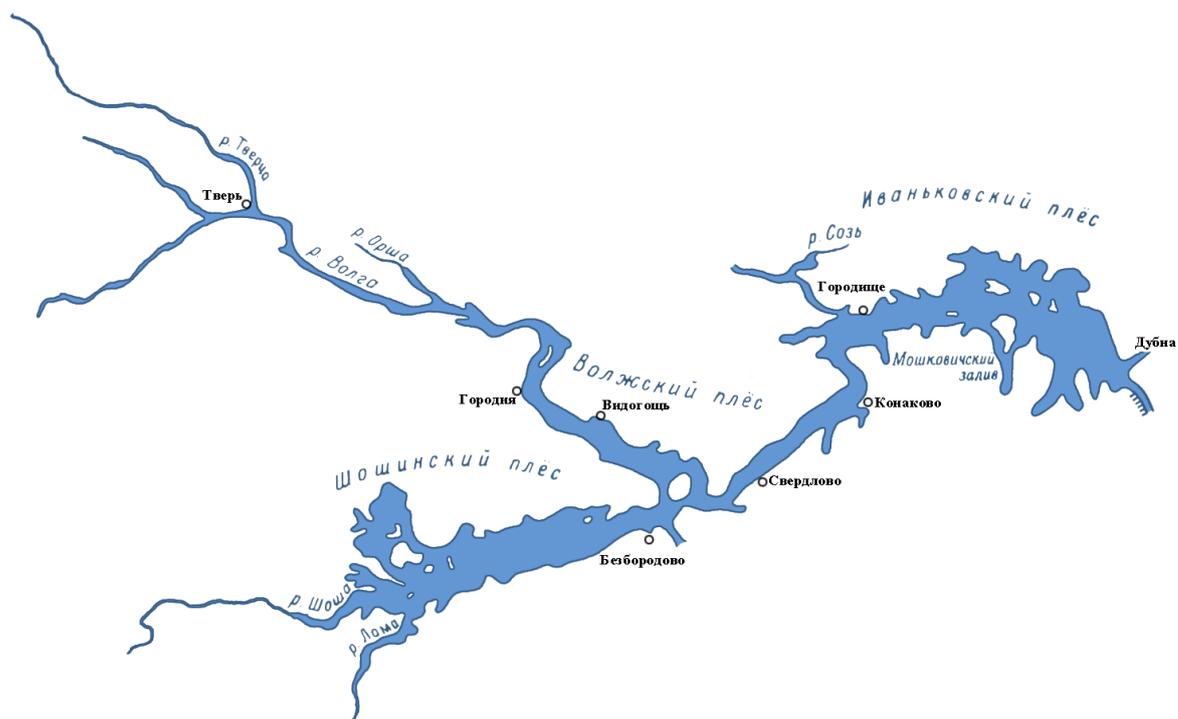


Рисунок 1.6 – Схема Иваньковского водохранилища

Наиболее интенсивен он во время весеннего половодья, в летне-осенний и большую часть зимнего периода коэффициент водообмена обычно невелик ($0,5-0,7$ месяц⁻¹), в феврале–марте он увеличивается до $1,0-1,6$ месяц⁻¹ за счет предвесенней сработки водохранилища.

Иваньковское водохранилище осуществляет сезонное регулирование стока и в навигационный период его уровень поддерживается вблизи НПУ, а зимой полезный объем водохранилища срабатывается и уровень понижается на 4-4.5 м. Коэффициент водообмена водохранилища значительно колеблется в зависимости от водности года.

Из приплотинного участка водохранилища начинается судоходный канал, названный в 1947 году каналом им. Москвы, вода в который подается насосной станцией. На судоходной трассе канала после 75-километрового относительно прямолинейного участка от шлюза №6 начинается водораздельный участок канала (рис. 1.7), огражденный плотинами: Икшинской с севера, Химкинской – с юга, Пестовской, Акуловской и

Пироговской – с востока. Таким образом, созданная цепь водохранилищ, объединенная соединительными каналами, создает единое водохранилище водораздельного бьефа, площадью 60.8 км² и объемом 348.7 млн. м³ [Канал..., 1987]. Гидрографические характеристики Иваньковского водохранилища и водохранилищ водораздельного бьефа приведены в таблице 1.3.

Учинское водохранилище, предназначенное только для водоснабжения столицы, создают Акуловская, Пестовская и Пяловская плотины. Из приплотинной Пироговской части Клязьминского водохранилища вода подается на Северную станцию водоподготовки. Клязьминское водохранилище соединяется с последним водоемом водораздельного бьефа – Химкинским водохранилищем 10-километровым участком канала, проходящим в самой глубокой (22,5 м) на канале выемке.

Спуск волжской воды из водораздельного бьефа в р. Москву происходит по 4-километровому участку канала, на котором имеется 2 шлюза (№ 7 и № 8), опускающих воду на 36 м, и по специальному отводному каналу, берущему начало у шлюза № 7 и подающему воду к Сходненской ГЭС.

Гидрологический режим долинных водохранилищ обычно полностью зависит от физико-географических свойств водосбора, морфологических особенностей водоема и воздействия на него гидротехнических мероприятий. Напротив режим водохранилищ водораздельного бьефа практически полностью определяется перекачкой по каналу волжской воды из Иваньковского водохранилищ, которая зависит от интенсивности потребления воды на нужды водоснабжения г. Москвы, судоходства и обводнение рек.

Таблица 1.3 – Гидрографические характеристики Иваньковского водохранилища и водохранилищ канала им.Москвы

Водохранилище	Площадь, км ²		Объем, млн.м ³		Глубина, м		Длина, км	Ширина, средняя, км	Водообмен, год ⁻¹
	Водосбора,	Водоёма,	При НПУ	полезный	Средняя	Наибольшая			
Иваньковское	41000	327	1120	813	3.4	19	120	2.7	6.8-18.6
Икшинское	52	4.86	15.0	8	2.9	8.0	5.6	0.9	153
Пестовское	188	11.60	54.6	20	4.7	14.0	6.1	1.9	43
Пяловское	180	6.27	18.0	9	4.0	12.2	6,0	1.0	92
Клязьминское	470	15.84	87.0	27	6.0	14.0	21.0	1.0	15.5
Химкинское	50	3.48	6.7	6	8.4	17.0	9.0	0.5	38
Учинское	40	19.34	146.0	50	7.0	19.0	8.0	2.8	4.7



Рисунок 1.7 – Водохранилища водораздельного бьефа канала им. Москвы

Главная гидродинамическая особенность водохранилищ водораздельного бьефа заключается в том, что почти во всех них, за исключением небольшого транзитного Икшинского, основной поток вод пересекает долины рек, послуживших ложем этих водохранилищ. Кроме того, в Пяловском и Пестовском водохранилищах имеются относительно обособленные заливы (Аксаковский и Тишковской). Таким образом, каждое из этих водохранилищ имеет свои отличительные черты, определяющие гидродинамические особенности перемещения вод в них:

– в Икшинском и Пестовском водохранилищах в верхней части долины приток обеспечивается перекачкой воды из канала им. Москвы;

– в Пестовском водохранилище потока раздваивается на питание канала и питание Учинского водохранилища;

– в Пяловском водохранилище основной приток (канал) пересекает долину в центральной ее части, при этом даже небольшой санитарный сброс воды через плотину отсутствует, а верхняя часть долины водохранилища питается водами небольшого притока – р. Учи;

– Учинское водохранилище относится к типу сложнодолинных водохранилищ, так как образовано затоплением двух смежных речных долин – Учинская заблокирована глухой плотиной, а вода поступает через водосброс в долине р. Вязь;

– в Учинском водохранилище забор воды производят как в центральном плесе, так и в приплотинном плесе Акуловского гидроузла;

– Клязьминское водохранилище, также как и Пяловское, пересекается основным потоком канала в центральной части, при этом длинный приплотинный участок водохранилища (называемый нередко Пироговским водохранилищем) обеспечивает водозабор на станцию водоподготовки и санитарный сброс воды через плотину в р. Клязьма.

Эти гидролого-морфометрические особенности водохранилищ водораздельного бьефа существенно усложняют гидродинамику вод, исследования которой практически отсутствуют (за исключением наиболее изученного Учинского) [Францев, 1972; Даценко, 1984].

В течение навигационного периода все водохранилища водораздельного бьефа сохраняют уровень близкий к НПУ и только после ледостава срабатываются на 2 м. Заполнение водохранилищ начинается во второй декаде марта путем подачи воды насосными станциями из Иваньковского водохранилища.

Москворецко-Вазузская система водоснабжения г. Москвы. В состав Москворецко-Вазузской водохозяйственной системы (рис. 1.8) в настоящее время входят четыре основных водохранилища: Можайское, Истринское, Озернинское, Рузское, два вспомогательных – Рублевское, созданное для

обеспечения подачи воды на Рублевскую и Западную станции водоподготовки, и Колочское, созданное для сбора стока с водосбора р. Колочь и предотвращения затопления территории государственного музея-заповедника «Бородинское поле», а также три резервных водохранилища: Вазузское, Яузское и Верхнерузское [От Истока..., 1999].

Перечисленные водохранилища являются водохранилищами среднего размера, имеющие характеристики (при НПУ), представленные в таблице 1.4 [Справочник..., 1988]. Все водохранилища Москворецкого источника водоснабжения – водоемы долинного типа, расположенные в верховьях гидрографической сети и выполняющие (исключая Рублевское) многолетнее глубокое внутригодовое регулирование р. Москвы и ее притоков – рек Истры, Рузы и Озерны. Поэтому им присущи большие и нерегулярные колебания уровня воды и проточности, которые обусловлены внутригодовой и межгодовой изменчивостью притока воды с их водосборов и режимом сбросов воды в нижний бьеф. По морфологии Можайское и Рузское водохранилища относятся к простым долинным водохранилищам с невысокой долей мелководий, не превышающей 17% всей площади акватории при НПУ. Озернинское и Истринское – морфологически сложные водохранилища с многочисленными крупными заливами, очень высокой извилистостью берегов и расчлененностью акватории на отдельные плесы. Доля мелководий в них достигает 27–30%.

Эти морфологические особенности водоемов сильно влияют на два важнейших фактора: динамику их водных масс и структуру водных биоценозов в экосистеме, которые во многом определяют особенности трансформации химического состава речных вод и формирования качества воды.

Таблица 1.4 – Гидрографические характеристики водохранилищ Москворецко-Вазузской системы

Водохранилище	Площадь, км ²		Объем, млн. м ³		Глубина, м		Длина, км	Ширина, средняя, км	Водообмен, год ⁻¹
	Водосбора,	Водоёма	При НПУ	полезный	Средняя	Наибольшая			
Можайское	1360	30.7	235	161	7.7	22.1	28.0	1.1	1.15
Рузское	1140	32.7	220	138	6.7	21.2	32.8	1.0	1.00
Озернинское	733	23.1	144	95	6.2	20.5	19.2	1.2	0.97
Истринское	1000	33.6	183	99	5.4.	23.5	22.2	1.5	1.26
Вазузское	6840	106	539	428	5.1	28	105	0.5	5.9-6.5
Яузское	440	51	290	130	5.7	21	25	2.0	0.8-1.4
Верхнерузское	325	9.4	22	21	2.5	9	22	0.4	2.5-19.4



Рисунок 1.8 – Водохранилища Москворецко-Вазузской системы водоснабжения

Режим расходов рек москворецкого бассейна, обеспечивающий наполнение водохранилищ, определяется в целом четко выраженным весенним половодьем, низкой летней меженью, прерываемой дождевыми паводками, и продолжительной зимней меженью. В меженный период сток с неконтролируемой водохранилищами площади водосбора, как правило, низкий, и определяющую роль в поддержании у водозаборов Западной и Рублевской водопроводных станций требуемых расходов воды 49–51 м³/с в этот период играют попуски из водохранилищ [Водохранилища..., 1975].

Водный баланс Москворецкой системы водоснабжения после подключения к ней резервных водохранилищ Вазузской гидротехнической системы до настоящего времени не оценивался. Средний многолетний объем переброски стока из бассейна р. Вазузы в бассейн р. Москвы за 20 лет эксплуатации составил 0,2 км³/год, максимальный – 0,45 км³/год. В структуре водного баланса основных водохранилищ системы приток воды с водосбора составляет около 92%, оставшуюся часть поступления воды дают осадки на водную поверхность – 7%. Аналогичное соотношение имеет место и в расходной части баланса между сбросом воды в нижний бьеф и испарением. Средний слой испарения с поверхности водоемов составляет 450–500 мм/год. Поскольку все водохранилища Москворецкой системы – водоемы многолетнего регулирования речного стока, они имеют невысокие значения коэффициентов водообмена (таблица 1.4).

Вазузская гидротехническая система (ВГТС) создана в 1977 году с целью пополнения водных ресурсов и увеличения гарантированной отдачи Москворецкой системы водоснабжения г. Москвы. В эту систему входит

- Вазузское водохранилище с Зубцовским гидроузлом на р. Вазузе в 5 км от места ее впадения в р. Волгу,
- Яузское водохранилище с Кармановским гидроузлом на р. Яузе – притоке р. Вазузы,
- Верхнерузское водохранилище в верховьях р. Рузы.

Из центрального района Гжатского плеса Вазузского водохранилища двумя насосными станциями по небольшому каналу вода подается в Яузское водохранилище. Еще одна насосная станция перекачивает воду из Яузского водохранилища в канал Яуза-Руза через водораздел рр. Волги и Москвы до верховьев р. Рузы в Верхнерузское водохранилище и далее в Москворецкую систему. Таким образом, Вазузская гидротехническая система вместе с Москворецкой обеспечивает у водозаборов Рублевского водохранилища гарантированный расход воды – $51 \text{ м}^3/\text{с}$ Расчетный объем переброски стока из ВГТС составляет 500 млн. м^3 в год, но наибольший был достигнут в маловодный 1996 год – 450 млн. м^3 .

Морфологически сложное долинное Вазузское водохранилище состоит из четырех сильно вытянутых узких плесов, образовавшихся в долине р. Вазузы и ее притоков – Осуги, Касни, Гжати. Яузское водохранилище также морфологически сложный водоем, состоящий из узкого Локнеского плеса и обширного мелководного центрального района [Основные положения..., 1981].

1.3. Основные факторы формирования и режима качества воды источников водоснабжения

В проектах схем регулирования стока и создания систем источников водоснабжения вопросам качества воды придается особое значение, во многих случаях определяющее выбор варианта проектной схемы.

Понятие «качество воды» рассматривается во всех странах, имеющих соответствующие нормативы применительно к конкретному виду водопользования. Под качеством воды понимается характеристика ее состава и свойств, определяющая ее пригодность для конкретных видов водопользования [ГОСТ 17.1.101-77], при этом критерии качества представляют собой признаки, по которым производится оценка качества воды. Качество воды – понятие многогранное, зависящее от большого

комплекса процессов и составляющих в их сложной взаимосвязи. В общем случае качество воды оценивается по комплексу показателей физических, органолептических, химических и биологических характеристик воды. При этом существуют различные подходы к набору этих показателей, выбору приоритетов и критериев общей комплексной оценки качества воды. Наиболее полно они рассмотрены в работе Алексеевского Н.И. [Алексеевский, 2009], который выделил следующие: геохимический, биологический, санитарно-гигиенический, водохозяйственный и гидрологический. Гидрологический автор справедливо считает объединяющим подходом, поскольку роль речного стока и гидрологического режима водных объектов не может быть проигнорирована в любом из представленных подходов. Каждый из них характеризуется определенной спецификой проблем и различными методологическими принципами их разрешения.

В практике водоснабжения доминирует санитарно-гигиенический подход к оценке качества воды, базирующийся на строгом выполнении государственных стандартов, обеспечивающих гигиеническую безопасность питьевой воды для населения. В Российской Федерации эти стандарты регламентируются СанПином, включающим перечень ПДК химических веществ и соединений, превышение которых в сети питьевой воды недопустимо. В исходной для станции водоподготовки воде поверхностных водных объектов эти ПДК служат ориентиром для общей оценки состояния водоисточников и реализации водоохраных мероприятий, направленных на сохранение и улучшение качества воды. Оправданность такого жесткого подхода к оценке качества воды в источниках водоснабжения не вызывает никаких сомнений, но наряду с этим система оценки состояния водных объектов по ПДК, служащая основой при планировании водоохраных мероприятий, часто подвергается справедливой критике.

Альтернативой оценке состояния качества воды водных объектов по комплексу нормируемых показателей (широко распространены оценки по

ИЗВ и УКИЗВ) выступает биологический подход, состоящий в необходимости оценки состояния экосистемы водного объекта. Все процессы, протекающие под воздействием звеньев биоты в экосистеме, формируют определенный поток энергии и вещества в водном объекте и качество воды, необходимое для существования экосистемы в заданном конкретном состоянии, которое зависит от распределения этих потоков в той или иной ситуации. В соответствии с этим подходом, качество воды является производной, прежде всего двух биологических процессов – продукции и деструкции органического вещества и может быть охарактеризовано направленностью и соотношением этих процессов.

Таким образом, современное понимание нормативов качества окружающей среды связывается также с обеспечением устойчивого функционирования естественных экологических систем и предотвращением их деградации. Качество воды в такой расширенной трактовке является главенствующим фактором абиотической среды, определяющим устойчивость развития и степень деградации отдельных компонентов экологической системы [Моисеенко, 2009].

Между этими подходами нет противоречия, скорее их следует считать дополняющими друг друга, поскольку при определении степени экологического неблагополучия водоемов оценивается два основных фактора:

- опасное для здоровья людей снижение качества питьевой воды и санитарно-эпидемиологического загрязнения водных объектов, регламентированное нормативами санитарно-гигиенического подхода,
- создание угрозы деградации или нарушения функций воспроизводства основных биотических компонентов естественных экологических систем водоемов (т.е. "общеекологический" фактор изменения природной среды).

В санитарно-гигиеническом аспекте приоритетными химическими показателями качества воды являются вещества, опасные для организма

человека. В биологическом подходе наибольшее внимание уделяется веществам, определяющим интенсивность и направленность биологических процессов, т.е. биогенным веществам, некоторые из которых до недавнего времени даже не нормировались в природных водах. Перечисленные в нормах качества воды и обнаруживаемые в воде химические вещества имеют либо природное (главным образом выщелачивание из почв и пород), либо антропогенное (сброс сточных вод) происхождение. При этом следует выделить так называемые «загрязняющие вещества» (ЗВ), под которыми понимается любое химическое вещество или соединение, находящееся в объектах окружающей природной среды, в частности в водных объектах, в количествах, превышающих фоновые значения и вызывающие тем самым загрязнение среды [Щеголькова, Венецианов, 2011].

При этом все ЗВ условно можно подразделить на специфические и неспецифические. Под специфическими понимаются вещества, не обнаруживаемые в естественных антропогенно ненарушенных водных экосистемах (в некоторой степени их можно отнести к веществам, называемым «ксенобиотиками», т.е. чуждыми живым организмам). В первую очередь это вещества, синтезированные химической промышленностью, количество которых очень велико и продолжает увеличиваться с развитием технологии химического синтеза. К специфическим относятся также вещества природного генезиса, попадание в воду которых возможно только при определенных условиях антропогенного вмешательства в окружающую среду, например нефтепродукты, фенолы и т.д. Схему такого условного разделения веществ можно представить в следующем виде (рис. 1.9).

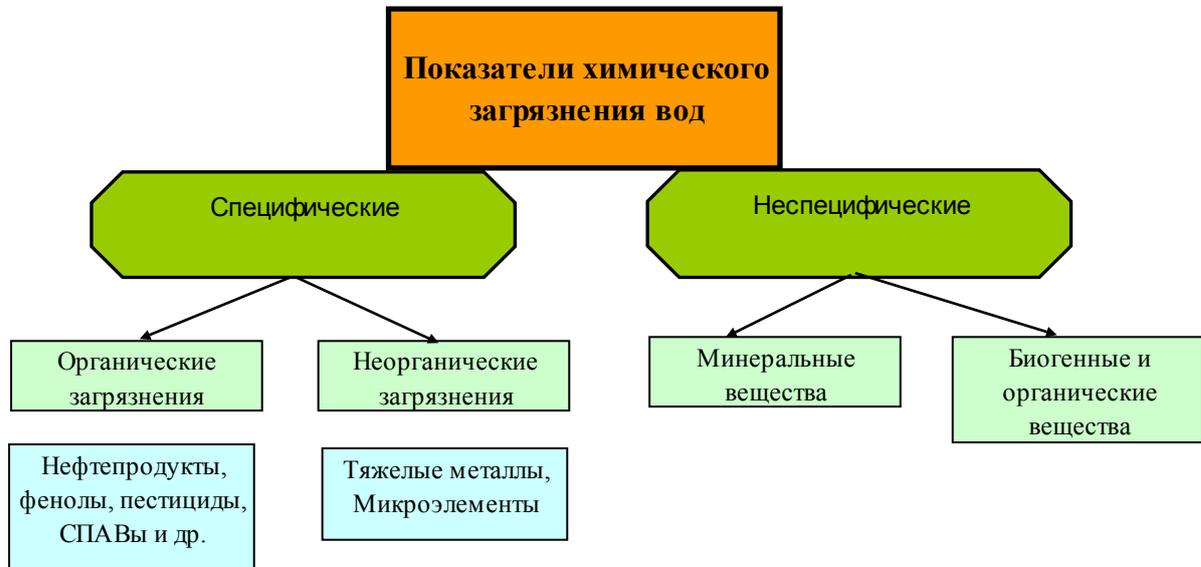


Рисунок 1.9 – Химические показатели загрязнения вод

Некоторые обнаруживаемые в воде водоемов и водотоков химические вещества, обычно рассматриваемые в качестве показателей антропогенного происхождения (к таким должны относиться все специфические вещества), могут иметь на самом деле природный генезис, например углеводороды или фенолы [Бикбулатов, 2009]. Однако, подобные примеры являются скорее исключением, подтверждающим правило. Неспецифические вещества имеют как природное, так и антропогенное происхождение, а соотношение этих составляющих формирования концентрации вещества в водном объекте определяется соотношением действующих факторов в конкретном водном объекте, в конкретную фазу гидрологического режима.

В самом общем случае факторы формирования качества воды источников водоснабжения могут быть классифицированы по характеру воздействия на водные объекты (рис. 1.10).

Как среди природных, так и среди антропогенных можно выделить факторы, определяющие фоновые концентрации химических веществ в водном объекте и уровень продукционных процессов в его экосистеме, и факторы, контролирующие закономерности внутригодовых и межгодовых колебаний качества [Даценко, Эдельштейн, 2010]. Первые – это постоянные

или медленно изменяющиеся ландшафтно-геоморфологические характеристики водосбора или водоема. Вторые относятся к характеризующимся короткопериодной изменчивостью гидрометеорологическим факторам, оказывающим воздействие как на внешние по отношению к водному объекту процессы, так и на процессы внутриводоемные (рис. 1.11).

Антропогенные факторы формирования качества воды – это разнообразные формы воздействия хозяйственной деятельности человека на водные объекты, главным образом – загрязнения природных водных объектов, перечень которых представлен в виде схемы на рис. 1.12.

Из этих видов антропогенного воздействия легко выделить постоянно действующие и, соответственно, хотя бы в какой-то мере предсказуемые (сток с сельскохозяйственных и селитебных территорий, атмосферные выпадения, регулярные сбросы сточных вод), периодически действующие (рекреация) и действующие спонтанно, непредсказуемо (аварийные разливы и утечки, нерегулярные сбросы сточных вод).

Следует выделить также управляемые источники (источники, массовый расход веществ которых может быть изменен с помощью управляемых технических средств) и неуправляемые (главным образом, естественные источники, которые по техническим или экономическим причинам не поддаются регулированию).



Рисунок 1.10 – Классификация факторов формирования качества воды в поверхностных источниках водоснабжения

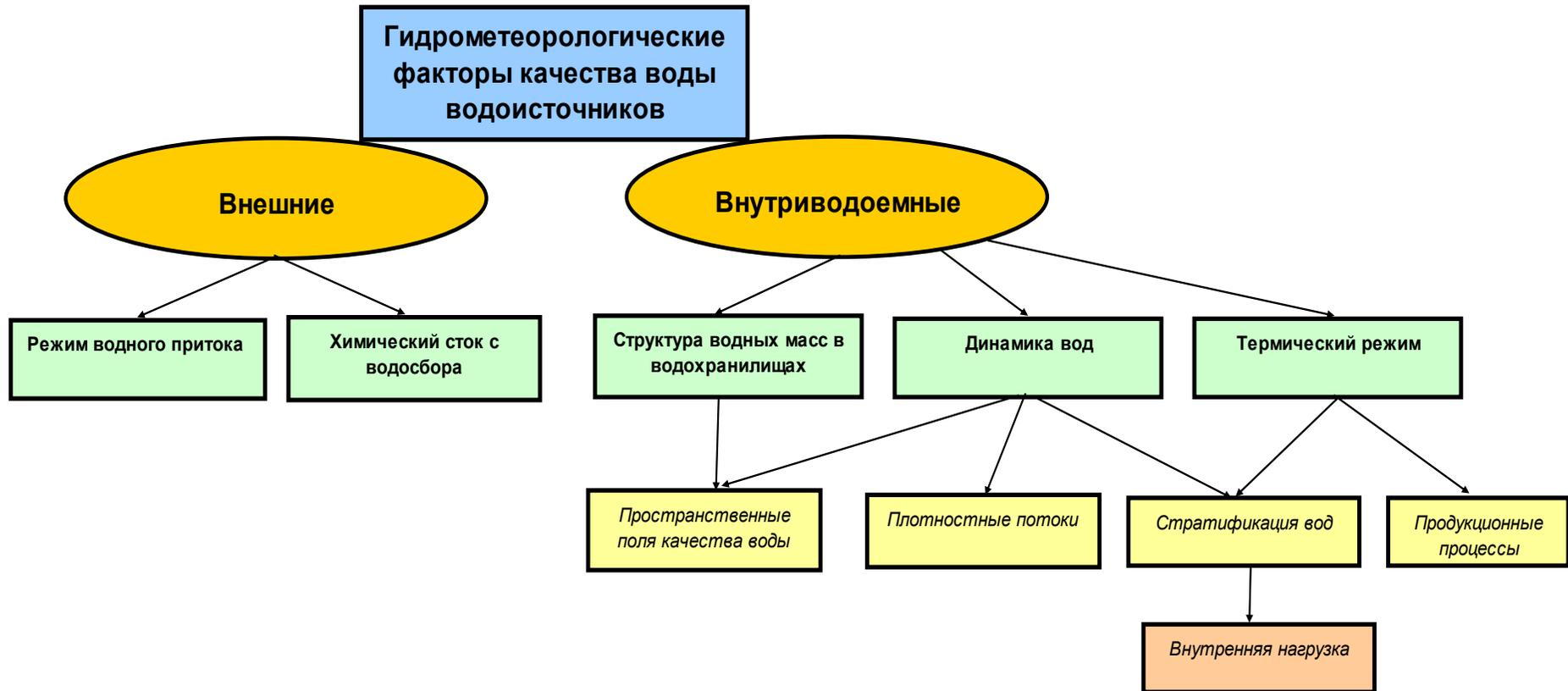


Рисунок 1.11 – Гидрометеорологические факторы формирования качества воды в поверхностных источниках водоснабжения.

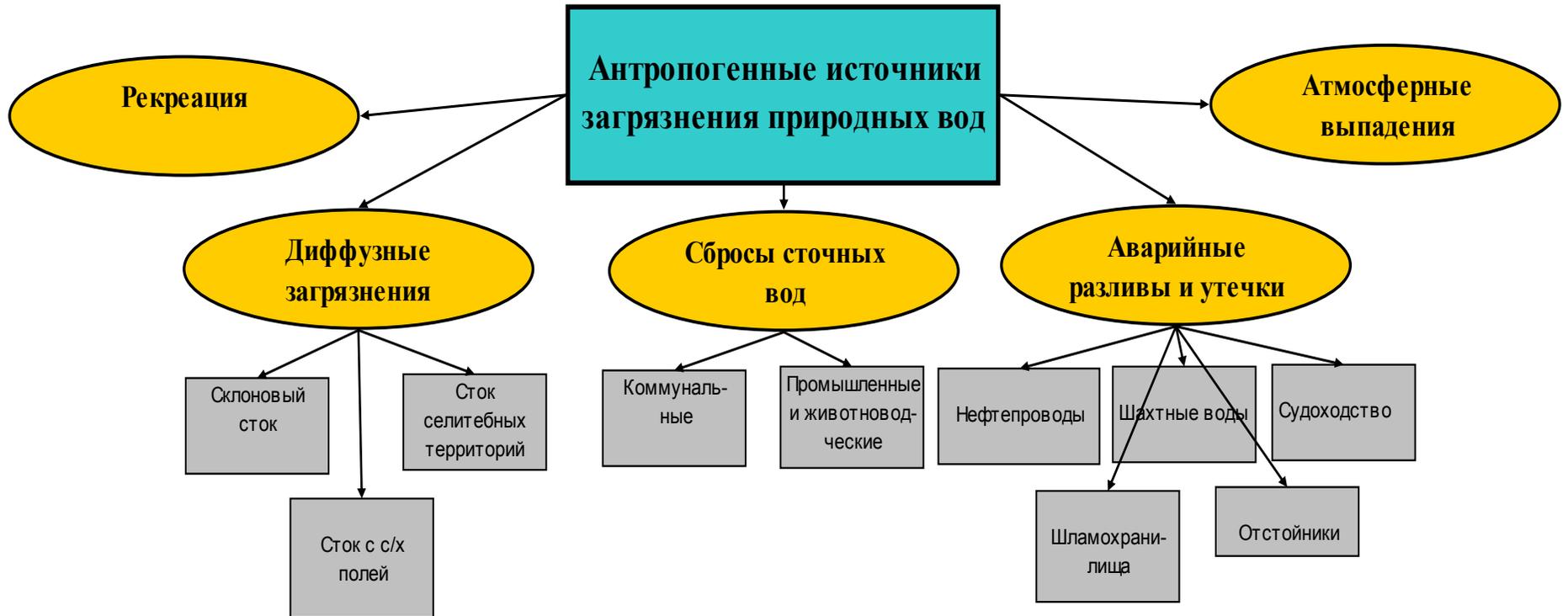


Рисунок 1.12 – Виды воздействия антропогенных факторов на водные объекты

Несмотря на многообразие внешнего воздействия на водоем и неполную изученность перечисленных факторов, их количественное описание не вызывает принципиальных трудностей. При полном учете факторов внешнего воздействия на водоем появляется возможность составления баланса химических веществ водного объекта, позволяющего количественно оценить величину внешней химической нагрузки водоема с водосбора.

В отличие от этого внешнего воздействия существует не менее важный комплекс факторов, влияющих на внутриводоемную трансформацию химического состава вод и биологических показателей качества вод. Хорошо известно, что учет особенностей круговорота вещества и энергии в экосистеме возможен только на основе детального изучения процессов, происходящих внутри самого объекта – внутриводоемных процессов – и формирующих в значительной степени качество воды водных объектов. Внутренние процессы формирования качества вод водных объектов состоят из превращений веществ, включающих их синтез и распад, сорбцию и десорбцию, седиментацию и взмучивание и т.д., которые происходят благодаря разнообразным особенностям внутреннего водообмена водоема [Никаноров, Трунов, 1999]. При любой сложности внутриводоемных процессов их всегда необходимо разделить на процессы, не изменяющие массу вещества, связанные с переносом, и перемешиванием веществ, приводящим к их локальному разбавлению или концентрированию, и процессы физико-химической, биохимической и биологической природы, определяющие изменение массы веществ в воде водоема [Даценко и др., 2014]. Задачи количественной оценки роли этих составляющих внутриводоемных процессов решаются обычно независимо, а при их объединении эти составляющие могут обладать различной детальностью описания. При этом важно отметить, что гидрологический и гидродинамический режим водного объекта не только оказывает доминирующее влияние на первую составляющую внутриводоемных

процессов, но играет существенную роль и их процессах превращения, косвенно влияя на скорости этих процессов.

Внутриводоемные процессы в значительной степени определяют не только формирование средних концентраций нормируемых показателей качества воды водоисточника, но и величину, и характер изменчивости этих концентраций, т. е. режим качества воды. Среди этих процессов в водоемах особое значение имеет величина внутренней нагрузки, под которой понимается поступление химических веществ в водную массу водоема из внутренних источников, в основном из донных отложений.

Рассмотренные факторы внутриводоемных процессов формирования качества воды могут быть классифицированы по влиянию на режим качества воды в соответствии со схемой, представленной на рис. 1.13. Интенсивность изменения режима концентраций, массы и формы существования химических веществ, а также особенности биотического круговорота в водохранилище, в общем случае, зависит от интенсивности процессов водообмена, как внешнего, так и связанного с ним внутреннего.

В свою очередь, интенсивность водообмена, которая определяется запроектированной при создании водохранилищ глубиной регулирования речного стока, может колебаться в зависимости от режима притока воды в водохранилище, интенсивности обмена с атмосферой и особенностей регулирования стока гидроузлом. При отсутствии надежных долгосрочных прогнозов погоды, регулирование стока гидроузлом представляется наиболее перспективным методом направленного регулирования качества воды в водохранилище.

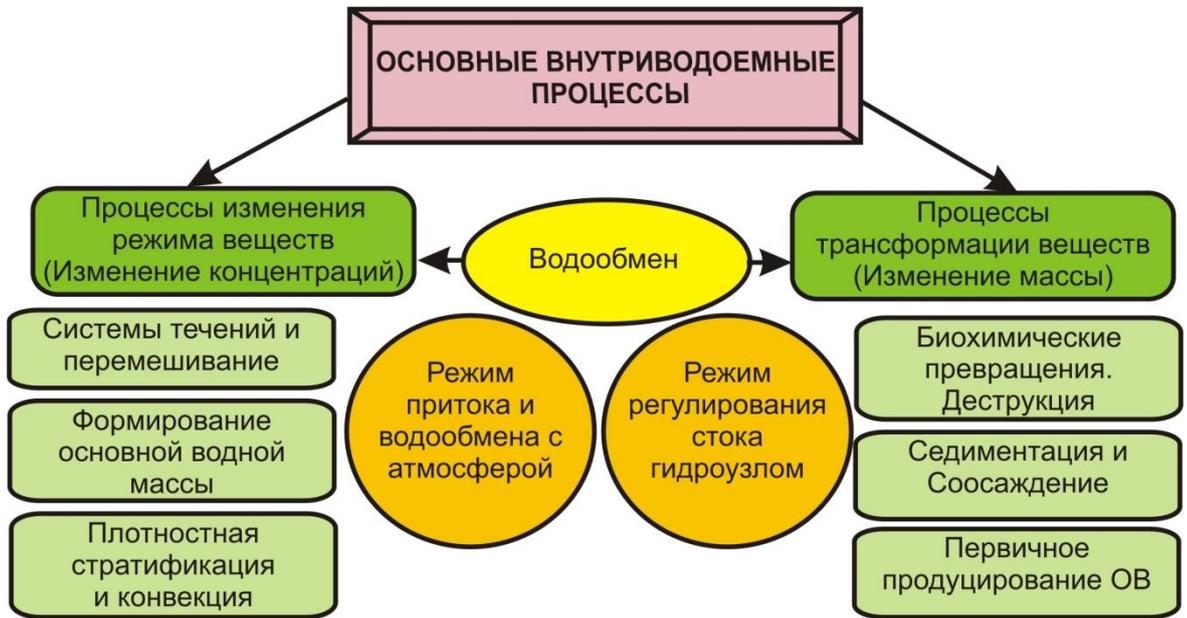


Рисунок 1.13 - Схема внутриводоемных процессов в водоемах

Таким образом, в изучении процессов формирования качества воды водоемов – источников водоснабжения чрезвычайно велика роль именно гидрологических процессов – главных факторов внутриводоемной трансформации химического состава воды, интенсивности и направленности биологических процессов в экосистеме.

К факторам, влияющим на внутриводоемные процессы постоянно с момента создания гидроузла, относятся морфометрические особенности водоема и режим регулирования стока гидроузлом.

Форма ложа водохранилища определяется особенностями строения речной долины и гидрографической сети в месте создания плотины гидроузла. Водоохранилище, создаваемое в месте слияния рек или впадения крупных притоков, имеет сложный, многолопастной вид и, соответственно, сложную гидрологическую структуру, состоящую из водных масс различных рек. Влияние морфометрических факторов на внутриводоемные процессы проявляется также через соотношение площадей мелководной и глубоководной зон, величину уклона затопленной речной долины, наличие и форму широких плесов. Морфометрические особенности затопленной

долины наряду с геологическими особенностями влияют на интенсивность действия такого фактора, как переработка берегов водохранилища, приводящая к поступлению в водоем дополнительного количества взвешенного материала. Режим регулирования водного стока гидроузлом оказывает существенное влияние на формирование структуры различных водных масс водохранилища и динамику вод приплотинного участка при разноуровневых сбросных отверстиях водосбросных сооружений гидроузла.

Однако наиболее существенное влияние на внутриводоемные процессы оказывает интенсивность водообмена водохранилища. Роль этого фактора проявляется не только в увеличении времени пребывания вещества в водохранилище и продолжительности действия процессов превращения веществ, но и в усилении вертикальной составляющей процессов внешнего водообмена по сравнению с горизонтальной. На фоне глубоких сезонных изменений водообмена синоптические условия определяют кратковременные изменения состояния водных масс, среди которых в глубоких водохранилищах наибольшее значение имеют процессы вертикального перемешивания, формирование и трансформация вертикального плотностного расслоения водной толщи. Из динамических процессов помимо вертикального перемешивания особого внимания заслуживают плотностные потоки, роль которых в формировании пространственных неоднородностей качества вод в водоемах с низкими величинами проточности очень велика.

ВЫВОДЫ ГЛАВЫ

1. Пространственная структура водохозяйственных систем источников водоснабжения крупных городов классифицируется по преобладающим типам гидрографических схем, главную роль в которых играют базовые элементы систем водоснабжения – водохранилища.

2. Системы водоснабжения г. Москвы представляют собой сложный комплекс различных типов водохозяйственных систем и принципиально различаются по источникам водоснабжения – Москворецкому и Волжскому.

3. В комплексе факторов, определяющих направленность процессов формирования и трансформации качества воды источников водоснабжения важнейшую роль, как при природном, так и антропогенном воздействии на водные объекты, играют гидрометеорологические факторы. Колебания качества воды источников водоснабжения зависят от интенсивности влияния гидрометеорологических факторов, как на внешние, так и на внутриводоемные процессы.

ГЛАВА 2. КАЧЕСТВО ВОДЫ В ТРАНЗИТНЫХ ВОДНЫХ ОБЪЕКТАХ – РЕКАХ И КАНАЛАХ

В системах московского водоснабжения имеется два типичных примера транзитных водных объектов. Первый относится к Москворецкой системе, соответствующей первому типу схематизации источников водоснабжения – участок реки Москвы ниже водохранилищ. Второй пример – это канал им. Москвы в Волжской системе, по которому производится перекачка вод Иваньковского водохранилища в систему водохранилищ водораздельного бьефа (второй тип схемы водоснабжения).

К транзитным участкам следует относить также незарегулированные участки рек – притоки водохранилищ. В Москворецкой системе – это многочисленные малые реки – притоки Можайского, Рузского, Озернинского и Истринского водохранилищ, в Волжской системе – это участок р. Волга от истока до Иваньковского водохранилища, с крупнейшим на этом участке притоком Волги – р. Тверца. Все эти участки играют различную роль в формировании качества воды у водозаборов водопроводных станций.

2.1. Трансформация качества воды в р. Москве ниже водохранилищ

Наиболее важную роль в формировании качества воды у водозаборов Рублевской и Западной водопроводных станций играет участок р. Москвы ниже плотин водохранилищ. Значение этого звена Москворецкой системы водоснабжения обусловлено наличием многочисленных источников загрязнения реки на этом участке густонаселенной Московской области при сравнительно небольшом времени добегания воды до водозаборов станций водоподготовки.

Река Москва на рассматриваемом участке протекает по густонаселенной, хорошо освоенной в хозяйственном отношении

территории. Большое количество населенных пунктов оказывает негативное влияние на качество воды в реке. В водоохраной зоне реки на участке от Можайского до Рублевского гидроузла расположено 86 населенных пунктов. Здесь сосредоточено большое число рекреационных объектов [Алексеевский и др., 2004]. Наиболее заметное влияние на качество поверхностных вод оказывают стоки с территорий многочисленных предприятий и, в особенности, с территорий животноводческих комплексов. Последние заметно увеличивают биогенную нагрузку на реку, в результате которой цветение воды реки фитопланктоном стало обычным явлением.

Рассматриваемый участок р. Москвы с пунктами мониторинга качества воды показан на схеме (рис. 2.1) [Жук и др., 2006]. На этом участке р.Москвы расположены города Можайск, Руза, Тучково, Звенигород, Павловская Слобода, Истра, многочисленные поселки и дачные участки, как непосредственно на реке, так и на ее притоках, крупнейшими из которых являются реки Искона, Руза и Истра. Эти участки реки можно рассматривать как потенциальные источники постоянно действующего загрязнения речного участка.

Исследование закономерностей трансформации качества воды и выявление источников загрязнения в этом транзитном участке может быть проведено различными методами. Многолетние закономерности обычно оценивают путем обобщения наблюдений в отдельных пунктах речного участка.

Объективную оценку изменения качества воды вдоль реки можно получить путем краткосрочного полевого эксперимента. В этом эксперименте пробы воды отбираются с лодки, перемещающейся по течению. При этом изменения качества воды в данной водной массе определяются влиянием боковых притоков и источников загрязнений на берегах рек.



Рисунок 2.1 - Схема участка р. Москвы от нижних бьефов гидроузлов до водозаборов водопроводных станций

Влияние притоков проявляется в изменениях качества воды в пробах, отобранных в реке до и после впадения притока.

Оценки возможного «растекания» водной массы для условий р. Москвы показывают, что продольная дисперсия не очень сильно влияет на растекание водной массы – 90% мгновенно поступившей массы вещества в реку ниже плотины Можайского гидроузла проходит по реке у г.Звенигорода в течение менее чем за 0.5 суток.

Такие экспериментальные наблюдения были организованы и проведены автором в марте и августе 2007 г., который относится к числу маловодных. Среднегодовой расход речного притока воды в водохранилища соответствует 90%-ной обеспеченности, а приток в половодье – даже 97%-ной. Низкий боковой приток к участку нижнего бьефа и минимальные сбросы воды из водохранилища в течение периода половодья и меженного периода характеризуют наихудшие условия разбавления загрязнений и, соответственно, наиболее сложные и неблагоприятные с точки зрения качества воды условия в нижнем бьефе водохранилищ. Водоохранилища не были заполнены до НПУ в период половодья, поэтому в меженный период сохранялись только минимальные гарантированные попуски в нижний бьеф.

Оценка местного стока (ниже водохранилищ) на основе анализа водного баланса участка реки затруднена отсутствием необходимой гидрологической информации. Неискаженный боковой приток характеризуют лишь материалы по стоку небольших рек Искона, Медвенка, Малая Истра. Однако, для этого участка реки успешно применяется математическое моделирование стока с применением методов районирования территории водосбора по однородности условий формирования стока [Жук и др., 1999, Алексеевский и др., 2011].

Гидрологические условия реки в период весеннего эксперимента (27-29 марта 2007г.) соответствовали моменту спада половодья при еще

относительно повышенных (по сравнению с меженными) расходах воды в малых реках – притоках р. Москвы.

В пробах воды анализировались мутность, цветность, фосфаты, нитриты, нитраты, солевой аммоний, перманганатная окисляемость, рН, железо, электропроводность, фосфор общий, бихроматная окисляемость, БПК пятисуточное, а в базовых пунктах – д. Марфин Брод, д. Шишиморова, п. Старая Руза, г. Звенигород, п. Петрово-Дальнее еще и общего углерода, органического азота, нефтепродуктов, фенолов, СПАВ анионоактивные, медь, цинк, кадмий, свинец, марганец.

Увеличение скорости перемещения водной массы по течению р. Москвы связано, главным образом, с увеличением расходов воды в реке за счет притоков при почти тех же размерах русла, что и в вышерасположенном участке реки. На спаде половодья притоки еще играют существенную роль в формировании водного стока верхней Москвы, в отличие от меженного периода, когда в воде реки преобладают воды, сброшенные из водохранилищ.

Вода, поступающая из Можайского водохранилища, составляет лишь третью часть от стока Москва-реки в створе г. Звенигорода. Можно отметить, что перед впадением р. Рузы расход москворецкой воды примерно равен расходу Рузы (в незарегулированном состоянии). Однако, в период эксперимента Рузский и Озернинский гидроузлы осуществляли только санитарные попуски, а сброс Можайского гидроузла составлял $7.5 \text{ м}^3/\text{с}$, что обусловило слабое влияние р.Рузы на р.Москву. На участке от р. Рузы до г.Звенигорода р. Москва не принимает сколько-нибудь крупных притоков. Средняя скорость перемещения водной массы от Можайского гидроузла до пос. Петрово-Дальнее (немного выше п.Ильинское) по экспериментальным оценкам оказалась равной 0.50 м/с . Время добегания на этом участке составило 72 часа.

Минерализация воды и электропроводность. Результаты измерений электропроводности воды приведены на рис. 2.2.

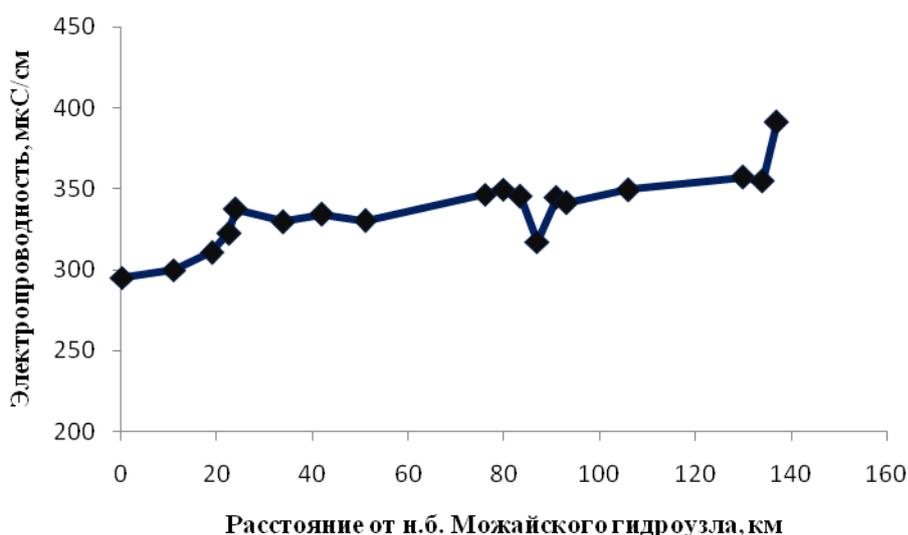


Рисунок 2.2 - Изменение электропроводности р. Москвы во время весеннего эксперимента

Минерализация воды реки по мере перемещения по русловому тракту относительно плавно нарастает. На отдельных участках проявляется опресняющее действие притоков, но оно очень мало. Некоторое увеличение минерализации наблюдается только после впадения полноводной р. Истры.

Изменение концентраций некоторых главных ионов по мере продвижения речных вод р. Москвы от нижних бьефов гидроузлов до Рублево представлено на рис. 2.3 и 2.4. Влияние сточных вод может проявиться только по содержанию хлоридов, природный фон которых самый низкий из всех анионов, а содержание в сточных водах обычно повышено по сравнению с другими анионами. Однако можно отметить лишь небольшой рост хлоридов после Можайска, но уже после Звенигорода хлориды не являются индикатором антропогенного влияния, т.к. почти не изменяется их концентрация.

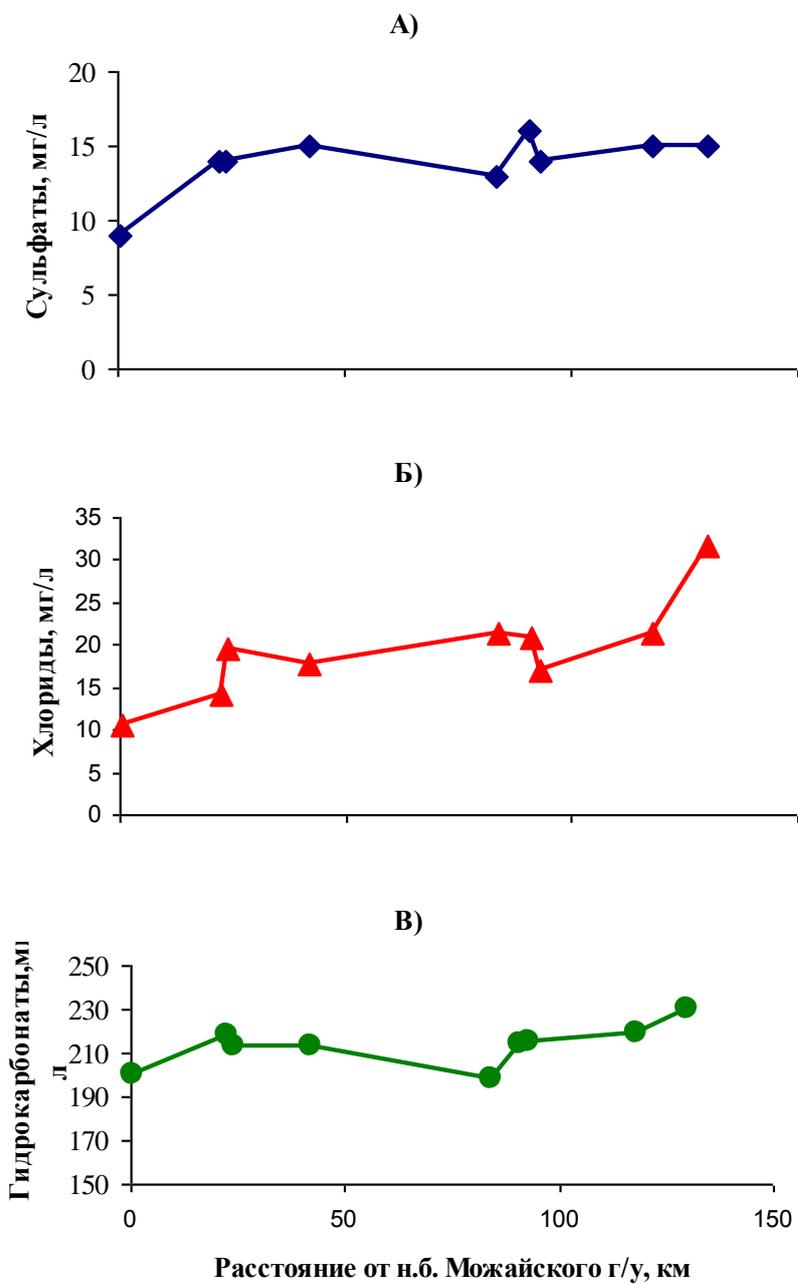


Рисунок 2.3 - Изменение концентраций анионов вдоль р. Москвы весной 2007г – А) сульфаты, Б) хлориды, В) гидрокарбонаты

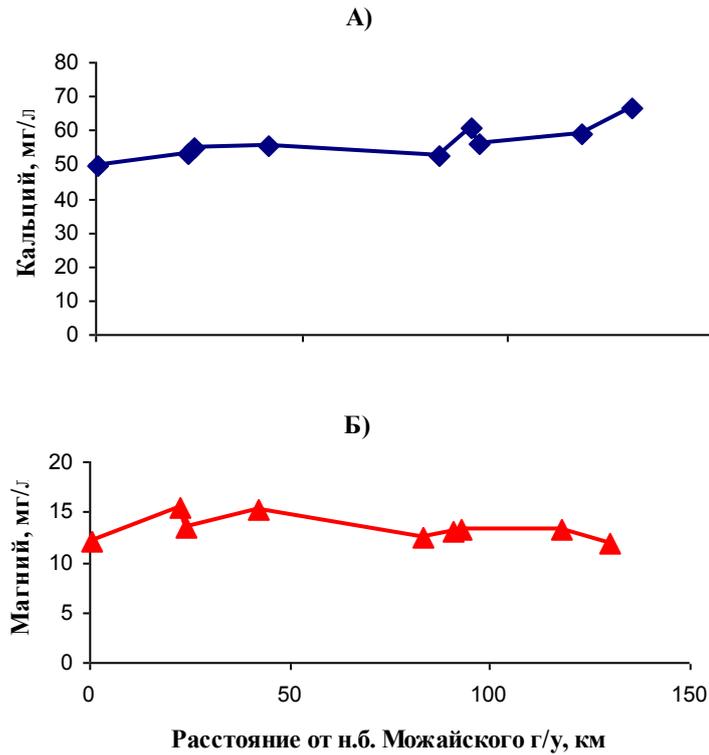


Рисунок 2.4 – Изменение концентраций катионов вдоль р. Москвы весной 2007г. – А) кальций, Б) магний

Увеличение концентрации хлоридов у Петрово-Дальнего также может быть связано с локальным загрязнением, но, скорее всего, обусловлено случайным отбором пробы в месте выхода грунтовых вод, что подтверждается ростом гидрокарбонатов и кальция в этом пункте. Притоки р. Москвы имеют солевой состав, как правило, незначительно отличающийся от состава вод основной реки, и поэтому их влияние малозаметно.

Изменение компонентов солевого состава воды притоков р. Москвы (в мг/л) показано в таблице 2.1.

Таблица 2.1 – Солевой состав вод притоков р.Москвы

Река	HCO ₃	SO ₄	Cl	Ca	Mg	Na	K	Минерализация	Эл-сть
Искона	217	15	20	55	14	5	1,6	327	322
Руза	210	14	18	57	12	7,3	2,2	321	330
Вяземка	198	24	48	62	14	21	4?1	370	454
Сетунь	146	15	32	43	10	15	3,4	264	323
Молодня	152	8	15	41	10	3,8	1,5	231	243
Истра	247	16	27	67	16	12,4	3,4	389	428

В малых реках – притоках р. Москвы в отличие от самой р. Москвы в анионном составе хлориды, как правило, превышают сульфаты, а натрий нередко имеет более высокие концентрации, чем магний. Это связано как с влиянием загрязнений при невысокой самоочищающей способности рек (для консервативных показателей, какими являются показатели солевого состава, эта способность полностью определяется условиями разбавления загрязнений, т.е. водностью реки), а также глубиной вреза русла и особенностями состава вод подземных горизонтов, дренируемых этими реками. При этом, чем меньше площадь водосбора реки, тем больше проявляется влияние грунтовых вод. Это проявляется в существовании связи между отношением хлоридов к сульфатам и площадью водосбора реки (рис. 2.5).

Из проведенного эксперимента следует, что при интенсивном (аварийном) антропогенном загрязнении малых рек – притоков р. Москвы показатель электропроводности можно использовать в качестве оперативного показателя антропогенного загрязнения.

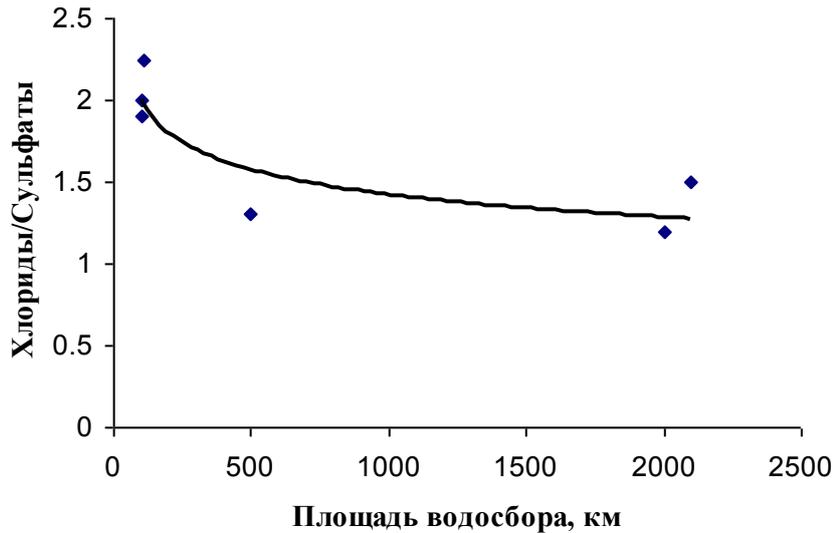


Рисунок 2.5 – Зависимость отношения содержания в воде хлоридов к сульфатам от площади водосбора реки

Мутность, биогенные и органические вещества. Колебания мутности воды р. Москвы (рис. 2.6) определяются условиями формирования стока в бассейне реки. В период обследования отчетливо проявилось нарастание мутности по длине реки, но в целом на спаде половодья величины мутности были невелики и максимальные значения не превышали 6 мг/л.

Содержание минеральных биогенных веществ в воде рек и водоемов можно рассматривать как один из наиболее эффективных показателей бытовых загрязнений природных вод, связанных как со сбросом сточных вод непосредственно в водотоки и водоемы, так и с поступлением загрязнений в виде диффузионных потоков с территории водосбора, в загрязнении которых наиболее заметную роль играют животноводческие комплексы. Фосфаты, аммонийный ион и нитриты являются показателями «свежего» органического загрязнения.



Рисунок 2.6 - Изменение мутности воды вдоль реки Москвы весной 2007г.

Распределение минеральных биогенных веществ вдоль р. Москвы по данным проведенного эксперимента представлено на рис. 2.7.

По всем контролируемым показателям происходит нарастание концентраций по длине реки, что связано с влиянием загрязнений в бассейне самой реки Москвы и ее притоков. На этих графиках можно выделить 3 участка реки, где происходит явное увеличение концентраций – ниже г. Можайска, ниже г. Звенигорода, ниже впадения р. Истра. Первые два участка связаны с влиянием сточных вод указанных городов, последний с влиянием полноводного, но загрязненного притока р. Москвы – р. Истра. Наиболее загрязненный приток р. Москвы – р.Вяземка, относительно чистые воды приносят Искона, Елица, Руза. Эти же участки выделяются при обобщении результатов многолетнего мониторинга качества воды, осуществляемого по сети станций (показанных на рис. 2.1) лабораториями Москводоканала (Алексеевский и др., 2004).

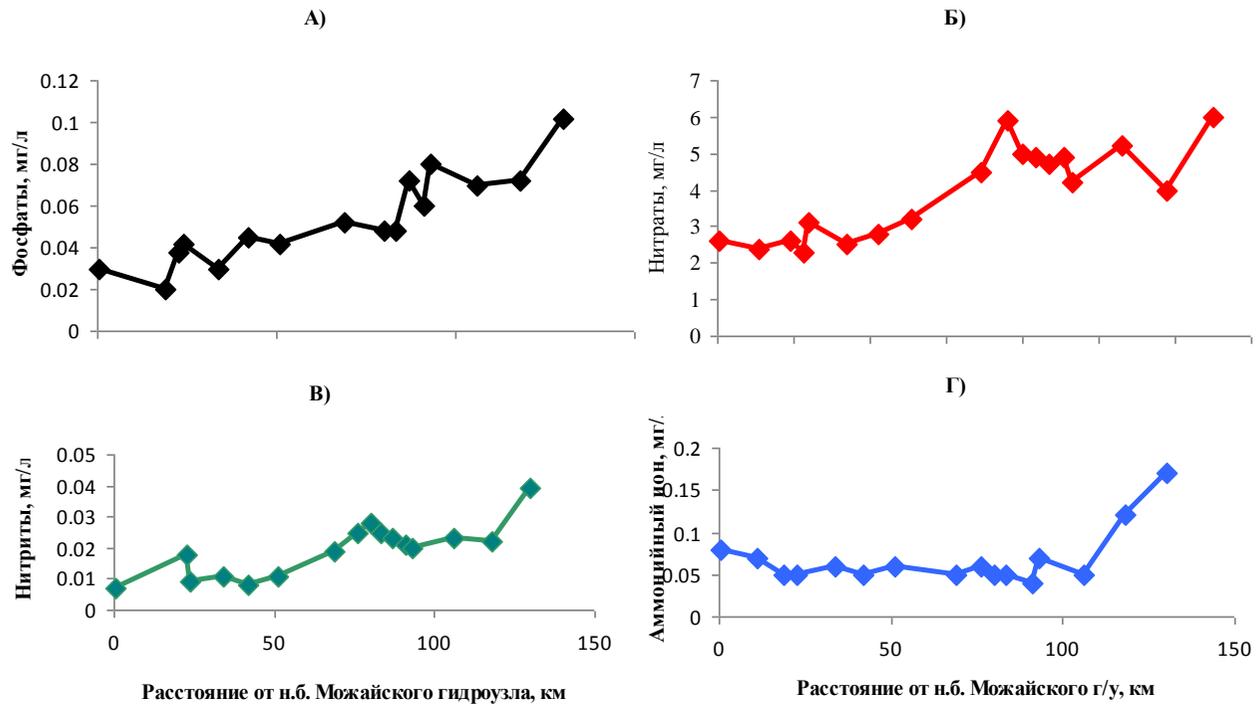


Рисунок 2.7 – Распределение концентраций биогенных веществ вдоль р.Москвы по данным эксперимента весной 2007г. А) фосфаты, Б) нитраты, В) нитриты, Г) аммонийный азот

При идентичности условий формирования водного стока в бассейнах притоков можно оценить вклад каждого притока в загрязнение р. Москвы по количеству выносимого притоком вещества, оценивая расходы воды рек по модулю стока. Оценка не проводилась для зарегулированных рек Руза и Истра, поскольку их вклад в формирование качества воды р. Москвы определяется попусками из Рузского и Истринского водохранилищ.

Сравнительная оценка роли малых притоков р. Москвы на рассматриваемом участке по наиболее эффективным биогенным веществам-показателям загрязнения фосфатам и аммонийному иону представлена на диаграммах (рис. 2.8)

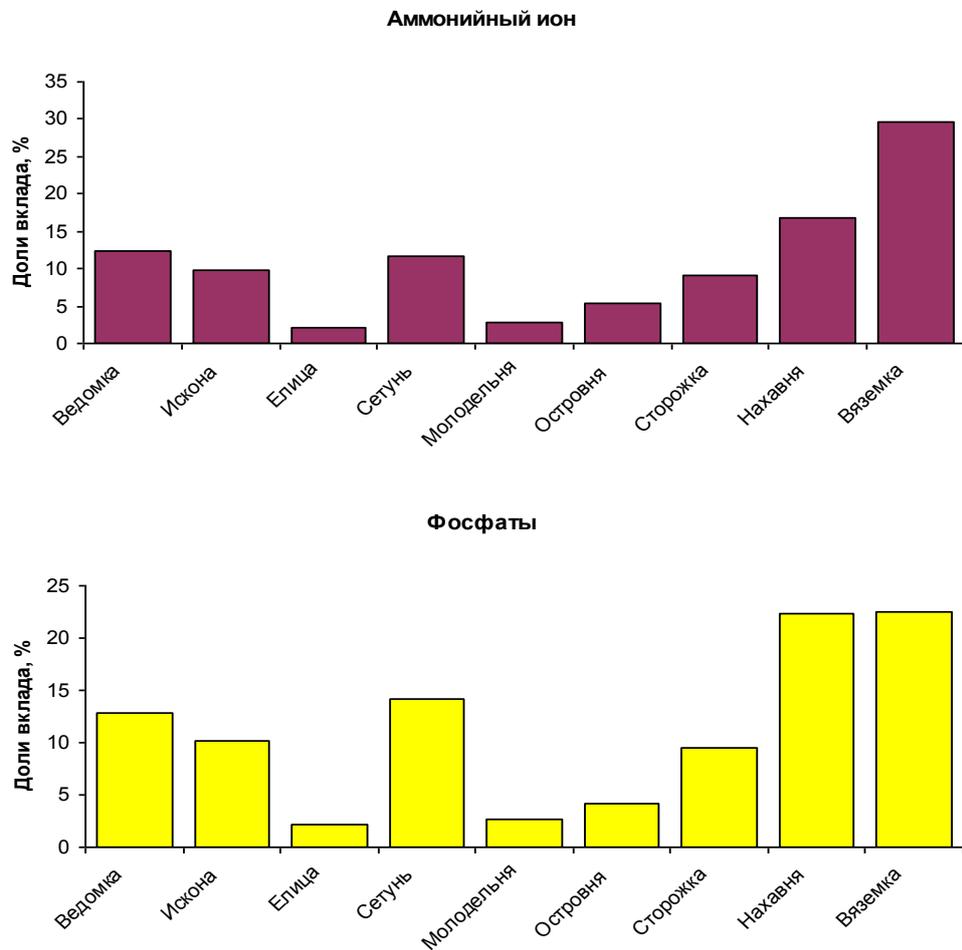


Рисунок 2.8 – Вклад (в процентах) отдельных притоков в загрязнение р. Москвы по аммонийному иону и фосфатам.

Как видно из приведенных оценок, наиболее весомый вклад в загрязнение реки Москвы биогенными веществами вносят реки Сетунь, Нахавня и Вяземка.

В августе 2007г. эксперимент с отбором проб в р. Москва с учетом времени добегания воды от нижнего бьефа Можайского водохранилища до Петрово-Дальнего соответствовал типичным меженным условиям в р.Москве.

Главным отличием в гидрологическом режиме в этот период было заметное преобладание в русле р. Москвы вод, сброшенных из водохранилищ. Из Можайского водохранилища в период эксперимента сбрасывалось около 15 м³/с. Расходы притоков и боковой приток в этот период были минимальны, т.к. эксперименту предшествовал длительный засушливый период.

Анализируемые в период августовского эксперимента показатели химического состава вод были разделены на три группы: токсические вещества и органические загрязнители; органические вещества по показателям ХПК, БПК; биогенные вещества.

Токсические вещества и органические загрязнения. К данной группе были отнесены два показателя – содержание в водных массах р. Москвы и ее притоков нефтепродуктов и фенолов. Практически во всех пробах, отобранных в ходе эксперимента, содержание данных загрязняющих веществ крайне незначительно. Концентрация нефтепродуктов повсеместно не превышает 0,05 мг/л, содержание фенолов лишь в двух пробах превышает 0,002 мг/л.

Показатели содержания органических веществ. Содержание органических веществ в р. Москве оценивалось по показателям ХПК и БПК (пятисуточное). Распределение этих показателей показано на рис. 2.9

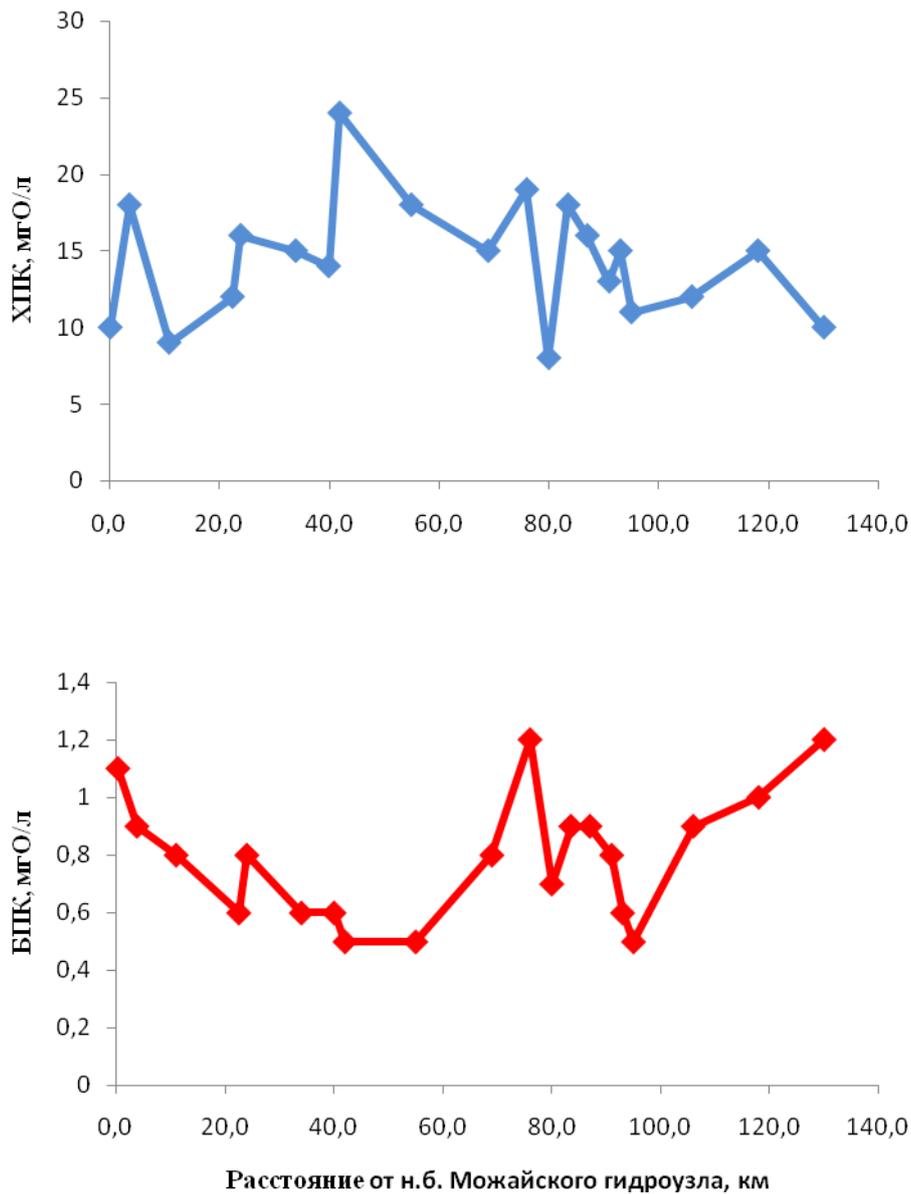


Рисунок 2.9 – Изменение значений ХПК и БПК в р. Москве (август 2007 г.)

Притоки р. Москвы на этом участке, как правило, отличаются повышенным содержанием органических веществ по сравнению с водной массой самой р. Москвы. На рис. 2.10 эти притоки сопоставлены по их вкладу в изменения ХПК и БПК основной водной массы с учетом их среднегодовых расходов воды. Наибольшее влияние на состав воды р. Москвы оказывают самые крупные притоки – реки Руза и Истра. Далее

следует третий по водности приток – р. Искона. Из мелких притоков отчетливо проявляется влияние р. Сетуни.

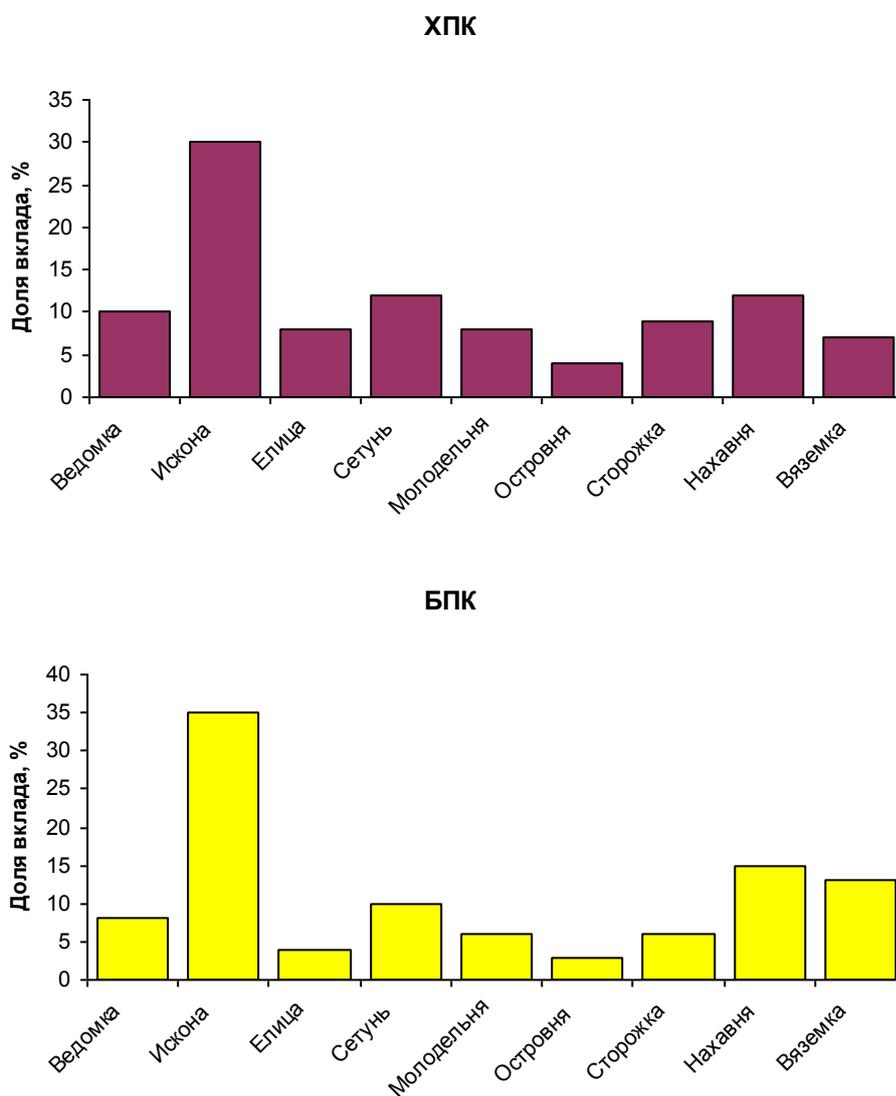


Рисунок 2.10 – Вклад притоков р. Москвы в изменения ХПК (а) и БПК₅ (б) ее водной массы

Изменения содержания биогенных веществ в р. Москве в меженный период 2007 года показано на рис. 2.11

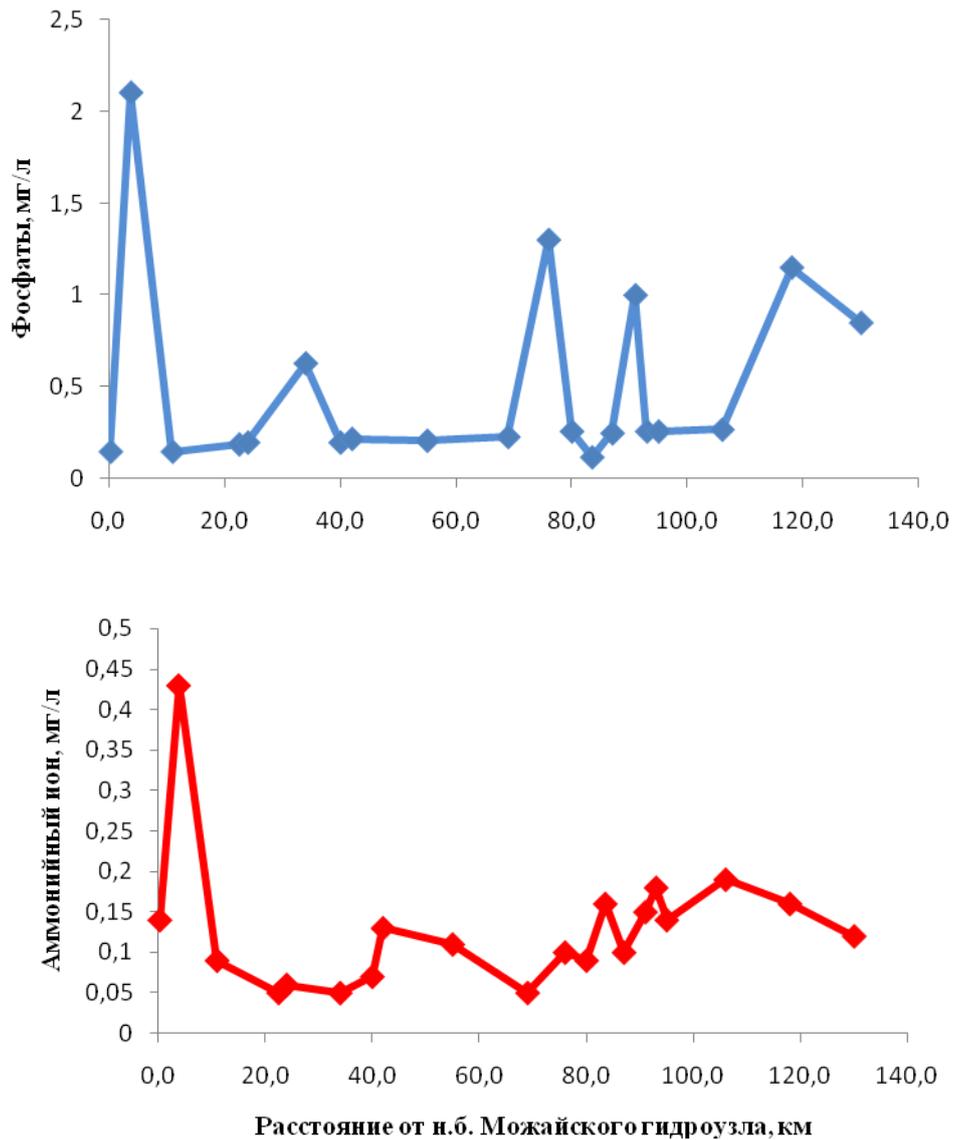


Рисунок 2.11 – Изменение содержания биогенных веществ в р. Москве (август 2007 г.)

В отличие от весеннего эксперимента значения показателей биогенных веществ изменяются вдоль р. Москвы с ярко выраженными всплесками концентраций в месте впадения притоков, в которых в этот период практически не происходит разбавления загрязненных вод. Практически по всем показателям содержание биогенных веществ (как и органических) в водах притоков заметно выше, чем в основной водной массе. Однако эти пики концентраций влияют на динамику биогенных веществ в самой р. Москве. Общий фон концентраций в реке постоянно растет по мере

приближения к створу водозаборов водопроводных станций и, также как и весной, нарастание концентраций связано с зонами загрязнений и устьями загрязненных притоков.

В меженный период изменяется вклад отдельных притоков в общую концентрацию в р. Москве (рис. 2.12.)

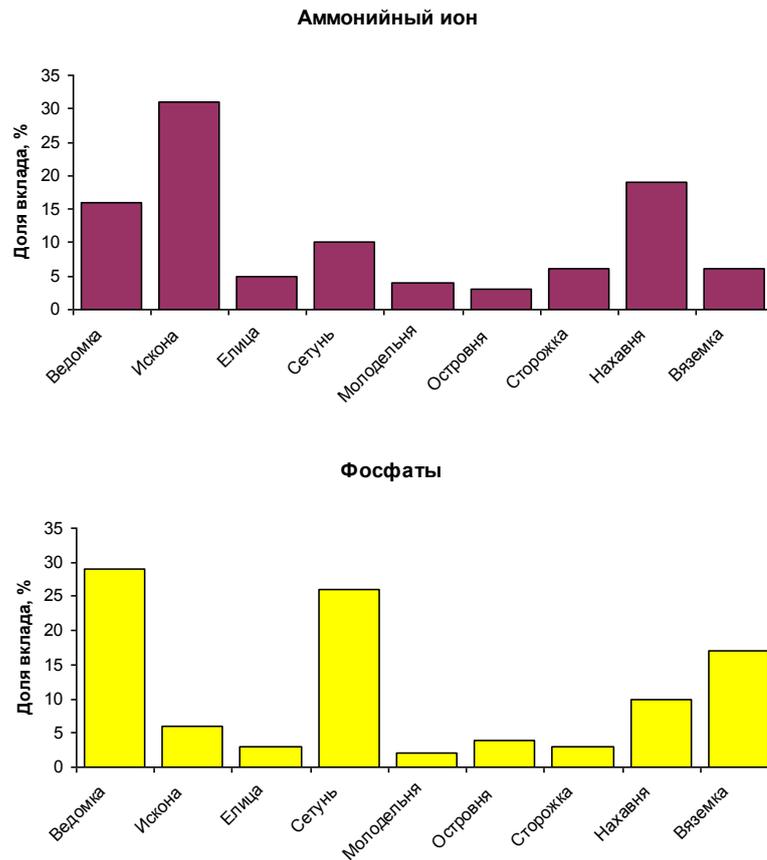


Рисунок 2.12 – Вклад притоков р. Москвы в изменение содержания в ее воде биогенных элементов.

По содержанию фосфатов роль небольших по водности притоков – р. Ведомки (принимающей сточные воды г. Можайска) и р. Сетунь резко возрастает и превышает приток фосфатов с более многоводной Исконой. Из малых рек наиболее чистые воды характерны для пр. Елица и Островня. Воды р. Молодельни отличаются повышенным содержанием органических веществ и железа, по остальным показателям могут быть отнесены к незагрязненным. Наиболее загрязненные биогенными веществами притоки

среди малых рек – Ведомка, Вяземка, Нахавня и Сетунь. Этот вывод (за исключением р. Ведомки) совпадает с результатами весеннего эксперимента. По органическому веществу наиболее заметен вклад самой многоводной и рассматриваемых рек – Исконы.

Таким образом, в результате проведенного эксперимента отчетливо выделяются три участка р. Москвы, где происходит заметное увеличение концентраций химических веществ, характеризующих качество воды Москворецкого источника водоснабжения – ниже г. Можайска, ниже г. Звенигорода, ниже впадения р. Истра. Первые два участка связаны с влиянием сточных вод городов, последний – обусловлен впадением р. Истры – наиболее полноводного и загрязненного притока р. Москвы.

2.2. Изменение качества воды в канале имени Москвы

В Волжской системе главный транзитный участок – 120- километровый канал им. Москвы, по которому производится перекачка волжских вод Ивановского водохранилища в водохранилища водораздельного бьефа. При этом осуществляется переброска стока через Клинско-Дмитровскую гряду. Разрез канала представлен на рис. 2.13.

Время пребывания воды в канале в среднем за многолетний период его эксплуатации составляет 8 суток, с колебаниями от 5 суток в периоды максимальной водоподачи и до 21 суток при минимуме подачи воды (в первые годы после Великой Отечественной войны) [Оценка ресурсов..., 1989].

Регулярные наблюдения за качеством воды в канале проводились в течение с 1957 по 2010-й с частотой 2 раза в месяц в пунктах первая паромная переправа (верхний участок канала), седьмая паромная переправа (средний участок канала – выше г. Дмитров) и шлюз №6 (в месте перехода канала в Икшинское водохранилище).

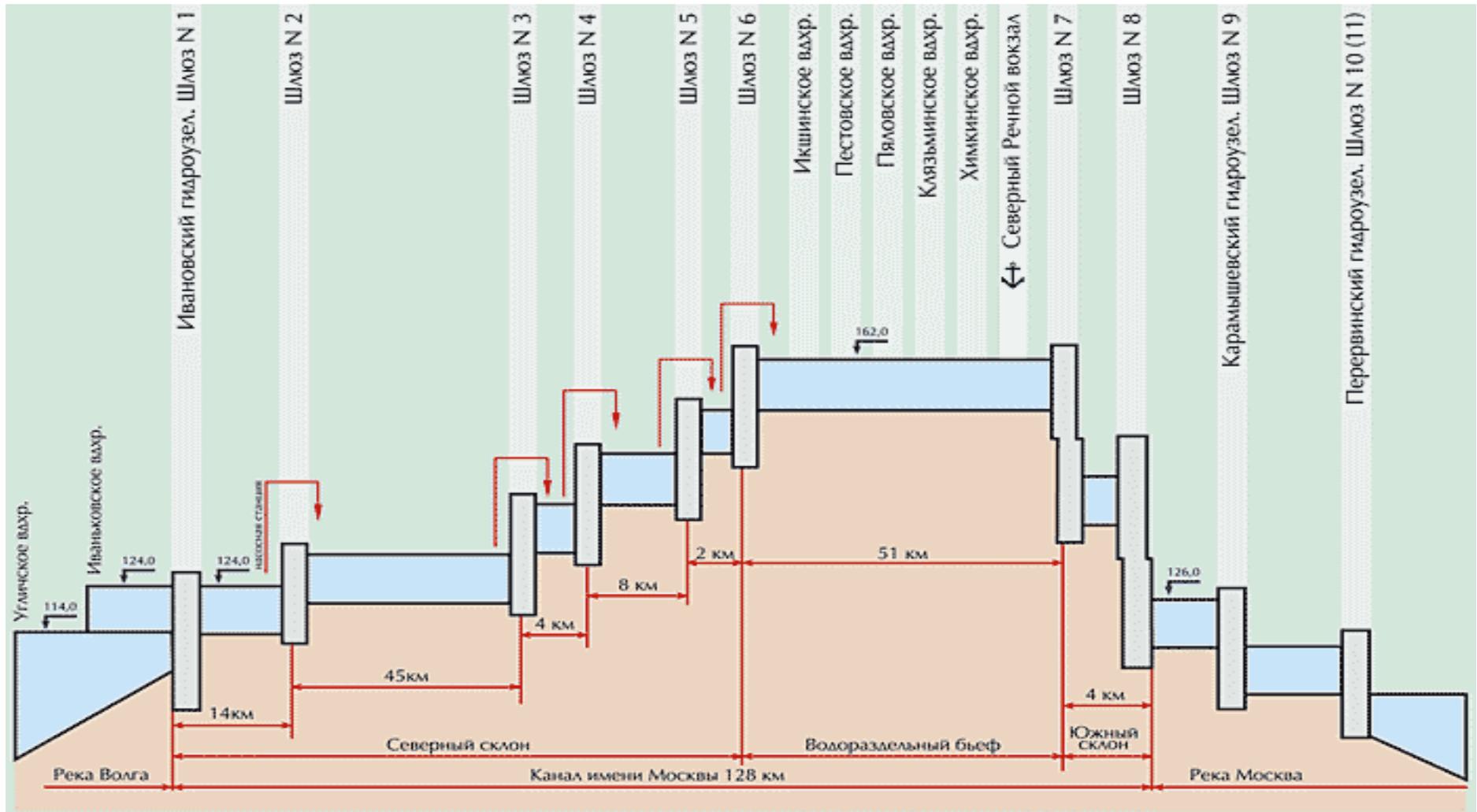


Рисунок 2.13 – Схема канала имени Москвы [Канал..., 1987]

Данные этих многолетних наблюдений показывают, что качество воды из водохранилища по мере прохождения по каналу практически не изменяется. Характеристики среднееголетних значений основных показателей качества воды в трех пунктах канала представлены в таблице 2.2

Таблица 2.2 – Среднееголетние значения показателей качества воды в канале им. Москвы

Показатели качества воды	Един. измерения	Пункты наблюдений		
		1 паромная переправа	7 паромная переправа	Шлюз №6
Цветность	град	56±16	55±16	57±17
Мутность	Мг/л	2.6±1.3	2.3±1.3	2.7±1.4
рН		7.83	7.81	7.84
Окисляемость перманганатная	мгО/л	11.9±2.8		11.7±2.7
Окисляемость бихроматная	мгО/л	27.8±4.2		27.4±4.2
БПК	мгО/л	1.7±0.50		1.5±0.47
Жесткость	Мг-экв/л	2.50±0.57	2.51±0.56	2.52±0.57
Растворенный кислород	мгО/л	8.49±1.63		8.77±1.60
Фосфаты	Мг/л	0.150±0.048	0.152±0.040	0.152±0.040
Аммонийный ион	Мг/л	0.36±0.18	0.36±0.16	0.35±0.16
Нитриты	Мг/л	0.008±0.006	0.008±0.006	0.008±0.006
Нитраты	Мг/л	0.30±0.17	0.32±0.18	0.33±0.17
Хлориды	Мг/л	9.0±2.8	9.2±2.8	9.3±2.8
Железо общее	Мг/л	0.22±0.10	0.22±0.10	0.23±0.09
Марганец	Мг/л	0.14±0.08	0.16±0.09	0.16±0.08
Нефтепродукты	Мг/л	0.09±0.08		0.09±0.08

Отмеченные различия в значениях показателей обусловлены наблюдающимся самоочищением волжских вод, а также влиянием Яхромского водохранилища.

При проектировании канала были приняты исключительные меры по предотвращению попадания склонового местного стока в канал, и

единственным исключением стал водосбор небольшой реки, пересекающей трассу канала – р. Яхромы. Для аккумуляции стока этой реки было создано небольшое Яхромское водохранилище, соединенное с каналом, поэтому воды р. Яхромы через это водохранилище попадают непосредственно в канал. Для возобновления стока р. Яхромы в канал предусмотрен сброс вод в русловую часть реки на противоположном склоне канала. Гидравлическая связь р. Яхромы с каналом при этом сохраняется, следовательно, процессы формирования качества воды на водосборе Яхромского водохранилища имеют непосредственное отношение к формированию качества воды Волжского источника водоснабжения г. Москвы.

Водосбор Яхромского водохранилища является частью водосбора первого в системе водохранилищ водораздельного бьефа – Икшинского водохранилища.

Качество воды водных объектов, потенциально способных повлиять на формирование качества воды в канале, анализируется по результатам экспедиционного обследования Яхромского водохранилища и рр. Яхромы, Базаровка и Скорогодайка, проведенного в 2010 году.

Химический состав вод водохранилища, определенный по результатам этого обследования, приведен в таблице 2.3

Таблица 2.3 – Результаты химического анализа проб воды Яхромского водохранилища и его притоков

Пункт отбора пробы	НСО ₃ , мг/л	SO ₄ , мг/л	Cl, мг/л	Ca, мг/л	Mg, мг/л	Na, мг/л	K, мг/л	Сумма ионов, мг/л	Фосфор мин., мг/л	Фосфор общий, мг/л	ПО, мгО/л	ХПК, мгО/л	Мутность, мг/л
Водоохранилище Яхромское – д.Свистуха	301.4	16.0	9.9	79.0	19.8	6.5	1.5	434.1	0.04	0.058	2.75	12.08	2.2
Водоохранилище Яхромское – плотина	321.0	18.0	10.6	80.8	20.4	8.0	2.2	461.0	0.082	0.185	8.9	25.42	1.8
Р.Яхрома – д.Шустино	338.7	18.0	9.2	85.4	20.1	7.5	2.0	480.8	0.05	0.056	3.15	10.04	2.6
Р.Скорогодайка – д.Подосинки	380.2	20.0	12.8	100.6	19.5	8.0	1.8	542.7	0.027	0.048	4.29	16	3.4
р.Базаровка – устье	252.6	20.0	11.3	62.9	17.9	7.6	1.5	373.8	0.015	0.048	5.26	17.89	2.1
Р.Яхрома – д.Шадрино	353.9	15.0	6.7	85.4	20.7	7.6	2.0	491.2	0.048	0.068	2.99	10.04	1.9

По химическому составу воды р. Яхромы и Яхромского водохранилища относятся к типичному для рассматриваемого района гидрокарбонатнокальциевому типу. Минерализация воды в период обследования была максимальной в небольших речках (Скорогодайка и верхней части р. Яхромы), минимальной – в приплотинном участке небольшого пруда на р. Базаровке. Наличие прудов с замедленным водообменном в бассейне Базаровки благоприятно сказывается на качестве воды этого притока Икшинского водохранилища. Концентрации общего и минерального фосфора в обследованных водных объектах низкие, также как и содержание органического вещества. Особенно низкие значения зафиксированы для трудноокисляемого органического вещества (по ПО), что соответствует низким значениям цветности и мутности воды. Высокая плотность зарослей макрофитов в водохранилище способствует интенсивному самоочищению вод, в результате чего Яхромское водохранилище существенного влияния на качество воды канала им. Москвы не оказывает.

2.3. Формирование стока органического вещества в бассейне Иваньковского водохранилища

В Волжском источнике водоснабжения главные объекты транзитного речного притока – притоки Иваньковского водохранилища – р. Волга и ее левый приток – р.Тверца. Главный недостаток Волжского источника водоснабжения г. Москвы, известный еще при выборе этого источника на предпроектной стадии – это высокая цветность и окисляемость воды. К сожалению, из-за чисто природной причины повышенного содержания органического вещества в речных водах района избежать этой проблемы невозможно. Главная ландшафтная особенность бассейна верхней Волги и особенно ее крупнейшего притока р.Тверцы – наличие на водосборах крупных болотных массивов и торфяных месторождений. Формирование

водного стока в таких ландшафтах определяет сложный и трудно предсказуемый режим колебаний окисляемости и цветности в водохранилищах и каналах системы водоисточника вплоть до водозаборов Северной и Восточной станций водоподготовки [Фортунатов, 1971; Рощупко, Литвинов, 1985].

Водосбор Иваньковского водохранилища расположен в зоне смешанных лесов в пределах Валдайской возвышенности и верхневолжской низины, которую с юга окаймляет Московская возвышенность. Условия избыточного увлажнения, характер рельефа и его история определили наличие в бассейне хорошо развитой речной сети, густота которой колеблется от 0.30-0.35 км/км² в районе Валдайской возвышенности до 0.12-0.15 км/км² на Верхневолжской низине. С точки зрения формирования состава воды очень важно наличие обширного заболоченного района на водоразделе Волги и Медведицы. Лесистость бассейна уменьшается от 66% в его верховьях до 39% в замыкающем створе водосбора водохранилища [Гидрографические..., 1971].

Для изучения роли речных участков в формировании качества воды Волжской системы водоснабжения, необходима оценка закономерностей формирования цветности вод в гидрографической сети бассейна.

Эта оценка была выполнена по результатам специального гидролого-гидрохимического обследования бассейнов рек Волга и Тверца, проведенного в 2004г. Цель обследования – выявить условия изменения цветности вод вдоль рек с учетом влияния притоков этих рек на участке от истока до впадения в Иваньковское водохранилище и оценить вклад отдельных притоков в процесс формирования цветности вод водохранилища. Обследованные притоки рр.Волга и Тверца перечислены в таблице 2.4 и представлены на фрагменте карты (рис. 2.14)

Таблица 2.4 – Гидрографические и гидрологические характеристики обследованных притоков Верхней Волги и Тверцы.

№ п/п	Река	Расстояние от устья, км	Длина, км	Площадь водосбора, км ²	Общая площадь озер на водосборе, км ²
Р.Волга					
1	Песочня	3413	65	860	0,4
2	Селижаровка	3412	36	2950	287
3	Большая Коша	3389	88	763	
4	Малая Коша	3385	64	431	
5	Ельчанка	3367	33	134	
6	Марайка	3354	29	167	
7	Итомля	3345	57	321	
8	Тудовка	3322	103	1140	
9	Сишка	3297	74	448	0,01
10	Кокша	3295	36	186	0,05
11	Руч.Добрый	3283	19	31,8	0,01
12	Холохольня	3170	51	310	
13	Тьма	3102	142	1850	1,68
Р.Тверца					
1	Канал Ново-Тверецкий	185	6		
2	Вехлинка	172	8,9	79,7	1,27
3	Осеченка	164	25	242	3,32
4	Любинка	154	11	150	0,06
5	Холохоленка	148	12	50,8	0,03
6	Малая Тигма	139	22	87,2	0,52
7	Большая Тигма	136	43	220	0,04
8	Шегра	124	41	447	2,88
9	Осуга	123	167	2410	2,34
10	Руч.Бабановка	116	11	70	
11	Жаленка	63	25	107	0,04
12	Логовежь	50	71	765	0,22
13	Малица	31	26	238	0,06
14	Кава	18	57	489	1,13
15	Ведемья	11	13	65,1	0,05
16	Орша	3064	72	752	10,5
17	Созь	2998	34	575	57,5



Рисунок 2.14 – Фрагмент карты Волжской части бассейна Иваньковского водохранилища.

Отдельно следует выделить реки Созь и Орша, впадающие непосредственно в Иваньковское водохранилище и играющие существенную роль в формировании цветности и состава органического вещества водохранилища.

Оценка водности водотоков проводилась по модулю стока. Учитывая сравнительно малую изменчивость модуля стока можно предположить высокую степень однородности условий его формирования на рассматриваемой территории.

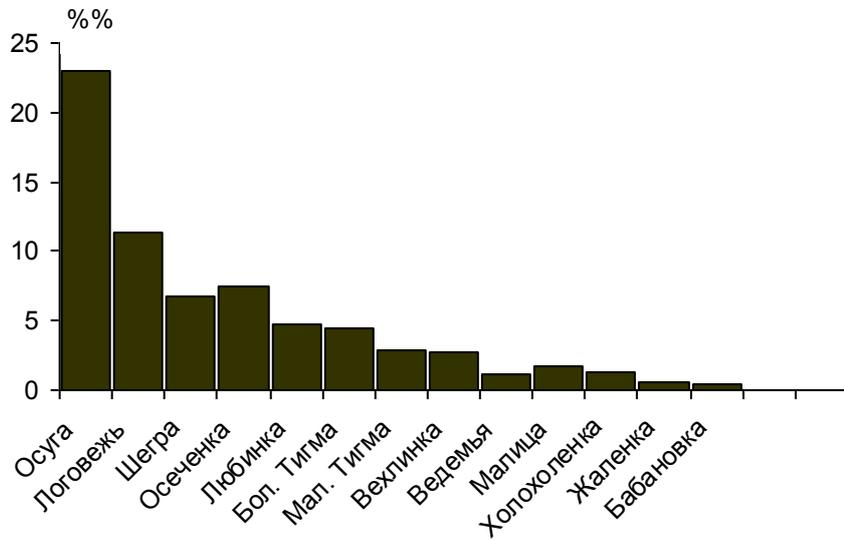
Экспедиционное обследование дает лишь мгновенное представление о распределении цветности и роли отдельных водных объектов в формировании качества воды водоисточника, при этом не учитывается естественная временная изменчивость стока, которая может быть разной на разных водотоках. Однако, эта разница в изменчивости не столь значительна, чтобы повлиять на общие закономерности формирования стока органического вещества в бассейне.

Результаты расчетов расходов воды позволили ранжировать изученные притоки по степени вклада в формирования стока растворенных органических веществ по величине ионного стока. Результаты расчета относительного вклада отдельных водотоков в формировании цветности и окисляемости воды р. Тверцы и графически показаны на рис. 2.15.

В формирование состава органического вещества вод р. Тверцы наибольшее значение имеет самый крупный ее правый приток - р. Осуга. Однако это влияние обусловлено в основном величиной расхода воды, поскольку по водности р. Осуга намного превосходит другие притоки. Следующими по значимости вклада идут притоки Иваньковского водохранилища – рр. Орша и Созь. Эти реки дренируют обширные торфяные массивы – Оршинский Мох и Васильевский Мох, которые до недавнего времени интенсивно разрабатывались. В настоящее время масштабы добычи торфа на этих месторождениях резко сократились. Однако, сокращение работ на торфоместорождениях практически не оказало влияния на вынос органического вещества с водосбора рек, поскольку главный фактор формирования стока органического вещества – речной сток в незначительной степени зависит от производства работ по добычи торфа.

Второй район водосбора, влияющий на формирование высокой цветности вод р. Тверцы – торфоместорождения в бассейне ее притока – р. Осеченка. Сравнительно небольшие реки Осеченка, Любинка, Малая Тигма в сумме вносят существенный вклад в цветность и окисляемость р. Тверцы в ее замыкающем створе.

А)



Б)

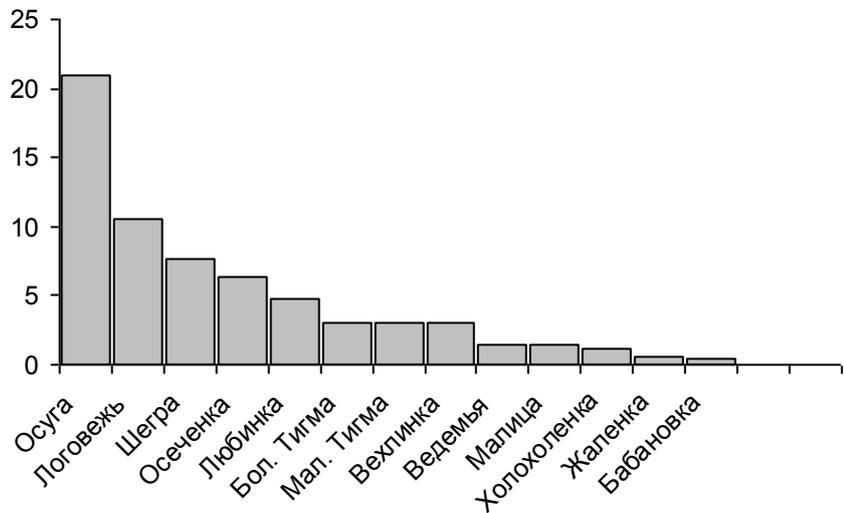
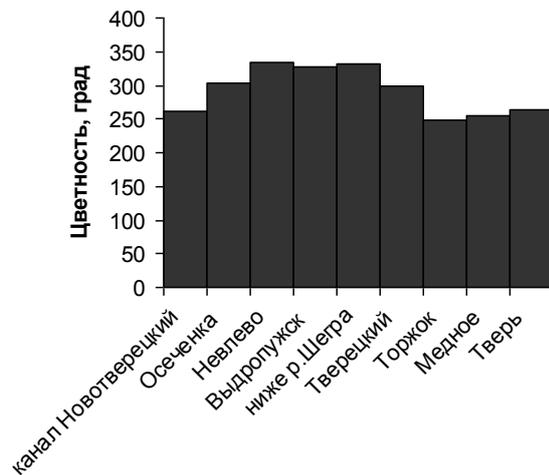


Рисунок 2.15 – Распределение относительного вклада притоков р. Тверцы в формирование цветности (А) и окисляемости (Б) ее вод.

Влияние Вышневолоцкой гидротехнической системы на цветность и окисляемость также велико. Цветность в канале Новотверецкий, по которому проходит основной сток р. Тверцы в верховьях системы в момент обследования составляла 262 градуса Pt-Co.

Особенности изменения цветности и окисляемости вдоль р. Тверцы можно представить в виде графика изменения цветности в отдельных пунктах реки от истока (Вышневолоцкая система) до замыкающего створа – г. Тверь (рис. 2.16).

А)



Б)

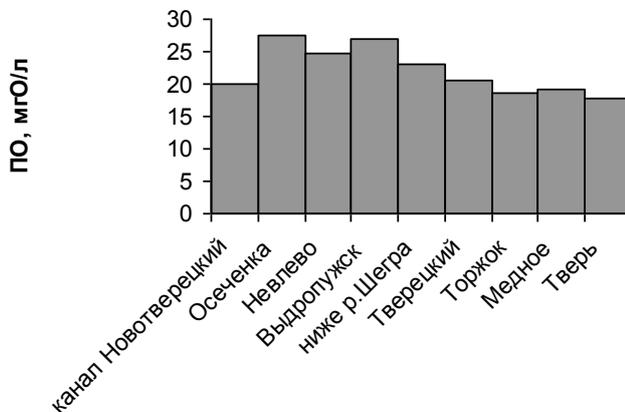


Рисунок 2.16 – Изменение цветности (А) и перманганатной окисляемости (Б) в р. Тверце в период гидрохимического обследования

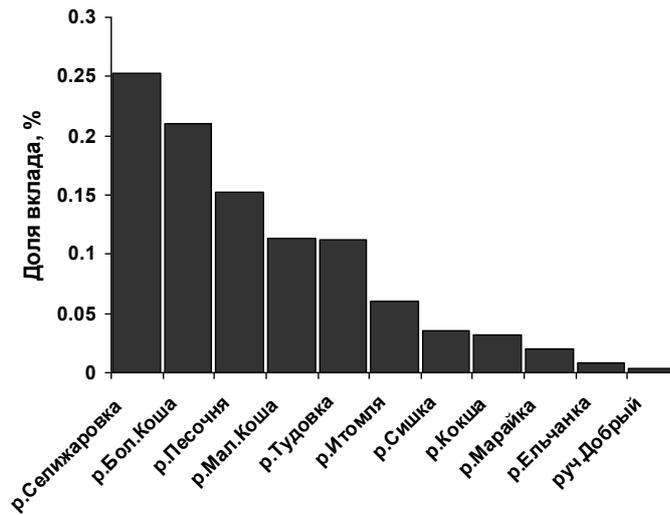
После Вышневолоцкого водохранилища цветность р. Тверцы увеличивается примерно на 27% в результате влияния левых притоков, дренирующих Осеченское торфоместорождение. Затем на участке реки до г. Торжок цветность заметно снижается в результате влияния относительно

малоцветных, но более полноводных правых притоков – рр.Шегра, Осуга. Далее по течению отмечается рост цветности после д.Медное в нижнем течении Тверцы. На это повышение наибольшее влияние оказывает полноводная Логовежь и высокоцветная Ведемья (с цветностью до 500 град.), вытекающая из торфяного массива Васильевский Мох. В результате в среднем течении воды р. Тверцы разбавляются малоцветными правыми притоками, однако повышенная цветность вновь восстанавливается вблизи г. Тверь. Отмеченные закономерности изменения цветности и окисляемости вод вдоль р. Тверцы в целом сохраняются во все сезоны, поскольку колебания расходов в реке и ее притоках происходят синхронно.

В волжской части бассейна Иваньковского водохранилища более подробно обследовался участок от истока до г. Ржев, поскольку именно на этом верхнем участке притоки оказывают заметное влияние на формирование стока органического вещества. Ниже г. Ржев Волга принимает рр. Бойня, Вазуза, Держа, Холохольня и уже перед г. Тверь – самый крупный приток Волги на этом участке – р. Тьма. Результаты экспедиционного обследования р. Волга представлены на рис. 2.17 и 2.18.

Обширные болотные массивы в верховьях Волги наблюдаются в бассейне левых ее притоков – рр. Большая и Малая Коша. Эти реки наряду с Селижаровкой и крупнейшим правым притоком – р. Песочня и формируют более 50% вклада в цветность и окисляемость Волги. Относительно высокая цветность в р. Селижаровка (выше, чем в р. Волга и в р. Песочня) обусловлена болотными массивами в левобережье этой реки и ее полноводном притоке – р. Тихвине, поскольку вода оз.Селигер, питающего р.Селижаровку не отличается высоким содержанием органического вещества.

А)



Б)

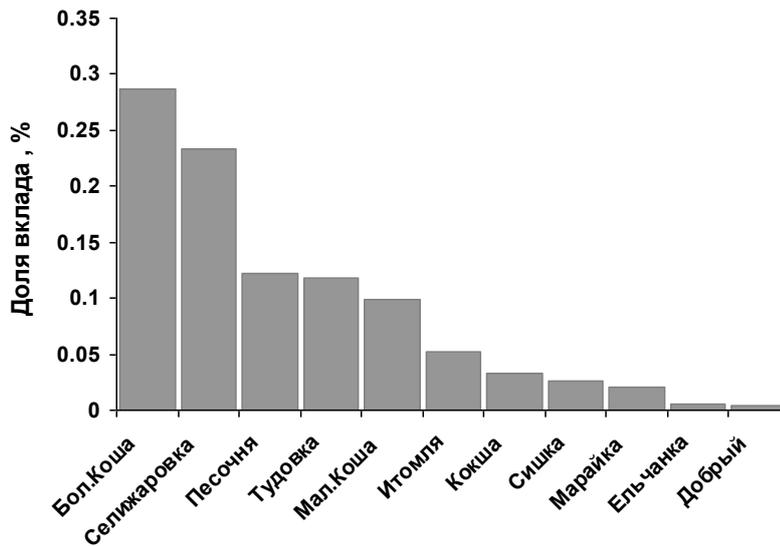


Рисунок 2.17 – Распределение относительного вклада притоков р. Волги (на участке до г. Ржев) в формирование цветности (А) и окисляемости (Б) ее вод

Показатели содержания органического вещества вод Волги существенно снижаются по мере продвижения водных масс к Иваньковскому водохранилищу. На участке от истока до г. Тверь в Волге происходит двукратное снижение окисляемости, по цветности несколько меньше. Основные источники органического вещества Волги расположены в

верховьях этой реки, о чем свидетельствует небольшое, но все же значимое повышение цветности и окисляемости на участке от г. Селижарово до устья р. Ельчанки, расположенном примерно на середине от истока до г. Ржев (рис.2.18)

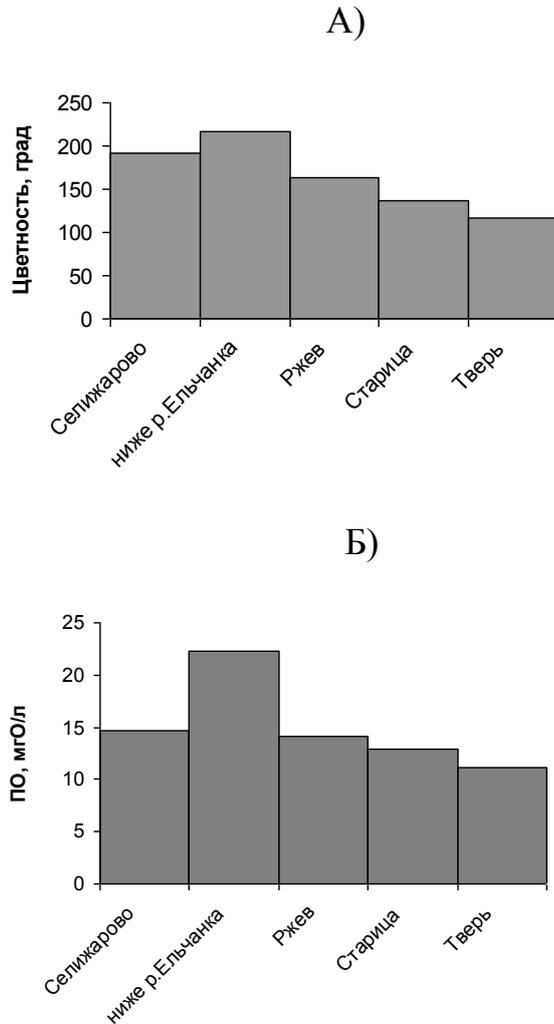


Рисунок 2.18 – Изменение цветности (А) и перманганатной окисляемости (Б) в р. Волге (до г. Тверь) в период гидрохимического обследования в августе 2004г.

Ниже г. Зубцов органическое вещество Верхней Волги разбавляется малоцветными водами рр.Вазуза, Холохольня и лишь полноводная р. Тьма несколько поддерживает высокое содержание органического вещества в р. Волга за счет болот в бассейне ее притока р. Шостка (на период

обследования цветность в р.Тьме составила 257 град. по сравнению с 117 град у г. Тверь). Таким образом, основные источники цветности р. Волги по сравнению с р. Тверцой расположены в верховьях бассейна и значений цветности и окисляемости значительно снижаются за счет разбавления вод реки малоцветными водам притоков на участке от г. Ржев до г. Тверь.

Определенный интерес представляет анализ связей между показателями органического вещества, которые графически представлены на рис.2.19.

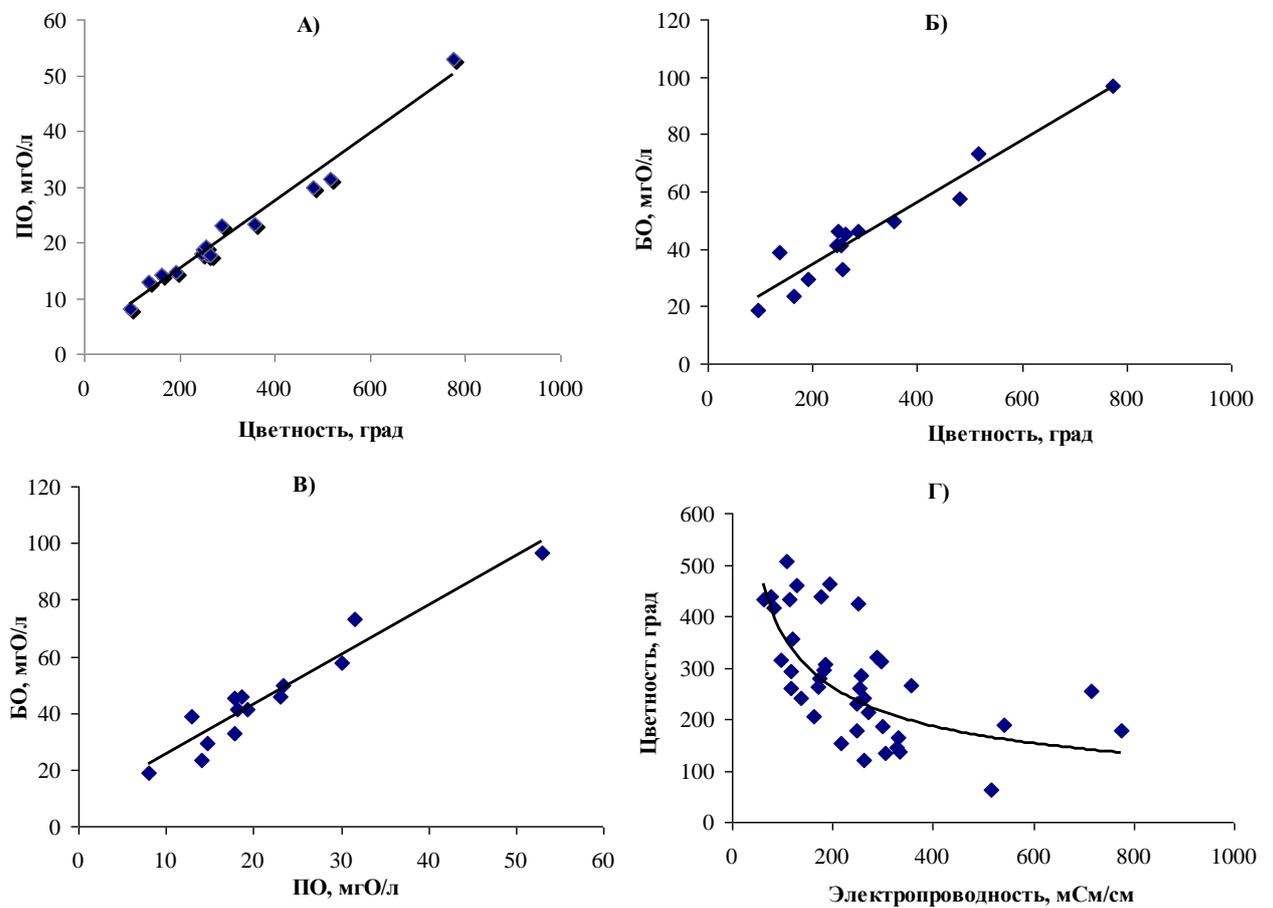


Рисунок 2.19 – Связи между перманганатной окисляемостью и цветностью (А), бихроматной окисляемости и цветности (Б), перманганатной и бихроматной окисляемости (В) и цветности и электропроводности (Г) в р.р. Волга и Тверца.

Слабая связь цветности и электропроводности обусловлена тем, что эти показатели связаны косвенно. Реки с глубоким врезом русла, дренирующие подземные горизонты в период межени, как правило, имеют низкую цветность и повышенную электропроводность. Напротив, реки, пересекающие болотные массивы или торфоместорождения, характеризующиеся высоким содержанием органического вещества, маломинерализованы и имеют низкую электропроводность.

Связи показателей содержания ОВ (ПО, БО и цветности) носят линейный характер и характеризуются высокими коэффициентами корреляции.

2.4. Регулирование содержания природного органического вещества в воде Волжского источника водоснабжения

Для незарегулированных участков рек возможности направленного воздействия на показатели качества воды, связанные с природными источниками, такими как рассмотренные показатели содержания органического вещества, практически отсутствуют. Исключения составляют случаи, когда регулируется сток одного или нескольких притоков реки. Такая ситуация возникла в Волжской системе после зарегулирования крупного правого притока Волги – р. Вазузы.

Степень заболоченности бассейнов рек значительно снижается в юго-западном направлении: в бассейне Вазузы она ниже, чем в бассейне Тверцы. Этим обусловлены низкие значения цветности вод рек бассейна и вод самого Вазузского водохранилища. По данным многолетних наблюдений внутригодовые типовые изменения цветности вод в нижнем бьефе Вазузского водохранилища имеют вид, показанный на рис.2.20.

Цветность вод Вазузского водохранилища намного ниже, чем цветность волжских вод и даже в периоды половодья не превышает 40 град. Таким образом, разбавление высокоцветных волжских вод вазузскими в

результате попусков из водохранилища может привести к существенному улучшению качества воды по показателям цветности и содержания органического вещества. Как показало экспедиционное обследование, именно участок волжской части водосбора Иваньковского водохранилища от истока до г.Зубцов оказывает наиболее существенное влияние на качество воды и сток органического вещества.

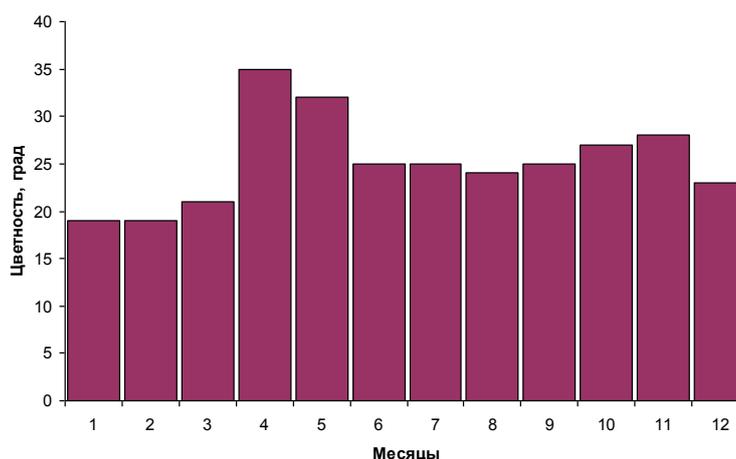


Рисунок 2.20 – Типовой график внутригодовых изменений цветности воды в нижнем бьефе Вазузского водохранилища

Сравнительно небольшие притоки Волги на участке ниже г. Зубцов - рр. Бойня, Вазуза, Держа, Холохольня и уже перед г. Тверь – р. Тьма отличаются значительно более низкими значениями цветности и не могут существенно повлиять на формирование значений цветности и окисляемости вод.

Количественно рассчитать влияние попусков Вазузского водохранилища на величину цветности вод, питающих Иваньковское водохранилище можно с помощью простой балансовой модели цветности вод на этом участке источника водоснабжения. Баланс цветности при полном перемешивании вод притоков на участке р.Волга от устья зарегулированной р. Вазуза до Иваньковского водохранилища можно представить в виде

$$\text{ЦВ}_{\text{ВТ}} = \frac{\text{ЦВ}_{\text{ВОЛ}} + \lambda \cdot \omega \cdot \text{ЦВ}_{\text{БОК}} + \alpha \cdot \text{ЦВ}_{\text{ВАЗ}}}{1 + \lambda + \alpha}, \quad (2.1)$$

где $\text{ЦВ}_{\text{ВТ}}$ – цветность вод р.Волга у г.Твери, $\text{ЦВ}_{\text{ВОЛ}}$ – цветность вод р.Волги у г.Зубцов, $\text{ЦВ}_{\text{БОК}}$ – цветность вод при слиянии боковых притоков на участке р.Волги от г.Зубцов до г.Тверь, $\text{ЦВ}_{\text{ВАЗ}}$ – цветность вод, сбрасываемых из Вазузского водохранилища, λ – отношение расхода воды притоков р.Волги ниже г.Зубцов к расходу воды р.Волги у г.Тверь, т.е доля увеличения речного стока на этом участке ω – среднее многолетнее отношение цветности вод притоков р.Волги ниже г.Зубцов к цветности р.Волги у г.Зубцов, α – параметр, позволяющий регулировать качество воды, равный отношению попуска из Вазузского водохранилища к расходу воды в створе г.Тверь.

В период регулирования качества воды величины ω и λ предполагаются постоянными. Наиболее эффективно снижение цветности вод р. Волга происходит в период после осенних паводков. При отсутствии информации об изменениях цветности и окисляемости вод в расчете предполагается постоянство их значений в притоках р. Волги и в сбросах из Вазузского водохранилища в период регулирования. Значения этих параметров λ и ω получены обобщением многолетних данных наблюдений за гидрологическим режимом Волги и ее притоков в бассейне Иваньковского водохранилища, а также по результатам экспедиционных обследований гидрохимического режима этих притоков. Для грааций цветности, сбрасываемой из водохранилища в диапазоне 10 – 50 градусов, что соответствует реальным колебаниям цветности вазузских вод, получены простые номограммы, позволяющие оценивать величину снижения цветности волжских вод на участке между створами г. Зубцов и г. Тверь (рис. 2.21)

Для наиболее вероятных ситуаций, когда величина α не превышает 0.3, снижение цветности может составлять 8 – 10 град, что приводит к заметному улучшению качества воды Волжской системы водоснабжения по показателям содержания природного органического вещества.

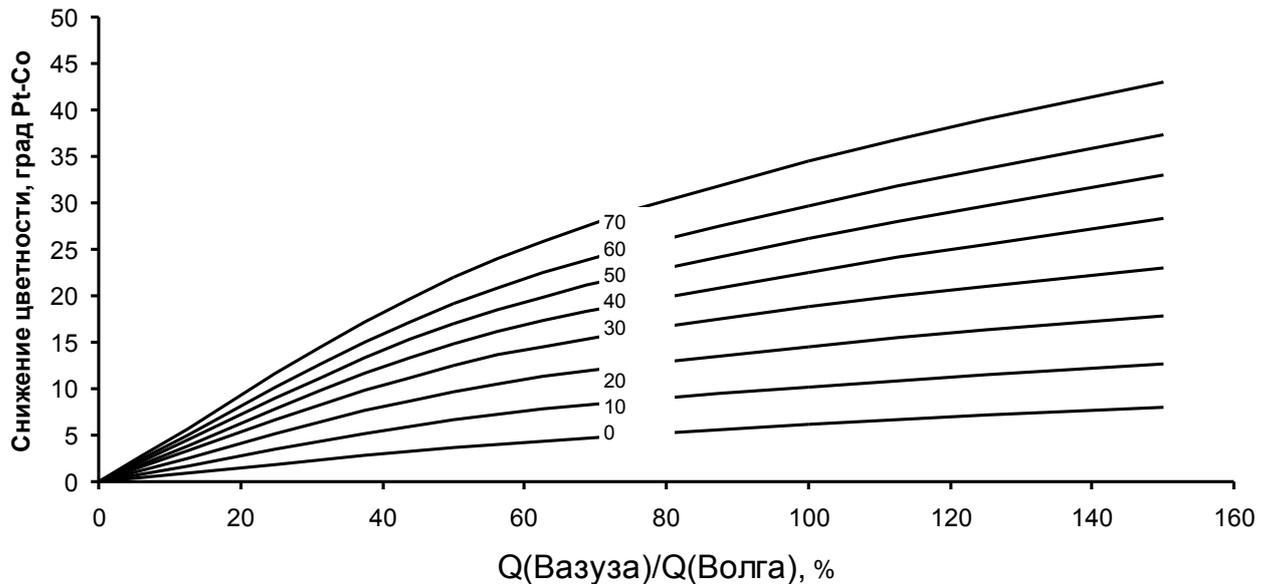


Рисунок 2.21 – Номограмма для расчета снижения ЦВ воды в р. Волга в результате попусков воды из Вазузского водохранилища

Снижения цветности воды в главном притоке Иваньковского водохранилища представленным выше регулированием стока эффект улучшения качества воды водоисточника по цветности будет последовательно проявляться во всех звеньях Волжской системы вплоть до водозаборов водопроводных станций. Единственным ограничением рассмотренного пути регулирования может быть недостаток объема аккумулированных вод в Вазузском водохранилище, однако учитывая резко снизившуюся актуальность вопроса о резерве водных ресурсов Москворецкой системы даже в маловодные годы, возможности предложенного метода регулирования качества усиливаются.

ВЫВОДЫ ГЛАВЫ

1. В Москворецкой системе источников водоснабжения важнейшим транзитным звеном является участок р. Москвы ниже гидроузлов водохранилищ, в котором происходят кратковременные изменения качества воды в результате поступления антропогенных загрязнений в реку.

2. Экспериментальными наблюдениями с учетом времени добегания установлены участки наибольших изменений качества воды и ранжированы притоки р. Москвы по степени воздействия на загрязнение реки на речном участке водоисточника.

3. В Волжской системе источников водоснабжения к важнейшим транзитным участкам относятся реки водосбора Иваньковского водохранилища. Притоки р. Волги и р. Тверцы ранжированы по степени воздействия на характер формирования стока природных органических веществ – главного недостатка качества воды водоисточника.

4. Балансовыми расчетами обоснована возможность регулирования цветности верхнего участка р. Волга и получены зависимости для количественной оценки эффекта разбавления цветных вод Волги попусками из Вазузского водохранилища.

ГЛАВА 3. ГИДРОЛОГИЧЕСКИЙ РЕЖИМ ВОДОХРАНИЛИЩ СИСТЕМ ВОДОСНАБЖЕНИЯ

В комплексе факторов, определяющих качество воды источников водоснабжения, ведущее значение имеют гидрологические факторы. Гидрологический режим любого водохранилища определяется в первую очередь режимом притока в него воды и режимом сброса-забора воды из него. От соотношения составляющих внешнего водообмена, т.е. от структуры водного баланса, зависит интенсивность и направленность процессов круговорота вещества и энергии в водоеме, что, в свою очередь, оказывает существенное влияние на интенсивность внутриводоемных процессов трансформации химического состава воды и уровень продукционных процессов в экосистеме. Поэтому при анализе процессов формирования качества воды рассмотрение гидрологического режима водных объектов – источников водоснабжения является необходимым этапом исследования. При этом роль различных гидрологических факторов может существенно различаться от объекта к объекту. Москворецкие водохранилища имеют много общих характеристик (глубина регулирования стока, уровенный режим, морфология ложа, ландшафтные характеристики водосбора) [Ершова и др., 1999, Водоохранилища..., 1985]. Водоохранилища канала имени Москвы также во многом сходны, кроме того, они имеют сопряженный бьеф. Однако различия между этими двумя системами оказываются весьма существенными. Характер этих различий можно представить в виде диаграммы, показанной на рис. 3.1.



Рисунок 3.1 – Гидроэкологические особенности водохранилищ – Москворецкой и Волжской систем водоснабжения г. Москвы

3.1 Гидрологический режим водохранилищ Москворецкой системы

Многолетние колебания водного баланса. Для анализа многолетних изменений характеристик водного баланса водохранилищ Москворецкой системы нами использованы данные наблюдений на Можайском водохранилище с 1960 по 2012 годы.

До конца 80-х годов гидрометрический учет ежесуточного притока в Можайское водохранилище осуществлялся с территории, площадь которой составляла 91% поверхности его водосбора, но вследствие прекращения наблюдений на гидростворе Лусьянка–Черники и снижения надежности

данных на гидростворе Москва–Барсуки расчеты для последних 25 лет основаны на данных, полученных в Мосводоканале. Имеющийся в них суточный приток рассчитан как разность между объемом суточного сброса воды из водоема и изменением ее запаса в нем за сутки. В целом, стоковый ряд величин притока воды в Можайское водохранилище самый надежный, поскольку на водосборах других москворецких водохранилищ доля гидрометрически учтенной территории намного меньше и составляет для Истринского 37%, для Озернинского 51% и Рузского 30%. Можайское водохранилище обладает наибольшей территорией водосбора, но она всего на 350 км² больше территории водосбора Озернинского водохранилища, которая среди москворецких водохранилищ наименьшая. Таким образом, размеры водосборов всех 4 водохранилищ – одного порядка, а значения удельного водосбора различаются не более, чем на 20% [Водоохранилища, 1985; Эдельштейн, 2000].

Очень сходны величины и других, представленных в таблице 3.1, гидрологических характеристик водосборных территорий и самих водоемов. Поэтому используемые многолетние ряды по Можайскому водохранилищу наиболее репрезентативны для изучения режима водного притока с водосборов и в остальные водохранилища Москворецкой системы.

В многолетних колебаниях питания водохранилища речными водами косвенно проявляются климатические изменения на территории Русской равнины в последние десятилетия. Анализ межгодовой изменчивости характеристик гидрологического режима целесообразно выполнять периодам водохозяйственного года – от даты начала весеннего наполнения до даты с наименьшим уровнем воды в водоеме в конце зимы следующего календарного года. Диапазон вариации дат начала водохозяйственных лет для Можайского водохранилища составил 65 сут – от 5 февраля в 2002 г. до 10 апреля в 2012 г. В последние десятилетия отмечается тенденция ее смещения на более ранние сроки из-за все более раннего начала половодья.

Таблица 3.1 – Гидрографические характеристики водосборов и среднемноголетние значения составляющих водного баланса и водообмена московских водохранилищ (Водохранилища..., 1985).

Характеристика	Водохранилище			
	Можайское	Рузское	Озернин-ское	Истрин-ское
водосбора				
Площадь, км ²	1329	1117	738	976
Модуль стока, л/с·км ²	7,4	7,0	7,0	6,9
Коэффициент стока	0,39	0,35	0,35	0,35
водоема				
Приток, млн м ³ /год	318	217	146	211
Сброс, млн м ³ /год	311	214	124	211
Осадки, млн м ³ /год	13,0	14,7	10,2	17,2
Испарение, млн м ³ /год	13,4	15,8	11,6	16,1
Коэффициент водообмена	1,3	1,5	1,3	1,5

Проведенный анализ показывает, что за 52-летний период существования Можайского водохранилища средний объем притока воды с водосбора за водохозяйственный год был равен 318 млн. м³, из которого 52% поступает в этот водоем в период весеннего половодья и 29% во время летне-осенних паводков. Причем, если в 60-х годах доля притока в половодье составляла 70%, то в последнее десятилетие всего 42%. При этом заметно возросла доля притока воды во время паводков – с 17 до 40%. Соответственно в формировании водных масс водохранилища уменьшается вклад талых вод половодья и увеличивается вклад летних, осенних и зимних паводков с присущими им характеристиками состава воды. На рис. 3.2 и 3.3 представлены тренды изменения доли половодья и доли паводков в годовом притоке воды в водохранилище за рассматриваемый период времени.

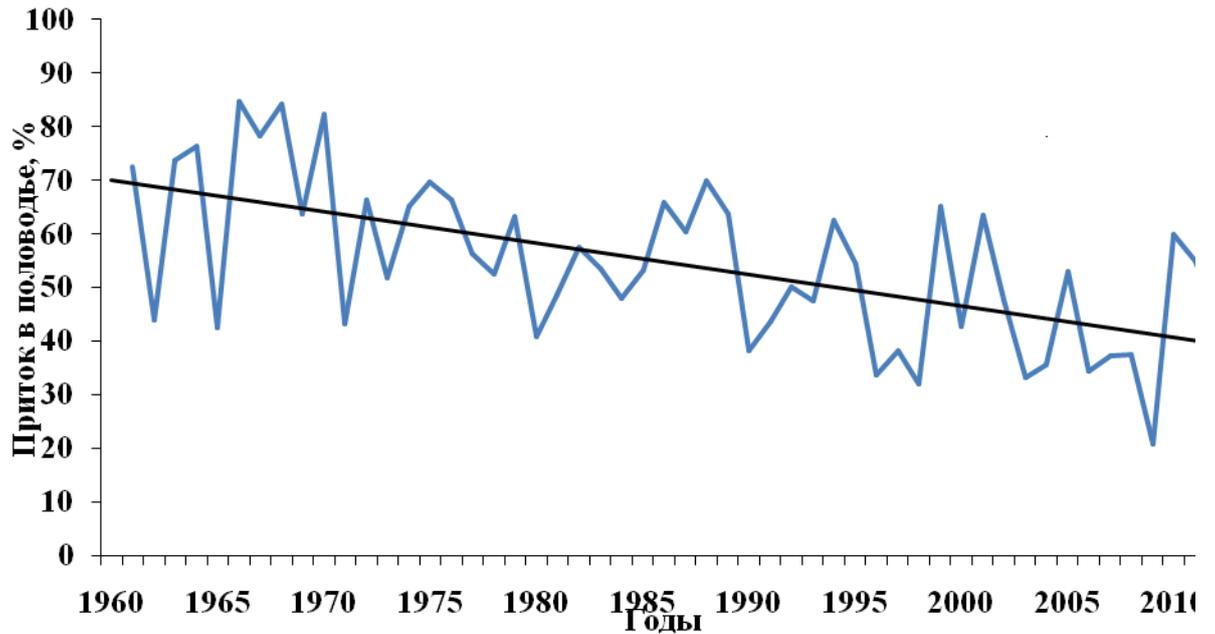


Рисунок 3.2 – Изменения доли притока воды в половодье от общего притока воды за водохозяйственный год

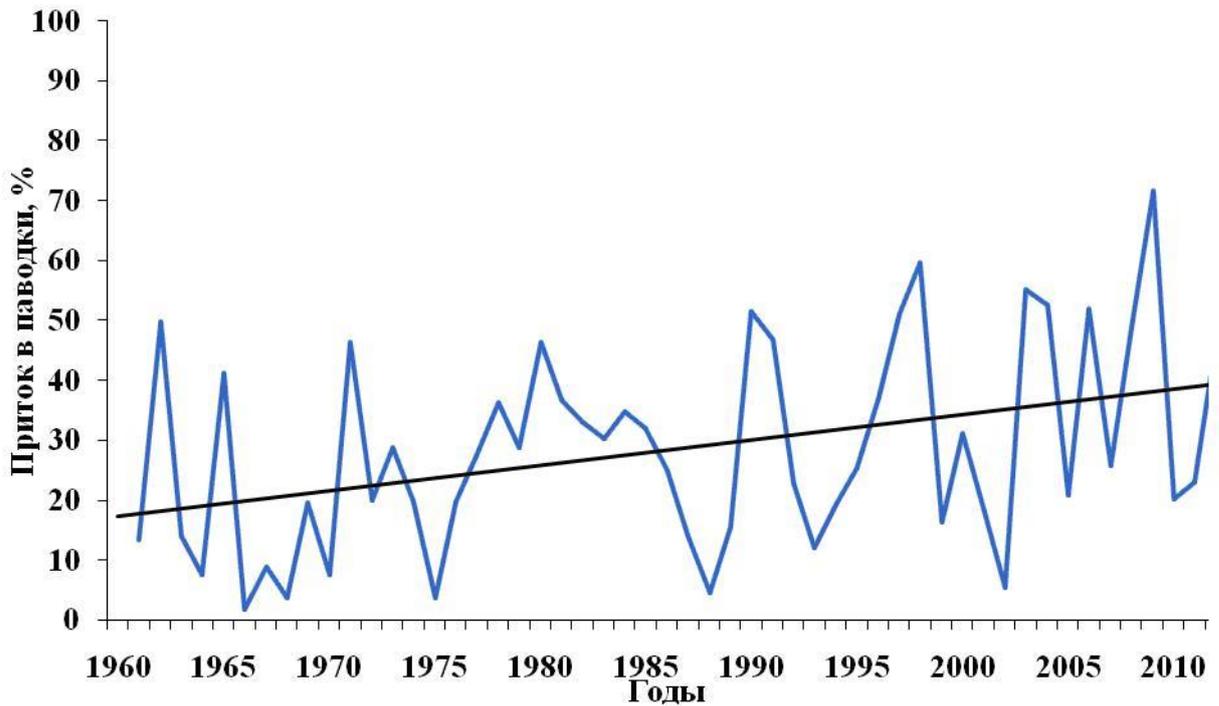


Рисунок 3.3 – Изменения доли притока воды в паводки от общего притока воды за водохозяйственный год

Аномально высокий приток наблюдался в 1990, 1998 и 2009 году. По абсолютной величине приток воды в эти годы в 1,7–2,0 раза превышал

среднее многолетнее значение. Доля стока половодья в эти годы была очень низкой (21–38%), а сток паводков аномально высоким – от 52 до 72% годового притока. Таким образом, аномальная водность этих лет определялась притоком воды не в половодье, а в летне–осенние паводки. Аномально низкий приток в водохранилище наблюдался в 1964, 1965 и 1975 годах. В двух из них (1964 и 1975 гг.) доля половодного стока была очень высокой – 76% и 70%, соответственно. Наибольшей – 84–85% годовой величины притока в водохранилище – она была в средневодные, но почти беспаводочные 1966 г. (обеспеченность $P = 28\%$) и 1968 г. ($P = 70\%$). Доля притока воды в паводки в эти годы составляла всего 2–4%.

Характерной особенностью водного баланса водохранилища является то, что связь годового притока и притока за половодье невысока (коэффициент корреляции $r = 0,44$), тогда как с притоком за время паводков она существенно выше ($r = 0,87$) и в последние годы становится все более значимой.

Такая перестройка структуры притока в водохранилище за счет увеличения доли более случайного, чем в половодья, паводочного стока, проявилась в повышении значения коэффициента вариации (C_v) годовых величин стока. Этот коэффициент увеличился в этот период с 0,28 до 0,32, при этом участились случаи недозаполнения водохранилища до НПУ (среднее значение величины наполнения водоема снизилась с $-0,3$ до $-0,7$ м). Эта гидроклиматическая особенность последнего двадцатилетия, по–видимому, и служит первопричиной увеличившейся нестабильности уровня режима Можайского водохранилища, с помощью которого ведется наиболее глубокое внутригодовое и многолетнее регулирование стока в Москворецкой водной системе [Самолубов и др., 1998]. Паводочный сток гораздо менее предсказуем, чем сток воды в половодье и это увеличивает сложность оперативной работы по его регулированию и затрудняет оптимизацию диспетчерских решений.

Изменчивость годовых значений сброса воды из Можайского водохранилища ($C_v = 0,31$) соответствует изменчивости годовых значений притока воды. Поскольку водохранилище выполняет многолетнее регулирование стока, коэффициент корреляции между притоком и стоком высок – 0,89.

Основным фактором в дестабилизации уровня режима в Можайском водохранилище служит не водный сток питающих водохранилище рек, а режим сработки полезного объема в предшествующий водохозяйственный год и стремление всемерно заполнить частично опорожненную полезную емкость водохранилища в последующий водохозяйственный год.

В многоводные годы межгодовое перераспределение стока, как правило, незначительно ($K_{v_0} \leq \pm 5\%$), так как многоводье вызвано неожиданно большими паводками, для аккумуляции которых без надежного их прогноза невозможно подготовить необходимую предварительно опорожненную полезную емкость. Исключение составляют многоводные годы, которым предшествовал маловодный или близкий к маловодному год. В среднем по многоводным годам имеет место удержание стока в водохранилище на 7%. В средневодные годы перераспределение гидроузлом стока заметнее (от +26 до –34%), причем в среднем за 27 средневодных лет водохранилище снижало речной сток на 3%. Особенно сильно гидроузлом изменяется сток р. Москвы в маловодные годы. В годы с относительно высоким половодьем (1963, 1972, 2002) удается достичь увеличения стока на 15–26%, а в годы с низким половодьем (1965, 1973, 1996) водохранилище не заполняется до НПУ (резерв по уровню полезной емкости к концу весны достигает 1,4–4,2 м). В результате жесткой экономии водных ресурсов водохранилища и аккумуляции паводков в такие годы уровень достигает годового максимума летом (1964, 1965, 1971, 1997) или даже осенью (1996), а сток в нижний бьеф снижается на 17–36%. Все же в среднем за маловодные годы водохранилище увеличивает сток воды в нижний бьеф на 7%.

Для того, чтобы проверить, насколько выводы, полученные при анализе водного режима Можайского водохранилища, справедливы и для остальных московских водохранилищ, были сопоставлены изменчивость и характер колебаний различных гидрологических характеристик в последнее 20-тилетие (таблица 3.2), данные за которое имелись в нашем распоряжении (за исключением 1999 и 2011 гг). Немаловажно при сравнительном анализе и то, что для всех водохранилищ в этот период определение притока выполнялось в Мосводоканале по одной методике (упрощенный водный баланс с последующей корректировкой ненадежных величин).

Данные таблицы 3.2 показывают, что характер изменчивости притока воды с водосборов водохранилищ в целом идентичен как в многолетнем плане, так и во внутригодовом распределении. Коэффициент корреляции между годовым притоком воды в водохранилища составляет 0,9. Исключением является Рузское водохранилище, в которое в среднем более 50% воды поступает из Вазузской гидротехнической системы. Причем эти поступления крайне изменчивы ($C_v = 0,68$), так как определяются потребностями водообеспечения г. Москвы и графиком работы всех водохранилищ Московецкой системы. В маловодные годы объемы переброски стока обычно увеличиваются, в многоводные – уменьшаются (их коэффициент корреляции с объемами притока воды в Можайское водохранилище равен $-0,38$). Внутригодовое распределение стока в среднем на 70–80% определяется половодьем и паводками, причем для всех водохранилищ в последние годы все чаще отмечается больший вклад паводков в годовой приток, чем весеннего половодья. Чем локальнее фактор воздействия, тем изменчивее вызванный им сток воды: коэффициент вариации половодья $C_v = 0,23–0,33$, а паводков $-0,42–0,63$. Более низкая связь стока с частного водосбора Рузского водохранилища связана, скорее всего, не с природными факторами, а с меньшей точностью учета поступления воды с водосбора и ее перекачки из ВГТС в упрощенном балансе водохранилища.

В среднем наиболее высокую проточность имеет Рузское водохранилище ($K_v = 2,7 \text{ год}^{-1}$) как результат переброски стока из ВГТС. В отдельные годы величина коэффициента его водообмена может достигать 6–7 год^{-1} при максимальных значениях K_v в других водохранилища 3 год^{-1} (исключение составляет 2008 год для Можайского водохранилища в результате его глубокой сработки для ремонта плотины).

При увеличении периода водообмена и ослаблении его горизонтальной составляющей в водоеме заметно усиливаются биохимические процессы, связанные с внутриводоемной динамикой вод. Влияние колебаний водности притоков на качество воды водохранилищ проявляется не только через колебания уровня и проточности, но и через изменение величины внешней фосфорной нагрузки, как естественной, так и антропогенной, поступающей с водосборов с речным стоком. Известно, что содержание фосфора максимально в половодье и в дождевые паводки [Заславская, 1997].

Корреляционная связь стока из Можайского водохранилища и других водохранилищ системы заметно меньше, чем связи притока, поскольку зависит не только от природных, но и от антропогенного фактора. С Рузским водохранилищем такая связь вообще отсутствует. То же самое можно сказать и о проточности всех водохранилищ системы.

Вклад водных масс различного генезиса в формирование гидрологической структуры Москворецких водохранилищ за рассматриваемый период существенно различался (рис. 3.4). В конкретные годы эти различия могут быть еще более значимыми [Эдельштейн, 2000].

Таблица 3.2 – Колебания показателей внешнего водообмена москворецких водохранилищ в 1992–2012 гг.

Год	Приток									Сброс, млн м ³				Кв, год ⁻¹			
	Годовой, млн м ³					Половодье, %				Мв	Рв	Ов	Ив	Мв	Рв	Ов	Ив
	Мв	Рв		Ов	Ив	Мв	Рв	Ов	Ив								
		Рвб	ВГТС														
1992	235	150	226	138	189	50	79	55	47	238	386	149	188	1,7	2,7	1,7	1,8
1993	228	214	497	127	186	48	36	47	39	266	718	158	212	1,9	5,6	1,7	1,9
1994	319	213	268	198	214	63	53	52	55	308	466	169	162	2,2	3,6	2,0	1,4
1995	275	190	554	165	173	54	57	59	56	284	723	184	191	2,1	6,9	2,1	1,6
1996	193	55	208	84	112	34	52	36	27	123	214	58	91	1,2	1,8	1,1	1,1
1997	312	197	315	149	209	38	28	43	27	298	492	137	157	1,7	3,3	1,4	1,3
1998	621	329	168	266	316	32	28	33	35	609	456	243	334	3,2	2,6	2,2	2,1
1999	313			160		65		61		388		29		2,6			
2000	351	124	44	180	179	44	70	43	49	286	174	148	155	2,2	1,3	1,7	1,4
2001	334	178	146	176	235	63	52	54	43	356	296	177	208	2,2	2,2	1,6	1,6
2002	235	144	383	131	168	48	42	57	46	270	490	166	214	2,2	4,0	1,8	1,8
2003	387	163	189	171	217	33	35	33	31	290	270	109	164	2	1,9	1,4	1,7

Таблица 3.2. Продолжение

Год	Приток								Сброс, млн м ³				Кв, год ⁻¹				
	Годовой, млн м ³					Половодье, %				Мв	Рв	Ов	Ив	Мв	Рв	Ов	Ив
	Мв	Рв		Ов	Ив	Мв	Рв	Ов	Ив								
Рвб		ВГТС															
2004	474	211	89	232	310	36	40	31	30	490	287	238	307	2,4	1,6	2,1	2,1
2005	293	167	81	155	234	53	48	55	50	369	322	183	261	2,2	1,8	1,6	1,9
2006	340	142	107	181	210	34	39	30	27	239	209	137	136	1,8	2,0	1,7	1,3
2007	203	173	123	115	185	37	23	33	29	277	319	141	253	1,5	2,2	1,3	1,8
2008	428	180	118	182	269	37	42	36	27	446	210	131	189	4,6	1,7	1,3	1,6
2009	531	249	145	212	332	21	27	22	36	439	379	218	360	3,4	2,1	1,7	2,3
2010	295	279	134	169	228	60	35	59	48	313	412	186	223	1,8	2,3	1,7	1,5
2011	246	156	119	134	216	55	31	38	51	211	354	165	201	1,3	1,9	1,8	1,7
2012	336	321	121	176	220	45	48	51	50	311	304	159	199	1,8	1,7	1,4	1,4
Сред нее Сv	331	194	211	168	220	45	44	45	40	324	375	156	211	2,2	2,7	1,7	1,7
r	0,33	0,34	0,68	0,24	0,2	0,27	0,33	0,27	0,26	0,33	0,42	0,33	0,32	0,35	0,54	0,18	0,19
		0,56	0,38	0,92	0,8		0,48	0,92	0,76		0,00	0,57	0,79		0,14	0,21	0,46

Примечание: Сv – коэффициент вариации ряда; r – коэффициент корреляции между рядами Можайского водохранилища и других водохранилищ МВХС; Мв – Можайское, Рв – Рузское, Ов – озернинское, Ив – Истринское водохранилища; Рвб – частный водосбор водохранилища; ВГТС – поступление из ВГТС.

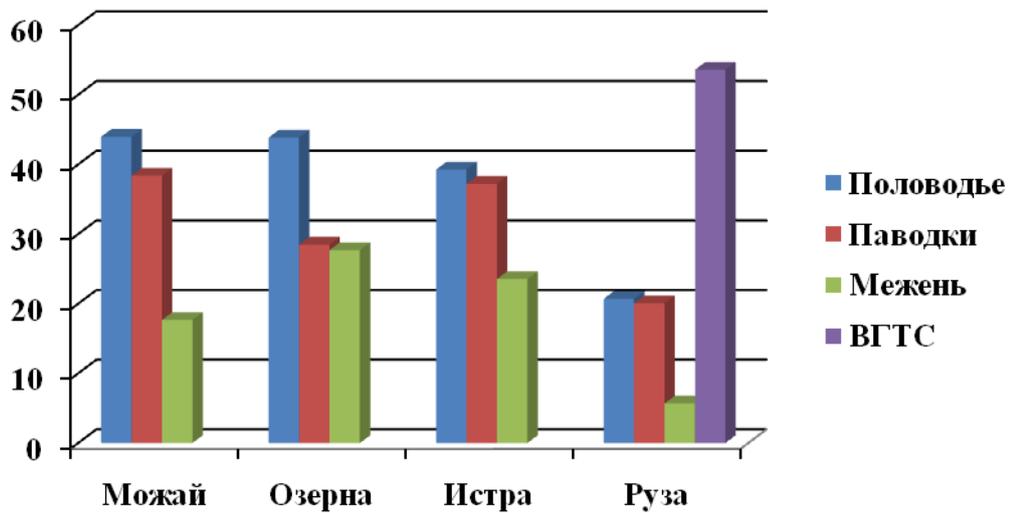


Рисунок 3.4 – Доля (в %) водных масс различного генезиса в структуре притока воды в водохранилища Москворецкой системы (за период 1992-2012 гг.).

Формирование качества воды москворецких водохранилищ связано с определенными гидрологическими особенностями водохранилищ. На формирование основной водной массы Рузского водохранилища, расположенного на трассе переброски стока из бассейна р. Волги в бассейн р. Москвы, основное влияние оказывает поступление воды из Вазузской гидротехнической системы. Особенностью притока воды в Можайское водохранилище является то, что с 20% площади его водосбора (бассейн р. Колочь) поступление воды в водоем осуществляется в виде перекачки насосами Колочского гидроузла на границе средней и нижней части водохранилища. Приток воды по главной реке Озернинского водохранилища в определенной степени зарегулирован расположенным в ее верховьях Тростенским озером. На формирование качества воды водной массы Истринского водохранилища основное влияние оказывает многолопастной характер его ложа и слияние в верхней части водоема трех близких по площади водосбора рек – Истры, Катыша и Нудоли [Эдельштейн, 1991].

Анализ многолетних колебаний трех параметров уровня режима – длительности водохозяйственных лет, подъема уровня в фазу наполнения, полезного объема и резерва по уровню в его емкости (по существу, это величина недозаполнения водохранилища водой до НПУ) – показывает, что в водохранилищах Москворецкой системы они практически не связаны между собой в результате воздействия на них антропогенного фактора. Данные наблюдений свидетельствуют о крайне нестабильном режиме уровня в водохранилищах, что подтверждается и значениями коэффициента вариации. Величины C_v ежегодного наполнения водохранилищ ΔH – важнейшей для состояния экосистемы гидрологической характеристики – изменяется от 0,35 для Рузского до 0,44 для Озернинского водохранилища, а величина C_v среднесуточных значений отклонения уровня воды от НПУ – от 0,60 для Рузского до 1,24 для Истринского водохранилища.

Колебания уровня в москворецких водохранилищах оказывают существенное влияние на интенсивность продукционных процессов в них [Даценко, Гончаров, 2002]. Они приводят к изменению соотношения толщины и объема трофогенного (верхнего прогретого) и трофолитического (глубинного холодного) слоев экосистемы водохранилищ, что изменяет степень окисления образующегося при фотосинтезе фитопланктона органического вещества, скорость его осаждения на дно и возврата в трофогенный слой регенируемых при этом биогенных веществ. Таким образом, колебания уровня в вегетационный период – важный гидрологический фактор внутренней фосфорной нагрузки москворецких водохранилищ, вызывающей вспышки развития фитопланктона. Кроме того, колебания уровня ведут к изменению размеров акватории водохранилищ и соотношения площадей и объемов трофогенной мелководной и трофолитической зон, что также влияет на интенсивность продукционных процессов в этих водоемах, на развитие сообществ фитопланктона, вызывающего цветение, и макрофитов. Чем больше колебания уровня воды в водохранилище, тем сильнее угнетается высшая водная растительность.

Летнее наполнение водохранилища, приводящее к затоплению наземной растительности и ее гниению, способствует интенсивному развитию бентоса и увеличению внутренней биогенной нагрузки водной экосистемы [Сахарова и др., 1998]. В этом отношении увеличение полифазности колебаний уровня в водохранилищах многолетнего регулирования в летний период оказывает отрицательное влияние на продукционные процессы в водоеме.

Размах внутригодовых колебаний уровня в водохранилищах Москворецкой системы и соотношение мелководий и глубоких зон неодинаков вследствие морфологических особенностей ложа водоемов, различий их размеров, сильно изменяющихся при колебании уровня воды. Поэтому морфометрические параметры и зависимости (батиграфические кривые) каждого из водохранилищ Москворецкой системы необходимо считать, как и их водный режим, важным гидрологическим фактором продукционных процессов в водохранилище. В таблице 3.3 приводятся значения изменения площади мелководий (глубиной до 2 м) водохранилищ при отклонении уровня воды от НПУ на величину δH м.

Таблица 3.3 – Площади (км^2) мелководий с глубиной до 2 м в москворецких водохранилищах при отклонении уровня воды от НПУ на величину δH , м

δH , м	Водохранилище			
	Можайское	Рузское	Озернинское	Истринское
0	4,11	5,43	5,09	10,08
-1	4,43	5,49	4,89	6,80
-2	4,76	5,58	4,21	5,82
-3	4,44	5,51	3,72	5,19
-4	4,55	5,04	3,68	4,47
-5	4,48	4,48	3,15	4,20
-6	3,77	4,30	2,26	4,32
-7	3,25	4,29	2,19	3,89

3.2. Термический и динамический режим водохранилищ

Влияние распределения *температуры воды* в водоеме на его экосистему проявляется, прежде всего, в формировании пространственной неоднородности водных масс водоема, среди которых важнейшее значение имеет вертикальная неоднородность качества воды как следствие термической стратификации вод. Термическая и связанная с ней плотностная стратификация вод водоема приводит к расслоению водоема на относительно однородные эпи- и гипolimнион и промежуточный слой резкого изменения характеристик водной массы – металимниона. Различия в характере протекания процессов химического и биологического круговоротов в этих слоях оказывают большое влияние на функционирование экосистемы водоема в целом, поэтому закономерности формирования вертикальных термических неоднородностей в водоеме представляются важны для изучения абиотических особенностей экосистем водоемов.

Механизм возникновения стратификации состоит в сложном взаимодействии тепловых и динамических факторов в водоеме и определяется климатическими условиями местности, гидрологическим режимом и его морфометрией. Развитие термической стратификации в водоеме умеренной зоны можно представить следующим образом.

Весной после схода льда в водоеме наблюдается гомотермия, и слабое нагревание поверхности в это период не препятствует полному перемешиванию водной толщи. Специфическая прибрежная циркуляция вод после схода льда и осенью в период охлаждения наблюдается в водохранилищах, но здесь она существует недолго – всего несколько дней или недель [Пуклаков, Эдельштейн, 1996].

По мере дальнейшего нагревания поверхностного слоя воды плотностные различия увеличиваются даже при полном перемешивании. Образованию термоклина в весенний период прогревания водной массы

водохранилища способствует нелинейное увеличение плотности воды при повышении температуры. Момент образования слоя температурного скачка определяется взаимодействием потенциальной (ПЭ) и кинетической энергии (КЭ), а его глубина в момент расслоения полностью зависит от синоптических ситуаций в этот период и в разные годы может значительно различаться даже в одном водоеме. Положение слоя максимальных температурных градиентов с течением времени наблюдается все ближе к поверхности, поскольку поступающая КЭ не может уже превзойти увеличивающуюся ПЭ. Важным источником КЭ в летний период служит ежесуточная конвекция, связанная с ночным охлаждением поверхностных вод. Температура гипolimниона в течение лета медленно растет до момента полного осеннего перемешивания.

В водохранилищах эта картина может существенно изменяться из-за влияния притока и стока на баланс КЭ и ПЭ. Горизонтальные изменения температуры в них более выражены, чем в озерах, т.к. приток в водохранилище видов энергии, связанных с речным стоком, более изменчив, чем приток КЭ от ветра и ПЭ от солнечной радиации. Вклад образующихся в результате изменения поля плотности горизонтальных плотностных потоков в перемешивание вод водохранилищ гораздо больше, чем в озерах [Пуклаков, 1999, Самолубов, 2007]. Сброс вод из водохранилища также влияет на динамику вод и стратификацию водной толщи в приплотинном участке водохранилища.

При изучении развития термической стратификации в водохранилищах наиболее полную информацию представляют результаты учащенных наблюдений за распределением температуры воды на одной из глубоких русловых вертикалей. Для примера рассмотрим процесс вертикального расслоения Учинского водохранилища по наблюдениям на русловой вертикали приплотинного плеса в 1974 году.

Период от вскрытия водохранилища до появления признаков вертикального расслоения в водоеме длился всего 10 дней. Уже в конце

апреля наметились первые признаки стратификации водной массы водохранилища (рис. 3.5). Полная вертикальная циркуляция сменилась частичной и на глубине примерно 10 м сформировался термоклин.

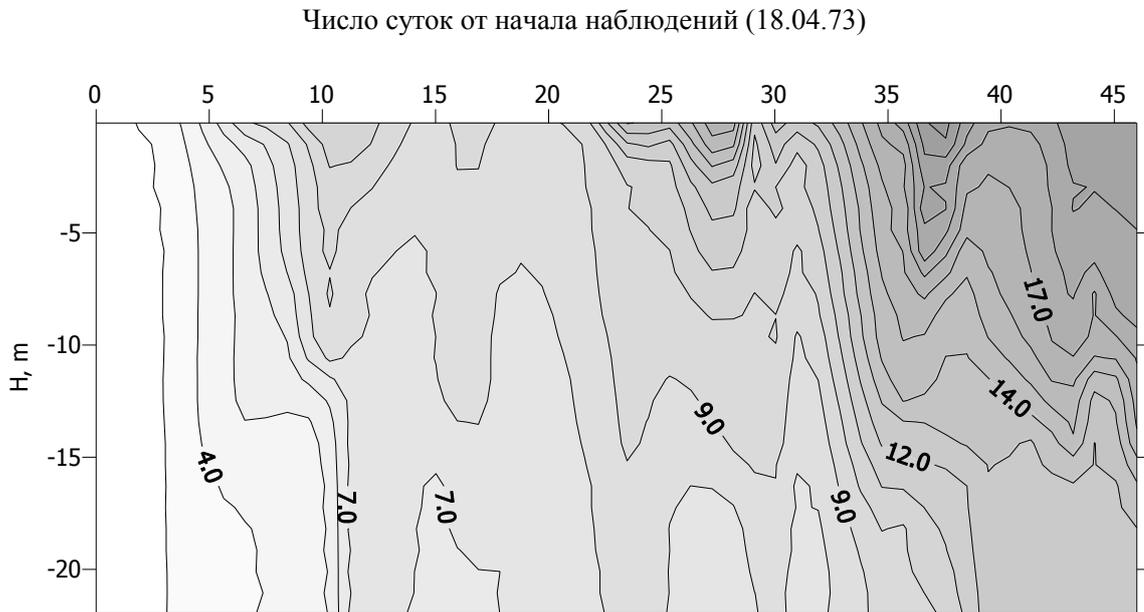


Рисунок 3.5 – Распределение температуры воды на русловой вертикали приплотинного плеса Учинского водохранилища в весенний период.

С момента установления постоянных температурных градиентов в слое скачка вертикальное расслоение Учинского водохранилища не нарушается даже сильными ветрами. В летний период интенсивное нагревание эпилимниона при слабом повышении температуры воды придонных слоев приводит к плавному росту разницы температур у поверхности и у дна. При этом перемешивание эпилимниона способствует увеличению градиентов температуры в слое скачка и возрастанию устойчивости водной массы водохранилища. Постепенное увеличение градиентов температуры до середины лета – закономерное явление в развитии стратификации водоемов умеренной зоны. Наибольших значений градиент температуры в слое скачка достигает в середине лета, когда теплоприток к водной поверхности максимален (рис. 3.6).

Сутки от начала наблюдений (21.06.74)

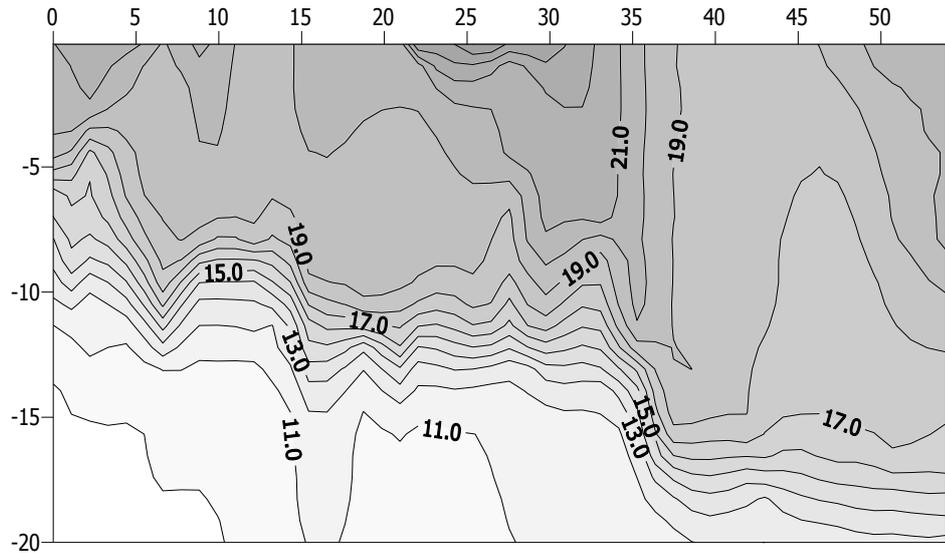


Рисунок 3.6 – Распределение температуры воды на русловой вертикали приплотинного плеса Учинского водохранилища в летний период.

По данным наблюдений за развитием термической стратификации в Учинском водохранилище в 1973–1974 годах и в Можайском водохранилище в 1967–1968 годах рассчитанные значения температурного градиента 50%-ной вероятности составили соответственно 1.5 и 1.2 град/м соответственно (при измерении температуры с шагом по глубине 1м).

Как в Учинском, так и в Можайском водохранилище градиенты и толщина слоя скачка в течение лета испытывают значительные короткопериодные колебания. Наблюдениями отмечены изменения максимальных градиентов в слое скачка от 1.0 до 6.0 град/м в течение нескольких суток. Учащенными наблюдениями над распределением температуры воды в этих водохранилищах установлено, что колебания слоя скачка характеризуются периодическими изменениями его толщины – расширениями и сжатиями – с резкими изменениями градиентов температуры. При этом изотермы в верхней части термоклина движутся вверх (или вниз), а в нижней – вниз (или вверх), т.е. в противоположные

стороны, а термоклин пульсирует. Эти пульсации, вероятно, связаны с распространяющимися двухобластными внутренними сейшами, наблюдающимися на внутренних водоемах [Шеленбергер, 1970].

Колебания термоклина, характерные как для озер, так и для водохранилищ, усиливают процесс вертикального обмена в водоеме, способствуя усилению проникновения растворенных и взвешенных веществ между слоями через термоклин.

Разрушение слоя температурного скачка и наступление периода осенней вертикальной изотермии в Учинском водохранилище происходит рано и при относительно высоких температурах. Проведенные в августе 2005г. в водохранилищах водораздельного бьефа гидрологические съемки показали, что в Учинском водохранилище термоклин с очень высокими градиентами температуры сохраняется на глубине 12 м (рис. 3.7).

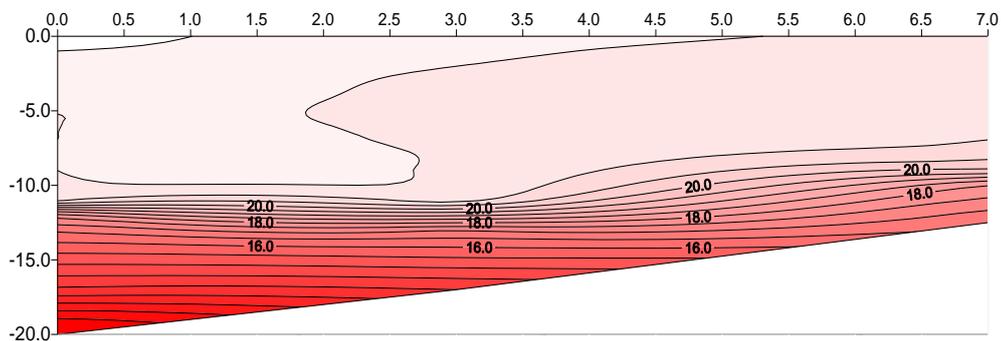


Рисунок 3.7 – Распределение температуры воды в Учинском водохранилище в августе

В других водохранилищах водораздельного бьефа температура воды в августе относительно однородна, вертикальные градиенты слабы, и слой термоклина в водохранилищах не наблюдается.

В Можайском водохранилище период стратификации обычно более продолжителен при одинаковых синоптических условиях. Причиной более раннего разрушения слоя скачка в Учинском водохранилище выступает

более интенсивный сброс холодных вод гипolimниона из водохранилища в течение всего лета. На термический режим Можайского водохранилища глубинный сброс вод оказывает значительно меньшее влияние, вследствие нерегулярных и меньших расходов.

Важнейший гидрофизический фактор формирования качества воды и процессов первичного продуцирования водоемов представляет собой *режим проникающей в воду солнечной радиации* [Баранов, 1979]. Значения приходящей к поверхности водоема солнечной радиации определяются географической широтой расположения водоема и юлианской датой наблюдения. Также как и для температуры воды, существует значимая корреляция между первичной продуктивностью континентальных водоемов и широтно обусловленным количеством солнечной радиации, поступающей на поверхность водоема. Проникновение радиации в воду существенно зависит от состава воды водоемов и, прежде всего, от содержания в нем взвешенных веществ и подчиняется закону Ламберта-Бэра. Мутность воды определяет величину коэффициента экстинкции.

Различия озер и водохранилищ в световом режиме обусловлены различиями в режиме мутности воды. Водоохранилища, имеющие, как правило, водосборы с более высокой активностью эрозионных процессов, характеризуются более высокими значениями мутности питающих их вод и, соответственно, более высокими значениями мутности вод самих водохранилищ. Это различие приводит к серьезным проблемам в использовании одного из самых распространенных показателей трофического состояния вод – величины прозрачности по диску Секки. Наличие в водах водоема большого количества минеральных взвесей вынуждает искать методы специальной оценки, так называемой, нефитопланктонной мутности для обоснованного применения величины прозрачности при оценках цветения водоемов с высокой мутностью вод.

Наиболее надежным путем оценки связи оптических параметров с характеристиками водоема в каком-либо конкретном водоеме представляется

получение эмпирических зависимостей по данным натуральных наблюдений. Непосредственное измерение коэффициента ослабления света в воде водоема проводится редко из-за сложных и разнообразных методик таких измерений. Величина же прозрачности воды по диску Секки входит в практику стандартных гидрологических и гидробиологических наблюдений на водоемах и по этому параметру обычно имеется массовый материал наблюдений.

Особенности зависимости прозрачности воды по диску Секки от биомассы фитопланктона в типичном водохранилище умеренной зоны иллюстрируют наблюдения, проведенные на Можайском водохранилище в течение летнего периода 1984 г., когда в течение всего безледного периода синхронно измерялась прозрачность и биомасса фитопланктона.

Наблюдения за фитопланктоном проводились в трех пунктах водохранилища: в верхнем его участке, в среднем и в приплотинном участке. Частота отбора проб воды колебалась от 2 (в верхнем и приплотинном участке) до 4 раз в месяц (в среднем участке) за период с мая по сентябрь. Прозрачность воды измерялась в те же сроки и на тех же станциях, где отбирались пробы воды. В 1984 г. наблюдалось интенсивное развитие планктона, поэтому биомасса фитопланктона колебалась в большом диапазоне. Также велик был и диапазон величин прозрачности воды, который при многочисленных наблюдениях в последующие годы почти не превышался. Сопоставление данных о прозрачности и биомассе показало, что в мае месяце, а в верхнем участке водохранилища и в течение всего летнего периода, зависимость между этими величинами отсутствовала. Это связано с наличием в воде водохранилища минеральной взвеси, приносимой притоками, а в верхнем относительно мелководном участке еще из-за возможного взмучивания донных отложений во время штормовой погоды.

Наибольшая прозрачность в нижнем и среднем участках водохранилища наблюдалась в июне месяце, когда цветение водоема практически отсутствовало. В июле и августе с увеличением биомассы

водорослей в воде водохранилища прозрачность воды плавно уменьшалась, достигнув самых низких значений в конце августа. Зависимость между прозрачностью и биомассой фитопланктона в период с июня по сентябрь показана на рис. 3.8. Эта зависимость аппроксимируется уравнением

$$SD = 3.6 \cdot B^{-0.39}, \quad (3.1)$$

где SD – величина прозрачности воды в м, B – биомасса водорослей в мг/л.

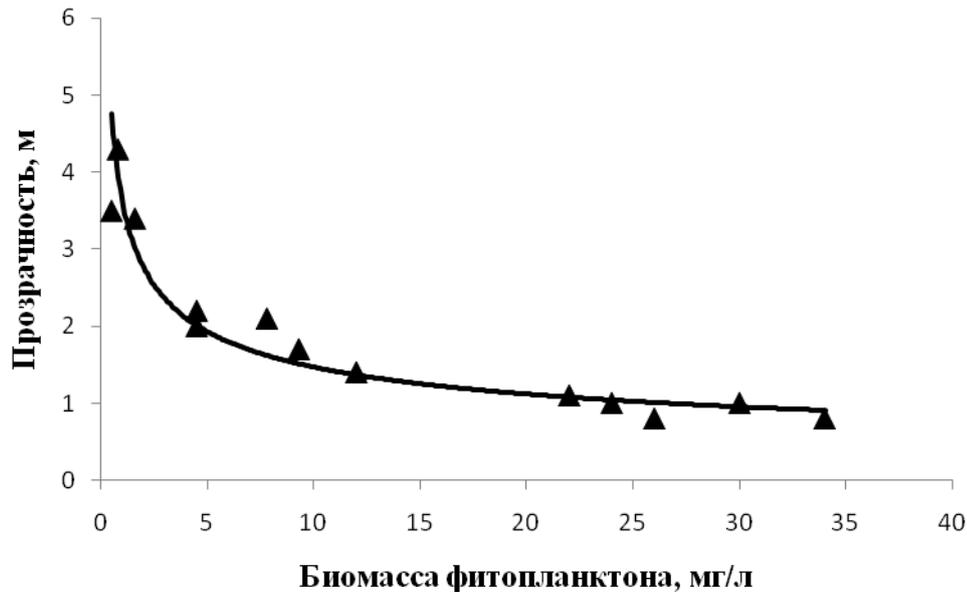


Рисунок 3.8 – Зависимость прозрачности вод Можайского водохранилища от биомассы фитопланктона.

Полученную по материалам наблюдений зависимость прозрачности и биомассы водорослей можно использовать для ориентировочной оценки биомассы фитопланктона в летний период по данным о прозрачности воды в водохранилищах. Пример такого расчета для Можайского водохранилища по зависимости

$$B = 25.97 \cdot SD^{-1.89} \quad (3.2)$$

представлен в таблице 3.4.

Таблица 3.4 – Измеренные и рассчитанные значения биомассы фитопланктона в московских водохранилищах по данным гидролого-гидрохимических съемок 2000г.

Водохранилище	Прозрачность, м	Биомасса рассчитанная, мг/л	Биомасса измеренная, мг/л
Истринское	1.2	18.4	23.6
	1.1	21.7	28.3
	1.0	26.0	22.0
	0.8	39.6	42.5
	0.7	51.0	42.6
Рузское	1.4	13.8	4.0
	2.1	6.4	3.4
	2.3	5.4	4.2
	2.05	6.7	7.2
	1.2	18.4	25.6
Озернинское	2.6	4.3	9.5
	1.5	12.1	12.7
	1.5	12.1	8.3
	1.4	13.8	9.0
	1.1	21.7	14.3

Динамические факторы наиболее значимы для короткопериодных (синоптических) изменений процессов формирования качества воды. По данным наблюдений и моделирования пространственная структура ветровых течений имеет важное экологическое значение, поскольку апвеллинги и даунвеллинги служат центрами интенсификации продукционно-деструкционных процессов и формирования биопродуктивности экосистемы в слабопроточных московских водохранилищах, а зоны повышенных скоростей течений приводят к выравниванию свойств стратифицированных летом водных масс водоемов [Эдельштейн и др., 2001]. Кроме изменений характеристик водной толщи, вызванной синоптическими колебаниями, возможны резкие изменения гидрологической структуры в результате сгонно-нагонных явлений.

Москворецкие водохранилища, как и все водоемы многолетнего регулирования речного стока, слабопроточны: среднегодовые значения коэффициента водообмена за период с 1992 по 2012 г. для Истринского и Озернинского водохранилищ равны 1.7, для Можайского 2.2, а для Рузского 2.7 год^{-1} . Поэтому в них скорости и расходы стокового течения, обусловленные уклоном водной поверхности, столь малы, что во все фазы водного режима, кроме короткой (1–2 недели) фазы интенсивного весеннего наполнения, соизмеримы со скоростями и расходами придонного плотностного течения. Последнее инструментально зафиксировано во всех 4 водохранилищах наблюдениями в 1996–2000 гг. [Самолубов, 2007]. Оно образуется вследствие наблюдающихся во все сезоны года из-за различий температуры и минерализации водных масс горизонтальных градиентов плотности воды.

В безледный вегетационный период с усилением ветра возникают в водоемах ветровые течения – дрейфовое в поверхностном слое, вызывающее сгон воды от подветренных участков берега к наветренным, и компенсационное в глубинных слоях, обусловленное ветровой денивеляцией водной поверхности. Однако перемешивание водных масс, вызываемое всеми этими течениями, слабее, чем их вертикальное конвективное перемешивание, возникающее, как и ветровые течения, эпизодически вследствие возникновения гравитационной неустойчивости слоев воды. В разные сезоны вегетационного периода при разной погоде, а также в зависимости от времени суток, соотношение вклада перечисленных динамических процессов в перемещение пассивных экологических характеристик существенно различны.

В фазу весеннего наполнения водохранилищ важнейшую роль в формировании химического состава весенней водной массы в приплотинных районах водохранилищ играет ранневесеннее конвективное перемешивание слоев зимних водных масс, вытесненных сюда весенней речной водной

массой из верхнего и центрального районов еще под всплывающим при наполнении водоема покровом льда [Пуклаков, Эдельштейн, 1996].

В летний гидрологический сезон соотношение роли различных динамических процессов в развитии продукционных процессов особенно сильно зависит от погодных условий. В пасмурную циклоническую погоду, обычно сопровождающуюся летом похолоданиями и усилением устойчивых по направлению западных и северо-западных ветров, в расширенных плесах водохранилищ формируются системы ветровых течений в сочетании с развивающейся в любое время суток упорядоченной конвекцией в форме вихрей Ленгмюра. Такое перемешивание, преодолевая гидростатическую устойчивость синоптического слоя скачка, погружает его к концу июля до дна надпойменных участков в центральном районе (до глубины 10–12 м). Поэтому здесь он сохраняется затем до конца вегетационного сезона в виде сезонного термоклина только над узкой и извилистой русловой ложбиной и другими понижениями донного рельефа [Пуклаков, 1999; Пуклаков, Гречушникова, 2001].

У приглубых подветренных берегов в зоне сгона возникает апвеллинг, т.е. подъем к поверхности сезонного слоя скачка и гипolimниальных прозрачных вод, почти лишенных кислорода, но богатых CO_2 и минеральным фосфором и азотом, где при последующем улучшении погоды и подводной освещенности возникают особенно благоприятные условия для вспышки развития фитопланктона (проявление, так называемого, большого, внутриводоемного круговорота фосфора).

В распределении дрейфовых течений и компенсационных противотечений при любом направлении ветра видна закономерная их обусловленность рельефом дна. Скорость дрейфовых течений возрастает на отмельных участках ложа и у наветренных берегов, где образуются вдольбереговые течения. По данным самописцев, максимальная скорость надруслового компенсационного течения на горизонте 5 м достигала 28 см/с, а в 1 м от дна ложбины (на глубине 12 м) – 19 см/с [Самолубов, 2007].

Ветровое воздействие на водную поверхность возбуждает не только сгонно-нагонные, но и постепенно затухающие в течение многих часов после прекращения ветра сейшевые колебания водной поверхности, сопровождающиеся внутренними сейшами. Они проявляются в вертикальных колебаниях температурного (плотностного) слоя скачка. При действии ветра вдоль продольной оси Можайского водохранилища период одноузловой сейши равен 2–2,5 час. И если амплитуда поверхностной сейши в Красновидовском плесе Можайского водохранилища составляет всего 1–2 см, то амплитуда внутренней сейши достигает 1 м при глубине колеблющегося слоя – от 5 до 11 м. Из-за этого в таком слое на одном и том же горизонте температура варьирует в пределах до ± 1 °С, колеблются и значения рН, концентрации кислорода и других характеристик состава воды в пределах, зависящих от их вертикального градиента в слое скачка [Можайское водохранилище..., 1979].

1.2. Гидрологический режим и водный баланс водохранилищ Волжской системы

Гидрологический режим водохранилищ Волжской системы водоснабжения определяется режимом перекачки волжской воды из Ивановского водохранилища и интенсивностью ее потребления на нужды водоснабжения г. Москвы, судоходства и обводнение рек. Поэтому для оценки особенностей гидрологического режима этих водохранилищ был выполнен анализ данных режимных декадных водных балансов водораздельного бьефа за период с 1984 по 2012 годы, по данным ФГУП канала им. Москвы (КИМ).

Водный баланс водораздельного бьефа КИМ. Водный баланс водораздельного бьефа канала рассчитывается по следующему уравнению

$$W_B + W_{\text{Б}} - W_{\text{ПВ}} - W_C - W_P - W_{\text{П}} = \Delta W, \quad (3.3)$$

где W_B – объем перекачки волжской воды; $W_{\text{Б}}$ – приток воды с примыкающего водосборного бассейна; $W_{\text{ПВ}}$ – потребление воды на промышленное и питьевое водоснабжение; W_C – сброс воды во время пропуска судов через шлюзы №6 и №7; W_P – потребление воды на санитарное обводнение рек, входящих в систему канала; $W_{\text{П}}$ – потери воды на фильтрацию и испарение, включающие в себя и погрешность расчета баланса; ΔW – аккумуляция воды в водораздельном бьефе.

Анализ годовых водных балансов водораздельного бьефа показал, что его водные ресурсы на 84–94% формируются из волжской воды. Накопленная вода расходуется преимущественно на водоснабжение г. Москвы (40–50%), санитарное обводнение рек Москвы, Яузы, Учи, Клязьмы (25–40%) и судоходство (10–20%). Объем водозабора из Иваньковского водохранилища зависит как от естественных причин (водности года), так и от антропогенного фактора. Диапазон межгодовой изменчивости перекачки воды достигает 1,2 км³: от 1,4 км³ в аномально многоводном 2009 г. до 2,6 км³ в аномально маловодном 1996 г.

Чтобы оценить влияние водности на структуры водного баланса водохранилищ, исключив возможные незакономерные влияния на него условий конкретных лет, рассмотрим осредненные водные балансы за 6 маловодных (1984, 1992, 1993, 1996, 2002 и 2007 гг.) , 6 многоводных (1986, 1990, 1998, 2004, 2008, и 2009 гг.) и 6 средневодных (1987, 1994, 1995, 1997, 1999 и 2010 гг.) лет (таблица 3.5).

Отклонения составляющих водного баланса многоводных и маловодных лет ($W_{\text{мв}}$) от средневодных лет ($W_{\text{ср}}$) оценим по соотношению (3.4):

$$\Delta_{\text{отк}} = (W_{\text{мв}} - W_{\text{ср}}) / W_{\text{ср}} \cdot 100\% \quad (3.4)$$

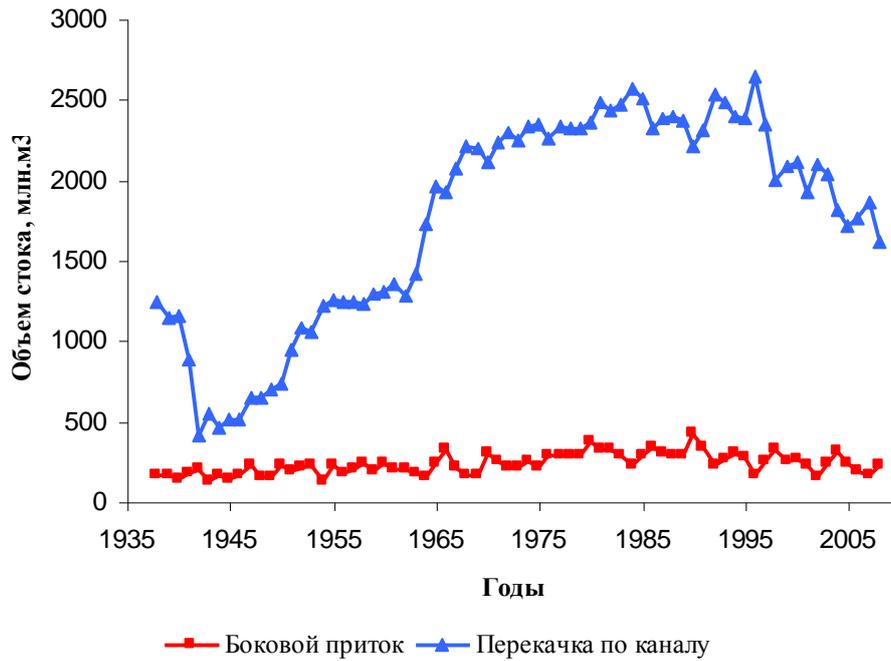
Таблица 3.5 – Водный баланс водораздельного бьефа за разные по водности периоды времени

Статьи баланса	Многоводные годы		$\Delta_{отк}$ %	Маловодные годы		$\Delta_{отк}$ %	Средневодные годы	
	м ³ /с	%		м ³ /с	%		м ³ /с	%
W_B	60,0	86	-6	74,8	92	+14	65,5	89
$W_{\text{Б}}$	10,0	14	+24	6,3	8	-23	8,2	11
Σ прихода	70,0	100	-5	81,1	100	+10	73,7	100
$W_{\text{ПВ}}$	32,5	47	-4	36,8	45	+7	34,4	46
W_P	17,1	25	-14	27,8	34	+27	21,9	30
W_C	12,7	18	+6	12,1	15	+2	11,8	16
$W_{\text{П}}$	7,2	10	+23	4,6	6	-22	5,9	8
Σ расхода	69,5	100	-6	81,2	100	+10	74,0	100
Кв	7,8		+6	8,1		+9	7,4	

Из таблицы видно, что в маловодные годы по сравнению со средневодными годами заметно возрастает потребление воды на обводнение рек (на 27%), увеличиваются, хотя и не столь значительно (на 7%), затраты на водоснабжение г. Москвы и пригородов. В связи с этим возрастает объем перекачки по каналу (на 14%) и интенсивность водообмена водохранилищ (на 9%). При этом, существенно уменьшается приток воды с частных водосборов водохранилищ – на 23%. В многоводные годы в структуре водного баланса на 14% снижаются затраты на обводнение рек, но возрастает доля притока воды с бокового водосбора водораздельного бьефа (на 24%). Интенсивность водообмена водохранилищ также увеличивается.

В начале 90-х годов перестройка водопотребления в московском мегаполисе привела к изменению структуры водного баланса водохранилищ канала. На рис. 3.9 представлен хронологический график составляющих водного баланса водораздельного бьефа канала в 1984–2011 гг., на котором видны происходящие за последние годы тенденции их изменения.

А)



Б)

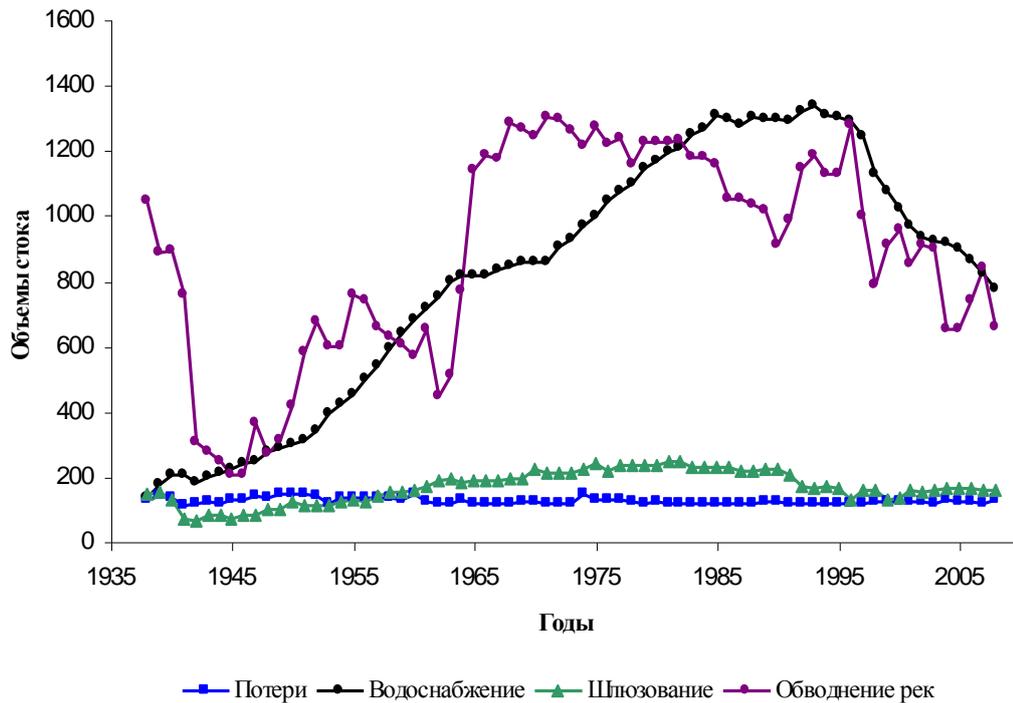


Рисунок 3.9 – Динамика приходных (А) и расходных (Б) составляющих водного баланса водораздельного бьефа канала за период его эксплуатации

Объемы подачи волжской воды в водохранилища водораздельного бьефа постоянно росли, начиная с послевоенных лет. Но с 1985 г. отмечается в целом устойчивое снижение объемов перекачки, прерванное на 5 лет в 1992–1996 гг. серией маловодных лет, когда потребности в водообеспечении города и обводнении рек были повышенные и, соответственно, был увеличен объем перекачки воды из Волги [Пуклаков, Пуклакова, 2009]. В начале 90-х годов заметно снизилась интенсивность судоходства по каналу. Начиная с 1991 г. ежегодное количество сливаемых призм шлюзов уменьшилось в среднем на 30–35%.

Уменьшение затрат воды на обеспечение судоходства происходило в течение всего навигационного периода, но наиболее значимым оно было в апреле (на 78%) и ноябре (на 44%). Это связано со смещением сроков начала и окончания навигации в последнее время, соответственно, на более поздние и более ранние сроки. Наиболее значимые изменения произошли после маловодного периода 1992–1996 года. В последующий за этим период средневодных лет среднегодовой расход перекачки волжской воды снизился с 81 до 46–49 м³/с в 2010-2011 гг., т.е. более чем на 40%, что невозможно объяснить повышением водности последних лет.

Обнаруживается тесная обратная связь объемов перекачки с объемами бокового притока воды в водохранилища водораздельного бьефа, характеризующих водность года. Коэффициент корреляции этих составляющих водного баланса за период 1984–1996 гг. составил $r = -0,9$, тогда как за период 1997–2011 гг. эта связь полностью отсутствовала. С 1997 г. наблюдается снижение потребления воды на водоснабжение (с 40 до 20 м³/с), обводнение рек (в среднем с 25–30 до 15–20 м³/с) и судоходство (до 9-10 м³/с). В то же время возросли потери воды на фильтрацию и испарение – в среднем с 3-5 до 7–8 м³/с. Столь существенные изменения в структуре водного баланса водораздельного бьефа привели к изменениям интенсивности водообмена в нем: средний годовой коэффициент водообмена K_v уменьшился до 6,5 год⁻¹ (на 25%).

Для анализа влияния водности на гидрологический режим водохранилищ водораздельного бьефа при современном состоянии его эксплуатации рассмотрим водный баланс бьефа в среднем по водности 2005 году. В таблице 3.6 приводится внутригодовое распределение составляющих водного баланса бьефа в этом году

Анализ приведенных данных показывает, что все составляющие водного баланса водораздельного бьефа подвержены сезонной изменчивости. Наполнение водохранилищ после их зимней сработки началось в марте. Объем подачи воды из Волги в этом месяце увеличился на 57% и составил 134,1 млн м³ в месяц. Основное заполнение водохранилищ до отметок, близких к НПУ, произошло в апреле. В это время приток воды с бокового водосбора был максимальным (39% от приходной части баланса), перекачка воды из Иваньковского водохранилища в первой декаде апреля была увеличена до 85 м³/с, а во второй и третьей декаде снижена до 32 м³/с. Около 36% поступившей в апреле воды пошло на пополнение водных ресурсов водораздельного бьефа.

С ростом уровня и сходом льда резко возрастают потери воды на фильтрацию и испарение. С началом навигации в структуре водного баланса существенное место начинают занимать затраты воды на судоходство – до 55–60 млн м³ в месяц. Расход воды на обводнение рек весной составлял 16–18 млн м³ в месяц.

Таблица 3.6 – Внутригодовое распределение составляющих водного баланса W водораздельного бьефа канала в средневодный 2005 г.

W, млн м ³	Месяцы года												Год
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	
W_B	86,4	85,4	134	128	142	177	182	202	195	198	90,6	87,2	1709
W_6	36,1	12,8	11,2	80,3	20,6	30,3	12,9	6,8	5,4	9,3	8,0	6,7	240
$\sum P_p$	122	98,2	145	208	163	208	194	209	200	208	98,6	93,9	1949
$W_{ПВ}$	75,8	72,0	78,8	78,0	75,9	71,8	70,3	72,7	73,3	77,3	73,9	77,0	896,8
W_p	34,6	34,0	49,4	17,6	16,3	31,5	33,1	44,5	44,2	51,4	21,5	59,3	437,4
W_c	0,9	0,9	0,9	8,9	53,3	57,4	62,4	61,5	58,5	54,3	17,8	0,9	377,7
$\sum P_x$	111	107	129	104	146	161	166	179	176	183	113	137	
ΔW	-14,3	-17,1	0,7	75,7	-2,0	4,1	1,0	1,0	-4,3	-1,9	-22,3	-43,1	-22,5
$W_{П}$	25,5	8,4	15,5	28,3	19,4	43,2	28,0	29,0	28,4	26,6	7,7	-0,2	260
K_B	0,27	0,24	0,36	0,38	0,33	0,43	0,41	0,45	0,43	0,45	0,21	0,25	4,73

В течение навигационного периода с мая по октябрь уровень воды в водораздельном бьефе поддерживается близким к 162,0 м для поддержания глубин, обеспечивающих безопасный проход судов в судоходной части водораздельного бьефа. Перекачка волжской воды в это время стабильна и составляет 70–75 м³/с. Приток с бокового водосбора в месяцы с небольшим количеством осадков незначителен и не превышает 5–6% приходной части баланса, в дождливые (июнь) периоды достигает 15%. Увеличиваются затраты воды на обводнение рек (до 40–50 млн м³/месяц) и судоходство (55–60 млн м³/месяц), и они остаются относительно постоянными в течение всех этих месяцев. Обращает на себя внимание лишь закономерное (оно наблюдается и во все другие годы) понижение потребления воды на водоснабжение с 75,9 млн м³ в мае до 70,3 млн м³ в июле, а затем его рост до 77,3 млн м³ в октябре.

В начале ноября начинается предзимняя сработка водохранилищ водораздельного бьефа. Расходы перекачки воды из Волги снижаются до 35 м³/с (90,6 млн м³ в месяц). В ноябре около 20% потребляемой воды компенсируется водными ресурсами водораздельного бьефа. С понижением уровня воды в водохранилищах и наступлением ледостава потери воды на фильтрацию и испарение снижаются до 2–3 м³/с против 10–11 м³/с в летний период. С окончанием навигации резко сокращаются затраты воды в системе шлюзов канала, что приводит практически к полному прекращению поступления воды в р. Москву через шлюзы №7 и №8. В результате этого, потребление воды на обводнение рек октябре увеличилось до 51 млн м³, главным образом в результате ее пропуска в р. Москву через Сходненскую ГЭС. Обычно к середине декабря предзимняя сработка бьефа заканчивается, уровень воды в водохранилищах понижается до отметок минимального (ремонтного) зимнего уровня, равного 160,5 м. Потери воды на фильтрацию и испарение в декабре сократились до минимума, расходы на обводнение рек возросли до 59 млн м³, потребление воды на промышленное и питьевое водоснабжение достигает 77 млн м³.

В зимние месяцы гидрологический режим водохранилищ водораздельного бьефа относительно стабилен. Все составляющие водного баланса в январе–феврале в среднем остаются практически неизменными при стабильном уровне воды. Максимальная интенсивность водообмена в 2005 г. наблюдалась в июне–октябре и составляла $0,41\text{--}0,45$ месяц⁻¹, минимальная – в ноябре при снижении перекачки и использовании для водоснабжения собственных водных ресурсов бьефа.

Для сравнения внутригодового распределения составляющих водного баланса аномальных лет со среднестатистическим годом были рассчитаны их месячные значения (W , млн м³) в маловодном 2002 и многоводном 2009 гг. и отклонения ($\Delta_{\text{отк}}$, %) от соответствующих показателей 2005 года. Значения рассчитанных отклонений представлены на рис. 3.10-3.14.

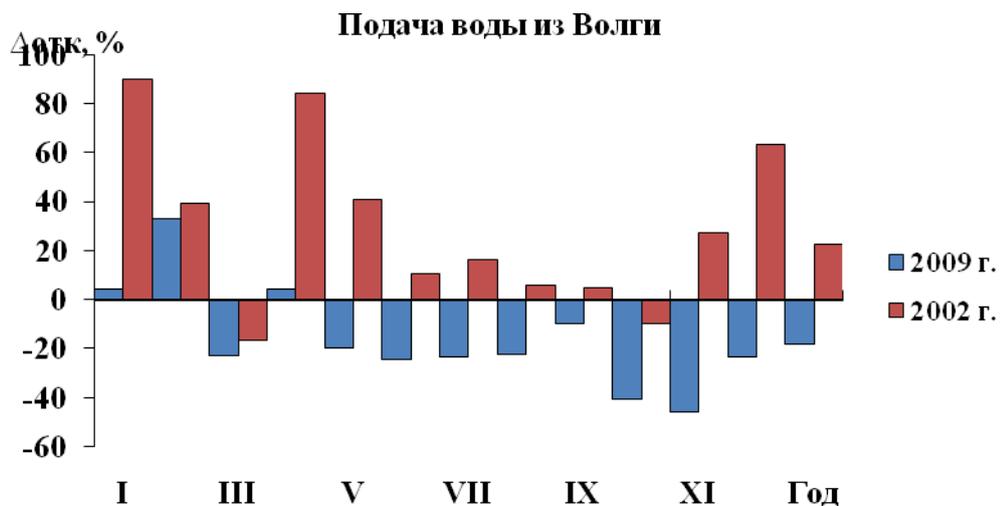


Рисунок 3.10 – Отклонения месячных объемов перекачки воды из Волги в аномальные по водности годы от средневодного 2005 г.

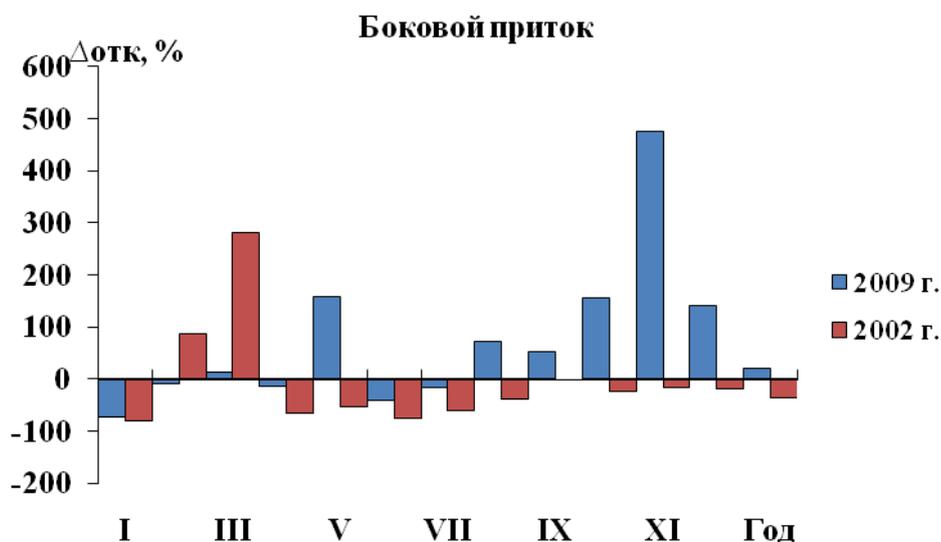


Рисунок 3.11 – Отклонения месячных объемов бокового притока в аномальные по водности годы от средневодного 2005 г.

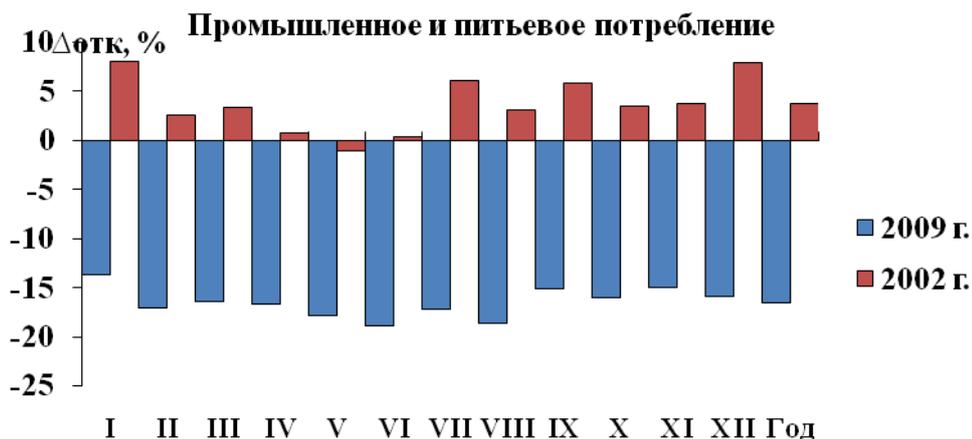


Рисунок 3.12 – Отклонения месячных объемов промышленного и питьевого потребления воды в аномальные по водности годы от средневодного 2005 г.

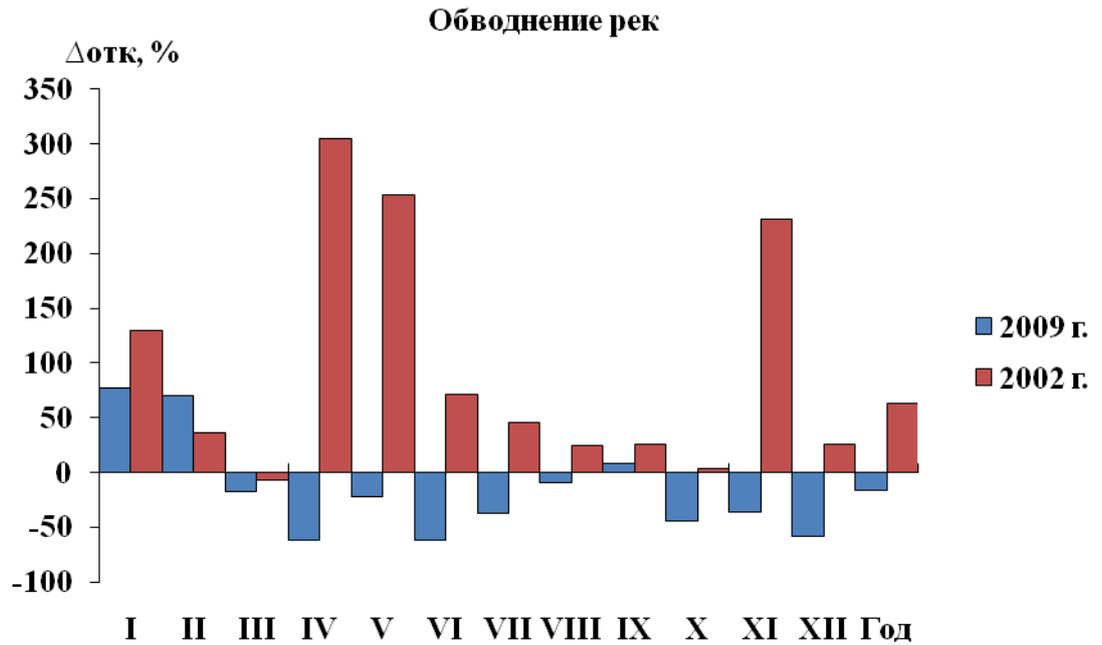


Рисунок 3.13 – Отклонения месячных объемов затрат воды на обводнение рек г. Москвы в аномальные по водности годы от средневодного 2005 г.



Рисунок 3.14 – Отклонения месячных значений интенсивности водообмена водораздельного бьефа в аномальные по водности годы от средневодного 2005 г.

Основное отличие маловодного года от многоводного – увеличение объемов перекачки волжской воды, сокращение притока воды с водосбора и увеличение ее затрат на водоснабжение и обводнение рек, повышение интенсивности водообмена. В связи с этим в 2002 г. в приходной части водного баланса доля волжских вод была на 10% больше, чем в 2009 г.

До 1995 г. потребление воды на промышленное и питьевое водоснабжение в маловодные годы немного увеличивалось (на 1–2%). В последующие годы независимо от водности наблюдается постоянное снижение водопотребления. С 1997 по 2002 г. интенсивность уменьшения потребления воды на водоснабжение составляла более 50 млн м³ в год. Оно продолжается и в настоящее время, но уже с интенсивностью 30–40 млн м³ в год. Более тесно связано с водностью года потребление воды на обводнение рек. В 2002 г. оно было почти в 2 раза больше чем в 2009 г. Наибольшее увеличение потребления воды приходится на маловодные месяцы года. Соответственно, в эти месяцы в структуре расходной части водного баланса существенно возрастает доля потребления воды на обводнение рек.

В обычные годы водохранилища водораздельного бьефа срабатываются осенью на 1,5 м еще до установления ледостава, и далее в течение всей зимы до начала половодья уровень воды в них поддерживается на отметках, близких к 160,5 м (минимальный зимний уровень).

Гидрологический режим отдельных водохранилищ бьефа. Водораздельный бьеф, рассмотренный выше как единое целое, состоит из пяти судоходных водохранилищ, соединенных между собой каналами, и одного отстойного водохранилища [Канал..., 1987]. Однако данные о водном балансе водораздельного бьефа позволяют рассмотреть водный баланс водохранилищ в отдельности.

Первым в цепочке водохранилищ водораздельного бьефа стоит Икшинское водохранилище. Уравнение его водного баланса имеет следующий вид:

$$W_B + W_{\text{БИк}} - W_{\text{Ш6}} - W_{\text{ПИк}} - W_{\text{К289}} = \Delta W_{\text{Ик}} \quad (3.5)$$

где W_B – объем перекачки волжской воды с северного склона; $W_{БИк}$ – приток воды с примыкающего к водохранилищу водосборного бассейна; $W_{Ш6}$ – сброс воды во время пропуска судов через шлюз №6; $W_{ПИк}$ – потери воды на фильтрацию и испарение; W_{K289} – переток воды по каналу №289 в Пестовское водохранилище; $\Delta W_{Ик}$ – аккумуляция воды в Икшинском водохранилище за рассматриваемый промежуток времени.

Следующим в системе канала расположено Пестовское водохранилище. Уравнение его водного баланса:

$$W_{K289} + W_{БПе} - W_{Пе-Ак} - W_{ППе} - W_{K290} = \Delta W_{Пе}, \quad (3.6)$$

где $W_{БПе}$ – приток воды с водосборного бассейна водохранилища; $W_{Пе-Ак}$ – поступление воды из Пестовского в Учинское водохранилище; $W_{ППе}$ – потери на фильтрацию и испарение; W_{K290} – переток воды по каналу №290 в Пяловское водохранилище; $\Delta W_{Пе}$ – аккумуляция воды в Пестовском водохранилище.

Учинское водохранилище, расположенное между Пестовской, Пяловской и Акуловской плотинами используется для водоснабжения станций водоподготовки. Его водный баланс описывается уравнением:

$$W_{Пе-Ак} + W_{БАк} - W_{ПАк} - W_{Уч} - W_{Кор} - W_{ВВС} - 0,75W_{СВС} = \Delta W_{Ак}, \quad (3.7)$$

где $W_{БАк}$ – приток воды с водосборного бассейна; $W_{ПАк}$ – потери на фильтрацию и испарение; $W_{Уч}$ – сброс воды в нижний бьеф Акуловского гидроузла для обводнения р. Учи; $W_{Кор}$ – водозабор г. Королева; $W_{ВВС}$ – водозабор Восточной станции водоподготовки; $0,75W_{СВС}$ – водозабор Северной станции водоподготовки из Учинского водохранилища; $\Delta W_{Ак}$ – аккумуляция воды в водохранилище.

Далее по каналу расположено Пяловское водохранилище, уравнение водного баланса которого:

$$W_{K290} + W_{БПя} - W_{ППя} - W_{K291} = \Delta W_{Пя}, \quad (3.8)$$

где $W_{БПя}$ – приток воды с водосборного бассейна; $W_{ППя}$ – потери на фильтрацию и испарение; W_{K291} – переток воды по каналу №291 в Клязьминское водохранилище; $\Delta W_{Пя}$ – аккумуляция воды.

Клязьминское водохранилище – второе водохранилище системы водораздельного бьефа, которое используется для целей промышленного и питьевого водоснабжения. Водный баланс водохранилища:

$$W_{K291} + W_{BKл} - W_{ПКл} - W_{Кл} - W_{ЧПЗ} - 0,25W_{СВС} - W_{K292} = \Delta W_{Кл}, \quad (3.9)$$

где $W_{BKл}$ – приток воды с водосборного бассейна; $W_{ПКл}$ – потери на фильтрацию и испарение; $W_{Кл}$ – сброс воды в нижний бьеф Пироговского гидроузла для обводнения р. Клязьмы; $W_{ЧПЗ}$ – потребление воды Черкизовской промышленной зоной; $0,25W_{СВС}$ – водозабор Северной водопроводной станции из Клязьминского водохранилища; W_{K292} – переток воды по каналу №292 в Химкинское водохранилище; $\Delta W_{Кл}$ – аккумуляция воды.

Совместное решение приведенных выше уравнений водного баланса позволяет проследить трансформацию расходов перекачки волжской воды по системе водохранилищ и соединительных каналов водораздельного бьефа. В водных балансах нет данных о притоке воды с водосбора и потерях воды на фильтрацию и испарение для каждого из водохранилищ в отдельности. Имеются только их значения для всего водораздельного бьефа в целом. Поэтому величина притока воды с водосбора к каждому водохранилищу была принята по среднему модулю стока со всего водосборного бассейна бьефа. Потери воды из водохранилищ определяются в основном испарением, поэтому их значения для каждого водоема принимались пропорционально площади их водной поверхности.

Анализ водного баланса водохранилищ водораздельного бьефа начнем по порядку их следования в системе канала. Общие тенденции изменения водного баланса и гидрологического режима всего водораздельного бьефа в последние годы в такой же мере свойственны и всем его составным частям.

В таблице 3.7 приведены составляющие водного баланса всех водохранилищ бьефа за характерные периоды и экстремальные по водности годы последних лет, наиболее сильно отличающиеся друг от друга. Как уже отмечалось выше, по водности весь рассматриваемый период с 1984

по 2011 гг. можно разбить на три подпериода: 1984–1991 гг. – в целом средневодный период в условиях начала рецессии экономики города, 1992–1997 – серия маловодных лет, 1998–2011 гг. – в целом многоводный период при продолжающемся спаде промышленного потребления воды.

Икшинское водохранилище – высокопроточный водоем. Его годовой коэффициент водообмена K_v изменялся за период времени с 1984 по 2011 гг. в пределах 113–227 год⁻¹, т.е. время смены воды в нем составляет всего 1,6–3,2 суток. В связи с такой высокой сменяемостью вод качественные характеристики водных масс водохранилища практически полностью определяются их значениями в поступающей по каналу волжской воде. Приходная часть его баланса более чем на 99% определяется перекачкой воды с северного склона канала и менее 1% – притоком воды с водосбора.

Из Пестовского водохранилища вода распределяется по двум основным направлениям: в Учинское водохранилище и по каналу в Пяловское водохранилище. Эти два потока в среднем примерно равны друг другу и дают 97–99% расходной части баланса водохранилища. В маловодный год доля воды, поступающей по каналу в Пяловское водохранилище, увеличивается до 53%, так как в такие периоды возрастают потребности воды на обводнение рек. Проточность Пестовского водохранилища значительно ниже, чем Икшинского, и изменяется в пределах $K_v = 26–54$ год⁻¹. С 2005 г. значения K_v ни разу не превышали 35 год⁻¹. Соответственно, время смены воды в нем составляет 7–14 суток.

Таблица 3.7 – Водный баланс водохранилищ водораздельного бьефа канала им. Москвы

Статьи баланса	Период 1984–1991 гг.		Период 1992–1997 гг.		Период 1998–2011 гг.		Многовод- ный 2009 г.		Маловод- ный 2002 г.	
	м ³ /с	%	м ³ /с	%	м ³ /с	%	м ³ /с	%	м ³ /с	%
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Икшинское водохранилище										
W_B	75,5	99	78,0	99	57,7	99,3	44,3	98,9	66,4	100
$W_{БИк}$	0,5	1	0,4	1	0,4	1	0,5	1	0,3	0
Σ прихода	76,0	100	78,4	100	58,1	100	44,8	100	66,7	100
W_{289}	68,6	90	73,1	93	52,6	91	39,5	88	61,3	92
W_6	7,0	9	5,1	6	4,9	8	4,6	10	4,8	7
$W_{Пик}$	0,3	0	0,3	0	0,6	1	0,7	2	0,7	1
Σ расхода	76,0	100	78,4	100	58,1	100	44,8	100	66,7	100
Кв	197		208		149		113		174	
$W_{Волга, \%}$	99		99		99		99		100	
Пестовское водохранилище										
$W_{К289}$	68,6	97	73,1	98	52,6	97	39,5	96	61,3	99
$W_{БПе}$	1,9	3	1,5	2	1,4	3	1,8	4	0,9	1
Σ прихода	70,5	100	74,6	100	54,0	100	41,3	100	62,2	100
$W_{Пе-Ак}$	35,2	50	35,2	47	25,9	48	22,3	54	27,6	44
$W_{К290}$	34,5	49	38,8	52	26,7	49	17,4	42	33,0	53
$W_{ППе}$	0,8	1	0,6	1	1,5	3	1,6	4	1,6	3
Σ расхода	70,5	100	74,6	100	54,0	100	41,3	100	62,2	100
Кв	46,0		49,3		35,0		26,0		40,8	
$W_{Волга, \%}$	97		98		97		95		98	

Таблица 3.7. Продолжение

Статьи баланса	Период 1984– 1991гг.		Период 1992–1997 гг.		Период 1998–2011 гг.		Многовод- ный 2009 г.		Маловодный 2002 г.	
	м ³ /с	%	м ³ /с	%	м ³ /с	%	м ³ /с	%	м ³ /с	%
Учинское водохранилище										
W _{Пе-Ак}	35,2	99	35,2	99	25,9	99	22,3	98	27,6	99
W _{БАк}	0,4	1	0,3	1	0,3	1	0,4	2	0,2	1
Σ прихода	35,6	100	35,5	100	26,2	100	22,7	100	27,8	100
W _{ПАк}	1,3	4	1,0	3	2,4	9	2,7	12	2,6	9
W _{Уч}	1,1	3	1,1	3	1,0	4	1,0	5	1,0	4
W _{ВВС}	17,2	48	16,8	47	11,1	42	8,8	39	12,3	44
W _{Кор}	0,8	2	0,9	3	1,0	4	0,9	4	1,1	4
W _{СВС}	15,2	43	15,6	44	10,6	40	9,2	41	10,7	38
Σ расхода	35,6	100	35,5	100	26,2	100	22,7	100	27,8	100
Кв	8,3		8,5		4,9		4,1		6,6	
W _{Волга} , %	96		97		96		93		97	
Пяловское водохранилище										
W _{К290}	34,5	95	38,8	96	26,7	95	17,4	91	33,0	97
W _{БПя}	1,8	5	1,4	4	1,4	5	1,7	9	0,9	3
Σ прихода	36,3	100	40,2	100	28,0	100	19,1	100	33,9	100
W _{К291}	35,8	99	39,8	99	27,2	97	18,2	95	33,0	97
W _{ППя}	0,4	1	0,3	1	0,8	3	0,9	5	0,9	3
Σ расхода	36,3	100	40,2	100	28,0	100	19,1	100	33,9	100
Кв	76,0		85,8		58,0		38,5		70,7	
W _{Волга} , %	92		94		92		86		96	

Таблица 3.7. Продолжение

Статьи баланса	Период 1984– 1991гг.		Период 1992–1997 гг.		Период 1998–2011 гг.		Многовод- ный 2009 г.		Маловодный 2002 г.	
	м ³ /с	%	м ³ /с	%	м ³ /с	%	м ³ /с	%	м ³ /с	%
Клязьминское водохранилище										
W _{К291}	35,8	88	39,8	91	27,2	88	18,2	80	33,0	93
W _{БКл}	4,7	12	3,7	9	3,6	12	4,4	20	2,3	7
Σ прихода	40,5	100	43,6	100	30,8	100	22,7	100	35,3	100
W _{ПКл}	1,0	3	0,8	2	1,9	6	2,1	9	2,1	6
W _{Кл}	4,0	10	3,6	8	1,2	4	1,0	5	1,0	3
W _{ЧПЗ}	0,9	2	1,0	2	0,9	3	1,0	5	0,9	2
W _{СВС}	5,1	12	5,2	12	3,5	11	3,1	14	3,6	10
W _{К292}	29,6	73	33,0	76	23,2	75	15,4	68	27,8	79
Σ расхода	40,5	100	43,6	100	30,8	100	22,7	100	35,3	100
Кв	19,2		20,7		16,0		10,7		16,3	
W _{Волга} , %	81		85		81		69		89	

Примечание – W_{Волга} – процент волжской воды в водной массе водохранилища.

В Учинское и Пяловское водохранилища поступает вода, состоящая уже на 3% из воды притока с водосбора водораздельного бьефа и на 97% из волжской воды ($W_{\text{Волга}}$, %). В многоводные годы доля воды притока с водосбора увеличивается до 4%, а в маловодные понижается до 2%. Гидродинамика основной части Пестовского водохранилища определяется транзитным потоком перекачки воды по каналу. Исключение составляет глубоко вдающийся в сушу Тишковский залив, образовавшийся в устьях притоков водохранилища р. Какотка и р. Вязь.

Из Учинского водохранилища осуществляется основной водозабор на промышленное и питьевое водоснабжение г. Москвы и пригородов. Состав его воды на 99% состоит из водных масс, поступающих из Пестовского водохранилища и на 1% из воды собственного бокового водосбора. В расходной части баланса в последние годы 40–44% воды поступает в водозабор Восточной станции водоподготовки, 38–40% – в водозабор Северной станции водоподготовки, 4% воды потребляет г. Королев, около 4% идет на обводнение р. Учи. Водность года не влияет на работу водозаборных сооружений, если не считать некоторого повышения содержания в них волжской воды с 95% в многоводный до 97% в маловодный год и, соответственно, снижения доли воды с бассейна водосбора канала с 5 до 3%. Водообмен этого отстойного водохранилища наименьший из всех водоемов канала и изменяется в диапазоне годового $K_v = 4-7 \text{ год}^{-1}$, что соответствует времени смены воды в нем 52–91 суток.

Пяловское водохранилище по структуре водного баланса самое простое во всей системе водораздельного бьефа. От 94 до 97% воды поступает в него из Пестовского водохранилища по каналу и, соответственно, 3–6% с бассейна водосбора. Расходная часть баланса состоит из оттока в Клязьминское водохранилище (более 97%) и потерь на испарение и фильтрацию (в настоящее время около 3%). Это транзитный водоем в составе канала им. Москвы, из которого при необходимости можно проводить попуски в Учинское водохранилище вместо Пестовского

водосброса [Основные положения..., 1963]. Интенсивность его годового водообмена высокая и составляет $39-99 \text{ год}^{-1}$, что соответствует времени смены воды в нем за 4–9 суток. Доля волжской воды в водной массе этого водохранилища в среднем составляет около 92%, снижаясь в многоводные годы до 86% и повышаясь в маловодные годы до 96%. Канал пересекает его в средней части, деля на две обособленные части, каждая со своей системой течений.

Из Пяловского водохранилища вода поступает в Клязьминское водохранилище. Это самый большой по площади водосборного бассейна и второй по величине запасов воды после Учинского водохранилища водоем водораздельного бьефа. Эти запасы в среднем на 88% формируются из воды, поступающей по каналу и на 12% из притока с водосбора. В многоводные годы доля бокового притока в этом водохранилище увеличивается до 20%, а в маловодные снижается до 7%. От 70 до 80% запасов воды проходит Клязьминское водохранилище транзитом в Химкинское водохранилище. В зависимости от водности года 3–5% воды тратится на обводнение р. Клязьмы, от 10 до 14% потребляет Северная станция водоподготовки и около 3% Черкизовская промзона. Коэффициент водообмена водохранилища $K_v = 11-23 \text{ год}^{-1}$, длительность смены воды – 16–33 суток. Соотношение волжских вод и притока с водосбора в Клязьминском водохранилище в маловодный год составляет 89:11, а в многоводный год 69:31. В среднем, доля водных масс, поступающих с водосборного бассейна канала, составляет в воде водохранилища 19%.

В гидродинамическом отношении Клязьминское водохранилище делится на две части, различные по интенсивности динамических процессов. Волжская вода поступает по каналу расходом $20-40 \text{ м}^3/\text{с}$ в среднюю часть водохранилища, а забирается в Химкинское водохранилище расходом $15-35 \text{ м}^3/\text{с}$ из его верхней части, куда дополнительно поступает еще и сток р. Клязьмы средним расходом $2-4 \text{ м}^3/\text{с}$. В результате в этой части водохранилища постоянно существует транзитная зона стокового течения со

скоростями 2–4 см/с, свойственная сильно проточным водохранилищам. В нижней части Клязьминского водохранилища, соединяющейся с этой зоной узким проливом формируется характерная для водохранилищ замедленного водообмена сложная система течений, чаще всего обособленных пределами отдельных плесов, со скоростями не более 1–2 см/с [Венецианов и др. 2013]. Именно из этой части водохранилища производится забор воды для водоснабжения общим расходом 4–6 м³/с.

ВЫВОДЫ ГЛАВЫ

1. В последнее 20-летие в верховьях бассейна р. Москвы увеличилась климатически обусловленная изменчивость водного стока (годового, и особенно внутригодового) из-за увеличения водности преимущественно осенних паводков. Тем не менее, основным фактором в дестабилизации уровня режима водохранилищ служит не водный сток питающих водохранилища рек, а режим сработки полезного объема в предшествующий водохозяйственный год.

2. В период устойчивого потепления климата в конце 80-х – начале 90-х годов в формировании водных масс водохранилищ уменьшается вклад талых вод половодья (с 70 до 42%) и увеличивается вклад летних, осенних и зимних паводков (с 17 до 42%). Это вызывает рост нестабильности функционирования экосистем москворецких водохранилищ, которое проявляется в усилении пространственной неоднородности состава воды в водохранилищах, в увеличении асинхронности развития в них процессов внутриводоемной трансформации химических и биологических компонент водных экосистем, что увеличивает непредсказуемость их дальнейшего развития.

3. При общих закономерностях формирования летней структуры вод в водохранилищах, каждое из них обладает индивидуальными особенностями, которые обеспечивают различия в объемах, времени образования, расположения и длительности существования летних водных масс. Поля

дрейфовых течений в водохранилищах ограничены в основном пределами морфологически обособленных плесов, зоны их распространения обусловлены рельефом дна, что имеет важное экологическое значение для процессов формирования качества воды

4. С 1984 года в режиме работы канала им. Москвы четко прослеживаются три периода, связанные как гидрометеорологической ситуацией в бассейне Верхней Волги, так и с антропогенным фактором:

1) 1984–1991 гг. – период с преобладанием многоводных лет и стабильной работой канала;

2) 1992–1997 гг. – с преобладанием маловодных лет, увеличением перекачки, водопотребления и резким снижением интенсивности судоходства;

3) 1998–2010 гг. – с преобладанием средних по водности лет, резким снижением перекачки и потребления воды по всем расходным статьям при незначительном повышении интенсивности судоходства и существенным увеличением потерь воды на фильтрацию и испарение.

5. Водные ресурсы водохранилищ водораздельного бьефа на 90% формируются из волжской воды и расходуются в последние годы в следующем соотношении: 44% на водоснабжение г. Москвы, 29% на санитарное обводнение рек, 15% на судоходство (шлюзы №6 и №7), 11% на естественные потери.

6. Водность года отчетливо проявляется в гидрологическом режиме водораздельного бьефа канала при неизменных правилах его эксплуатации. В маловодные годы увеличивается перекачка волжской воды и затраты на обводнение рек, возрастает водообмен водоемов. В многоводные годы объемы перекачки снижаются, в структуре водного баланса возрастает доля притока воды с бокового водосбора. В последние годы это увеличение регулярно наблюдается независимо от водности года в периоды весеннего половодья, летних и осенних паводков.

7. За последние годы произошли наиболее существенные изменения гидрологического режима водораздельного бьефа, связанные в большей степени не с гидрологическими факторами, а с изменением интенсивности эксплуатации его водных ресурсов. За это время потребления воды на водоснабжение снизилось на 24%, обводнение рек – на 30%, судоходство – на 6% (а по сравнению с 90–ми годами – на 30%), перекачка волжской воды – на 18%, внешний водообмен – на 17%, а потери на испарение и фильтрацию возросли более чем в 1,5 раза.

8. Интенсивность водообмена водоемов водораздельного бьефа очень высока (за исключением Учинского водохранилища). По мере продвижения волжской воды по водораздельному бьефу происходит ее полное смешение с водным притоком с водосбора его водохранилищ. В результате на выходе из бьефа доля волжских вод составляет 75–85%, в водозаборы Учинского водохранилища попадает 96%, а Клязьминского водохранилища – 76–89% волжской воды.

ГЛАВА 4. ГИДРОХИМИЧЕСКИЙ РЕЖИМ И ФОРМИРОВАНИЕ КАЧЕСТВА ВОДЫ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ СИСТЕМ ВОДОСНАБЖЕНИЯ

4.1. Гидрохимический режим водохранилищ Москворецкой системы

Наиболее полные данные о гидрохимическом режиме имеются для Можайского водохранилища, на котором неоднократно проводились специальные наблюдения и эксперименты по изучению химического состава вод [Можайское водохранилище..., 1979; Оценка ресурсов..., 1989; Эдельштейн, 1991; Моделирование..., 1995]. Установленные по наблюдениям на Можайском водохранилище закономерности гидрохимического режима неоднократно подтверждались эпизодическими экспедиционными исследованиями химического состава воды других москворецких водохранилищ, а также материалами регулярных наблюдений лабораториями Мосводоканала, поэтому могут рассматриваться как общие для водохранилищ Москворецкой системы с учетом различий проточности и генезиса преобладающих водных масс.

В водохранилищах многолетнего регулирования стока в различные сезоны ярко проявляется пространственная неоднородность в распределении показателей химического состава вод, обусловленная процессами формирования гидрологической структуры водных масс в результате внешнего и внутреннего водообмена. Закономерности этой неоднородности можно проиллюстрировать результатами синхронных гидролого-гидрохимических съемок водохранилищ, проводимых в различные сезоны года.

4.1.1. Минерализация и солевой состав вод водохранилищ

Вода московских водохранилищ относится к карбонатному классу кальциевой группы переходного (I-II) типа с минерализацией от 90 мг/л весной до 530 мг/л зимой. В зимний период наблюдается стратификация воды по минерализации и содержанию главных ионов, особенно в среднем и нижнем районах водохранилищ. Минерализация воды подо льдом в начале зимы равна 180–275, а к концу ее – 320–350 мг/л. В придонных горизонтах она растет от 350–400 в начале зимы до 450–500 мг/л в ее конце. У дна изменяется и химический состав воды: понижается доля гидрокарбонатов Ca и Mg за счет повышения хлоридов Na, что свидетельствует о заметном вкладе грунтовых вод в формировании придонной водной массы. По продольной оси водохранилищ минерализация снижается по направлению к плотине. Распределение электропроводности в конце зимы 2012 года по данным съемки Можайского водохранилища показано на рис. 4.1

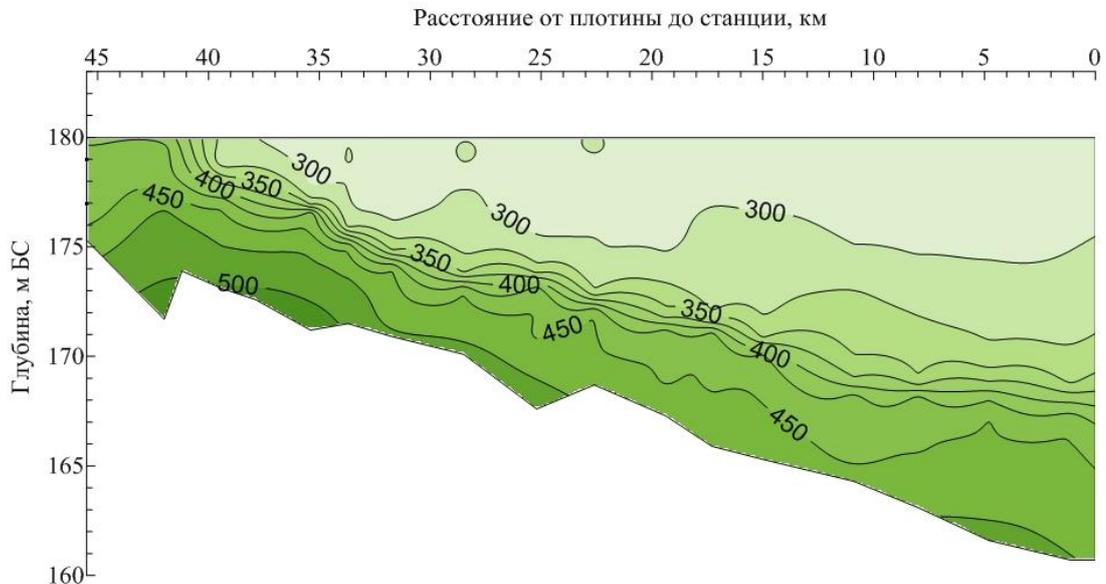


Рисунок 4.1 – Распределение электропроводности воды в Можайском водохранилище по данным съемки 24.03.2012г.

В конце зимнего периода водная толща водохранилища представлена тремя водными массами: основной осенней, речной зимней и донной, они располагаются одна под другой. За счет более высокой минерализации,

определяемой грунтовым питанием рек, зимняя речная масса занимает промежуточное положение между донной и основной осенней.

В весенний период вертикальная химическая неоднородность отсутствует, а горизонтальная выражена очень ярко. Так, в начале весны в среднем районе Можайского водохранилища минерализация составляет 90–100 мг/л, в приплотинной части она увеличивается до 130–180 мг/л, благодаря значительной доле зимних вод в составе весенней водной массы водохранилища.

Динамика водных масс в первую половину летне-осеннего периода способствуют как вертикальной, так и горизонтальной химической неоднородности вод, выраженной, однако, менее резко, чем зимой. Минерализация воды, как правило, выше, в верховьях. (Рис. 4.2).

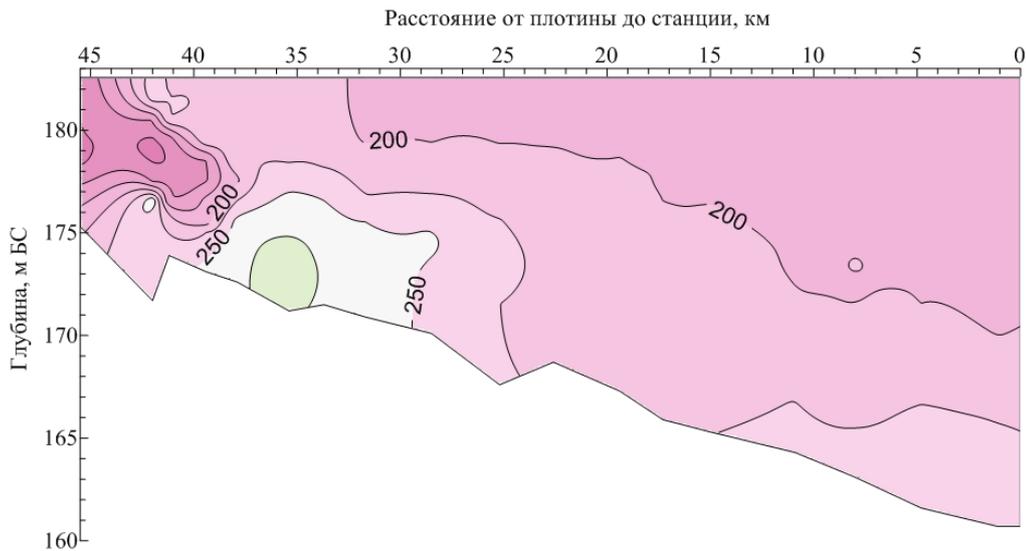


Рисунок 4.2 – Распределение электропроводности воды в Можайском водохранилище по данным съемки 10.07.2012г.

Соответственно от верховьев к плотине изменяется и содержание главных ионов: HCO_3 от 2,9 до 2,4 мг-экв/л в Рузском и от 2,9 до 2,5 мг-экв/л в Озеринском водохранилищах.

Процессы продуцирования и деструкции органического вещества (ОВ) приводят к изменению не только газового режима и круговорота биогенных

и органических веществ, но и составляющих карбонатно-кальциевой системы. Сдвиг карбонатного равновесия за счет процесса фотосинтеза в трофогенном слое приводит к появлению в воде карбонатного иона, содержание которого может достигать 8–11%-экв, и соответствующему уменьшению относительно содержания гидрокарбонатного иона. Величина рН вследствие процесса фотосинтеза достигает величин 8,8–9,3, а в отдельные годы и выше.

Во второй половине летне-осеннего периода исчезает химическая стратификация, в среднем и приплотинном районах водоемов образуется однородная осенняя водная масса с пониженными значениями главных компонент солевого состава по сравнению верхними районами [Заславская, Тур, 1978].

4.1.2. Органические и биогенные вещества

Главной отличительной чертой временного и пространственного распределения показателей органического вещества (БО, ПО, Цветность) является их значительная неоднородность. В таблице 4.1 приведены их средние значения и диапазон колебаний за периоды наблюдений в различные годы наблюдений и последнее десятилетие.

Различия в величинах БО в Можайском водохранилище достигали 3,7 раз, в других водохранилищах они не превышали 3,3 раза в каждую из съемок. Однако среднемноголетние значения показателей органического вещества в четырех водохранилищах Москворецкой системы отличаются между собой незначительно: цветность от 25 град (Истринское) до 30 (Рузское), ПО от 7,2 мгО/л (Можайское и Озеринское) до 7,5 (Рузское) и БО от 18,7 мгО/л (Рузское) до 21,1 (Истринское). Сезонная изменчивость величины бихроматной окисляемости, которая характеризует суммарное содержание ОВ, более значительна: минимальные ее концентрации характерны для зимы, несколько более высокие наблюдаются осенью, максимальные – весной и летом [Соколов, 2013]. Пространственное

распределение показателя БО иллюстрируется съемками Можайского водохранилища 2012 года. (Рис. 4.3).

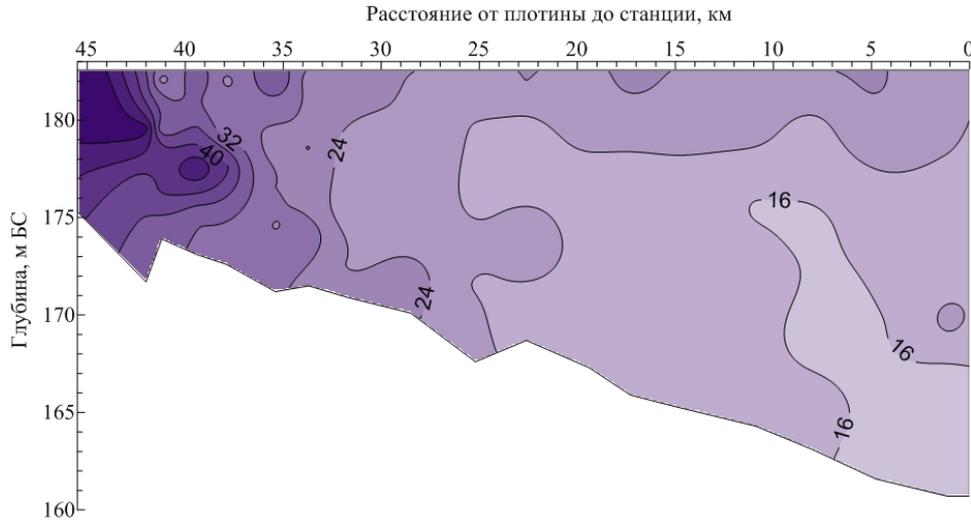
Таблица 4.1 – Средние значения и диапазоны в содержании некоторых показателей ОВ московских водохранилищ

Параметры	Годы	Водохранилища			
		Рузское	Озернинское	Истринское	Можайское
Цветность, град диапазон среднее	1967-1976	8–60	8–55	15–70	6–96
		30	28	25	29
	1984-2000	12–65	10–60	16–69	10–69
		26	23	27	24
	2000-2012				14–64
					28
ПО, мгО/л диапазон среднее	1967-1976	4,4–13,8	4,2–10,9	4,5–9,7	4,6–11,9
		7,5	7,2	7,3	7,2
	1984-2000	4,2–13,6	4,6–11,4	3,8–16,0	4,2–13,6
		8,3	7,8	8,5	7,7
	2000-2012				4,4-14,4 8,1
БО, мгО/л диапазон средняя	1967-1976	6,1–32,6 18,7	10,0–31,0 18,9	13,0–26,5 21,1	9,0–33,1 18,9
	1984				10,1–35,8 19,5
	2012				12,3–34,3 19,1

Коэффициенты вариации (C_v) величин БО, измеренных во время каждой съемки, варьировали в разные годы и сезоны от 0,13 до 0,37. Минимальными значениями этого коэффициента отличается осенний период, максимальными – весенний. Пространственная неоднородность больше на участках с преимущественным развитием речных водных масс (верхних),

чем на участках, где преобладают водохранилищные водные массы (средних и нижних).

А)



Б)

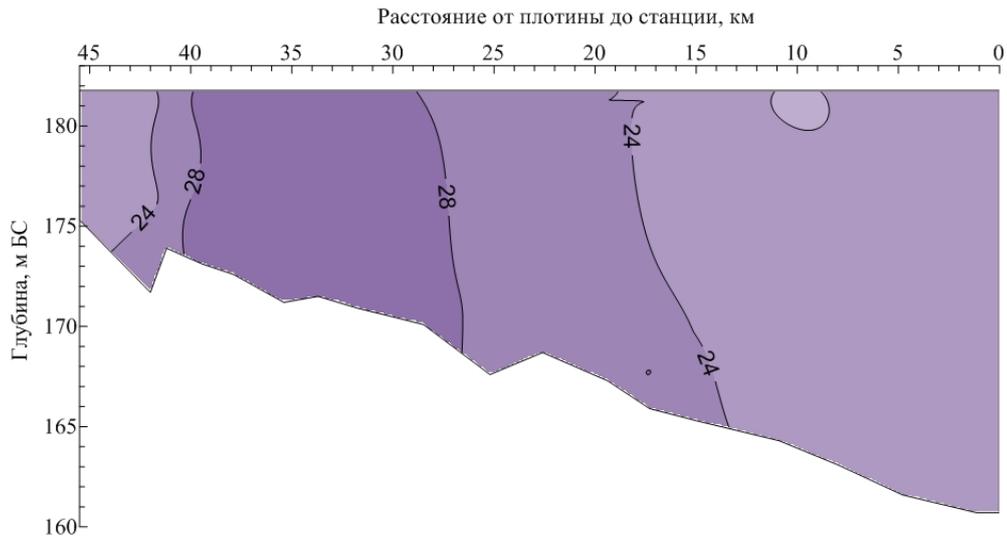


Рисунок 4.3 – Распределение бихроматной окисляемости воды в Можайском водохранилище по данным съемки 10.07.2012г (А) и 29.08.2012г (Б).

Средние значения БО от сезона к сезону меняются, как правило, на 15-25%, однако в одни и те же сезоны разных лет они могут различаться на 40-45% [Ершова и др., 1984]. Связано это как с особенностями

внутригодовой структуры водного стока, так и с интенсивностью продукционных процессов в водохранилище. Тем не менее, можно выявить общие закономерности внутригодового хода средней концентрации ОВ в воде водохранилища. В весенний период БО повышается по сравнению с зимой на 40–50%. В конце весны – начале зимы его величина снижается по сравнению с предыдущим периодом на 15–20%, что связано с разрушением части аллохтонной (поступившей с водосбора) органики. Летом происходит увеличение БО в среднем на 15%, за счет повышения содержания автохтонной органики, и к осени ее величина уменьшается на 25% и становится близкой к величине БО в период начала вегетации. В течение зимы ее среднее содержание продолжает уменьшаться, достигая минимальных величин за год, за счет деструкции ОВ, его коагуляции и оседания на дно, а также в результате усиления водообмена при поступлении речных зимних вод с малым содержанием ОВ [Ершова и др., 1984].

Наибольшие значения ПО наблюдаются в водах весеннего притока, концентрирующихся в верхних и примыкающих к ним участках средних районов водохранилищ, а далее происходит уменьшение их значений к плотине. Цветность воды в московских водохранилищах сравнительно невелика: среднее многолетнее значение не превышает 30 град. во всех водохранилищах, а максимальное из наблюдаемых – 96 град отмечено в Можайском. В последнее десятилетие она несколько уменьшилась, что связано, по-видимому, с общим уменьшением водности притоков.

Содержание биогенных веществ, как и органических, в воде водохранилищ зависит от их внутригодовой изменчивости в притоках, характера водообмена, а также совокупности внутриводоемных физико-химических и биохимических процессов. Если рост содержания биогенных веществ в воде водохранилища к концу весеннего половодья обусловлен главным образом поступлением веществ с речным притоком, то изменения их концентрации в течение вегетационного периода в значительной степени связано с продукционно-деструкционными

процессами и выносом биогенов из донных отложений в условиях возникающей летом аноксии гипоплимниона.

Содержание $P_{\text{общ}}$ изменяется во всех водохранилищах в пределах 10–640 мкгР/л, минерального фосфора (PO_4) 10–540 мкгР/л. Самые высокие среднемноголетние значения $P_{\text{общ}}$ и PO_4 характерны для Можайского водохранилища и составляли 85 и 58 мкгР/л, соответственно, наименьшие – (42 и 28 мкгР/л) – для Истринского (таблица 4.2).

Таблица 4.2 – Среднемноголетние величины (знаменатель) и диапазоны содержания фосфора (числитель) в воде московских водохранилищ, мкг/л

Показатель	Водохранилища				
	Годы	Рузское	Озеринское	Истринское	Можайское
$P_{\text{общ}}$ диапазон среднее	1967-1976	16–342	53–403	10–367	11–640
		77	67	42	85
PO_4 диапазон среднее	1967-1976	4–289	1–340	1–310	1–540
		53	46	28	58
	1984-2000	10-500	10-980	0-500	10-480
		110	110	80	120

Многолетние колебания среднегодовых концентраций ортофосфатов в воде трех московских водохранилищ (рис. 4.4) характеризуются максимумом в начале 90-х годов. В последние годы фосфорная нагрузка на водохранилища начала снижаться из-за сокращения масштабов хозяйственного использования водосборов.

Внутригодовая изменчивость концентрации фосфора была подробно изучена в процессе проведения гидролого-гидрохимических съемок в различные сезоны 1983–1984 гг. на Можайском водохранилище [Моделирование..., 1995].

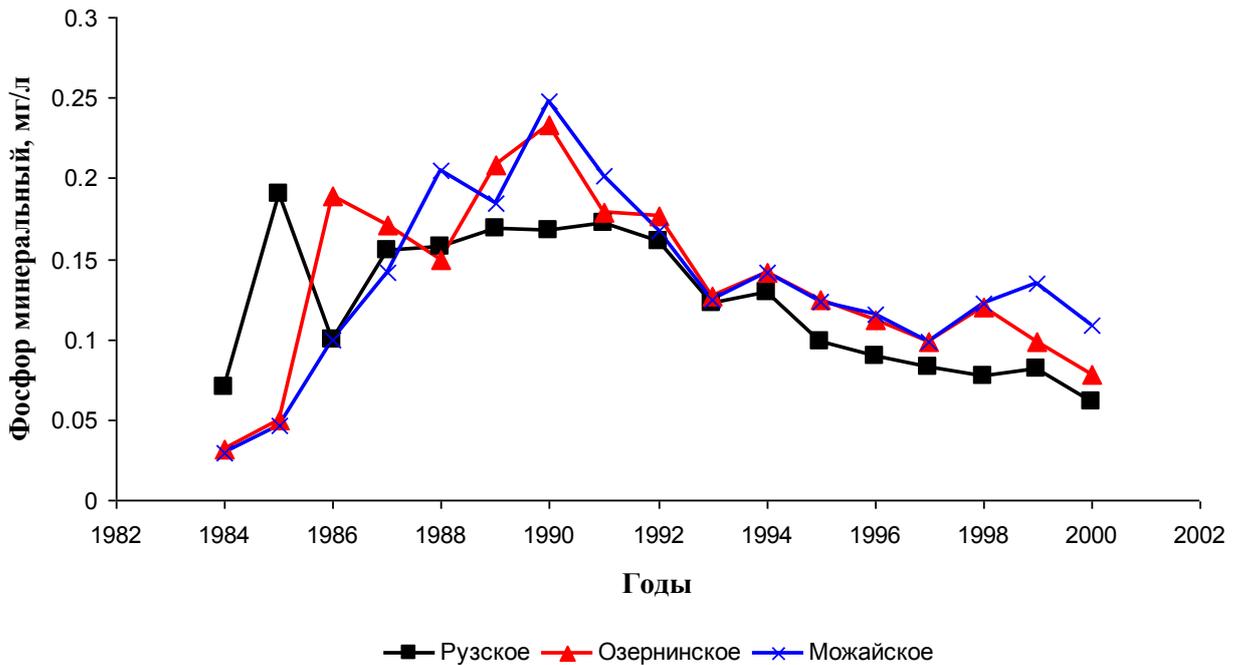


Рисунок 4.4 – Изменение среднегодовых концентраций ортофосфатов в московских водохранилищах. (1 – Рузское, 2 – Озернинское, 3 – Можайское)

Максимальная изменчивость ортофосфатов наблюдается в летне-осенний период при наибольшей интенсивности продукционно-деструкционных процессов в водоеме. При наполнении водохранилища водами половодья средняя величина $P_{\text{общ}}$ возрастает вдвое - от 50 мкг/л до 100. Наибольшие концентрации наблюдаются во всей толще среднего и приплотинного районов, кроме самых глубоких горизонтов, где сохранились неперемешанными остатки зимних вод.

В конце мая и в июне, как правило, наступает период, характеризующийся окончанием вспышки диатомовых водорослей и седиментации большей части взвесей, принесенных половодьем. Средняя за этот период величина $P_{\text{общ}}$ в водохранилище снижается в 2-2,5 раза, убывая от верховий к приплотинному участку, в противоположность предшествующему периоду. Снижение $P_{\text{общ}}$ происходит за счет процессов седиментации взвесей, соосаждения фосфора, его биотрансформации и

биоседиментации обильным зоопланктоном, развившимся на диатомовом детрите. К началу осени рост средней по водоему величины содержания $P_{\text{общ}}$ продолжается, достигая максимального в году значения 104 мкгР/л. Характерно значительное увеличение $P_{\text{общ}}$ ко дну, особенно на глубоких вертикалях (от 300 до 450 мкгР/л), что вызвано регенерацией фосфора из донных отложений.

Иллюстрацией процессов вертикальной изменчивости различных форм фосфора в период летней стратификации могут служить результаты, полученные на основе учащенных наблюдений в Красновидовском плесе Можайского водохранилища [Даценко, 2002]. На рис. 4.5 и 4.6 показаны изменения минерального и общего фосфора на русловой вертикали плеса в начальный период активного развития биологических процессов.

Как видно из этих рисунков, от июня к июлю в водохранилище резко усиливается вертикальная стратификация фосфора. Это связано с интенсификацией продукционных процессов, усилением стратификации кислорода и выносом фосфора из донных отложений. Периодические нарушения этой стратификации, обусловлены динамическими явлениями вертикального перемешивания водной толщи водохранилища при изменении синоптической ситуации и колебаниями интенсивности продукционных процессов.

В летний период 1990 г. резко увеличивается общее содержание фосфора, главным образом, за счет органических форм, что объясняется переходом минерального фосфора в органическое вещество клеток водорослей. Заметно возросло и содержание взвешенных веществ в воде водохранилищ, что связано с увеличением автохтонного ОВ. Большую роль в этих процессах играет высокая степень оборачиваемости фосфатов [Былинкина, 1989].

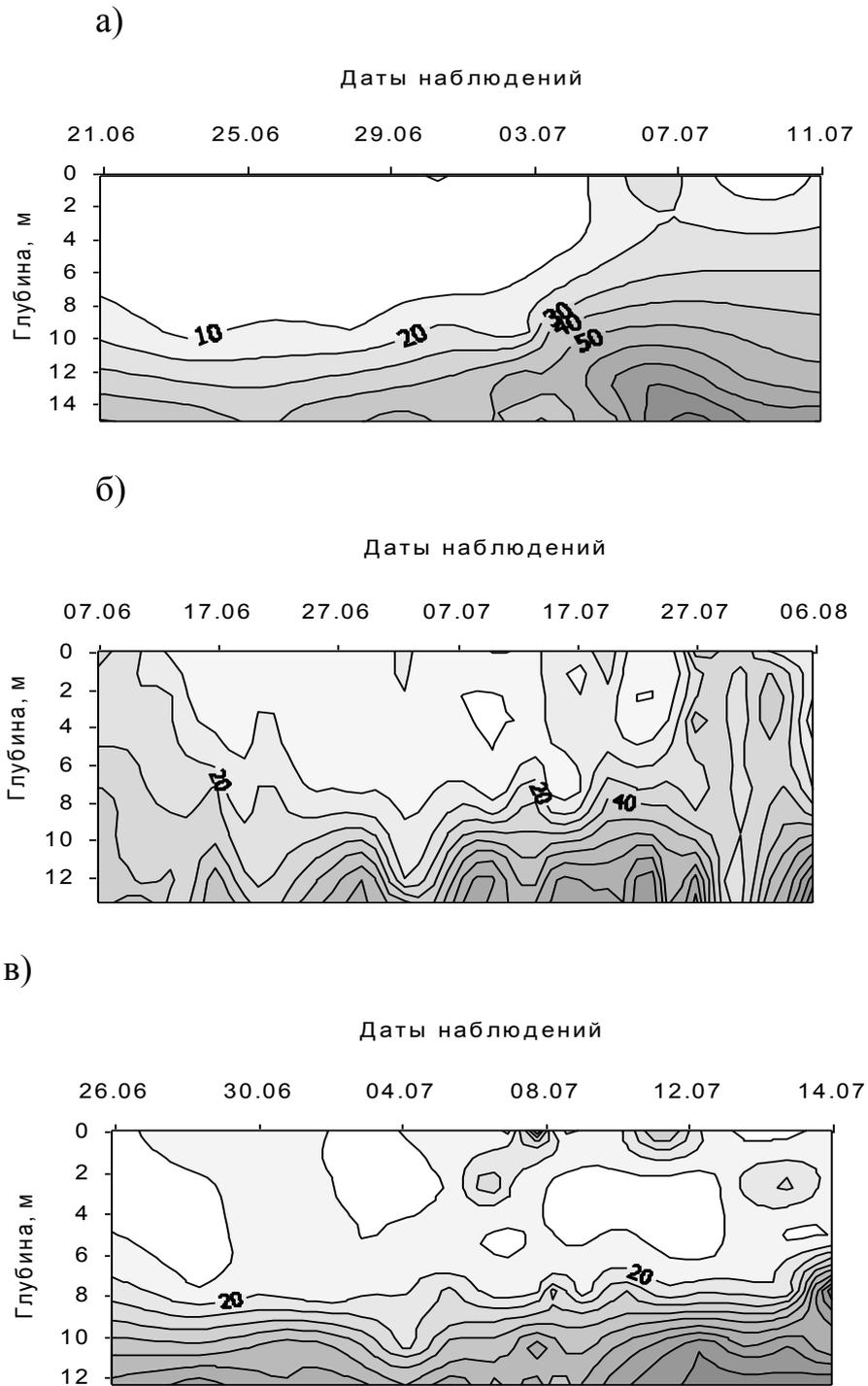


Рисунок 4.5 – Распределение минерального фосфора (мкг/л) по вертикали в Красновидовском плесе Можайского водохранилища летом 1989 (а), 1990 (б) и 1996 (в) годов



Рисунок 4.6 – Распределение концентраций общего фосфора в Красновидовском плесе Можайского водохранилища летом 1989 (а), 1990 (б), и 1996 (в) годы

Особенности режима фосфора в московских водохранилищах проявляется в соотношении различных форм фосфора. В Истринском и

Озернинском водохранилищах уже весной наблюдались очень низкие соотношения $P_{\text{мин}}/P_{\text{общ}}$. В них существенно возрастает к лету взвешенная форма фосфора, т.к. соотношение $P_{\text{взв}}/P_{\text{раст}}$ возрастает более чем в 4 раза. В Рузском и особенно Можайском также наблюдается летом увеличение доли взвешенного фосфора, но только в 2 раза.

Доминирование взвешенного фосфора в Озернинском и Истринском водохранилищах обусловлено интенсивным удалением минерального $P_{\text{мин}}$ из Можайского и Рузского водохранилищ, вследствие повышенных сбросов воды в первую половину лета именно из этих водохранилищ, в то время как минеральный фосфор Истринского и Озернинского водохранилищ усваивался водорослями и трансформировался во взвешенный органический.

Таким образом, из-за особенностей режима регулирования стока возникают различия в характере круговорота фосфора в московских водохранилищах и по этому признаку их можно подразделить на две группы: 1) Можайское и Рузское; 2) Истринское и Озернинское.

Различия между этими водохранилищами состоят в том, что в воде водохранилищ первой группы доля $P_{\text{мин}}$ значительно выше и остается высокой и к лету; в этой же группе повышение летом $P_{\text{взв}}$ происходит менее резко, чем во второй; наконец, из Озернинского и Истринского водохранилищ в летний период сбрасывается преимущественно взвешенный фосфор в органической форме, в сбросе Можайского и Рузского напротив высока доля минерального фосфора (таблица 4.3). Еще одна особенность режима фосфора в московских водохранилищах связана с особенностями их гидрологической структуры. Существование и сохранение в них устойчивой плотностной стратификации в летний период обуславливает различие в содержании легкоусвояемых минеральных форм биогенов в эпи- и гипolimнионе.

Таблица 4.3 – Соотношения различных форм фосфора в сбросе московских водохранилищ в летний период

Соотношения форм Р	Водохранилища			
	Можайское	Рузское	Озернинское	Истринское
$P_{\text{мин}}/P_{\text{общ}}$	0,42	0,43	0,10	0,0
$P_{\text{взв}}/P_{\text{раст}}$	0,34	0,62	2,16	2,50

Увеличение $P_{\text{мин}}$ в придонных горизонтах по сравнению с поверхностными для всех московских водохранилищ связано как с потреблением ортофосфатов в фотическом слое, так и с поступлением $P_{\text{мин}}$ из донных отложений в гипolimнион. Обращает на себя внимание почти полное исчезновение $P_{\text{мин}}$ в поверхностном слое Озернинского и Истринского водохранилищ, что указывает на более высокую потенциальную способность водоемов этой группы к интенсивному развитию цветения, которое лимитируется в них фосфором [Моделирование, 1995].

Немногочисленные данные о распределении величин концентрации общего азота в воде водохранилищ свидетельствуют о том, что амплитуда колебаний их по акватории водохранилищ в любой сезон года велика. В качестве основных факторов распределения азота в воде водохранилищ указываются в основном три: распределение планктона и интенсивность его жизнедеятельности, интенсивность распада органического вещества и характер перемещения вод в водоеме.

Средняя концентрация азота после поступления талых вод увеличилась по сравнению с концентрациями в конце зимы в два раза. Далее, вплоть до сентября, содержание N уменьшалось. В ноябре вновь произошло резкое увеличение концентрации азота почти в два раза. Доминирующей формой в концентрации общего азота с начала лета и до осени был органический азот, весной его роль уменьшается и лишь зимой преобладающей формой становится минеральный азот [Цыцарин, 1972].

Характер изменения средней концентрации органического азота с конца зимы до конца осени полностью повторяет ход изменения концентрации

общего азота: увеличение после поступления талых вод и вод паводка и дальнейшее падение до начала осеннего перемешивания, после которого концентрация органического азота резко возрастает. Аналогичен и сезонный ход среднего содержания аммонийного азота, за исключением осеннего периода. Его средняя концентрация увеличилась от 0,25 мг/л зимой до 0,35 мг/л весной, в течение летнего периода почти не менялась и резко падала до 0,1 мг/л осенью. Ход сезонных изменений средних концентраций нитратного азота противоположен ходу концентраций аммонийного азота. С конца зимы, когда его концентрация максимальна (0,9 мг/л), и вплоть до начала осеннего перемешивания его содержание в воде водохранилища падает до 0,1 мг/л, а после перемешивания возрастает до 0,3 мг/л. В конце зимы наблюдалось повышенное содержание его в верхнем и среднем районах водохранилища по сравнению с приплотинным, что было связано с аккумуляцией в них вод осеннего паводка с повышенным содержанием в них азота. Характер пространственного распределения концентрации аммонийного и нитратного азота весной такой же, как и органического и общего. В этот период среднее содержание минерального азота в верхнем районе было 0,8, в нижних – 1,1 мг/л [Воробьева, 1979].

Материалы наблюдений за другие годы подтверждают, что выявленные закономерности в распределении азота и их средние сезонные содержания сохраняются год от года. Рассмотренные данные по Можайскому водохранилищу показывают, что динамика водных масс наряду с характером изменения содержания азота в водах его притоков определяют характер распределения его концентрации в водохранилище в период низких температур воды (зимой и весной). Максимальные концентрации азота, связанные с указанными факторами, наблюдаются весной. Органический азот является преобладающей формой связанного азота в воде водохранилища во все сезоны года, кроме зимы. Однако и зимой его доля также велика, он составляет более трети суммарного азота.

Многолетние изменения концентраций минерального азота в московских водохранилищах в последние десятилетия, в отличие от минерального фосфора, не имеют определенно выраженной тенденции (рис. 4.7).

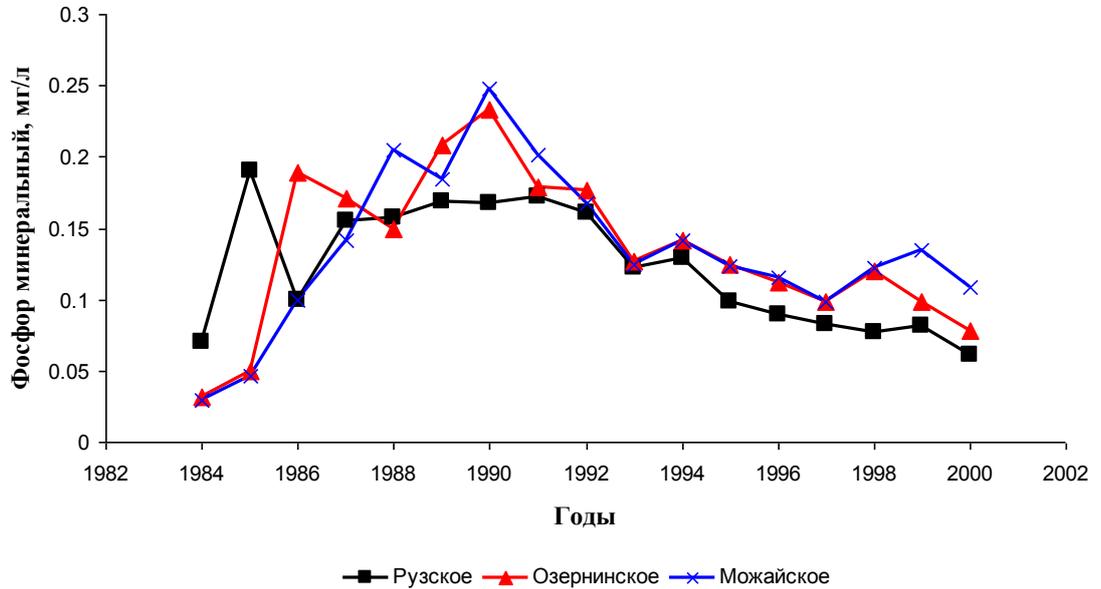


Рисунок 4.7 – Многолетние изменения аммонийного азота в московских водохранилищах (1 – Рузское, 2 – Озернинское, 3 – Можайское)

1.2.1. Режим растворенного кислорода в водохранилищах

Изменение направленности и интенсивности продукционно-деструкционных процессов в экосистемах водоемов в первую очередь проявляется в режиме растворенного в воде кислорода. Содержание и распределение в воде водоема растворенного кислорода в каждый отдельный момент времени интегрально характеризует особенности тесно взаимосвязанных гидродинамических и биохимических процессов. Поэтому, относительно легко измеряемое содержание растворенного кислорода в воде служит важной информацией при оценке состоянии экосистемы и процессов эвтрофирования водоема.

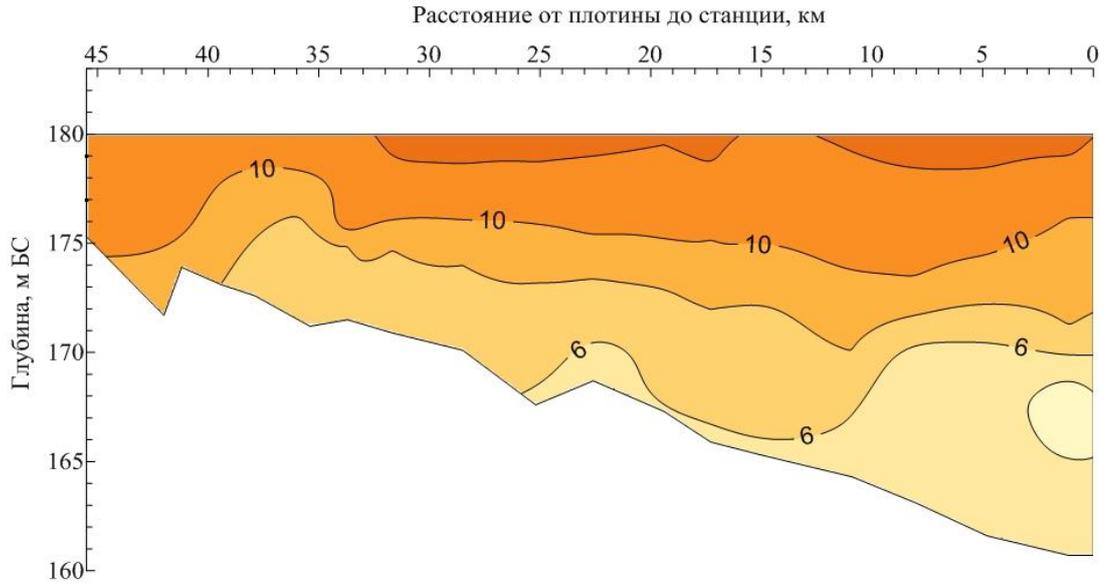
Изучению кислородного режима московских водохранилищ всегда уделялось особое внимание, но наиболее подробные материалы для

характеристики закономерностей его режима получены в последние годы на Можайском водохранилище, когда появилась возможность получать массовый материал с помощью быстрого инструментального метода зондирования концентраций растворенного кислорода *in situ*. Обобщением данных наблюдений установлены основные закономерности режима растворенного кислорода в Можайском водохранилище [Майоров, 2000].

В период весенней изотермии его содержание в водохранилище составляет 75–95% насыщения. В летний период верхний прогретый слой водоема в результате активного фотосинтеза насыщен кислородом (> 70%). При этом часто наблюдается пересыщение воды кислородом, достигающее 200%. При образовании услойчивого слоя плотностного скачка в придонных слоях водохранилища кислород быстро истощается. Это приводит к резкому возрастанию вертикальных градиентов концентраций кислорода (до 3–5 мг/(л м), максимум которых обычно совпадают со слоем термоклина. Бескислородные условия в придонных слоях приводят к появлению сероводорода. Объемы, длительность существования зон аноксии в водохранилищах определяются и гидрометеорологическими особенностями летнего периода. Характерной чертой кислородного режима московских водохранилищ в последние годы стало постепенное увеличение зоны аноксии в течение лета и ее быстрое восстановление после кратковременного перемешивания [Ерина, 2012]. Это хорошо иллюстрируется данными двух синхронных съемок распределения кислорода в 2012 г. – в зимний и летний периоды (рис. 4.8).

В Можайском водохранилище даже за сравнительно короткий период времени заметно растут размеры зоны гипоксии (содержание кислорода менее 1 мг/л). Подобное распределение кислорода в вегетационный период наблюдается во всех водохранилищах, что неоднократно подтверждалось съемками водохранилищ. [Кременецкая, 2001].

24.03.



10.07.

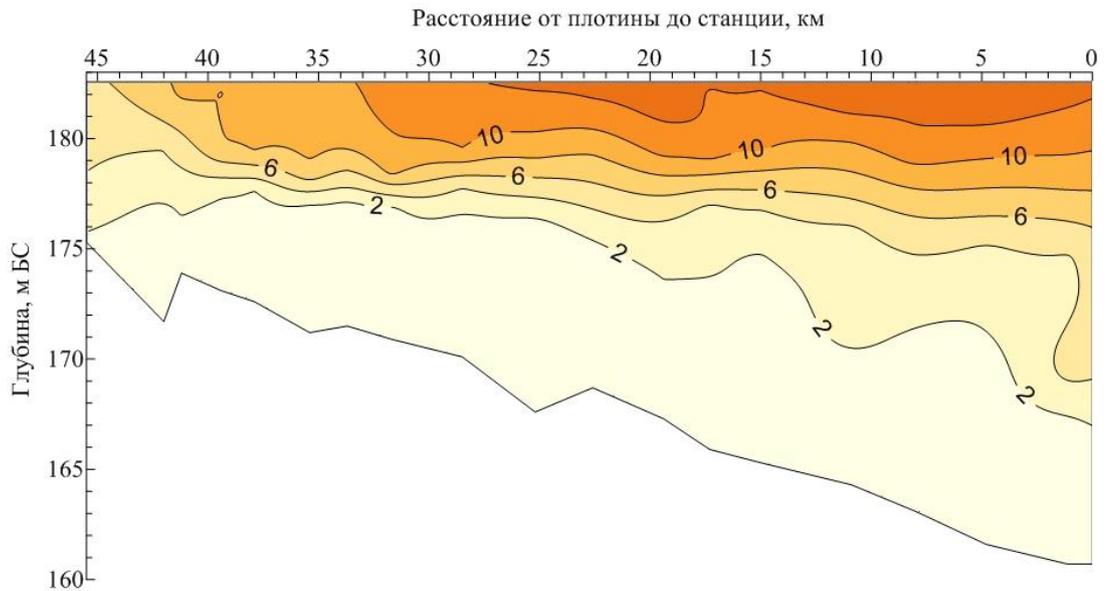


Рисунок 4.8 – Распределение растворенного кислорода в Можайском водохранилище по данным гидролого-гидрохимических съемок в 2012г..

Наблюдения в съемках 2000 года показали, что зоны гипоксии в Истринском и Озернинском водохранилищах значительно больше, чем в Можайском и Рузском. В Озернинском и, особенно, в Истринском водохранилищах в пробах придонных слоев воды отчетливо ощущался запах сероводорода. В Истринском водохранилище присутствие сероводорода в придонных слоях было отмечено в летних и зимних съемках еще в начале 90-х годов. По-видимому, явление сероводородного заражения гипоплимниона для этого водохранилища стало ежегодным. Можно отметить также, что в Рузском водохранилище зоны гипоксии ко второй съемке не увеличилась, а лишь переместилась в приплотинный участок, а в Можайском водохранилище даже уменьшилась. Это связано, по-видимому, с локальными гидродинамическими явлениями вертикального перемешивания вод.

Эпизодические наблюдения за содержанием кислорода в придонных слоях водохранилищ в 70-е и 80-е годы, в которых не наблюдались глубокие дефициты растворенного кислорода, позволяют предположить, что возникновение и развитие зон гипоксии водохранилищ в последнее десятилетие заметно усилилось и стало типичным для периодов стратификации водохранилищ.

В период осеннего перемешивания концентрации растворенного кислорода распределены по глубине равномерно и в момент замерзания водохранилищ составляют от 60–70% до 90–95%. Зимняя обратная стратификация вновь способствует интенсивному расходованию кислорода и в конце зимы в придонном слое глубоководных участков содержание кислорода меньше 10% насыщения. Также как и в летний период, зимняя аноксия в придонных слоях наблюдается ежегодно.

Гипоксия в гипоплимнионе водохранилищ является важнейшим фактором режима биогенных веществ в водоеме, поскольку приводит к резкому увеличению потока их минеральных форм из донных отложений и поддерживает на высоком уровне внутреннюю биогенную нагрузку экосистемы.

Влияние кислородного режима на содержание биогенных веществ в московских водохранилищах иллюстрируется зависимостями концентраций минеральных форм азота (аммонийный азот) и фосфора от содержания растворенного кислорода в придонных слоях водохранилищ. Такие зависимости получены по данным многолетних наблюдений за качеством воды водохранилища в летний период (рис. 4.9)

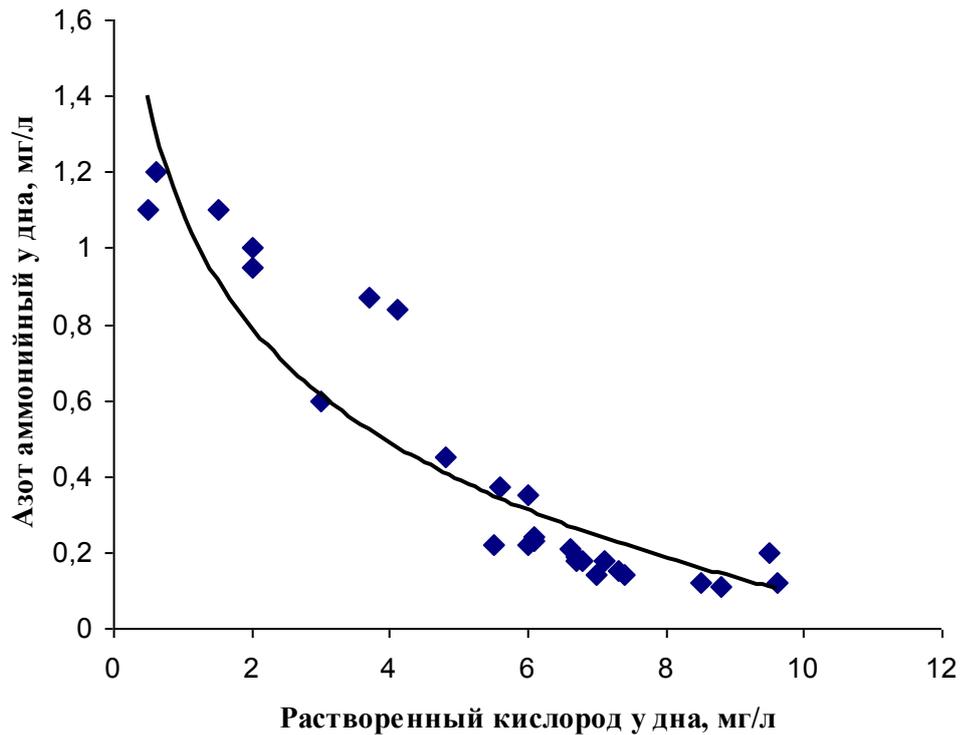


Рисунок 4.9 – Связь концентраций минеральных форм биогенных веществ и кислорода в придонных слоях московских водохранилищ в летний период

Содержание и распределение растворенного кислорода в воде водохранилищ является чувствительным показателем состояния их экосистем и может эффективно использоваться в оценках качества воды и трофического состояния водохранилищ – источников водоснабжения.

1.2.2. Балансовая оценка потоков фосфора из донных отложений

Можайского водохранилища

Для количественной оценки самоочищающей способности водохранилищ и продукционного потенциала их экосистем чрезвычайно важное значение имеет определение плотности потоков биогенных веществ в системе вода – донные отложения. К настоящему времени в изучении общего механизма, определяющего роль донных отложений в круговороте биогенных веществ уже достигнуты существенные успехи [Мартынова, 1984; Мартынова, 2010]. Однако, количественная оценка материальных потоков требует постановки и проведения специальных экспериментальных наблюдений, которые обычно весьма трудоемки. Альтернативным методом оценки этих потоков могут быть балансовые расчеты, для которых необходима детальная информация, связанная с большим количеством определений различных форм фосфора. Задача существенно упрощается, если расчеты проводить не для всего водоема, а для обособленного отдельного плеса в течение периода, когда адвективные составляющие баланса фосфора малы и ими можно пренебречь. В таком случае, определив изменение запаса фосфора в обособленном гипolimнионе в течение определенного периода, можно оценить интенсивность потока фосфора из донных отложений. Такие расчеты проведены по наблюдениям за изменениями запасов минерального фосфора в гипolimнионе в Красновидовском плесе Можайского водохранилища. Результаты расчетов демонстрирует таблица 4.4. [Даценко, 1998].

Наблюдаемые изменения потоков и запасов фосфора в относительно однородных вертикальных слоях плеса позволили проанализировать особенности колебаний содержания минерального фосфора в водной массе плеса в зависимости от гидрометеорологических условий.

Таблица 4.4 – Запас $P_{\text{мин}}$ (числитель) и $P_{\text{общ}}$ (знаменатель) в гипolimнионе Красновидовского плеса и удельный вынос P в период экспериментальных наблюдений

Период	Среднесуточный запас P , кг	Изменение среднесуточного запаса P между фазами, кг	Удельный вынос P , мг P /(м ² сут)
27.06 – 29.06	28.1/38.3		
		-0.2/7.5	-0.2
30.06 – 5.07	27.9/45.8		
		3.7/8.2	5.0
06.07 – 08.07	31.6/54.0		
		18.1/18.0	23.0
09.07 – 14.07	49.7/72.0		

В условиях холодной циклональной погоды запас минерального фосфора в плесе изменялся незначительно, и в конце этого погодного периода запас фосфора даже уменьшился, по-видимому, в результате выноса перемешиванием части минерального фосфора в эпилимнион и относительной сбалансированности его обмена на границе раздела вода – донные отложения. Поступление органического вещества в гипolimнион в результате оседания детрита из вышележащих слоев привело к повышению концентраций общего фосфора в придонных слоях. При наступлении жаркой антициклональной погоды в результате резкого усиления термоклина запас минерального фосфора в гипolimнионе начал заметно увеличиваться (градиенты температуры в слое скачка в это время возросли до 3⁰С/м). Содержание растворенного кислорода в придонном слое снизилось с 3 до 1.5 мг/л, что усилило диффузионный поток фосфора из донных отложений. Можно предположить, что это усиление обусловило увеличение запаса фосфора в промежутках между наблюдениями полностью за счет минеральной формы фосфора. Удельный вынос минерального фосфора в период антициклональной погоды достиг 23 мг P /м² сут.

Полученные результаты можно сравнить с экспериментальными оценками выноса фосфора, проведенными в этом же Красновидовском плесе водохранилища методом стеклянных трубок в 70-х годах [Мартынова, 1979] и позднее [Гашкина, 2003] с использованием того же метода. По данным этих экспериментов интенсивность выноса фосфора колебалась от $1.6 \text{ мг/м}^2 \text{ сут}$ до $10 \text{ мг/м}^2 \text{ сут}$. Увеличение потоков фосфора за эти два десятилетия объясняется эвтрофированием Можайского водохранилища и увеличением зоны аноксии в придонных слоях водохранилища.

В условиях холодной циклональной погоды содержание кислорода в гипolimнионе соответствовало аэробным условиям, поэтому рассчитанная по изменению запаса фосфора величина его удельного выноса из донных отложений (таблица 4.4), оказалась близка приведенным оценкам по экспериментальным наблюдениям методом экспозиции трубок. При возникновении аноксии после установления антициклональной интенсивность потока фосфора в Красновидовском плесе Можайского водохранилища возросла почти в 4.5 раза. Экспериментальные оценки потоков, полученные Н.А.Гашкиной для условий придонной аноксии – $22 \text{ мг/м}^2 \text{ сут}$, оказались близки нашим расчетным величинам [Гашкина, 2003].

Таким образом, изменение интенсивности выноса фосфора в значительной степени зависит от изменчивости вертикальной гидрологической структуры водной массы плеса в результате смены синоптических ситуаций на водоеме. В годы с разными гидрометеорологическими условиям в вегетационный период внутриводоемная биогенная нагрузка существенно различается, а соотношение внешней и внутренней летней нагрузки еще более изменчиво от года к году. В холодное и дождливое лето повышен приток фосфора в водохранилище и ослаблена его регенерация из донных отложений. При доминировании антициклональной жаркой погоды величина внутренней нагрузки фосфором резко повышается.

Накопление в придонных слоях минерального фосфора приводит к тому, что в периоды резких штормовых перемешиваний водной толщи водохранилища поступление минеральных биогенных веществ в верхний фотический слой водохранилища приводит к резким вспышкам первичного продуцирования и интенсивному развитию фитопланктона. Увеличивается в поверхностных слоях и концентрация общего фосфора, однако вертикальные градиенты этой формы фосфора ниже, чем для минерального фосфора. Изменчивость органической формы фосфора в эпилимнионе водохранилища очень велика вследствие быстрых переходов потребляемого при развитии фитопланктона минерального фосфора во взвешенную органическую форму и процессов выделения растворенного органического фосфора зоопланктоном. Роль активно развивающегося в этот период в водохранилище зоопланктона в режиме органической формы фосфора, как показали специальные исследования, весьма значительна [Элементы..., 1987].

4.2. Гидрохимический режим Волжского источника водоснабжения

Наблюдения за качеством воды Волжского источника водоснабжения начались с момента его ввода в действие с созданием Восточной водопроводной станции – в 1937 году. До 1957 года наблюдения на водоисточнике ограничивались точками контроля во входном створе Учинского водохранилища – Пестово, и в исходных точках подачи воды на станции. С 1957 года программа контроля качества воды Волжского источника водоснабжения г. Москвы была существенно расширена и охватила как пункты на канале им. Москвы, так и в верховьях водоисточника, в притоках базового для формирования водных ресурсов водоисточника – Иваньковского водохранилища.

Полная однородность информации в системе мониторинга Волжского источника водоснабжения характерна для ограниченного числа пунктов

наблюдений - Пестово, водозабор Уча, ЛГЭС, 1 п/п, Городня, р. Волга и р. Тверца. Некоторые однородные, хотя и относительно короткие ряды имеются для пунктов Икша, 13 п/п, 7 п/п, водозабор СВС на Клязьминском водохранилище. Частота контроля качества воды в рассматриваемой системе мониторинга колеблется от 2 раз в месяц (минимум) до ежедневного контроля. В водохранилищах водораздельного бьефа и в верховьях водоисточника контроль проводился 2 раза в месяц, в Пестово и у водозабора Уча полный анализ – 4 раза в месяц.

4.2.1. Статистические характеристики многолетних изменений химического состава воды.

При наличии длинных дискретных рядов наблюдений за показателями качества воды одной из важнейших задач первичной статистической обработки становится построение выборочного (эмпирического) распределения нашей анализируемой величины и сопоставление с известными теоретическими распределениями [Лепихин, Возняк, 2012]. На рис. 4.10 приведены примеры полученных распределений для пункта наблюдений – Пестово.

Большинство определенных нами теоретических типов распределений имеют ярко выраженный асимметричный характер (Вейбулл, Пирсон, Бэта, ИнверсГаусс, ЭкстримВэлью, Экспо). Такие распределения во всех пунктах наблюдений наблюдаются для всех биогенных элементов, железа, марганца. Нормальное и близкие к нормальному распределения (Гамма, Логнормальное, Логистик) отмечены для концентраций растворенного кислорода (в Учинском водохранилище эти распределения относятся к нормальным), для рН, в большинстве пунктов для БПК и ХПК.

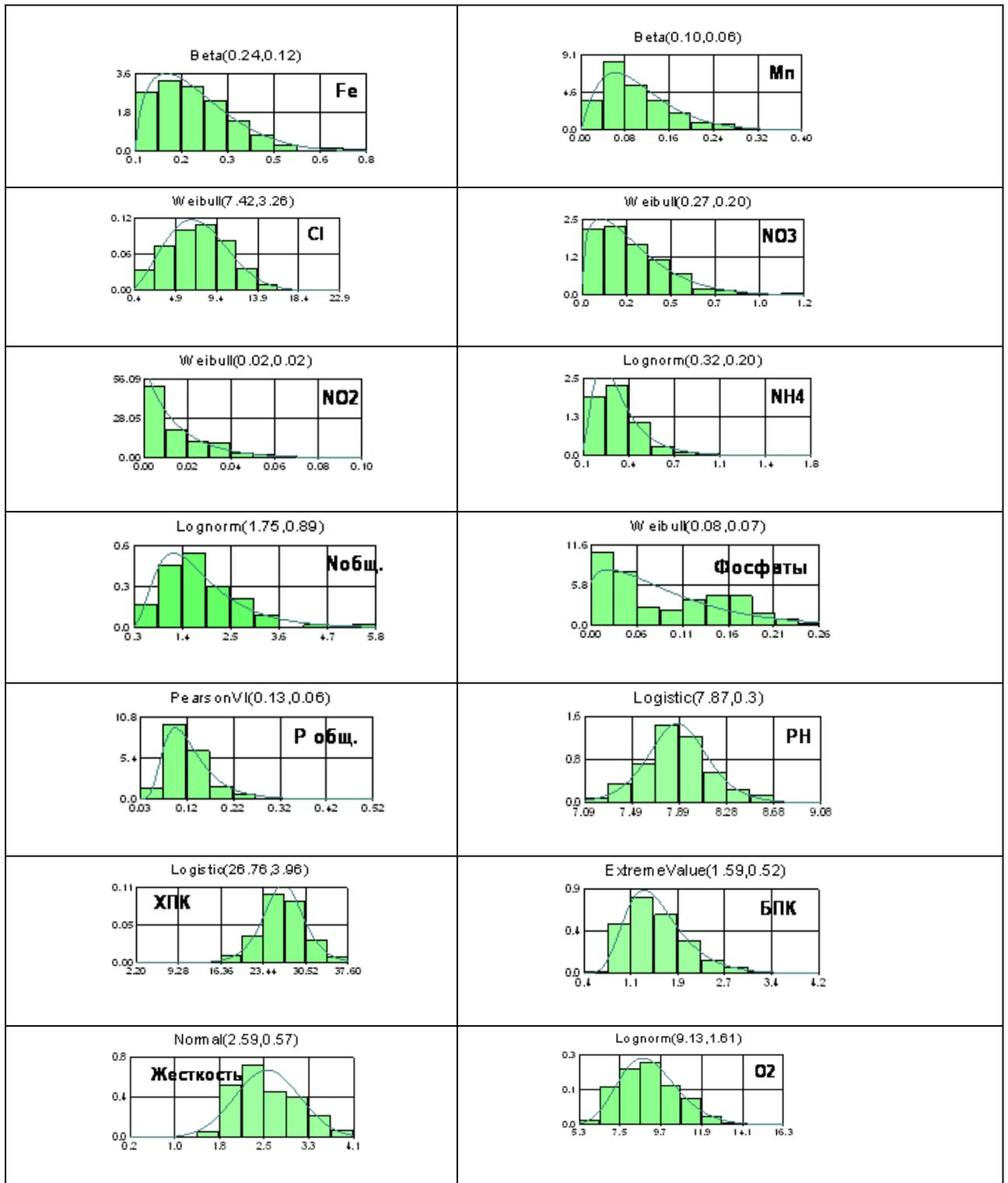


Рисунок 4.10 – Эмпирические гистограммы и соответствующие им теоретические кривые плотности распределения вероятностей показателей качества воды в Пестово по среднемесячным многолетним (1957-2004гг.) данным

4.2.2. Изменения качества воды в водных объектах Волжской системы водоснабжения

При длительных наблюдениях общие закономерности пространственной трансформации качества воды в различных водных объектах характеризуются изменениями их среднеголетних значений. В системе Волжского источника водоснабжения максимальной длительностью характеризуются ряды наблюдений в пунктах р. Волга – г. Тверь, р. Тверца – г. Тверь, Иваньковское водохранилище – д. Городня, Канал им. Москвы – 1 п/п, Канал им. Москвы – 13 п/п, Водоохранилища водораздельного бьефа – Пестово, Учинское водохранилище – водозабор Уча, Учинское водохранилище – ЛГЭС. Изменения среднеголетних значений минеральных и органических веществ по этим пунктам представлены на рисунках 4.11-4.12.

Показатели качества воды в той или иной степени связанные с антропогенным загрязнением – фосфаты, аммонийный ион, хлориды, БПК – имеют максимальные значения в пункте Иваньковское водохранилище – д. Городня. В этом пункте на состояние качества воды водохранилища заметное влияние оказывают сточные воды г. Тверь – самого крупного населенного пункта в системе водоисточника. Исключение составляет такой типичный показатель антропогенного загрязнения как нефтепродукты, максимум которых отмечен в узкой части судоходного канала, соединяющей Пестовское и Пяловское водохранилища – пункт 13 паромная переправа. Вероятность обнаружения здесь нефтяных загрязнений очень велика, поскольку при интенсивном судоходстве самоочищение в узких участках канала протекает слабо.

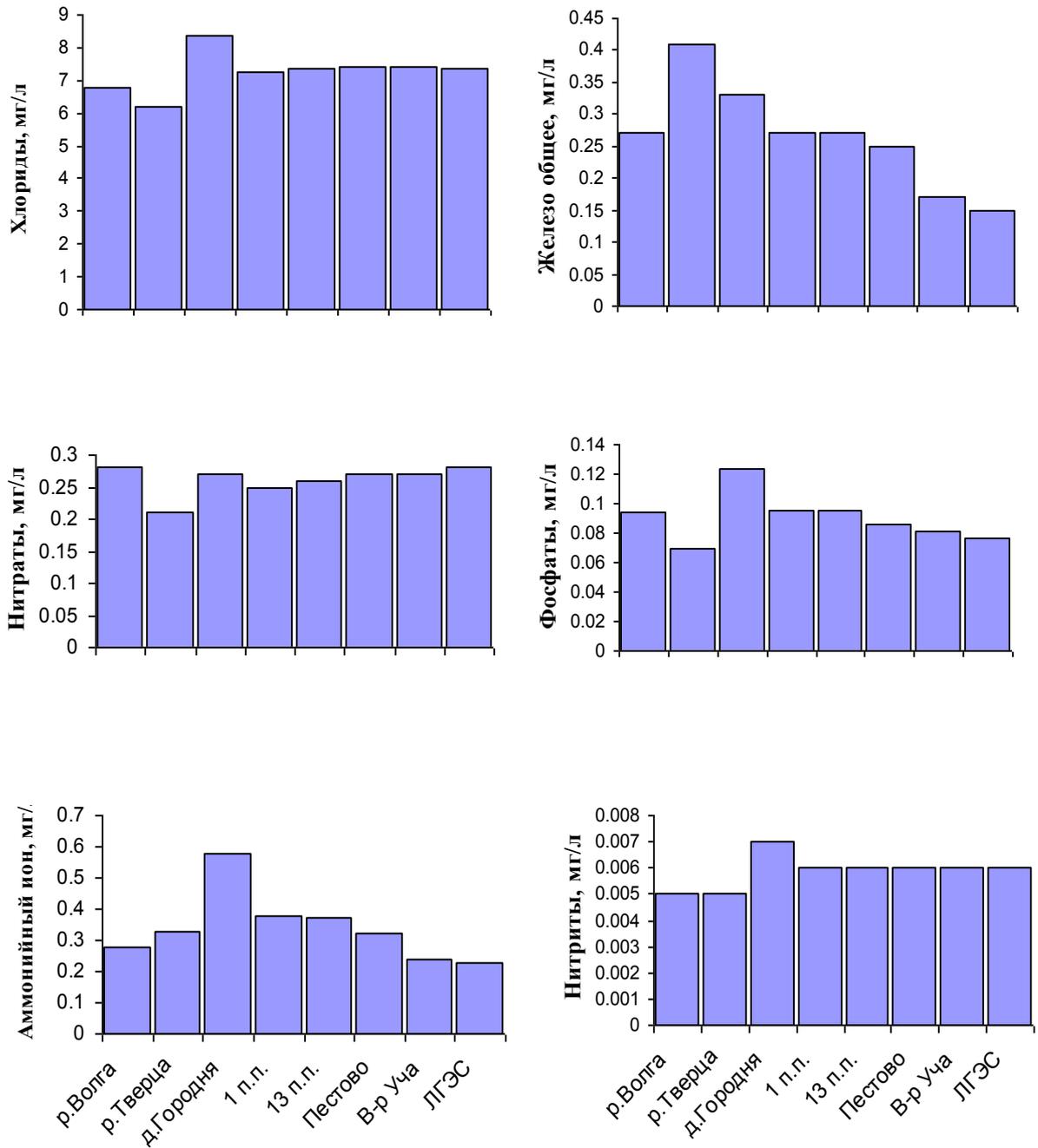


Рисунок 4.11 – Изменение среднемноголетних значений показателей биогенных веществ и хлоридов в различных пунктах Волжского источника водоснабжения

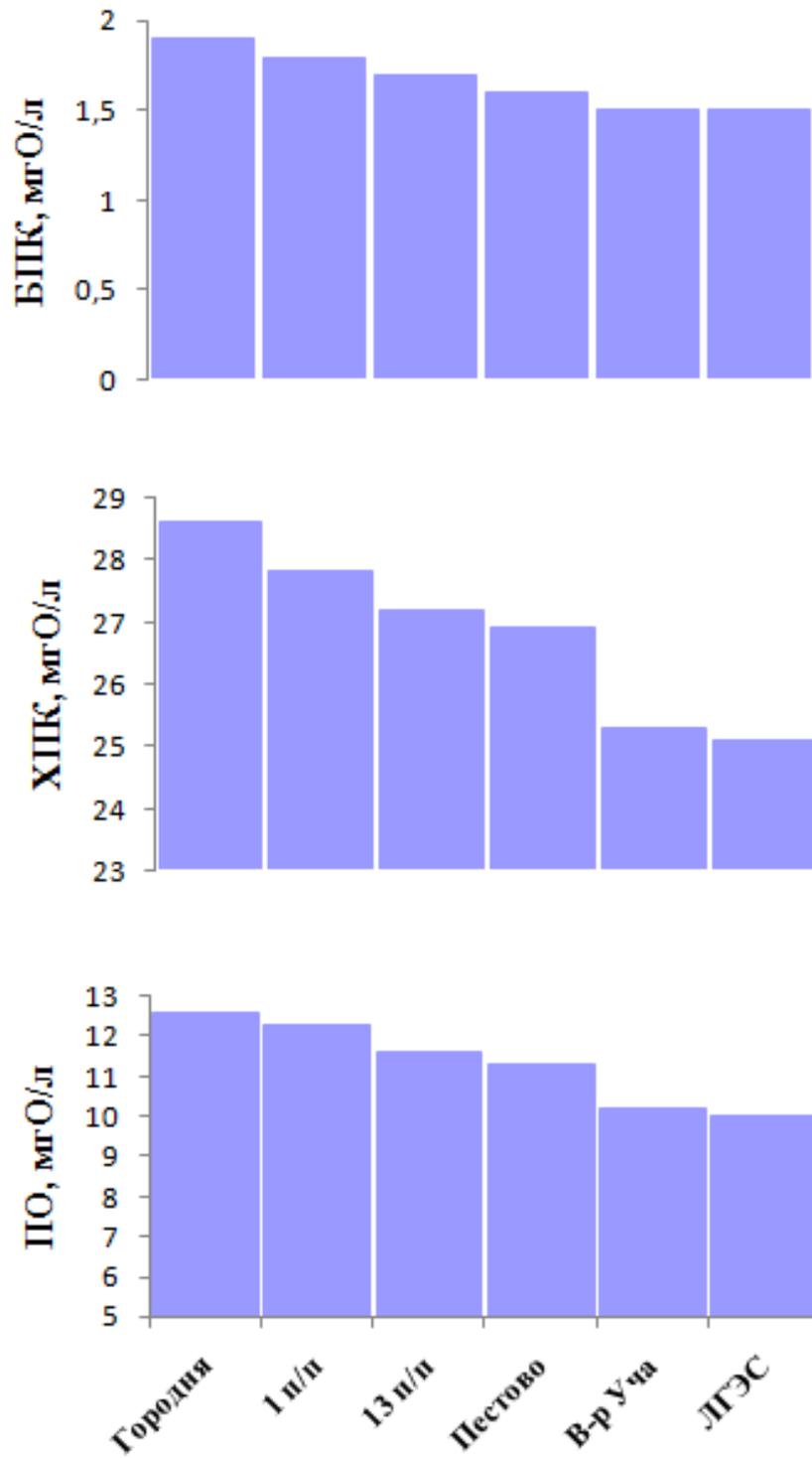


Рисунок 4.12 – Изменение среднемноголетних значений показателей органических веществ в различных пунктах Волжского источника водоснабжения

Аммонийный ион и фосфаты заметно снижаются в Ивановском водохранилище и водораздельном бьефе и, особенно, резкое снижение среднесезонных их значений наблюдаются в Учинском водохранилище. Хлориды после максимума в д.Городня, вызванного отмеченным выше влиянием г.Тверь снижаются к приплотинному участку Ивановского водохранилища за счет, по-видимому, разбавления загрязненных вод Волги ниже г. Тверь боковыми притоками водохранилища. В дальнейшем концентрации консервативных хлоридов остаются на постоянном уровне, также как и жесткость воды. Снижаются по тракту водоисточника концентрации железа, марганца, уменьшается общее содержание органического вещества (по ХПК), но остаются почти неизменными нитриты, а нитраты даже несколько повышаются к водозаборах станций вследствие интенсивных окислительных процессов в водохранилищах.

Обобщение многолетних данных наблюдений позволяет проанализировать общие закономерности изменений качества воды во времени. Эти изменения рассматриваются в двух аспектах – внутригодовые (сезонные) колебания показателей качества воды и тенденции многолетних изменений этих показателей.

4.2.3. Сезонные изменения показателей качества воды

Закономерности сезонных колебаний качества воды рассматриваются по типовым графикам значений показателей качества воды на примере пункта Пестово, в котором, как уже указывалось, имеются наиболее длительные ряды и который можно считать наиболее репрезентативным при анализе качества воды водохранилищ водораздельного бьефа (рисунки 4.13-4.14).

Большинство рассмотренных показателей имеют максимальные значения в зимний период и минимальные летом. Для показателей солевого состава воды (в качестве примера приводится внутригодовое распределение хлоридов) зимний максимум обусловлен переходом рек на подземное

питание, а весенний минимум – заполнением водоемов маломинерализованными водами весеннего половодья (в Пестово он наблюдается с запаздыванием и соответствует периоду поступления в водохранилища водораздельного бьефа вод половодья Верхней Волги).

Максимум рН в летний период соответствует периоду активного фотосинтеза, при котором вода водоема подщелачивается. Железо имеет максимальные концентрации весной, нефтепродукты распределены по сезонам примерно равномерно, почти одинаково в течение года.

Снижение концентраций биогенных элементов в летний период связан с потреблением их фитопланктоном в период вегетации. Содержание нитритов увеличивается на фоне отчетливо выраженных минимумов аммонийного азота и нитратов. Отмеченные сезонные колебания химических показателей качества воды в водоемисточнике носят закономерный характер и вполне соответствуют общим представлениям об интенсивности и направленности природных процессов в экосистемах водоемов.

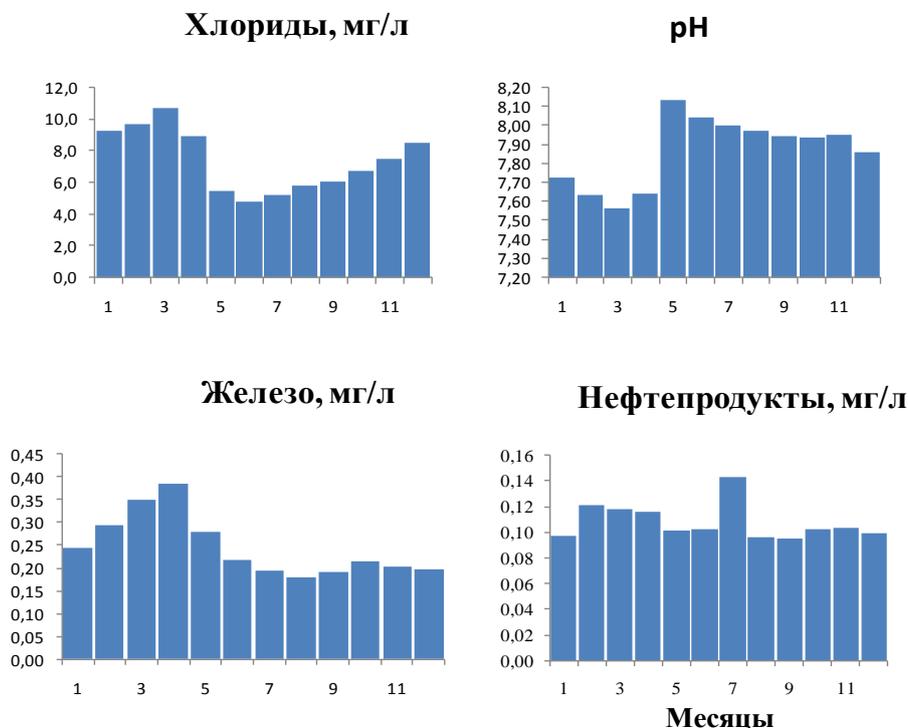


Рисунок 4.13 – Внутригодовые изменения содержания в воде железа, хлоридов, величины рН и нефтепродуктов в пункте наблюдений Пестово

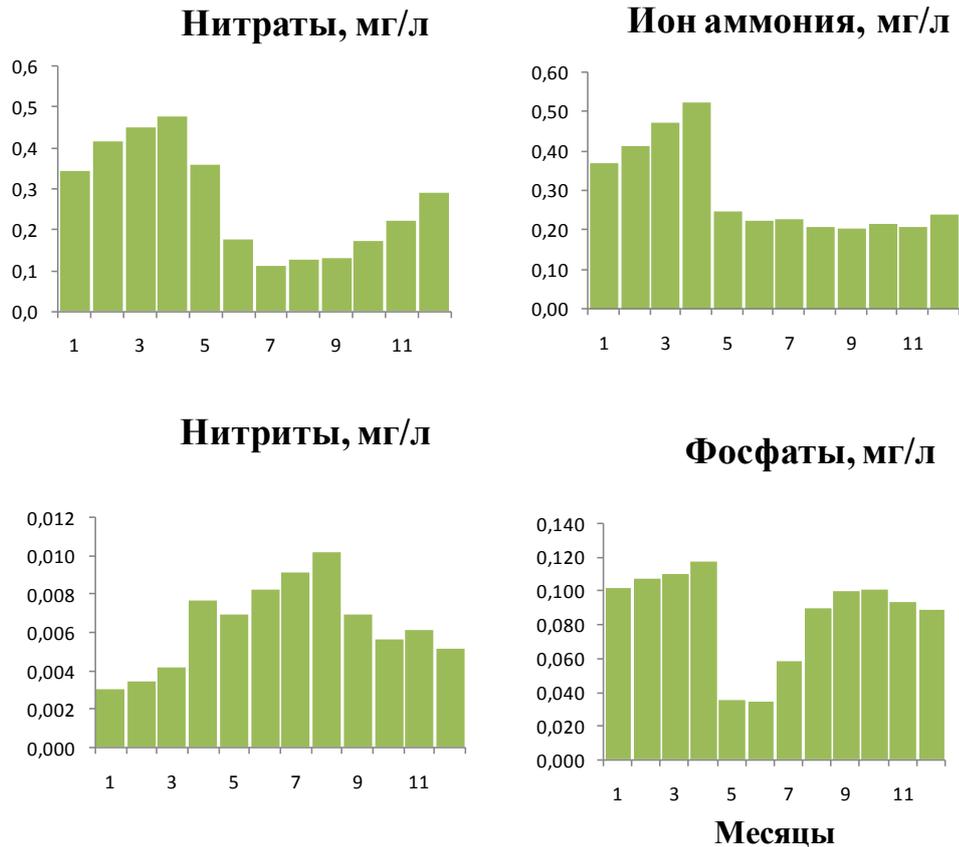


Рисунок 4.14 – Внутригодовые изменения концентраций биогенных веществ в пункте наблюдений Пестово

4.2.4. Пространственная неоднородность химического состава вод водохранилищ водораздельного бьефа.

Главная гидродинамическая особенность водохранилищ водораздельного бьефа состоит в том, что почти во всех них, за исключением небольшого транзитного Икшинского, основной поток вод пересекает долины рек, служащих ложем этих водохранилищ. Кроме того, в Пяловском и Пестовском водохранилищах имеются относительно обособленные заливы (Аксаковский и Тишковской). Таким образом, каждое из этих водохранилищ имеет свои отличительные черты, определяющие особенности пространственной неоднородности химического состава их вод.

– в Икшинском и Пестовском водохранилищах в верхней части долины приток обеспечивается перекачкой воды из канала им. Москвы,

– в Пестовском водохранилище имеет место раздвоение водного потока на питание канала и питание Учинского водохранилища,

– в Пяловском водохранилище основной приток (канал) пересекает долину примерно в центральной ее части, при этом санитарный сброс воды через плотину отсутствует, а верхняя часть долины водохранилища питается водами небольшого притока - р. Учи,

– Учинское водохранилище относится к типу сложнодолинных водохранилищ (образованных при затоплении двух и более смежных речных долин), но одна из этих долин (Учинская) не имеет притока, а весь приток осуществляется через верхнюю его часть (по долине р. Вязь),

– в Учинском водохранилище забор воды происходит как в центральной, так и в приплотинной частях ложа,

– Клязьминское водохранилище, также как и Пяловское пересекается основным потоком канала в центральной части, при этом приплотинный участок водохранилища имеет два водозабора: водозабор СВС и сброс через плотину.

Пространственная неоднородность состава воды в водохранилищах водораздельного бьефа анализируется нами по данным 3-х гидролого-гидрохимических синхронных съемок, проведенных в феврале, мае и августе 2005 г.

В зимний период растворенный кислород (РК) распределен по водохранилищу и по вертикали водной толщи относительно равномерно. Величины РК варьируют в небольших пределах значений 70–80% насыщения. Высокие концентрации РК и благоприятная окислительная обстановка в зимний период снижает интенсивность диффузионных потоков биогенных веществ из донных отложений. Поэтому распределение минеральных форм биогенов равномерно, но содержание биогенных элементов выше, чем летом. Ярко выраженное увеличение ко дну характерно для электропроводности воды, что обычно для закономерностей пространственного распределения минерализации воды в водохранилищах.

Также заметна и вертикальная стратификация марганца во всех водохранилищах, которая в водохранилищах водораздельного бьефа значительно более ярко выражена, чем в Учинском водохранилище. Распределение цветности воды и перманганатной окисляемости характеризовалось небольшим увеличением ко дну, а величина рН минимальная у дна.

В мае месяце наблюдались наиболее резкие пространственные изменения химического состава вод водохранилищ, что иллюстрируется графиками изменений удельной электропроводности в продольно-вертикальной плоскости Пестовского, Пяловского и Учинского водохранилищ (рис. 4.15)

В Пестовском водохранилище, также как и в Учинском и небольшом сильно проточном Икшинском, электропроводность по длине практически однородна. Повышение электропроводности в придонных слоях приплотинного участка Пестовского и Учинского водохранилищ обусловлено обычным для стратифицированных и глубоких водохранилищ формированием очага вод повышенной минерализации в придонных слоях. Эта водная масса образуется как вследствие выщелачивания солей из донных отложений, так и в результате сохранения остатков зимних высоко минерализованных вод в глубоких слоях водохранилища. Электропроводность воды в Учинском водохранилище изменялась в небольших пределах, закономерно повышаясь ко дну без резких перепадов. Южный ветер в период съемки способствовал нагону маломинерализованных теплых вод к верховьям водохранилища.

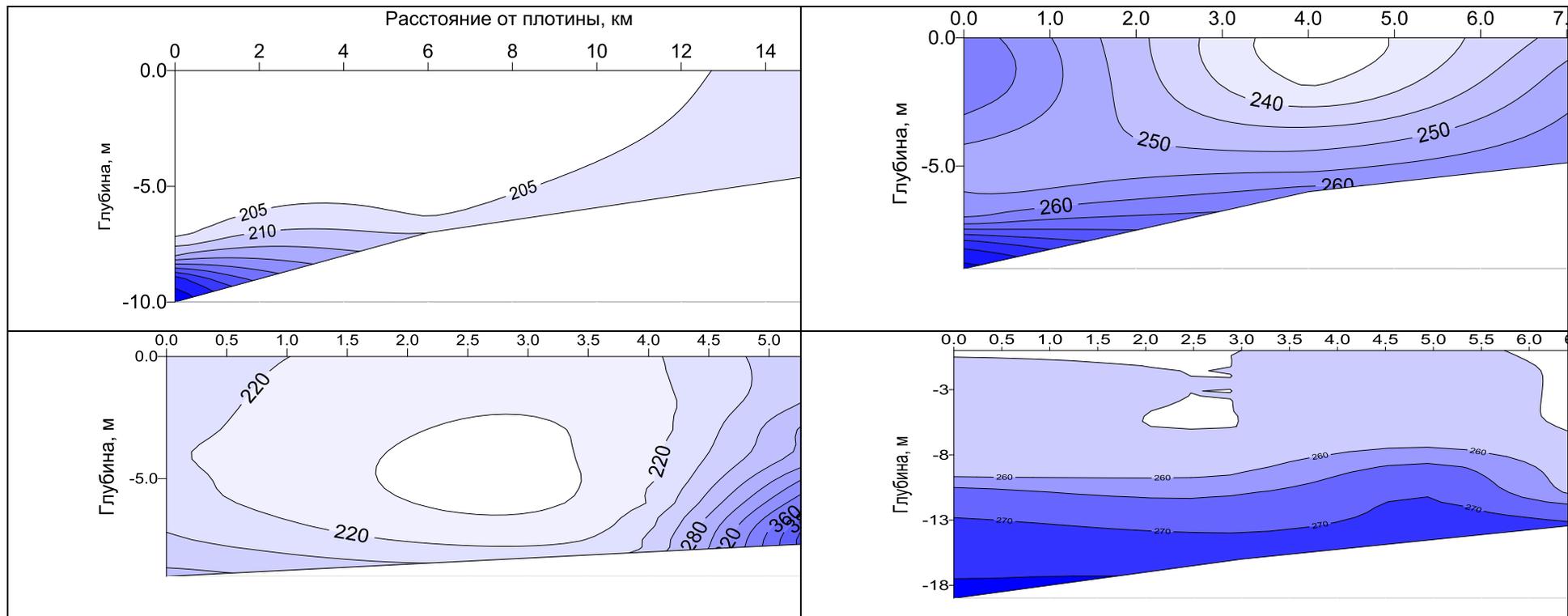


Рисунок 4.15 – Распределение электропроводности воды Пестовского (А), Пяловского (Б), Учинского (В) и Клязьминского (Г) водохранилищ водораздельного бьефа в мае 2005 г

Максимальные градиенты электропроводности воды наблюдаются в Пяловском водохранилище. Станция наблюдений в Аксаковском заливе этого водохранилища имела глубину почти такую же, как в центральной части водохранилища, т.е. располагалась в русловой части р. Учи. На этой станции электропроводность по вертикали распределялась аномально, с промежуточным максимумом (рис. 4.16).

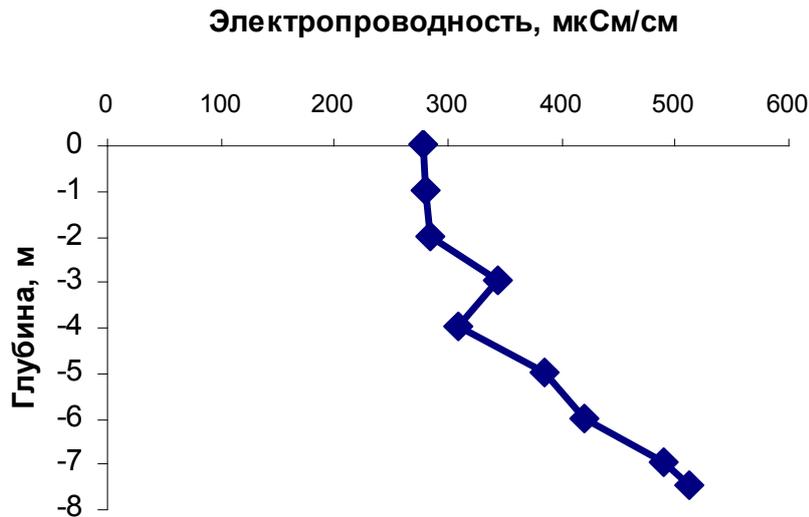


Рисунок 4.16 – Распределение электропроводности по вертикали в Пяловском водохранилище в мае 2005 г.

Наличие этого промежуточного максимума, а также исключительно высокие вертикальные градиенты электропроводности (перепад электропроводности превышает 200 мкСм/см) свидетельствует о том, что в штилевую погоду при повышенном притоке воды из р. Учи, наблюдалось ярко выраженное плотностное течение. Воды р. Учи распространялись в Пяловском водохранилище в средних по глубине слоях, практически не перемешиваясь с водами водохранилища. Отсутствию перемешивания способствовала сохранявшаяся длительное время перед съемкой безветренная погода, защищенность Аксаковского залива от ветрового воздействия и относительно глубокий врез русла р. Учи. «Слоеный пирог» электропроводности хорошо прослеживается в виде изгибов изолиний

электропроводности на графике (рис. 4.13). С такими плотностными потоками загрязнения могут переноситься на значительные расстояния, поэтому эффект самоочищения вод водохранилища от загрязнений заметно снижается.

В центральной части Пяловского, также как и Клязьминского водохранилища, проявляется минимум электропроводности, связанный с доминированием в этих частях водохранилищ перекачанных по каналу и транзитом прошедших через Икшинское и Пяловское водохранилище вод половодья Верхней Волги. При этом в Пяловском водохранилище эти воды, видимо, достигли плотины, снизив горизонтальные градиенты электропроводности до величин всего около 20 мкСм (на весь участок от центра водохранилища до плотины). Несколько иная картина наблюдается в Клязьминском водохранилище. Здесь градиенты электропроводности на сравнительно небольшом участке от канала до водозабора Северной станции водоподготовки (СВС) значительно выше. Особенности гидродинамики потока в Клязьминском водохранилище проявляются в более застойном характере вод приплотинного участка (и района водозабора). Следовательно, влияние вод канала здесь слабее, чем в Пяловском и, тем более, Пестовском водохранилищах. Таким образом, испытывающие значительную антропогенную рекреационную нагрузку воды Клязьминского водохранилища в районе водозабора СВС гораздо медленнее разбавляются водами канала.

Во всех водохранилищах в период съемки отмечена вертикальная стратификация. В Пестовском и Клязьминском водохранилищах в мае слой скачка располагается глубоко (в Пестовском на глубине 8 м, в Клязьминском у водозабора СВС также на глубине 8 м). Водные массы этих водохранилищ интенсивно перемешиваются, поэтому слой температурного скачка так быстро заглубляется. Это же относится и к Пяловскому водохранилищу, но только к его центральной и приплотинной частям. В Аксаковском заливе резкие градиенты температуры отмечены уже на глубине 4 метра. Это

хорошо согласуется с данными по электропроводности на этой станции, которые свидетельствуют об очень слабом перемешивании вод залива.

Распределение растворенного кислорода в водохранилищах характеризуют данные наблюдений за его концентрацией в поверхностных и придонных слоях водоема. Во всех точках наблюдений концентрация кислорода была близка к полному насыщению. Исключение составили придонные слои Пестовского и Пяловского водохранилищ, где концентрации кислорода понижались до 4 мг/л (менее 50% насыщения). Практически полное отсутствие кислорода отмечено в придонных слоях Аксаковского залива Пяловского водохранилища, что связано с отмеченным выше отсутствием интенсивного вертикального перемешивания и высокой нагрузкой залива органическим веществом, как аллохтонного, так и автохтонного происхождения.

В августе (рис. 4.17) электропроводность Пестовского участка водохранилищ водораздельного бьефа была однородна. Пространственные изменения электропроводности не превышали 5 мкСм/см, лишь в приплотинной зоне Пестовского водохранилища электропроводность заметно увеличивалась в придонных слоях. Значения электропроводности, близкие к наблюдавшимся в Пестовском водохранилище, отмечены в центральных частях Пяловского и Клязьминского водохранилища, т.е. в тех участках водохранилищ, где проходит поток волжских вод. В августе месяце, в отличие от мая, состав вод, питающих водохранилища канала, слабо изменяется во времени, поскольку речные воды в меженный период, особенно при отсутствии дождевых паводков, имеют почти постоянный состав. Вследствие этого все водохранилища канала заполняются однородной по составу водой. В Пяловском водохранилище горизонтальные градиенты электропроводности максимальны за счет Аксаковского залива. Центральный и приплотинный участки однородны, поскольку водообмен там происходит более интенсивно.

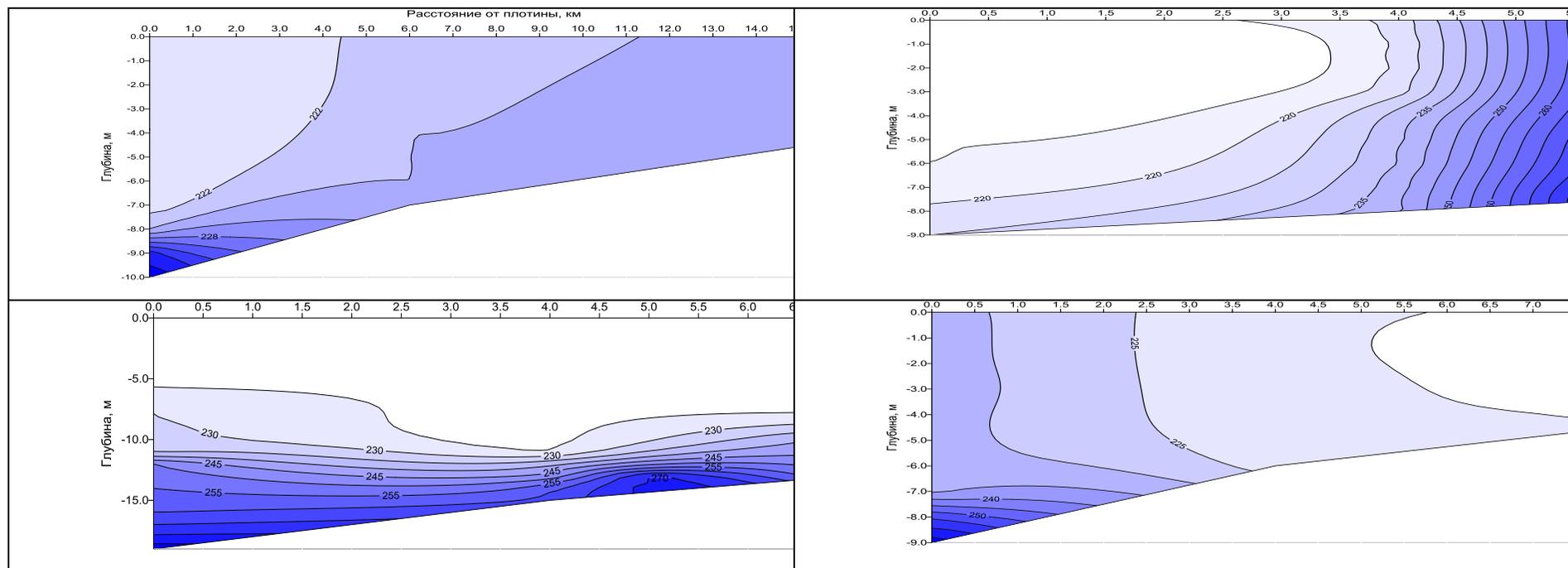


Рисунок 4.17 – Распределение электропроводности воды Пестовского (А), Пяловского (Б), Учинского (В) и Клязьминского водохранилищ водораздельного бьефа в августе 2005 г

Клязьминское водохранилище хорошо перемешано и только в глубоких слоях приплотинного участка наблюдается существенное изменение минерализации вод.

В августе на большинстве станций даже в поверхностных горизонтах наблюдается недонасыщенность вод кислородом. В придонных горизонтах кислород заметно уменьшается даже на тех станциях, где по другим показателям прослеживается интенсивное вертикальное перемешивание. Это снижение концентраций кислорода объясняется его быстрым потреблением на разложение органического вещества в слоях ниже фотического слоя. Полное отсутствие кислорода отмечено в придонных слоях у Пестовской плотины и под слоем термоклина в Учинском водохранилище.

В Учинском водохранилище образуется значительная зона аноксии, охватывающая придонные слои этого относительно глубокого водохранилища и ограниченная изобатой 12 м. Объем этой зоны приблизительно 10 млн. м³, что составляет всего 7% объема водохранилища. Водозабор из Учинского водохранилища производится через галерею, расположенную на глубине 14 м в приплотинном участке водохранилища. Основная причина образования зон аноксии – повышение доли автохтонной составляющей баланса органического вещества в водоеме.

Полученные по данным зондирования электропроводности воды характеристики пространственной неоднородности состава вод в водохранилищах хорошо подтверждаются химическим анализом проб воды, отобранных в поверхностном и придонном слоях воды в некоторых точках. По солевому составу отчетливо прослеживается увеличение концентраций главных ионов от поверхности ко дну в глубоких точках зондирования.

Содержание минеральных форм фосфора и аммонийного азота в мае было на низком уровне вследствие интенсивного потребления их диатомовыми водорослями. В августе концентрации фосфатов и аммонийного азота увеличились, а концентрации нитратов резко снизились.

Характер распределений химических показателей в Учинском водохранилище и в других водохранилищах водораздельного бьефа был примерно одинаков, общие закономерности вертикального распределения сохранялись во всех съемках.

4.2.5. Влияние водности на гидрохимический режим волжских водохранилищ

В системе Волжского источника водоснабжения действует сеть постоянного мониторинга качества воды, поэтому имеется возможность проанализировать особенности трансформации качества воды в водохранилищах в различные по водности годы. С этой целью из всего ряда наблюдений (1957–2004) были выбраны периоды из 8 лет, характеризующиеся пониженным и повышенным стоком и по этим сериям проведено осреднение показателей качества воды. Выбранные серии лет характеризуются величинами обеспеченности годовых расходов воды рр. Волга и Тверца, представлены в таблице 4.5

Таблица 4.5 – Обеспеченность (в %) годовых расходов воды маловодных и многоводных лет в Волжском источнике водоснабжения

Маловодные годы	Обеспеченность	Многоводные годы	Обеспеченность
1965	96	1980	6
1967	90	1981	12
1972	88	1982	18
1975	97	1986	18
1992	85	1990	2
1993	87	1998	1
1996	95	2003	19
2002	85	2004	10

Анализ изменений качества воды проводился по ряду гидрохимических показателей, характеризующих различный генезис связи состава воды с величинами речных расходов воды. Для анализа выбраны показатели

качества воды, характеризующиеся наибольшей полнотой регулярных наблюдений: железо, марганец, аммонийный ион, нитраты, фосфаты, растворенный кислород, перманганатная окисляемость, хлориды.

Для анализа влияния водности вычислялись среднесезонные за выбранные серии лет значения этих показателей в пунктах наблюдений: р. Волга, р. Тверца, (основные притоки Иваньковского водохранилища), д. Городня, 1 паромная переправа канала им. Москвы (Иваньковское водохранилище), Пестово, водозабор «Уча» и Ливанская ГЭС (Учинское водохранилище).

Результаты проведенных обобщений по сериям лет представлены на рис.4.18.

Минеральные формы азота. Изменение содержания в воде аммонийного иона в большей степени, чем других формы азота, связано с антропогенным загрязнением. В Волжской системе водоснабжения антропогенное влияние проявляется особенно отчетливо в пункте д. Городня, расположенном ниже г. Тверь, сточные воды которого оказывают заметное влияние на формирование качества воды водоисточника. Интенсивность этого влияния зависит от величины разбавляющих расходов воды, т.е. от водности года. В маловодные годы концентрации аммонийного иона в реках Волга и Тверца заметно снижаются, что обусловлено уменьшением поступления биогенных веществ с поверхности бассейна в периоды половодья и паводков. Однако, ниже г. Тверь в маловодные годы концентрации аммонийного иона оказываются выше, чем в многоводные, поскольку уменьшается разбавление сточных вод города. В Иваньковском водохранилище и водохранилищах водораздельного бьефа содержание аммонийного иона снижается. В водохранилищах водораздела это снижения незначительно как в маловодные, так и в многоводные годы, а в Учинском водохранилище в маловодные годы это снижение заметно выше, чем в многоводные годы.

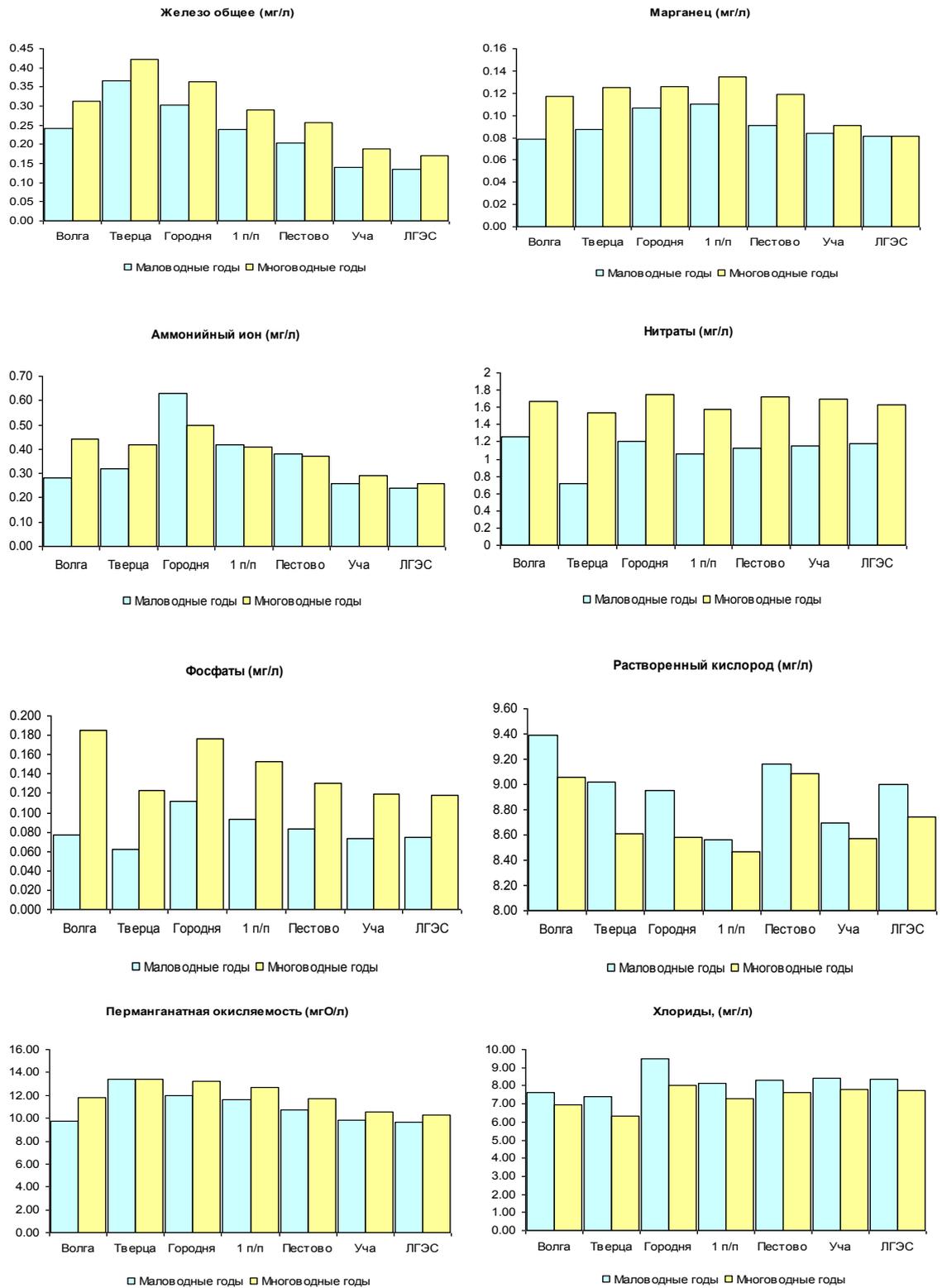


Рисунок 4.18 – Изменение показателей качества воды в Волжском источнике водоснабжения в различные по водности годы

Концентрации нитратов во всех водных объектах источника водоснабжения существенно выше в многоводные годы, чем в маловодные. В Ивановском водохранилище концентрации нитратов несколько снижаются, а в водохранилищах водораздельного бьефа и в Учинском даже немного увеличиваются вследствие окисления аммонийного иона. Водность года на трансформацию нитратов в системе водоисточника влияние практически не оказывает.

Фосфаты и растворенный кислород. Изменения концентрации фосфатов в зависимости от водности года в Волжском источнике водоснабжения происходит примерно так же, как и изменения аммонийного иона. В многоводные годы концентрации фосфатов в питающих Ивановское водохранилище реках значительно увеличиваются, а ниже г. Тверь вследствие влияния сточных вод г. Тверь концентрации выше в маловодные годы при ухудшении условий разбавления загрязнений. Однако, в реках изменения фосфатов в годы различной водности намного больше, чем для аммонийного иона: в р. Волга – более, чем в 2 раза. В Ивановском водохранилище, водохранилищах водораздельного бьефа и в Учинском водохранилище концентрации фосфатов снижаются как в многоводные, так и маловодные годы, и это снижение заметно больше, чем снижение концентраций аммонийного иона. Основная причина снижения концентраций фосфатов соосаждение сорбированных на взвешях фосфатов. В многоводные годы заметно повышается содержание взвешенного вещества в водных объектах водоисточника, что и усиливает самоочищение водохранилищ от фосфатов.

Растворенный кислород – единственный показатель, концентрации которого в маловодные годы во всех объектах выше, чем в многоводные годы. По всей видимости, здесь возрастает роль продукционных процессов, более интенсивных в маловодные (обычно жаркие) годы.

Концентрации хлоридов увеличиваются в реках в маловодные периоды из-за преобладания грунтового, а наибольшее увеличение наблюдается

в п. Городня, что, по-видимому, связано еще и с уменьшением интенсивности разбавления сточных вод г. Твери, концентрации хлоридов в которых всегда повышены. Изменений средних значений этого консервативного показателя в водных объектах водоисточника практически не происходит

Показатели содержания органического вещества. Показатели содержания природного органического вещества в многоводные годы в большинстве пунктов увеличиваются, однако разница между многоводными и маловодными годами не превышает 10%, а в Тверце вообще не наблюдается. Снижение величин перманганатной окисляемости от верховьев до водозаборов водопроводных станций характерно как для периода маловодья, так и для многоводных лет.

4.2.6. Закономерности изменений цветности и окисляемости вод Волжского источника водоснабжения

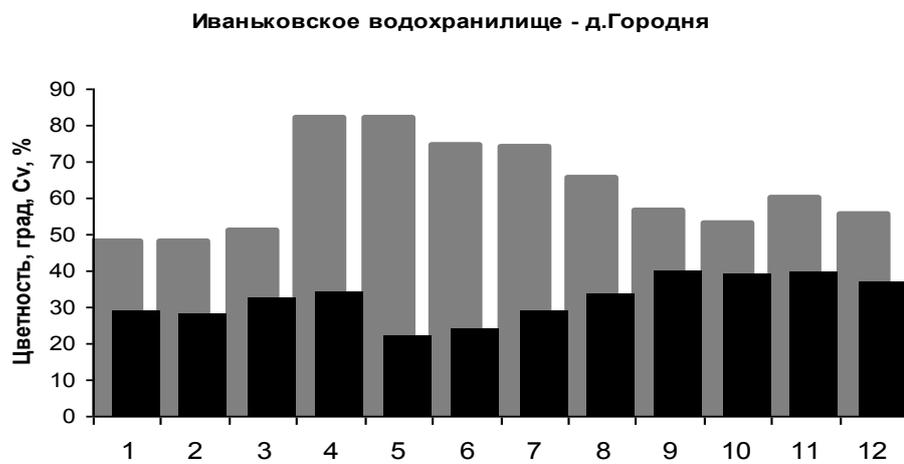
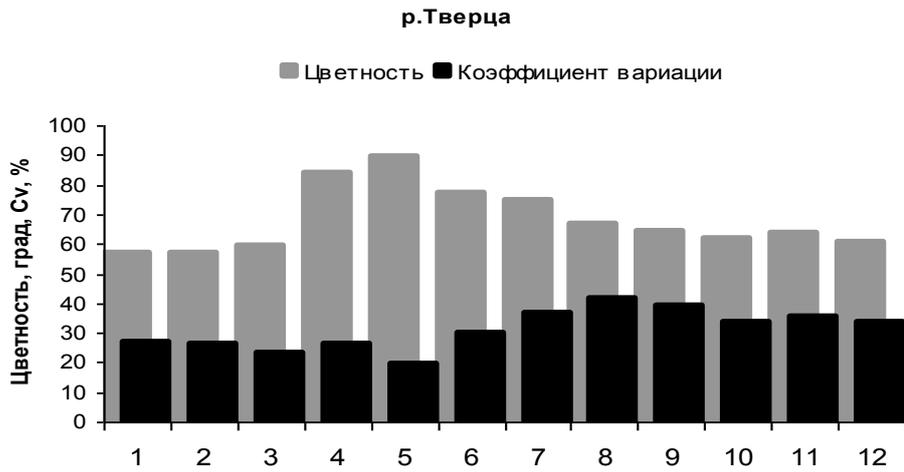
По современным представлениям цветность природных вод определяется наличием в воде окрашенных гумусовых веществ (в растворенном и коллоидном состоянии), среди которых можно выделить несколько групп органических кислот и их солей, имеющих различную окраску – от бурой (гуминовые кислоты) до светло-желтой (апокреновые кислоты) [Воронков, Соколова, 1952; Семенов и др., 1966; Скопинцев, 1967; Семенов, 1967; Лозовик, 2006]. Источниками окрашенного ОВ в природных водах являются почвы и болота водосбора. Формирование цветности и перманганатной окисляемости происходит под влиянием различных факторов (климат, рельеф, сток), взаимодействие между которыми контролирует поступление ОВ в воды речного бассейна. Таким образом, цветность природных вод отражает сложные связи между ландшафтными особенностями речного водосбора и режимом формирования водного стока. Как уже указывалось в главе 2, высокая заболоченность территории водосбора Ивановского водохранилища – главная причина высокого

содержания органического вещества Волжской системы водоснабжения г.Москвы [Рощупко, Литвинов, 1985].

Многолетние регулярные наблюдения позволяют установить общие закономерности как сезонных, так и многолетних колебаниях важнейших показателей качества воды Волжской системы водоснабжения.

Сезонные изменения содержания ОВ иллюстрируются типовыми графиками внутригодовых изменений цветности и ПО, степень изменчивости этих показателей в различных участках системы проявляется в изменении коэффициента вариации рядов наблюдений. На рис. 4.19 представлены для сравнения сезонные изменения цветности в пунктах формирования цветности вод и в приплотинном участке замыкающего систему Учинского водохранилища (Учинское водохранилище – ЛГЭС). Изменения цветности в притоках Иваньковского водохранилища и в верховьях водохранилища происходят синхронно – после весеннего максимума цветности, обусловленного смывом органических веществ с поверхности почвы водами половодья, цветность плавно понижается к летне-осеннему периоду, достигая минимума зимой. При значительных различиях абсолютных значений цветности в р. Волга и р. Тверца характер формирования ОВ на водосборах этих рек в целом одинаков.

Изменчивость цветности (коэффициент вариации) наоборот минимальна весной, а максимальна в начале осени. Ежегодно, в начале весны условиях формирования ОВ природных вод примерно одинаковы. В начале осени цветность и окисляемость речных вод зависят от изменчивых гидрометеорологических ситуаций и от состояния увлажненности почв бассейна, что приводит к заметному возрастанию коэффициента вариации значений цветности в реках.



А) ЛГЭС (водозабор)

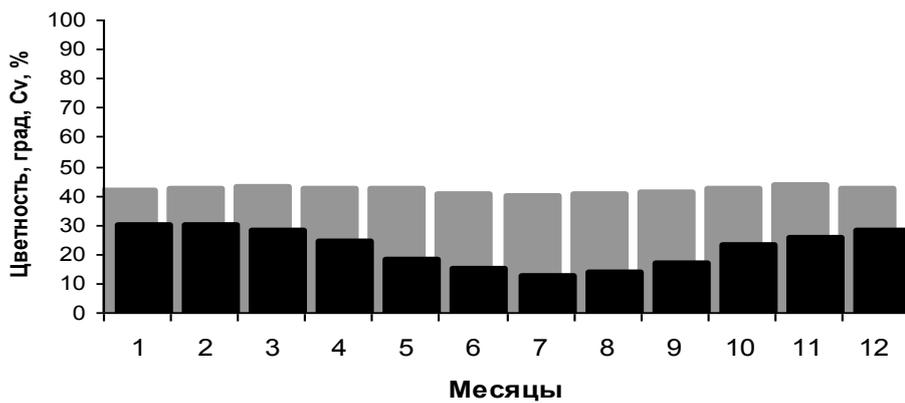


Рисунок 4.19 – Типовые графики сезонных изменений цветности и коэффициентов вариации в р. Тверца , Иваньковское в-ще – д. Городня и Учинское в-ще – ЛГЭС .

Это обстоятельство существенно усложняет прогнозирование цветности в наиболее неблагоприятный с точки зрения технологии обработки воды – зимний период. Несмотря на более низкие средние значения цветности в зимний период, вероятность значительных отклонений цветности в неблагоприятную сторону повышения в этот период существенно выше, чем весной и летом.

Характер сезонных изменений цветности к водозаборам станций водоподготовки несколько изменяется, а минимум коэффициента вариации смещается с мая на август. Отсутствие ярко выраженных сезонных колебаний цветности и окисляемости у водозаборов станций водоподготовки свидетельствует о том, что трансформация цветности вод рр. Волга и Тверца в водных объектах сезонно изменчива.

При исследовании многолетних тенденций изменений ОВ в воде Волжской системы водоснабжения наибольший интерес представляет оценка тенденций для притоков Иваньковского водохранилища, поскольку гидрохимический режим водных объектов Верхней Волги в наибольшей степени зависят от чисто природных факторов.

Тенденции цветности для рр. Волга, Тверца, и у водозабора на Учинском водохранилище представлены на рис. 4.20. Для Волги характерно отсутствие тенденции по цветности; в р. Тверца цветность имеет определенную тенденцию к снижению, которая проявляется и в многолетних изменениях цветности у водозаборов водопроводных станций Учинского водохранилища.

Анализ многолетних колебаний других показателей органического вещества в воде (перманганатной и бихроматной окисляемости) показывает, что уровень содержания ОВ в воде водоисточника с течением времени практически не изменяется.

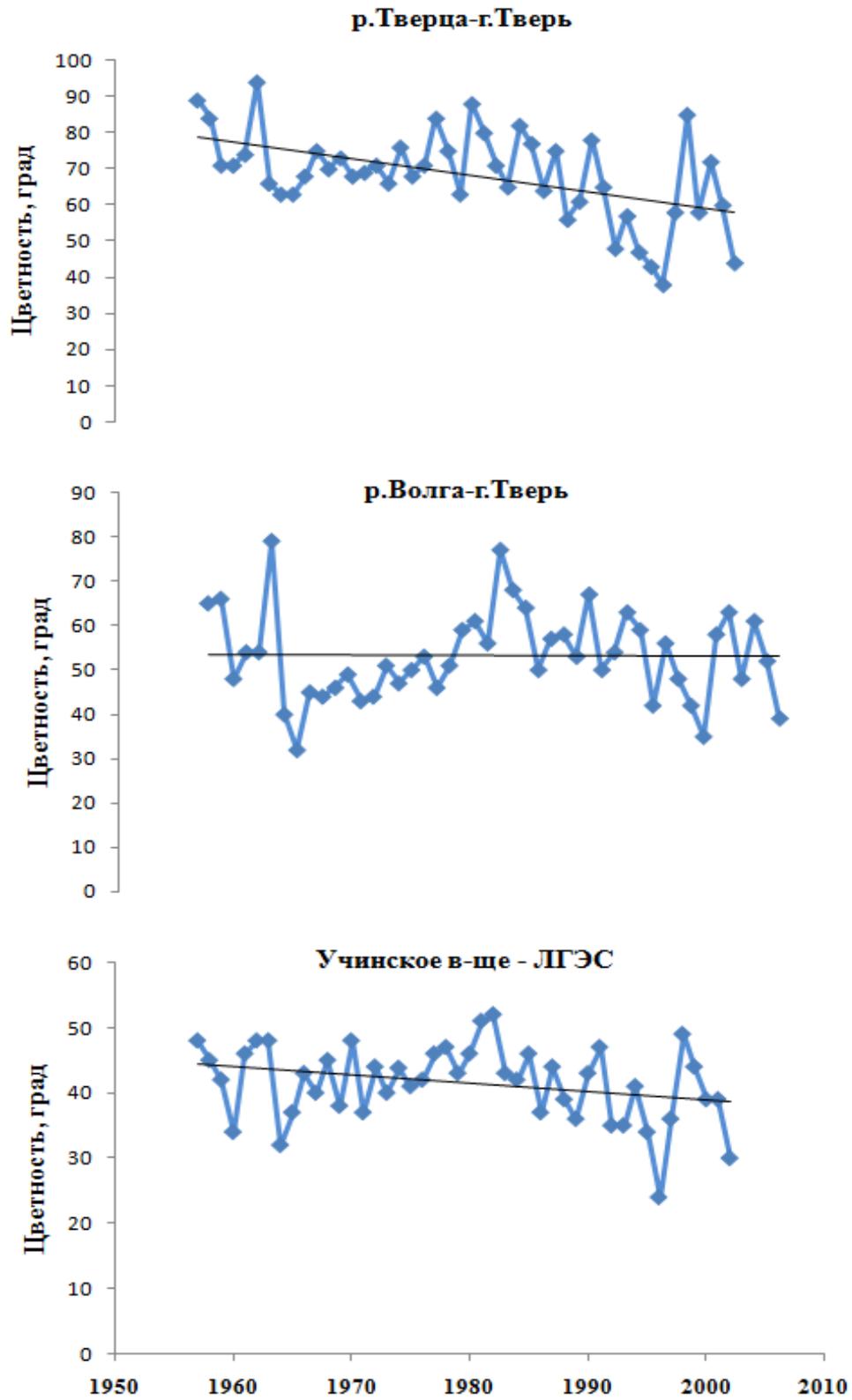


Рисунок 4.20 – Многолетние тенденции изменения цветности воды р. Волги и Тверцы по наблюдениям у г. Тверь и в Учинском водохранилище у ЛГЭС.

ВЫВОДЫ ГЛАВЫ

1. В водохранилищах Москворецкой системы в различные сезоны ярко проявляется пространственная неоднородность распределения показателей химического состава вод, обусловленная процессами формирования гидрологической структуры водных масс.

2. Рост содержания биогенных веществ в воде водохранилища к концу весеннего половодья обусловлен, главным образом, поступлением веществ с речным притоком, а изменения их концентрации в течение вегетационного периода в значительной степени связано с продукционно-деструкционными процессами и выносом биогенов из донных отложений в условиях возникающей летом аноксии гипolimниона.

3. Эмпирические гистограммы распределений показателей качества воды в различных пунктах Волжской системы водоснабжения соответствуют явно выраженным ассиметричным распределениям. В водохранилищах Волжской системы происходит резкое улучшение качества воды по большинству показателей качества воды, что обусловлено интенсивными внутриводоемными процессами самоочищения в экосистемах водохранилищ. Интенсивность этих изменений существенно зависит от водности года.

4. Внутригодовые колебания качества воды в водоисточнике обусловлены особенностями генезиса заполняющих водохранилища вод и сезонностью продукционно-деструкционных внутриводоемных процессов.

5. Большинство показателей качества воды, связанных с антропогенным загрязнением вод, обнаруживает многолетние тенденции увеличения значений, несмотря на отсутствие явно выраженной тенденции речного стока в бассейне Иваньковского водохранилища.

6. Вследствие интенсивного водообмена вода в водохранилищах хорошо перемешивается, и характеристики состава воды в различных частях водохранилищ быстро выравниваются как в периоды заполнения водохранилищ водами половодья Верхней Волги (май), так и в период

меженного стока (август). Определенные признаки вертикальной стратификации химического состава воды характерны лишь для Учинского водохранилища и Аксаковского залива Пяловского водохранилища

7. Характер сезонных изменений цветности вод Волжской системы водоснабжения и показателей содержания органического вещества различен в верховьях водоисточника и у водозаборов станций водоподготовки вследствие различий в интенсивности процессов трансформации органического вещества в водохранилищах в разные сезоны года.

ГЛАВА 5. ТРАНСФОРМАЦИЯ КАЧЕСТВА ВОДЫ В ВОДОХРАНИЛИЩАХ

5.1. Балансы химических веществ в водохранилищах Волжского источника водоснабжения

В водохранилищах под влиянием физических, химических и биологических процессов происходят существенные изменения химического состава вод. Эти изменения затрагивают как концентрации веществ, так и формы их нахождения в воде (ионы, комплексные соединения, коллоиды, очень разнообразные по размеру и плотности частицы взвеси). В методологии гидрохимических исследования для оценки влияния водохранилищ на химический сток и формирование качества воды широко используются расчеты балансов химических веществ, состоящий в сопоставлении приходных и расходных составляющих в годы разной водности [Эдельштейн, 1998; Никаноров, 2005].

Этот метод оценки требует детального учета составляющих вещественного баланса водоема, что достигается учащенными в пространстве и времени наблюдениями в течение всего года. Для полного баланса вещества, составляемого с учетом внутриводоемких процессов, необходимы количественные оценки потоков веществ, возникающих непосредственно в водной массе водохранилища в течение времени ее пребывания в водоеме. Например, для баланса органического вещества необходимы оценки первичной и вторичной продукции биоты, для минеральных биогенных веществ – их вынос из донных отложений и т.д. Расчет этих потоков может быть получен в результате специальных исследований и экспериментальных наблюдений, поэтому полные химические балансы составляются крайне редко. Но вполне информативными оказываются и, так называемые внешние балансы, которые состоят в сопоставлении полученных в расчетах величин составляющих

баланса воды и химических веществ во входном створе водохранилища и в водозаборе и нижнем бьефе. В этом случае все внутриводоемные процессы оцениваются по интегральной результирующей за расчетный для баланса период времени. Период расчета такого баланса должен превышать период полного водообмена водохранилища. Такие внешние балансы позволяют оценивать суммарный эффект трансформации вещества в водохранилище за время его пребывания в нем [Зиминова, Законов, 1982].

Потоки веществ, поступающих в водохранилище и сбрасываемых из него, определяют методом расчета ионного стока. Наиболее надежный баланс веществ можно составить для Учинского водохранилища в Волжской системе водоснабжения. Именно для этого водохранилища особенно важны балансовые оценки, так как уже не раз подчеркивалась его ведущая роль в трансформации химического стока Волжской системы. Надежность расчета внешнего баланса в Учинском водохранилище обусловлена следующими причинами:

- Учинское водохранилище практически не имеет площади собственного водосбора, поэтому расчетом бокового притока в нем можно пренебречь по сравнению с поступлением веществ через Пестовскую плотину из канала им. Москвы,

- во входном створе водохранилища и у водозаборов станций на «выходе» из водохранилища) наблюдения за химическим составом воды ведутся с максимальной для мониторинга водоисточника частотой,

- коэффициент водообмена водохранилища, вычисляемый с высокой точностью (как и водный баланс) постоянно изменялся за многолетний период, что дает возможность проанализировать основной фактор, определяющий трансформацию химического стока.

Соотношение

$$R = \frac{M_V - M_Y}{M_V}, \quad (5.1)$$

где M_v – масса вещества, поступившего в водоем, M_y – масса того же вещества, сброшенная со стоком из него за расчетный период,

в гидроэкологии обычно называется коэффициентом удержания вещества, т.к. трансформация химического стока определяется в основном накоплением веществ в донных отложениях.

По данным регулярных наблюдений за многолетний период (1984–2004 гг.) были рассчитаны годовые балансы веществ и коэффициенты их удержания в Учинском водохранилище. Расчет проводился по среднемесячным величинам концентраций этих веществ в пунктах наблюдений – Пестово, водозабор Уча и ЛГЭС. Для расчета использовались данные по водному балансу водохранилища, при этом декадные величины стока суммировались для получения месячных значений составляющих. Годовые коэффициенты удержания веществ представлены в обобщенном виде в таблица 5.1.

Наиболее существенное изменение химического стока характерно для мутности (взвешенных веществ), железа и марганца. Снижение содержания взвешенных веществ связано с их седиментацией при замедлении стока в условиях слабой переработки берегов. Однако, среднемноголетняя величина этого снижения (36%) в Учинском водохранилище намного ниже, чем, например, в московских водохранилищах (в Можайском водохранилище эта величина составляет до 90% [Виноградова, 1991]). Причина в том, что в отличие от Можайского водохранилища, питающегося речным стоком, Учинское заполняется водой канала им. Москвы, поэтому в водах притока преобладают мелкодисперсные трудноосаждаемые взвеси.

Таблица 5.1 – Коэффициенты удержания веществ (в процентах) в Учинском водохранилище

Годы	Мут- ность	Марга- нец	Желе- зо	Фос- фаты	Фос- фор общий	Аммо- нийный ион	Нитра- -ты	Азот общий	ОВ по ПО	Хлориды	ОВ по БО
1984	46.0	29.0	37.3	16.9	36.8	30.0	-2.0	10.3	10.0	-2.8	8.0
1985	50.2	37.1	39.1	18.1	36.0	28.5	4.2	20.7	12.7	0.8	9.6
1986	42.9	28.1	20.3	14.1	33.0	20.5	-1.5	13.6	8.6	-0.5	2.7
1987	44.8	25.0	25.0	13.2	29.5	31.0	-2.3	17.2	12.9	-5.3	7.9
1988	32.6	24.9	16.6	13.0	39.9	28.2	-1.1	9.6	4.1	-1.0	4.7
1989	36.9	19.9	26.2	10.9	29.4	28.8	1.6	10.6	12.7	2.6	10.1
1990	39.3	12.3	34.1	12.5	31.8	28.9	-0.1	11.3	14.8	-1.5	11.2
1991	33.3	22.4	18.6	15.4	46.3	18.7	-1.5	6.7	11.5	-2.7	9.0
1992	31.6	11.9	9.5	7.3	23.2	27.2	1.6	9.5	7.3	-3.9	4.1
1993	37.4	0.0	17.6	11.2	29.9	25.5	-1.6	7.7	12.4	-7.7	8.4
1994	21.4	18.4	33.3	13.9	19.8	16.1	-8.5		5.8	1.0	1.4
1995	21.4	28.9	35.7	5.4		24.1	7.4		7.9	2.5	3.8
1996	15.4	22.6	30.0	4.9		16.6	5.9		5.0	-4.1	2.5
1997	25.2	28.9	33.0	7.5		22.7	-6.3		15.8	2.7	7.2
1998	35.3	30.4	30.1	3.5		11.8	4.0		12.9	1.2	10.6
1999	29.4	20.5	20.7	4.9		15.8	12.3		-5.4	2.2	3.8
2000	40.9	25.1	36.2	10.9		22.7	10.8		15.6	-4.9	8.6
2001	45.5	34.4	34.6	0.0		5.7	7.4		6.1	5.1	1.9
2002	36.8	20.8	30.0	5.6		16.1	13.4		8.3	1.2	7.0
2003	47.1	46.7	46.8	2.6		35.5	5.8		21.4	-6.6	8.4
2004	56.0	53.5	33.3	3.6		33.6	2.1		10.9	-1.8	10.2
Среднее	36.6	25.8	29.0	9.3	32.3	23.2	2.5	11.7	10.1	1.1	6.7

Железо и марганец осаждаются в водохранилище в виде нерастворимых соединений их закисных форм, образующихся в водохранилище при смещении окислительно-восстановительных условий в сторону окислительной среды. Благоприятные условия окисления, возникающие в водохранилище (особенно в летний период и периоды весеннего и осеннего перемешивания), выступают в качестве главной причины положительной разницы поступления и сброса вещества для аммонийного азота в водохранилище. Изменение минеральных форм азота и фосфора по длине водохранилища почти не зависит от интенсивности водообмена водохранилища, поскольку круговорот этих элементов тесно связан с продукционными процессами. Их интенсивность в большей степени связана с синоптическими условиями в вегетационный период, чем с водообменом. Снижение содержания в воде водохранилища аммонийного азота и фосфатов обусловлено их поглощением фитопланктоном с последующим переходом в состав донных осадков. Это явление иногда используется для охраны водохранилищ – источников водоснабжения городов от нагрузки биогенами путем создания искусственных предводохранилищ [Bendorf, Putz, 1987]. Трансформация азота и углерода определяется не только их захоронением в составе донных осадков, но и эвазией в атмосферу, что может быть не менее важным процессом самоочищения. Близкая к нулевому значению (а во многие годы и отрицательная) разница для нитратов связана с доминированием условий окисления азота в водохранилище. Общий фосфор значительно быстрее накапливается в водохранилище, чем общий азот, поскольку значительная часть фосфора в отличие от азота мигрирует во взвешенном состоянии (составная часть минералов, сорбция, органический взвешенный фосфор и т.д.). При этом большая часть фосфора осаждается в водоеме в виде органического фосфора. Положительная разница поступления и сброса характерна для показателей органического вещества в Учинском водохранилище. По перманганатной окисляемости эта разница невелика

(10% в среднем за 20-летний период), что соответствует существующим представлениям об относительной стойкости гуминовых соединений в природных водах. Разница по ХПК существенно ниже – в водохранилище остается лишь примерно 7% органического вещества – и здесь, вероятно, имеет существенное значение автохтонное вещество, продуцируемое фитопланктоном и макрофитами в течение вегетационного периода.

Расчеты балансов показывают отсутствие трансформации стока для консервативных растворенных веществ, типичным представителем которых можно считать хлоридный ион. 1%-ная разница прихода и сброса хлоридов находится в пределах точности расчетов.

Колебания коэффициента удержания веществ по годам сравнительно невелики, коэффициенты вариации не превышают, как правило, величины 0.5. Минимальной изменчивостью характеризуются валовые формы фосфора и азота, а также взвешенные вещества. Наиболее изменчивы коэффициенты удержания по годам для фосфатов и органическому веществу.

В общем случае степень влияния совокупности процессов на изменение массы, концентрации и состава веществ первую очередь зависят от проточности водохранилища, плотностной стратификации его водной толщи, соотношения мощности его трофогенного и трофолитического слоев. Чем больше период водообмена, тем однороднее (в первую очередь по солевому составу) основная его водная масса, сильнее стратификация по температуре, газовому режиму, содержанию минеральных и органических биогенных веществ, полнее утилизация аллохтонных органических веществ биотой, больше интенсивность седиментации взвесей и соосаждения загрязняющих веществ, т.е. тем лучше выражены процессы самоочищения в водоеме.

Учитывая ведущую роль водообмена в процессах трансформации химического стока, коэффициенты удержания веществ были сопоставлены с величинами коэффициентов водообмена, рассчитанными по воднобалансовым данным. Незначительные внутригодовые колебания

объема водохранилища, который в течение всего года за исключением небольшой предполоводной сработки остается постоянным, предопределяет невысокую изменчивость этого параметра [Соколов, 2013].

На рис. 5.1 представлены графики связи между коэффициентами удержания и коэффициентом водообмена Учинского водохранилища

Для всех рассмотренных веществ наблюдается значимая отрицательная корреляция. Наибольшими коэффициентами корреляции характеризуются зависимости баланса железа и марганца от коэффициента водообмена. Трансформация стока этих элементов в водоисточнике существенно зависит от интенсивности водообмена Учинского водохранилища. Интенсивность водообмена – главный, но не единственный фактор эффективности снижения концентраций веществ. Для марганца и железа нами получены значимые зависимости между концентрациями этих веществ на выходе из водохранилища и концентрациями их на входе [Даценко, 2007]. Чем больше нагрузка водохранилища, тем выше степень его трансформации (коэффициент удержания) в водохранилище.

Общую зависимость коэффициента удержания марганца от определяющих этот процесс факторов (рис. 5.2) можно выразить уравнением множественной корреляции, которое имеет вид

$$K_{Mn} = 0.841 \cdot C_{Mn} (\text{Пестово}) - 0.074 \cdot K_b + 0.54 \quad (5.2)$$

Где $C_{Mn} (\text{Пестово})$ – концентрация марганца в Пестовском водохранилище (на входе в Учинское водохранилище).

Эта зависимость характеризуется коэффициентом множественной корреляции – 0.62.

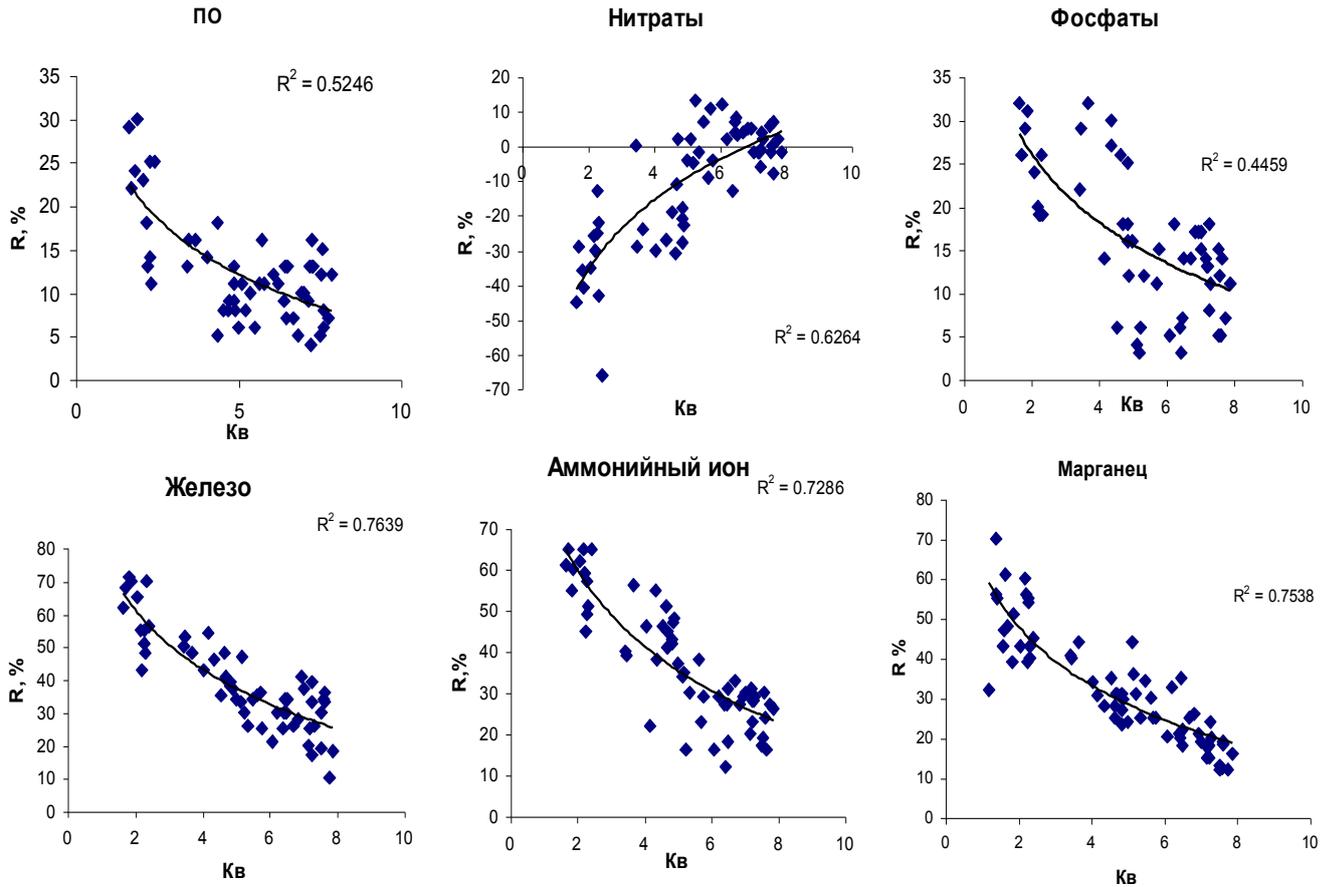


Рисунок 5.1 – Зависимость результирующей среднегодового внешнего баланса веществ от коэффициента водообмена Учинского водохранилища ($R=(П-С)/П$, %, П – поступление, С – сброс вещества из водохранилища).

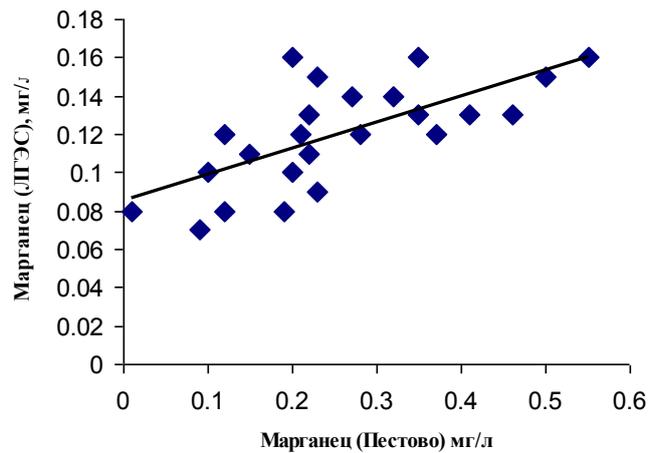


Рисунок 5.2 – Связь концентрации марганца на входе с концентрацией марганца на выходе Учинского водохранилища.

Расчеты балансов химических веществ Учинского водохранилища подтверждают ведущую роль водохранилища в трансформации химического стока Волжского источника водоснабжения. Результирующая величина внешнего баланса веществ и коэффициенты удержания веществ в водохранилище зависят от интенсивности его водообмена и при уменьшении коэффициента водообмена, наблюдающегося в настоящее время, эти характеристики самоочищающей способности водохранилища усиливаются.

5.2. Оценка роли боковых притоков водохранилищ водораздельного бьефа в формировании качества воды Волжского источника водоснабжения г. Москвы

В водном балансе Волжского водоисточника роль боковой приточности водохранилищ водораздельного бьефа относительно мала. Однако небольшие притоки этих водохранилищ имеют высоко освоенные в хозяйственном отношении водосборы, расположенные в густонаселенных районах Московской области, поэтому испытывают значительные антропогенные нагрузки [Кумсиашвили, 2005]. Поэтому, при высоких концентрациях загрязнений в водах притоков водохранилищ водораздельного бьефа их роль в формировании качества воды значительно выше, чем в водном балансе.

Гидрографическая сеть бассейна водохранилищ развита слабо. Наиболее крупные притоки водохранилищ водораздельного бьефа – р. Клязьма, на которой создано Клязьминское водохранилище и р. Уча, плотина на которой образовала Пяловское водохранилище. В Пестовское водохранилище впадают реки Вязь с относительно крупным притоком, впадающим в р. Вязь вблизи устья - рекой Ольшанка и река Какотка (все с левого берега), в Икшинское – река Катешка. Остальные водотоки представляют собой небольшие ручьи. Два относительно крупных притока имеет только р. Уча – реки Саморядовка и Раздериha.

Планиметрированием карты масштаба 1:100000 определены площади водосборов перечисленных рек. Эти результаты, а также пункты наблюдений на реках, представлены в таблице 5.2.

Таблица 5.2 – Площади водосборов и пункты наблюдений на реках – притоках водохранилищ водораздельного бьефа канала им. Москвы

№ п/п	Река	Площадь водосбора	Пункт наблюдений
1	Клязьма	610	Д.Свистуха (устье), Д.Луново (верховье)
2	Уча	140	Д.Аксаково (д. Федоскино)
3	Вязь	115	Д.Раково
4	Ольшанка	45	Д.Раково
5	Раздериha	30	Д.Шолохово
6	Саморядовка	70	Д.Ларево
7	Какотка	32	Отсутствуют
8	Катешка	56	Отсутствуют
9	Площадь склонового стока	100	Отсутствуют

В системе мониторинга Волжского водоисточника с 1986 по 2001 гг. проводились наблюдения за качеством воды основных притоков водохранилищ водораздельного бьефа – река Вязь, Ольшанка, реки Уча и Клязьма. Схема пунктов контроля качества воды представлена на рис. 5.3.

По результатам наблюдений рассчитаны массы веществ, выносимых этими реками в водохранилища.

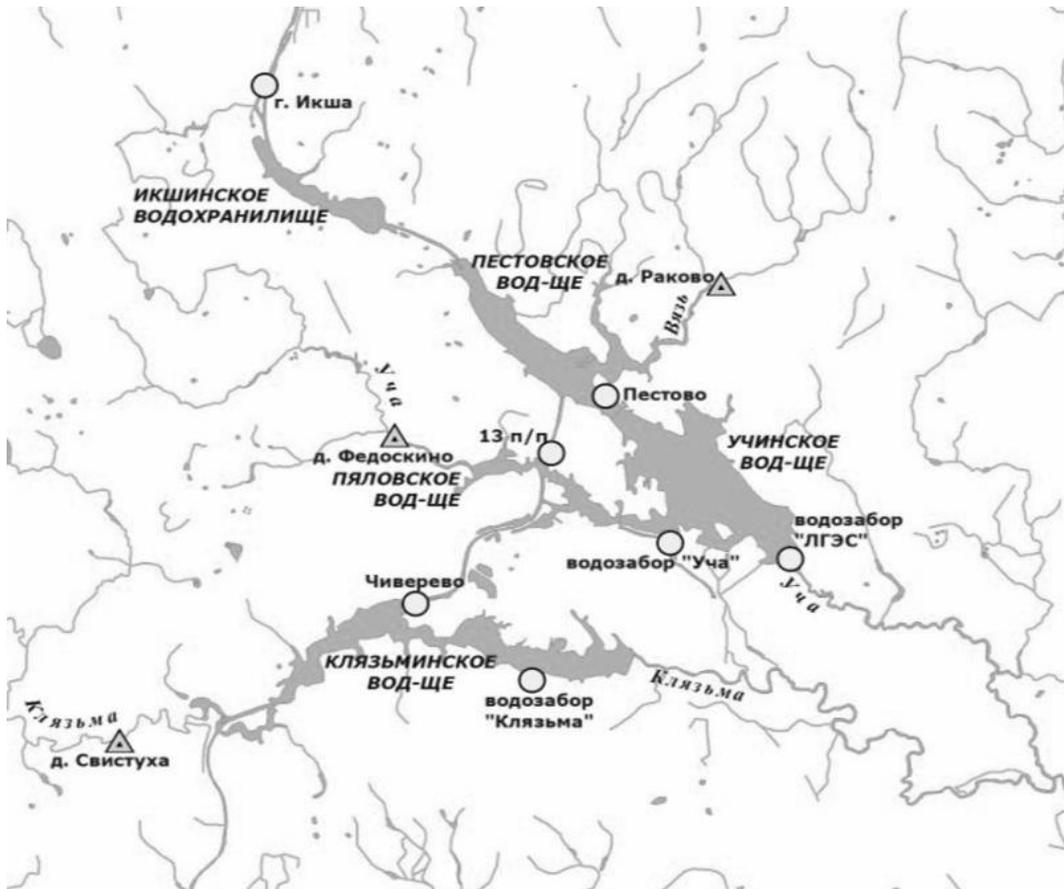


Рисунок 5.3 – Схема пунктов контроля качества воды на водохранилищах водораздельного бьефа канала им. Москвы и их притоков

О – Пункты контроля на водохранилищах и участках канала:

- 1 – канал им. Москвы (шлюз №6 - Икша),
- 2 – канал им. Москвы , (13 паромная переправа)
- 3 – Пестовское водохранилище (п.Пестово)
- 4 – канал им. Москвы (д.Чиверево)
- 5 – Учинское водохранилище (водозабор СВС)
- 6 – Учинское водохранилище (водозабор ЛГЭС)

Δ – Пункты контроля на притоках:

- 7 – р.Вязь (д.Раково).
- 8 – р.Уча (д.Федоскино)
- 9 – р.Клязьма (д.Свистуха)

При отсутствии гидрологических наблюдений на притоках водный сток рек оценивался по модулю стока, определяемому по водному балансу водохранилищ водораздельного бьефа канала им. Москвы. Типовой график осредненных за двадцатидвухлетний период (1984–2005гг.) среднемесячных изменений бокового притока водохранилищ водораздельного бьефа представлен на рис. 5.4.

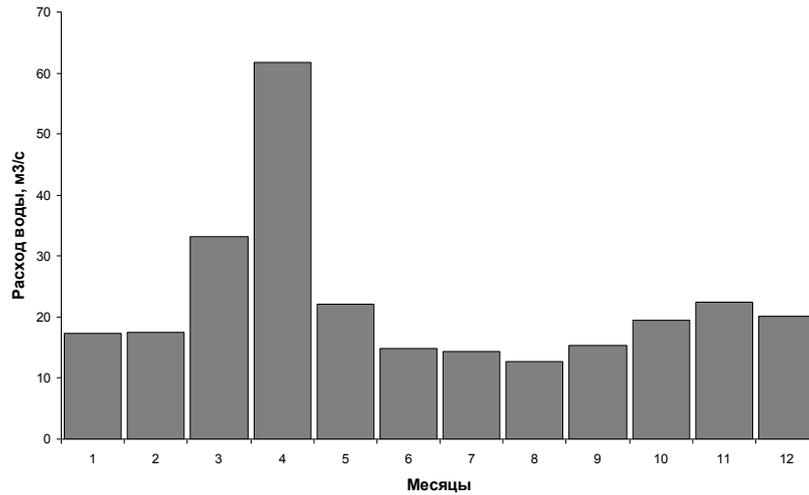


Рисунок 5.4 – Внутригодовые колебания суммарного бокового притока водохранилищ водораздельного бьефа

Средняя доля бокового притока в водном балансе водохранилищ составляет около 10%, при этом в апреле она достигает 35%. В этом месяце после небольшой предзимней сработки уровня заполнение водохранилищ (примерно на 30%) осуществляется боковым притоком. Перекачка воды из канала в этот период уменьшается, что резко увеличивает долю поступления воды в водохранилище с боковыми притоками в период половодья. Расчеты качества воды проводились по следующим показателям: хлориды, нитраты, аммонийный азот, фосфаты, взвешенные вещества, органическое вещество по перманганатной окисляемости (ПО) и величине БПК₅. Концентрации этих веществ в притоках канала значительно превышают фоновые значения, поскольку в формировании химического стока этой территории Московской области большую роль играет антропогенный фактор. Исключение

составляет показатель стойких органических соединений (оцениваемый по величине ПО), слабо связанный с хозяйственным освоением водосборов. Его включение в рассматриваемый перечень обусловлено важным его значением для водоподготовки на станциях Волжской системы водоснабжения. Среднемноголетние значения показателей качества воды в основных пунктах мониторинга качества воды представлены в таблице 5.3

Таблица 5.3 – Среднемноголетние концентрации (мг/л) показателей качества воды в притоках канала им. Москвы и в водохранилищах водораздельного бьефа

Пункт наблюдений	Хлориды	Аммоний-ный ион	Нитраты	Фосфаты	ПО	БПК ₅
Р.Уча-д.Федоскино	43,3	2,06	0,78	0,362	8,5	4,25
Р.Клязьма-д.Свистуха	38,2	1,58	2,84	0,443	7,0	3,23
Р. Вязь-д.Раково	14,8	0,80	1,68	0,298	6,4	2,25
Канал им.Москвы (13п/п)	7,5	0,34	1,30	0,096	12,6	1,64
Канал им.Москвы (Икша)	8,1	0,35	1,41	0,154	13,6	1,55

Расчитанные среднемесячные величины потоков веществ с боковым притоком ($R_{бок}$) сопоставлялись с их притоком из Иваньковского водохранилища по каналу им. Москвы, который определялся по данным о расходах перекачки и контроля качества воды во входном створе водохранилищ водораздельного бьефа (шлюз №6 канала) ($R_{кан}$). Соотношение этих потоков веществ ($R_{бок} / R_{кан}$) позволяет оценить вклад боковых притоков в формирование качества воды водохранилищ в различные годы и различные сезоны.

Величины осредненных среднемесячных значений соотношений $R_{бок} / R_{кан}$ за рассматриваемый период представлены на рис. 5.5.

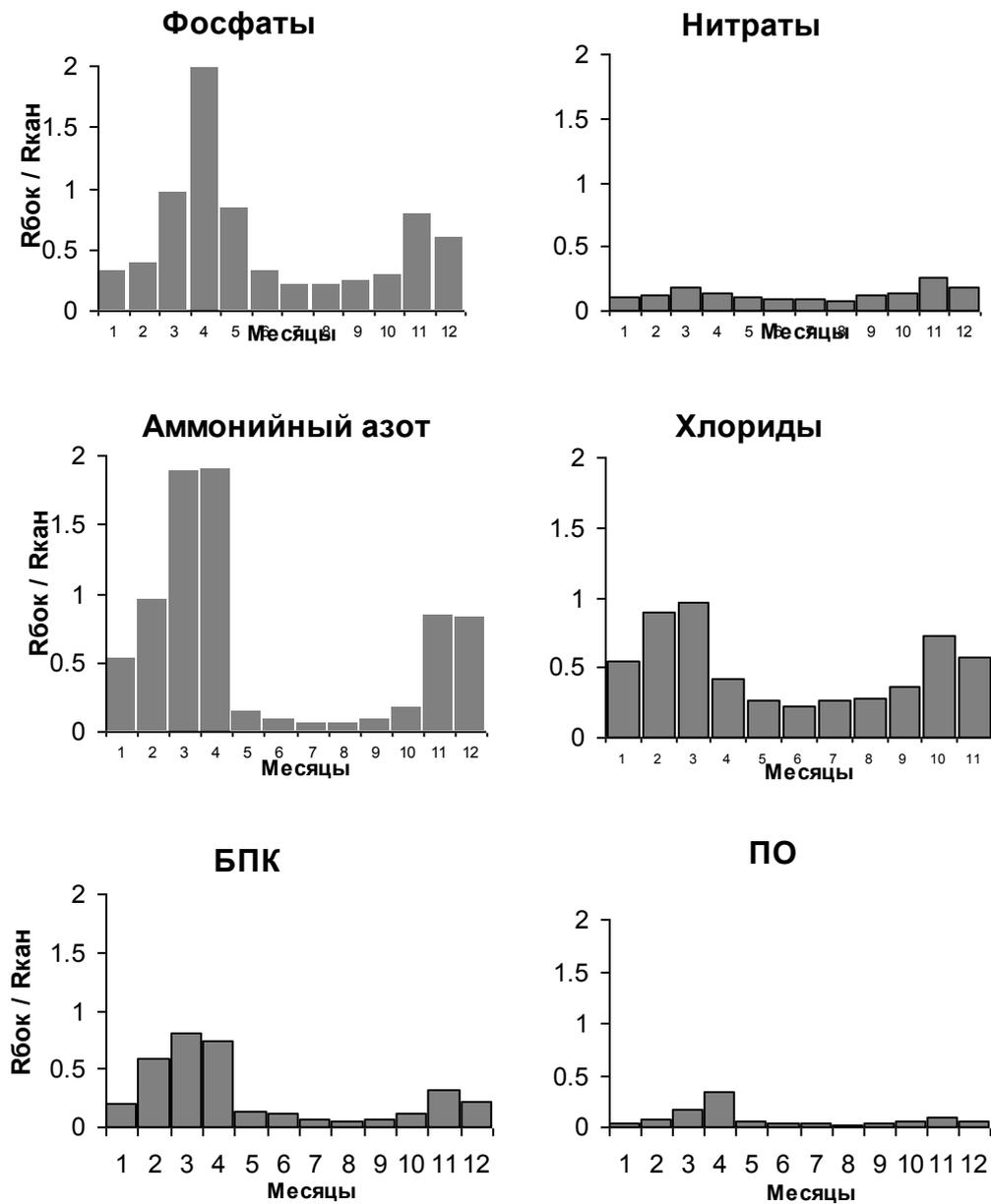


Рисунок 5.5 – Внутригодовое распределение соотношения притока химических веществ с местным стоком с их поступлением по каналу ($R_{бок}/R_{кан}$) в водохранилищах водораздельного бьефа

В период половодья приток веществ с боковыми притоками в систему водохранилищ водораздельного бьефа резко повышается, а по фосфатам и аммонийному иону даже превосходит поступление рассматриваемых нами химических веществ с волжскими водами. Причина повышения

концентраций химических веществ в водах притоков – интенсивный смыв загрязнений с территории бассейна в период таяния снега. Весной резко возрастает вклад притоков в формирование запаса химических веществ в водохранилищах водораздельного бьефа, увеличивается их содержание у водозаборов станций. Исключение составляют нитраты, максимум вклада которых наблюдается в ноябре. Соотношение потоков достигает 2-кратных значений для аммонийного азота и фосфатов в апреле. Неравномерность внутригодового распределения этого соотношения наиболее ярко проявляется для аммонийного азота – при максимуме 2-кратного соотношения в апреле летом оно падает до нескольких десятых долей. Обращает на себя внимание высокий зимний вынос аммонийного азота, в то время как фосфаты относительно равномерно поступают с притоками в водохранилища во все сезоны, кроме весеннего. Это объясняется, по-видимому, более высокой скоростью трансформации соединений азота в летний период по сравнению с фосфатами.

В летний период роль боковых притоков в химическом балансе водохранилищ снижается для всех показателей, но если для нитратов она меньше апрельской всего в 2 раза, то для фосфатов и аммонийного азота эта разница становится 20-кратной. Летнее уменьшение долей вклада связано со снижением концентраций загрязнений в летний период, которое не компенсируется снижением разбавления загрязнений при меженных расходах воды в реках. Снижение концентраций может быть обусловлено развитием продукционных процессов в реках, а также широким распространением высшей водной растительности в них, играющей для биогенных минеральных соединений роль естественного биофильтра. В зимний меженный период соотношение потоков немного возрастает, а для нитратов и хлоридов становится соизмеримой с весенним вкладом. Вследствие низких температур заторможены процессы самоочищения, оказывающие заметное влияние на концентрацию органических веществ в

природных водах, поэтому влияние притоков на формирование качества воды водохранилищ водораздельного бьефа в этот период выше, чем летом.

Для выявления роли отдельных притоков в формирование химического состава воды Волжского источника водоснабжения средние концентрации в притоках сопоставлялись со средними концентрациями этих же веществ в канале. Значения такого отношения больше единицы свидетельствуют об увеличении нагрузки водохранилищ по этому веществу в рассматриваемый период, а значения меньше единицы указывают на разбавление вод Иваньковского водохранилища водами притоков водораздельного бьефа. Среднемесячные значения этих соотношений для трех наиболее значительных притоков водохранилищ водораздельного бьефа представлены в таблице 5.4.

Таблица 5.4 – Сезонные изменения соотношений среднемноголетних концентраций химических веществ в притоках водохранилищ водораздельного бьефа и в воде, перекачиваемой по каналу им.Москвы из Иваньковского водохранилищ

р. Клязьма

Месяцы	Хлориды	Аммонийный ион	Нитраты	Фосфаты	ПО	БПК ₅
Январь	5.5	7.2	1.4	3.7	0.6	3.0
Февраль	6.7	12.6	1.4	3.6	0.9	8.4
Март	4.8	11.2	1.0	4.1	0.9	4.7
Апрель	3.4	7.4	0.5	5.7	1.1	2.9
Май	5.1	1.5	1.5	8.7	0.7	1.4
Июнь	4.8	1.5	1.8	5.4	0.6	1.8
Июль	4.1	0.9	1.9	3.4	0.6	1.1
Август	5.8	0.8	1.9	3.7	0.5	1.0
Сентябрь	4.8	1.0	2.0	3.4	0.6	1.0
Октябрь	4.9	1.7	1.9	3.5	0.6	1.3
Ноябрь	5.2	6.3	1.9	4.8	0.6	2.3
Декабрь	5.2	7.6	1.7	4.7	0.5	2.1
Среднее за год	5.0	5.0	1.6	4.6	0.7	2.6

Таблица 5.4. Продолжение

р. Уча

Месяцы	Хлориды	Аммонийный ион	Нитраты	Фосфаты	ПО	БПК ₅
Январь	6.2	8.3	1.1	8.3	0.5	2.7
Февраль	6.1	9.7	1.1	7.8	0.6	3.5
Март	5.4	10.5	0.7	9.9	1.0	4.0
Апрель	4.0	7.6	0.5	14.1	1.4	2.0
Май	5.6	2.8	1.0	18.4	1.1	2.4
Июнь	5.4	1.7	1.3	8.0	0.8	2.7
Июль	4.7	1.5	1.6	6.0	0.7	1.9
Август	6.0	2.3	1.9	8.4	0.7	1.7
Сентябрь	5.6	3.3	2.4	8.2	0.6	1.7
Октябрь	6.0	4.3	2.1	5.9	0.8	2.1
Ноябрь	6.1	6.2	1.9	9.6	0.7	2.1
Декабрь	5.9	7.8	1.6	9.0	0.5	1.6
Среднее за год	5.6	5.5	1.4	9.5	0.8	2.4

р. Вязь

Месяцы	Хлориды	Аммонийный ион	Нитраты	Фосфаты	ПО	БПК ₅
Январь	2.7	2.9	0.9	2.1	0.4	1.2
Февраль	2.8	3.8	1.0	2.9	0.5	1.5
Март	3.2	3.0	0.8	3.3	0.6	1.8
Апрель	2.3	2.3	0.4	4.4	0.9	1.3
Май	2.9	1.0	0.4	5.4	0.6	1.3
Июнь	2.7	1.1	0.8	4.1	0.5	1.6
Июль	2.3	1.4	1.0	2.8	0.7	1.7
Август	3.1	1.1	1.0	2.7	0.6	1.1
Сентябрь	2.7	1.3	1.0	2.6	0.6	1.4
Октябрь	2.9	2.4	1.0	2.5	0.6	1.5
Ноябрь	2.6	2.6	1.0	3.0	0.6	1.4
Декабрь	2.3	3.3	1.1	2.5	0.4	0.9
Среднее за год	2.7	2.2	0.9	3.2	0.6	1.4

Воды притоков водораздельного бьефа «разбавляют» органическое вещество (по ПО), поступающее в канал с водами Иваньковского водохранилища. Условия формирования стока органических веществ в Московской области, где расположены бассейны притоков, резко отличаются

от физико-географических условий бассейна Ивановского водохранилища. Концентрация органических веществ в притоках водохранилищ водораздельного бьефа значительно меньше, чем в водах Верхней Волги и Ивановском водохранилище. Как видно из таблицы, из трех рассмотренных рек наиболее чистая река – р. Вязь – приток Пестовского водохранилища. Из рассмотренных притоков водосбор р. Вязь отличается наибольшей лесистостью и наименее застроен дачно-коттеджными поселками, что, видимо, и объясняет наименьшее содержание загрязняющих веществ в водах этого притока.

Как указывалось, за последние годы произошли существенные изменения гидрологического режима водораздельного бьефа, связанные в большей степени не с гидрологическими факторами, а с изменением его водохозяйственного баланса. При этом межгодовые изменения боковой приточности происходили в соответствии с гидрометеорологическими условиями года и не имели ярко выраженных тенденций. Колебания среднегодовых расходов воды суммарной боковой приточности и расходов перекачки по каналу за рассматриваемый период показаны на рис. 5.6.

В условиях снижения перекачки волжской воды, роль боковых притоков водохранилищ водораздельного бьефа усиливается, а качество воды водохранилищ в соответствии с этим будет ухудшаться. Это подтверждается существованием четко выраженной тенденции к увеличению в эти годы уже рассмотренного нами соотношения средних концентраций в притоках и в канале.

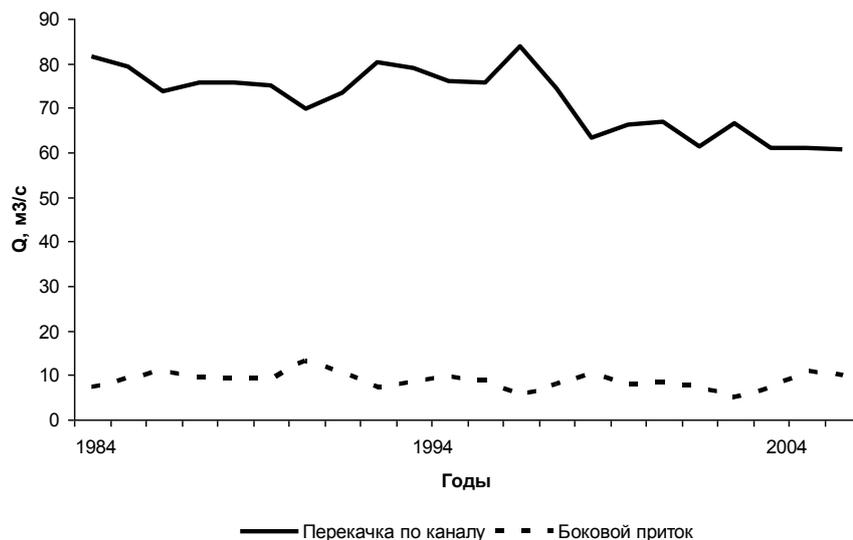


Рисунок 5.6 – Многолетние изменения боковой приточности водохранилищ водораздельного бьефа и расходов перекачки воды по каналу им. Москвы

Возможность расчета внешних химических балансов для отдельных водохранилищ водораздельного бьефа ограничена имеющимися створами наблюдений за качеством воды на их входных и замыкающих створах. Нами проведена оценка прихода и расхода вещества только для тех водохранилищ, где производились соответствующие гидрохимические наблюдения - для Икшинского и Пестовского водохранилищ (суммарно), Пяловского, Клязьминского и в целом для всей системы водохранилищ водораздельного бьефа. Для расчета таких химических балансов водохранилищ водораздельного бьефа использованы материалы регулярных наблюдений Мосводоканала за пятилетний период (1988 – 1992 гг.), что связано с наличием необходимых исходных материалов для всех водохранилищ системы только в этот интервал времени. Расчет годовых балансов проводился по среднемесячным величинам концентраций веществ в пунктах наблюдений на канале и в водохранилищах по уравнению

$$R_B + R_{\text{Б}} - R_{\text{ПВ}} - R_K - R_P = \Delta R, \quad (5.3)$$

где R_B – масса вещества, поступившая с перекаченной волжской водой; $R_{\text{Б}}$ – приток вещества с примыкающего водосборного бассейна; $R_{\text{ПВ}}$ – масса вещества, ушедшая с забором воды на промышленное и питьевое водоснабжение; R_K – масса вещества, ушедшая из Клязьминского водохранилища по каналу; R_P – масса вещества, ушедшая со сбросом воды на санитарное обводнение рек, входящих в систему канала; ΔR – аккумуляция вещества в водохранилищах водораздельного бьефа.

Замыкающее водохранилище системы водохранилищ водораздельного бьефа в наших расчетах – Клязьминское. Трансформация химического стока водохранилищем определяется в основном снижением концентраций веществ в водохранилище, которое оценивалось коэффициентом удержания приведенным выше вещества в водоеме. Результаты расчетов химических балансов приведены в таблице 5.5

Анализ годовых балансов аммония и фосфатов за период с 1988 по 1992 г. показал, что годовой коэффициент удержания аммонийного азота колеблется по водохранилищам от 15 до 39%, а фосфатов от 8 до 37%. В качестве главной причины положительной разницы притока и стока аммонийного азота и фосфатов выступают благоприятные условия окисления, возникающие в водохранилище, а также поглощение биогенов фитопланктоном с последующим переходом в состав донных осадков.

Наименьшие значения коэффициента удержания характерны для нитратов, а в Учинском водохранилище баланс нитратов оказался даже отрицательным (- 1%), что говорит о доминировании условий окисления азота в водохранилище. Коэффициент удержания по перманганатной окисляемости небольшой 5 – 19%, что объясняется стойкостью гуминовых соединений, характеризующихся ПО, к биохимическому окислению. Из системы Икшинского-Пестовского водохранилищ поток химических веществ примерно в равных долях распределяется по двум основным направлениям: в Учинское водохранилище и по каналу в Пяловское водохранилище.

Таблица 5.5 – Соотношение составляющих химического баланса (тонны) и коэффициентов удержания (%) для водохранилищ водораздельного бьефа в среднем за 1988 – 1992 гг.

Характеристики химического баланса		Водохранилище				
		Икшинское-Пестовское	Пяловское	Учинское	Клязьминское	Водораздельный бьеф
Аммоний	Σ Прихода	699	417	287	539	1058
	Σ Расхода	565	318	243	327	569
	K_y	19	24	15	39	46
Нитраты	Σ Прихода	824	409	387	463	1002
	Σ Расхода	747	329	390	434	824
	K_y	9	20	-1	6	18
Фосфаты	Σ Прихода	141	77	51	88	196
	Σ Расхода	105	56	47	55	115
	K_y	26	27	8	37	41
ОВ по ПО	Σ Прихода	27335	12349	12463	12948	29240
	Σ Расхода	24212	11641	11324	12318	23642
	K_y	11	6	9	5	19

С уменьшением объемов перекачки воды по каналу в последнее десятилетие наметилась тенденция увеличения роли притоков водохранилищ водораздельного бьефа в процессах формирования качества воды. Трансформация химического стока в водохранилищах водораздельного бьефа проявляется в положительной разнице приходных и расходных составляющих баланса для большинства рассмотренных веществ – показателей качества воды. Максимальные значения коэффициента удержания характерны для фосфатов и аммонийного иона, а для нитратов отмечены отрицательные балансы в отдельные годы.

5.3. Трансформация органического вещества в Волжской системе водоснабжения

5.3.1. Снижение содержания ОВ в различных участках Волжской системы водоснабжения

Цветность и перманганатная окисляемость вод, характеризующие содержание гуминовых соединений природного происхождения, относятся к органическим веществам более консервативным, чем продуцируемое в водоеме в результате фотосинтеза лабильное органическое вещество. Однако, как показывают наблюдения в условиях замедления водообмена (в водохранилищах) в результате внутриводоемных процессов происходит снижение содержания цветности и перманганатной окисляемости в воде водохранилищ. Кинетика процессов трансформации этих соединений изучены пока недостаточно [Скопинцев, Гончарова, 1967; Линник и др., 2004; Долгоносков, Губернаторова, 2011].

В работе Б.А.Скопинцева приводятся следующие факторы трансформации органических веществ в природных водах [Скопинцев, 1950]:

1. Физические

- седиментация под влиянием силы тяжести,
- фотохимическое обесцвечивание под действием солнечного света.

2. Химические

– окисление органических веществ кислородом при катализаторах в виде некоторых растворенных в воде минеральных веществ,

3. Физико-химические

– при образовании гидрата окиси железа (алюминия, марганца) имеет место взаимная коагуляция образовавшегося гидрозоля, имеющего положительный заряд, и органических коллоидных соединений, обычно несущих отрицательный заряд,

– коагуляция под действием старения коллоидов органического вещества,

– адсорбция органических соединений на суспензиях неограниченного происхождения, например, на почвенных взвесах.

4. Биохимические и биологические

– источник питания для гидробионтов,

– биохимическое окисление при участии микроорганизмов, относящееся как к нестойкому, так и к отдельным соединениям стойкого органического вещества.

Этот перечень факторов относится к органическому веществу в целом.

Для гуминовых соединений далеко не все перечисленные факторы имеют существенное значение. В специальной литературе можно встретить описание экспериментов по разложению гуминовых веществ, которыми доказано, что на снижение их содержания оказывают влияние процессы биодеградации, фотохимического окисления и, возможно, сорбции и соосаждения, хотя на последнее указывают только косвенные признаки [Strome, Millea, 1978; Rifal, Bertru, 1980]. Эти эксперименты носили в основном качественный характер, поэтому ни кинетических зависимостей, ни коэффициентов разложения авторам установить не удалось.

Материалы многолетних наблюдений на Волжском источнике водоснабжения позволяют статистически оценить роль отдельных звеньев системы в трансформации трудноокисляемого органического вещества. В

главе 4 было показано, что в различных участках системы водоснабжения среднемноголетние значения показателей органического вещества существенно различаются. Простейший способ оценки трансформации показателей ОВ – сопоставление среднемноголетних значений (математических ожиданий проанализированных выше распределений) цветности и окисляемости вод в отдельных пунктах системы. Для этого анализа Волжский источник водоснабжения целесообразно разделить на следующие участки:

1) верховья Иваньковского водохранилища – рр. Волга, Тверца (их сравнение) и пункт ниже их слияния – д. Городня;

2) Иваньковское водохранилище (д. Городня – 1 паромная переправа канала им. Москвы)

3) канал им. Москвы и водохранилища водораздельного бьефа – Икшинское, Пестовское (в случае оценки влияния на Клязьминский водозабор Северной станции водоподготовки (СВС) – Пяловское, Клязьминское),

4) Учинское водохранилище. Эти участки характеризуются различными коэффициентами водообмена, поэтому их влияние на трансформацию цветности и окисляемости различно. Гидрологические характеристики этих участков представлены в таблице 5.6.

В Волжской системе водоснабжения наблюдается небольшое, но статистически значимое снижение среднемноголетних значений и изменчивости обоих показателей по мере перемещения водных масс рек Верхней Волги к водозаборам станций. Для выбранных участков системы это снижение характеризуется значениями, показанными в таблице 5.7.

Таблица 5.6 – Гидрологические характеристики участков Волжской системы водоснабжения

Участок системы	Входной и выходной створы	Объем, млн. м ³	Средний коэффициент водообмена, 1/год
Иваньковское водохранилище	д. Городня – 1 пар. переправа канала им. Москвы	1100	8.5
Водохранилища водораздельного бьефа – Икшинское и Пестовское	1 пар. переправа канала им. Москвы – п. Пестово	62.5	35.6
Учинское водохранилище	п. Пестово – Листвянская ГЭС (ЛГЭС)	146	7.8

Сравнение среднегодовых величин снижения содержания цветности и ПО в различных участках системы показывает, что наибольший эффект самоочищения по ОВ наблюдается в Учинском водохранилище, характеризующимся наименьшим коэффициентом водообмена.

Таблица 5.7 – Снижение средних значений и коэффициента вариации цветности и перманганатной окисляемости в различных участках Волжской системы водоснабжения

Участок системы водоснабжения	Среднегодовые значения величины снижения		Коэффициент вариации, %%	
	Цветность, град	ПО, мгО/л	Цветность	ПО
д.Городня – 1 пар. переправа	3,5	1,6	13,2	14,3
1 пар. переправа – Пестово	12,4	8,1	12,1	12,5
Пестово – водозабор СВС	18,8	9,7	20,7	9,5
Пестово – ЛГЭС	21,3	10,6	20,7	9,5

Снижение ОВ в самом проточном участке системы – водохранилищах водораздельного бьефа (Икшинское и Пестовское) – оказалось более существенным, чем в Иваньковском водохранилище. Крайне низкое изменение содержания ОВ в Иваньковском водохранилище обусловлено наличием существенных боковых источников цветности и ПО в виде притоков рр. Орша и Созь, дренирующих обширные торфяные массивы. Расходы воды этих рек невелики, но из-за высоких значений цветности и ПО их вод, эффект снижения содержания ОВ в Иваньковском водохранилище уменьшается. Колебания коэффициента вариации цветности и ПО в Иваньковском водохранилище несколько выше, чем в водохранилищах водораздельного бьефа канала им. Москвы, поскольку на изменчивость содержания ОВ реки, впадающие в Иваньковское водохранилище, влияния не оказывают.

5.3.2. Сезонные изменения эффекта самоочищения водных объектов водоисточника от органического вещества

Закономерное снижение цветности и ПО в рассмотренных участках системы сохраняется и при рассмотрении сезонных изменений самоочищающей способности отдельных водных объектов водоисточника. Сезонные изменения эффекта снижения цветности, ПО и мутности, в различных участках Волжской системы, рассчитанные по среднемесячным значениям, представлены на рис. 5.7.

Наиболее ярко эффект самоочищения проявляется весной, когда вместе с вполне закономерным снижением мутности резко возрастает эффект снижения цветности и окисляемости. В Иваньковском водохранилище это проявляется в наименьшей степени. В водохранилищах водораздельного бьефа, также как и в Учинском, максимальное снижение концентраций наблюдается в период, соответствующий максимальной мутности вод.

Взвешенные вещества вод половодья способствуют процессам коагуляции химических веществ в водохранилищах в результате их сорбции

и соосаждения вместе со взвесью. Общий эффект самоочищения по мутности в Волжском источнике водоснабжения в апреле месяце достигает 84%. При этом на Учинское водохранилище приходится 68% из этого снижения. Рассматривая всю систему, можно отметить, что снижение мутности лишь в январе меньше 30%. Также велик эффект самоочищения весной и по цветности: в целом по системе до 49%, в Учинском водохранилище до 35%. Сдвиг максимума самоочищающей способности Учинского водохранилища на июнь обусловлен временем добегаания вод половодья Верхней Волги. В Иваньковском водохранилище эффект снижения цветности минимален: в апреле он достигает 20%, а в зимний период отмечаются даже отрицательные значения эффекта самоочищения, т.е. цветность в водохранилище в среднем даже немного увеличивается. Это увеличение не превышает 10%.

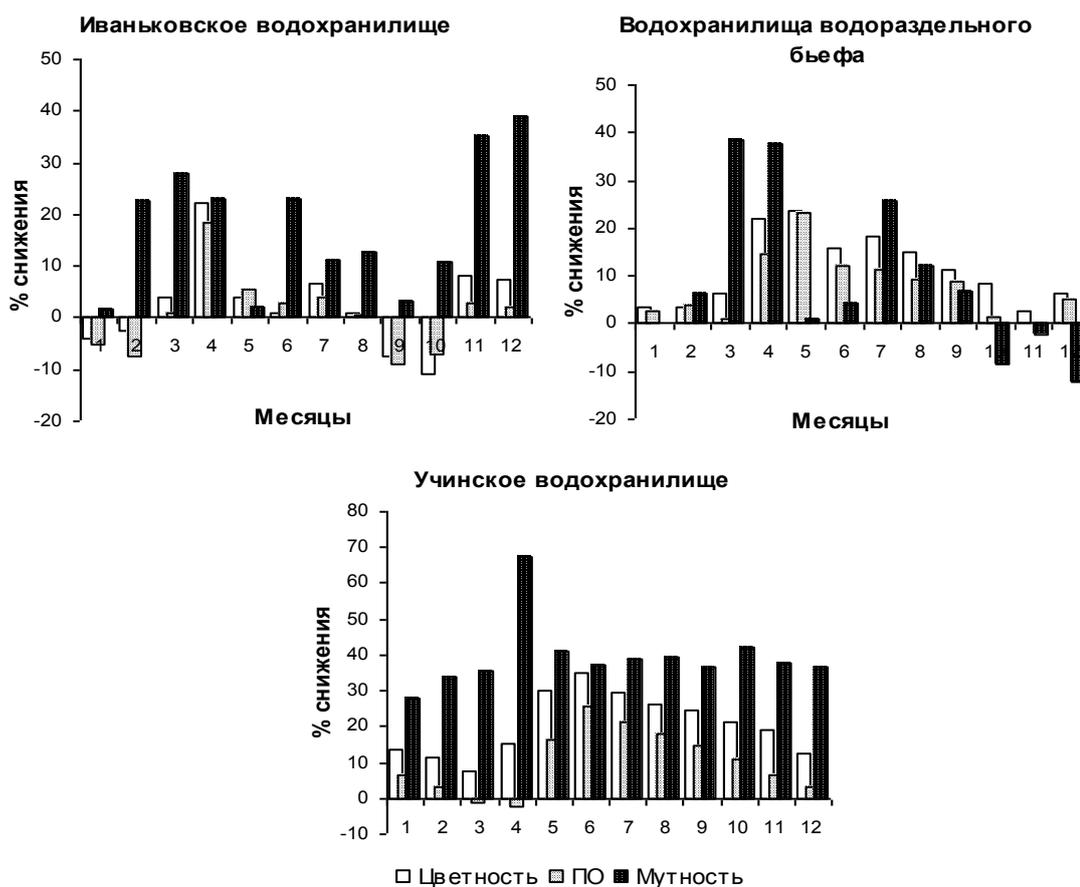


Рисунок 5.7 – Сезонные изменения снижения цветности, перманганатной окисляемости и мутности в различных участках Волжской системы

Изменения перманганатной окисляемости подчиняются таким же закономерностям, что и цветность, но выражены они менее отчетливо, а в феврале наблюдается даже повышение окисляемости от верховьев Волги до водозаборов станций. Важнейшая роль мутности в снижении содержания органического вещества в воде водоисточника подтверждается значимыми коэффициентами корреляции между снижением цветности и величиной мутности в верхних створах анализируемых участков системы (таблица 5.8).

Слабая связь между этими показателями характерна для Учинского водохранилища, в котором эффект самоочищения максимален. Очевидно, в Учинском водохранилище при замедленном водообмене начинают проявляться такие факторы самоочищения экосистемы от органического вещества, как фотоокисление и бактериальное окисление, менее значимые в проточных водоемах. Некоторое влияние может оказать также и гумификация автохтонного органического вещества, особенно в результате отмирания высшей водной растительности. Видимо поэтому, связь снижения ПО с мутностью слабее аналогичной связи для цветности.

Таблица 5.8 – Коэффициенты корреляции между снижением величин показателей ОВ и мутности воды в различных участках системы

Участок системы	% снижения цветности	% снижения ПО
Иваньковское водохранилище	0.79	0.81
Водоохранилища водораздельного бьефа	0.84	0.67
Учинское водохранилище	0.62	0.33

Таким образом, главные факторы трансформации стока ОВ в Волжском источнике московского водоснабжения – величина интенсивности водообмена и мутность воды. В то же время, чем ниже коэффициент водообмена, тем слабее влияние мутности на снижение содержания органического вещества в водохранилище.

5.3.3. Анализ изменений состава органического вещества в Волжской системе водоснабжения

Эффективность очистки вод на станциях водоподготовки от органического вещества варьирует по сезонам. Это обусловлено закономерными сезонными изменениями некоторых важных показателей, определяющих интенсивность процессов очистки – щелочность, рН и др. Помимо этих важных факторов, на процесс очистки может влиять состав органических веществ, также закономерно изменяющийся по сезонам года. К сожалению, детальные экспресс-методы изменения состава органического вещества в природных водах до сих пор не разработаны, поэтому часто используются ориентировочные оценки его изменения по косвенным показателям. Определенную информацию о составе органического вещества можно получить анализом соотношений между различными показателями органического вещества [Скопинцев, 1950; Бикбулатов, 2009]. Эти показатели характеризуют различные группы органических соединений в природных водах, поэтому их соотношение зависит от соотношения этих соединений. Наиболее простое и вместе с тем наиболее важное соотношение представляет собой отношение цветности и перманганатной окисляемости, называемое коэффициентом цветности.

Гистограмма распределения вероятностей этого показателя, полученная по многолетним наблюдениям в п. Пестово, представлена на рис. 5.8.

Статистические характеристики $K_{цв}$ в различных пунктах водоисточника приведены в таблице 5.9.

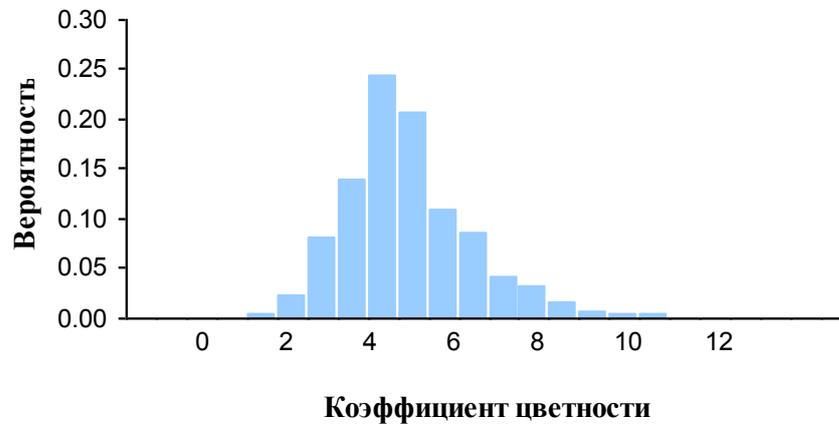


Рисунок 5.8 – Гистограмма распределения коэффициента цветности в Пестовском водохранилище (п. Пестово).

Таблица 5.9 – Среднемноголетние характеристики коэффициента цветности для различных участков Волжской системы

Участок, створ	Среднемноголетнее значение	Коэффициент вариации
Иваньковское водохранилище, д.Городня	4.98	0.26
Канал им.Москвы, 1 пар. переправа	4.88	0.24
Водоохранилища водораздельного бьефа, п. Пестово	4.68	0.23
Учинское водохранилище, ЛГЭС	4.13	0.18

Значения коэффициента цветности свидетельствуют о преобладании в Волжском водоисточнике стойких органических соединений гуминовой природы. Этот коэффициент закономерно снижается от верхних участков систем к водозаборам водопроводных станций. Заметное снижение вариации этого показателя наблюдается только в Учинском водохранилище. Таким образом, по мере перемещения волжских вод в системе источника водоснабжения изменяются не только абсолютные значения содержания ОВ в воде, но и его состав.

Детальнее рассмотреть изменения органического вещества в водоисточнике по сезонам можно по методике, предложенной в работе [Бердавцева, 1980]. Суть ее состоит в нахождении параметров линейной регрессии между цветностью и ПО воды ($C_v = aPO \pm b$) для водных масс различных типов. Коэффициент «а» характеризует интенсивность окисления ОВ перманганатом калия, а свободный член «б» при положительных значениях показывает наличие окрашенного ОВ, не окисляемого перманганатом, при отрицательных – наличие окисляемого бесцветного ОВ.

Изменения параметров уравнения регрессии по данным многолетних наблюдений в Пестово представлены на рис. 5.9. Степень связи между цветностью и перманганатной окисляемостью заметно снижается от зимнего периода к летнему. В зимнюю межень питание рек в бассейне Иваньковского водохранилища происходит грунтовыми водами, содержащими небольшое количество ОВ. Повышение цветности в зимний период, обусловленное обычно позднесенними паводками, увеличивает разброс точек связи окисляемости и цветности. Весной и летом резко увеличивается количество источников органического вещества (цветение, продукты распада макрофитов, поступление загрязненных стоков с притоками, влияние рекреации и т.д.), действующих независимо, поэтому корреляция между этими параметрами снижается. В зимний период часть перманганата идет на окисление бесцветного ОВ, на что указывают отрицательные значения свободного члена уравнения регрессии. Летом, наоборот, часть окрашенного органического вещества остается неокисленной (Рис. 5.9, В). Наконец, наклон прямой регрессии зимой больше, чем летом, т.е. в зимний период на единицу окисляемости приходится больше окрашенных веществ, чем в летний. В целом коэффициент «а» в уравнениях регрессии цветности и окисляемости имеет высокие значения, так как окислению подвергаются легко окисляемые перманганатом калия соединения ОВ, образовавшиеся в результате глубокой трансформации почвенного гумуса.

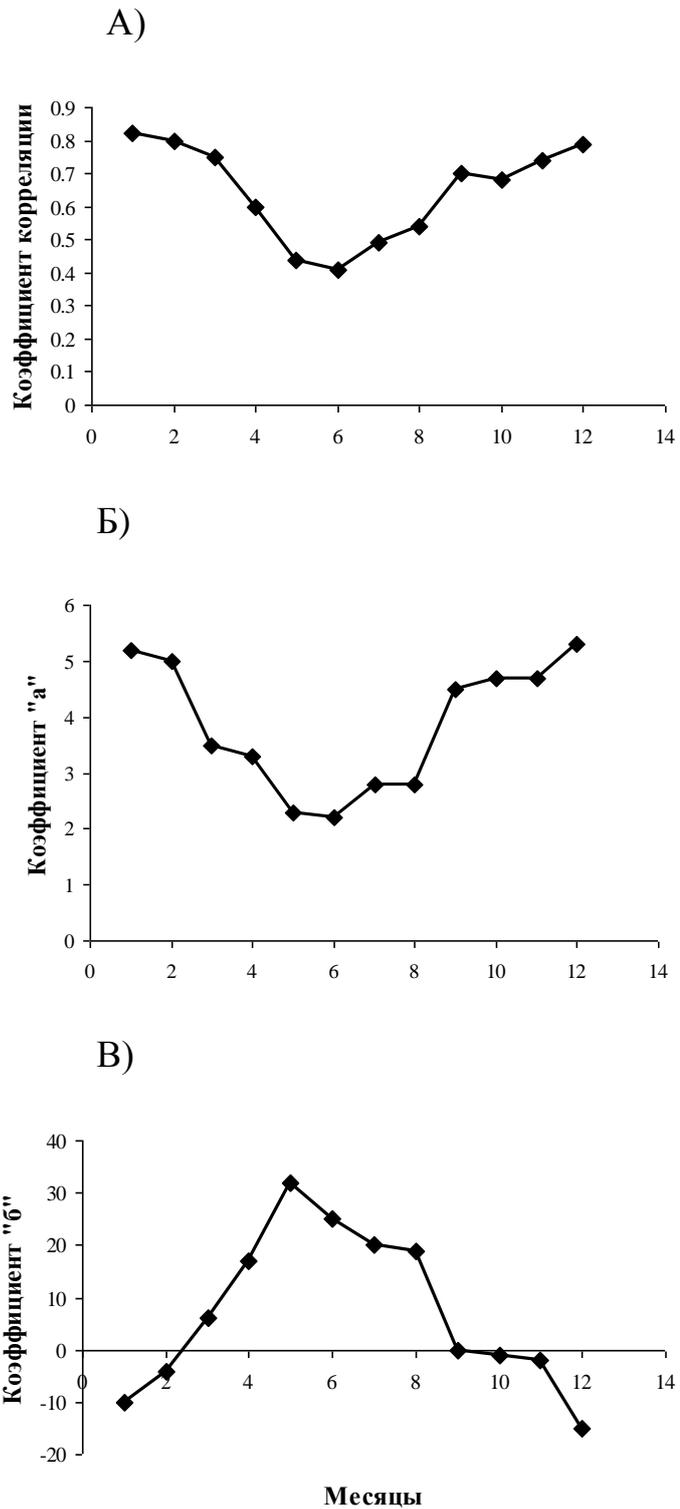


Рисунок 5.9 – Внутригодовое распределение коэффициента корреляции (А) цветности и окисляемости, коэффициента «а» (Б) и свободного члена «б» (В) в уравнении регрессии этих параметров по данным многолетних наблюдений в Пестово.

В половодье при поступлении ОВ с поверхности водосбора изменяется его состав. На смену легкоокисляемым, в основном бесцветным соединениям приходят сильно окрашенные продукты распада растительных остатков, накопившихся в верхних горизонтах почвы в осенне-зимний период. Это сказывается на увеличении ПО, коэффициента «б» и, наоборот, уменьшении интенсивности окисления. В летнюю межень происходит смешение вод половодья, заполнивших Иваньковское водохранилище, с меженной речной водой грунтового происхождения.

В водохранилищах водораздельного бьефа определенное значение весной может иметь влияние вод местного притока. В этот короткий период происходит смешение вод половодья, поступающих заливов, с зимней меженной водной массой, поступающей из канала.

Для характеристики качественного состава органического вещества в водоемах водоисточника использовались также среднемноголетние значения ХПК и БПК, результаты анализа которых представлены в таблице 5.10.

Таблица 5.10 – Изменение соотношений показателей ОВ в участках Волжской системы водоснабжения

№ п/п	Пункт наблюдений	ПО/БО (%)	БПК/БО (%)
1	Иваньковское в-ще – д.Городня	42,0	6,58
2	Канал им.Москвы – 1 п/п	43,0	6,45
3	Пестовское в-ще – Пестово	42,4	6,15
4	Учинское в-ще – водозабор Уча	40,9	6,22

Значения приведенных показателей, также как и коэффициент цветности, свидетельствуют о преобладании в Волжском источнике водоснабжения относительно стойких органических соединений гуминовой природы.

Соотношение перманганатной и бихроматной окисляемости – недостаточно информативная характеристика для изучения

пространственных закономерностей трансформации ОВ, поскольку незначительно изменяется в различных пунктах водоисточника. Причиной этого служит, по-видимому, значительные и разнонаправленные изменения в содержании органических соединений не гуминового происхождения в различные периоды года, окисляемые бихроматом калия. Более информативен второй показатель – отношение БПК к БО. Это отношение закономерно снижается от Иваньковского водохранилища к водозаборам станций. Некоторое увеличение этого отношения в Учинском водохранилище связано, вероятно, с увеличением БПК в приплотинном участке Учинского водохранилища в периоды цветения, особенно ярко проявляющееся при ветровых нагонах.

5.4. Влияние структуры баланса органических веществ на трансформацию стока органических веществ

На трансформацию стока общего ОВ большое влияние оказывает структура его баланса (соотношение аллохтонной и автохтонной составляющей в приходной его части), которая косвенно связана с интенсивностью водообмена. Очевидно, что чем выше проточность водоема, чем большую роль в балансе ОВ в нем играет приток аллохтонного ОВ.

Особенности трансформации стока ОВ в водоемах замедленного водообмена можно проанализировать по связям между характеристиками структуры баланса, интенсивности водообмена и величиной удержания ОВ в водоеме. Примеров расчетов полных (с учетом автохтонной органики) балансов органических веществ в литературе немного. По некоторым наиболее изученным водоемам мира такие балансы приведены в работе Сакамото [Sakamoto, 1995]. Эта информация, дополненная нами результатами расчетов баланса ОВ в некоторых водохранилищах России [Бердавцева и др., 1971; Dillon, Rigler, 1975; Денисова, 1979; Разгулин и др., 1975;

Биологическая продуктивность..., 1984] была использована для оценки трансформации ОВ в водоемах хамедленного водообмена.

Следует отметить, что на продукционные характеристики водоемов и образование автохтонного ОВ в нем интенсивность внешнего водообмена водоема прямо не влияет [Даценко, 2002].

Различия в структуре баланса ОВ в озерах и водохранилищах обусловлены более высокой долей аллохтонной органики в водохранилищах, что приводит к более высокой величине деструкции ОВ в них. Связь соотношения аллохтонной и автохтонной органики с водообменом иллюстрирует рисунок, обобщающий опубликованные данные рис. 5.10). На приведенном графике отдельно показаны водохранилища, данные по которым располагаются в основном выше озерных данных.

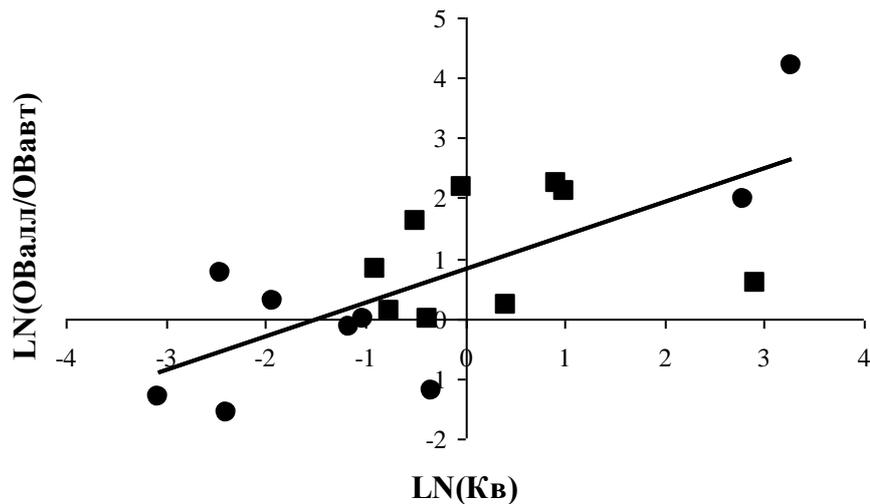


Рисунок 5.10 – Связь между соотношением аллохтонного и автохтонного ОВ с коэффициентом водообмена в водоемах (точки прямоугольные – водохранилища, точки круглые – озера)

Анализ колебаний самоочищающей способности водоемов от ОВ показывает, что уменьшение содержания ОВ в водоемах также связано с интенсивностью его внешнего водообмена (рис. 5.11), хотя коэффициент корреляции в этом случае меньше, чем для связи аллохтонного и

автохтонного ОВ. В менее проточных водоемах интенсивнее происходит биоседиментация ОВ аллохтонного происхождения. Продуцируемое в результате фотосинтеза ОВ относится к лабильному (легкоокисляемому) ОВ, большая часть которого окисляется непосредственно в водной толще, не достигая дна при осаждении [Романенко, 1985].

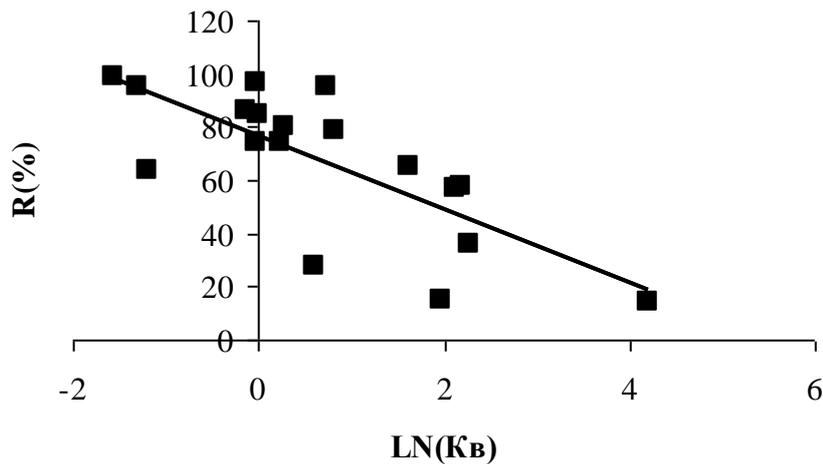


Рисунок 5.11 – Зависимость величины снижения содержания ОВ в водоеме от коэффициента его водообмена

Автохтонную составляющую баланса ОВ можно рассматривать как главный энергетический резерв экосистемы водоема. Вследствие относительно быстрой трансформации лабильной органики ее доля в сбросе из водоема оказывается небольшой. Кроме того, в высокопродуктивных водоемах в результате обильного развития бактериопланктона интенсифицируются биохимические процессы окисления ОВ аллохтонного происхождения. Такие водоемы характеризуются высокой самоочищающей способностью в отношении органических веществ, что иллюстрируется тесной связью между соотношением автохтонной и аллохтонной органики и удержанием ОВ в водоеме (рис. 5.12).

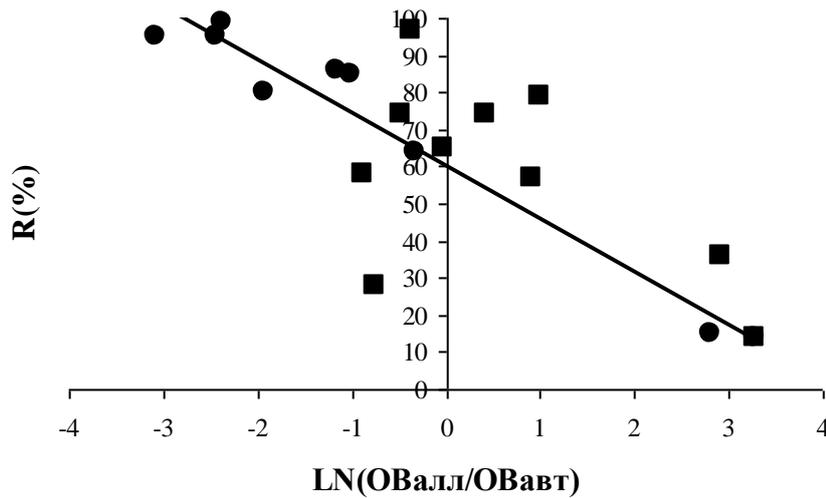


Рисунок 5.12 – Связь снижения ОБ в водоеме с соотношением автохтонного и аллохтонного ОБ

Самоочищающую способность водоема определяют два основных фактора, и рассчитать величину снижения стока ОБ в водоеме можно по уравнению множественной регрессии (коэффициент корреляции 0.9).

$$R = 11.0 \cdot \ln \frac{OB_{авт}}{OB_{алл}} - 5.4 \cdot K_v + 65.8 \quad (5.4)$$

Расчитанные балансы ОБ оз. Плещеево и водохранилищ Волжского каскада [Куйбышевское..., 1983; Рыбинское водохранилище..., 1972; Экосистема..., 1989] не использованные для получения эмпирической зависимости, позволили провести проверку полученного уравнения. Результаты этой проверки, представленные в таблице 5.11, показывают, что при известной структуре баланса ОБ в водоеме и коэффициенте его водообмена можно делать ориентировочные оценки удерживающей способности водоемов по органическому веществу.

Таблица 5.11 – Результаты расчета коэффициента удержания органического вещества в водоемах

Водоем	$OB_{алл}^2$ гС/м год	$OB_{авт}^2$ гС/м год	$OB_{авт}/OB_{алл}$	K_v	$R_{факт}$	$R_{расч}$
оз.Плещеево	14	283	20.2	0.17	97	100
вдхр. Куйбышевское (1960)	822	169	4.9	4.2	70	61
вдхр.Рыбинское (1957)	316	88	3.6	1.4	71	72
вдхр. Куйбышевское (1957)	1105	271	4.1	4.2	63	59

Интенсивность трансформации OB и величина его удержания в водоеме может существенно варьировать в зависимости от гидрометеорологических условий в отдельные годы, поэтому полученные оценки следует относить к среднегодовым условиям.

5.5. Статистический прогноз цветности и окисляемости Волжского источника водоснабжения

Колебания стока органического вещества в бассейне Верхней Волги и, соответственно, изменения показателей качества воды – цветности и окисляемости воды – определяются колебаниями водного стока [Францев, 1972; Даценко, 1977]. Долгосрочные прогнозы речного стока отсутствуют, поэтому невозможно предвидеть изменения содержания органического вещества в источнике водоснабжения. Однако, как показано выше в Волжской системе водоснабжения формирование цветности и окисляемости воды происходит в бассейне Иваньковского водохранилища, поэтому возможен прогноз этих показателей с заблаговременностью, соответствующей времени добегания воды от района формирования состава воды до водозаборов станций водоподготовки.

Оценки водообмена в водохранилищах системы, дополненные анализом взаимокорреляционных функций показателей качества воды, позволяет оценить время добегания воды от входного створа Иваньковского водохранилища до водозаборов водопроводных станций примерно в 3 месяца. Тогда, возможно получение зависимостей между значениями прогнозируемых показателей, полученными в пунктах системы р. Волга – г. Тверь и р. Тверца – г. Тверь, а также пункт на Иваньковском водохранилище ниже слияния рек Волги и Тверцы у д. Городня и показателями у водозаборов станций водоподготовки. Влияние высокоцветных притоков Иваньковского водохранилища, расположенных ниже пунктов контроля – рр. Орша и Созь – в неявном виде можно учесть при оценках снижения цветности в Иваньковском водохранилище.

Статистическая связь между показателями качества воды по ОВ может существенно ухудшаться из-за сезонно колеблющихся изменений эффекта снижения цветности и окисляемости в водохранилищах системы. Поэтому, при поиске регрессионных зависимостей необходимо было исключить годовой ход среднемноголетних значений прогнозируемых показателей. Полученные ряды значений отклонений цветности и окисляемости от месячных норм использовались для корреляционного анализа. Уравнения регрессии лежат в основе прогноза величины цветности и окисляемости у водозаборов станций водоподготовки Учинского водохранилища со стандартной ошибкой ± 5 градусов цветности и ± 1.1 мгО/л ПО.

Заметные различия в режиме органического вещества рек Волга и Тверца обусловили необходимость при разработке прогноза принимать во внимание обе эти реки. В этом случае необходимо разрабатывать прогноз на основе множественной линейной корреляции с двумя предикторами – Волга и Тверца. При использовании корреляционных зависимостей для прогноза необходимо применять осреднение значений показателей во времени. При поиске связей применялось месячное, двухмесячное и квартальное (трехмесячное) осреднение цветности и окисляемости в пунктах-предикторах

и выходных пунктах. Также в поиске использовались различные сдвиги между рядами, т.е. проверялась адекватность установленного путем анализа взаимокорреляционных функций цветности и окисляемости трехмесячного времени добегания волжских вод до станций водоподготовки. Критерием оценки зависимости служила величина множественного коэффициента корреляции.

Поскольку годовой ход показателей, четко выраженный в пунктах-предикторах, практически не проявляется в выходном пункте, это существенно занижает тесноту связи. Поэтому, для поиска расчетных зависимостей необходимо исключать из колебаний переменных годовой ход. Для этого по каждому из анализируемых пунктов и по каждому показателю рассчитываются нормы среднемесячных значений, которые затем вычитаются из текущих среднемесячных значений каждого показателя. В результате получают ряды значений отклонений цветности и окисляемости от месячных норм. В дальнейшем связи искались между этими отклонениями с использованием метода скользящего среднего. Осреднение проводится по выбранным интервалам (в нашем случае 1, 2 или 3 месяца) с последовательным сдвигом на один шаг (в нашем случае – месяц).

Результаты расчетов связей между отклонениями среднемесячных значений цветности от их норм в пунктах контроля в бассейне Иваньковского водохранилища и у одного из водозаборов станции водоподготовки на Учинском водохранилище приведены в таблице 5.12 .

Расчетами коэффициента корреляции установлено, что 3-месячный сдвиг между предикторами и выходной переменной является оптимальным. Наличие тесной линейной связи между цветностью вод Иваньковского водохранилища у д. Городня и у водозабора ЛГЭС (связи под номерами 4-6 в таблице 5.12), обусловило включение данных по этому пункту в качестве третьего предиктора при множественной корреляции.

Таблица 5.12 – Расчет коэффициентов корреляции между отклонениями среднемесячных значений цветности (связи 1– 12) и перманганатной окисляемости (связи 13-15) от нормы

№ п/п	Пункты-предикторы	Водо-забор	Характеристика данных на входе	Сдвиг	Коэффициент корреляции
1	Р.Волга, р.Тверца	ЛГЭС	Среднемесячные	3 месяца	0,761
2	Р.Волга, р.Тверца	ЛГЭС	Среднемесячные	2 месяца	0,704
3	Р.Волга, р.Тверца	ЛГЭС	Среднемесячные	4 месяца	0,722
4	Городня	ЛГЭС	Среднемесячные	3 месяца	0,735
5	Городня	ЛГЭС	Среднемесячные	2 месяца	0,678
6	Городня	ЛГЭС	Среднемесячные	4 месяца	0,686
7	Р.Волга, р.Тверца	ЛГЭС	Двухмесячные скользящие	3 месяца	0,810
8	Р.Волга, р.Тверца	ЛГЭС	Двухмесячные скользящие	2 месяца	0,765
9	Р.Волга, р.Тверца, Городня	ЛГЭС	Двухмесячные скользящие	3 месяца	0,826
10	Р.Волга, р.Тверца, Городня	ЛГЭС	Квартальные скользящие	3 месяца	0,862
11	Р.Волга, р.Тверца, Городня	ЛГЭС	Среднемесячные	3 месяца	0,770
12	Р.Волга, р.Тверца, Городня	ЛГЭС	Квартальные скользящие	2 месяца	0,806
13	Р.Волга, р.Тверца, Городня	ЛГЭС	Квартальные скользящие	3 месяца	0,757
14	Р.Волга, р.Тверца, Городня	ЛГЭС	Двухмесячные скользящие	3 месяца	0,709
15	Р.Волга, р.Тверца, Городня	ЛГЭС	Среднемесячные	3 месяца	0,613

Это несколько улучшило результаты расчетов по уравнениям регрессии (связи 7 и 9). Сравнительно небольшое повышение коэффициента

корреляции обусловлено наличием определенной детерминированной связи между цветностью у д. Городня и цветностью в реках Волга и Тверца.

По критерию коэффициента множественной корреляции наилучшие результаты получены при использовании трехмесячных (квартальных) осреднений методом скользящего среднего с 3-х месячным сдвигом между данными для пунктов-предикторов и выходным пунктом.

Для перманганатной окисляемости результаты расчетов коэффициента корреляции получились несколько хуже, чем для цветности, что объясняется более высокой неопределенностью ПО.

Уравнения множественной линейной регрессии, соответствующие выбранным схемам прогноза имеют следующий вид:

ВОДОЗАБОР ЛГЭС

$$\Delta\text{ЦВ}_{\text{ЛГЭС}} = 0.216 \cdot \Delta\text{ЦВ}_{\text{Гор}} + 0.187 \cdot \Delta\text{ЦВ}_{\text{T}} + 0.102 \cdot \Delta\text{ЦВ}_{\text{B}} \quad (5.4)$$

$$\Delta\text{ПО}_{\text{ЛГЭС}} = 0.292 \cdot \Delta\text{ПО}_{\text{Гор}} + 0.182 \cdot \Delta\text{ПО}_{\text{B}} + 0.055 \cdot \Delta\text{ПО}_{\text{T}} \quad (5.5)$$

ВОДОЗАБОР СВС

$$\Delta\text{ЦВ}_{\text{СВС}} = 0.222 \cdot \Delta\text{ЦВ}_{\text{Гор}} + 0.176 \cdot \Delta\text{ЦВ}_{\text{T}} + 0.110 \cdot \Delta\text{ЦВ}_{\text{B}} \quad (5.6)$$

$$\Delta\text{ПО}_{\text{СВС}} = 0.317 \cdot \Delta\text{ПО}_{\text{Гор}} + 0.159 \cdot \Delta\text{ПО}_{\text{B}} + 0.047 \cdot \Delta\text{ПО}_{\text{T}} \quad (5.7)$$

Полученные регрессионные зависимости положены в основу прогноза содержания органического вещества у водозаборов станций водоподготовки Учинского водохранилища (СВС и ЛГЭС). Применение осреднения методом скользящего среднего приводит к тому, что прогноз величины цветности и окисляемости у водозаборов водопроводных станций дается не на конкретную дату, а для трехмесячного интервала. Фактически прогнозируется среднеквартальная цветность (и окисляемость), причем этот прогноз составляется ежемесячно, т.е. трехмесячный период каждый раз сдвигается на один месяц. Этот сдвиг можно рассматривать как уточнение среднеквартального прогноза.

Проверка выбранного метода прогноза проводилась по данным наблюдений за содержанием ОВ у водозаборов станций водоподготовки. Расчет по полученным формулам сопоставлялся с фактическими значениями (изменениями во времени) показателя на независимом ряде наблюдений, путем исключения двухлетних наблюдений из расчетных рядов.

Выбранные двухлетки относились к началу расчетного периода и к концу общего анализируемого ряда. В обоих случаях коэффициенты корреляции пересчитывались без учета этих исключенных рядов. Их отличие от общего коэффициента корреляции составило в обоих случаях не более 0.003, соответственно практически не изменились и регрессионные формулы. Результаты сопоставления расчетных и наблюдаемых значений цветности для водозабора ЛГЭС представлены на рис. 5.13.

В целом, прогнозируемый и фактический ход цветности в течение этих двух лет оказались близки. При этом средние отклонения рассчитанных и фактических величин цветности составили небольшую величину – в первом случае – 5.1 град., во втором – 4.9. град. Но, в отдельные месяцы эти отклонения оказались значительными. В первой двухлетке они достигали 11 град., во второй – 15 град. При среднем отклонении расчетных значений цветности примерно 5 градусов подобные экстремальные отклонения, к сожалению, не исключены. Можно обратить внимание на то, что эти отклонения относятся к периоду, когда происходят наиболее резкие изменения цветности в пунктах-предикторах.

Для водозабора СВС рассчитаны отклонения расчетных и наблюдаемых значений цветности за эти же периоды период были близки полученным для водозабора ЛГЭС. Стандартная ошибка расчета цветности для водозабора СВС составляет 4.7 градуса, коэффициент множественной корреляции – 0.852.

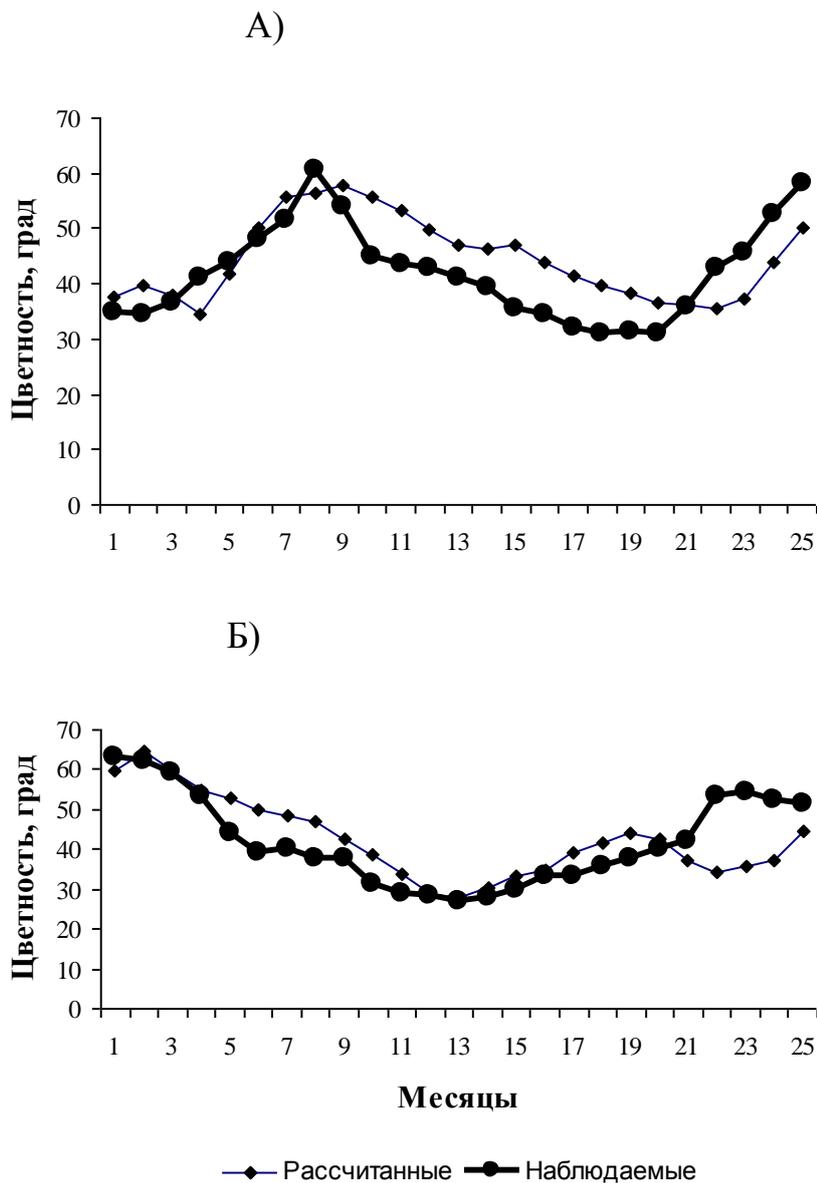


Рисунок 5.13 – Сопоставление результатов прогноза и фактических значений цветности у ЛГЭС за периоды 1962 – 1963 гг. (А) и 2001 – 2002 гг. (Б)

Результаты расчета перманганатной окисляемости для водозабора ЛГЭС за четырехлетний период представлены на рис. 5.14. Стандартные ошибки расчета ПО составляют соответственно ± 1.01 (ЛГЭС), ± 1.02 (СВС). Коэффициенты множественной корреляции равны 0,757 (ЛГЭС) и 0,748 (СВС).

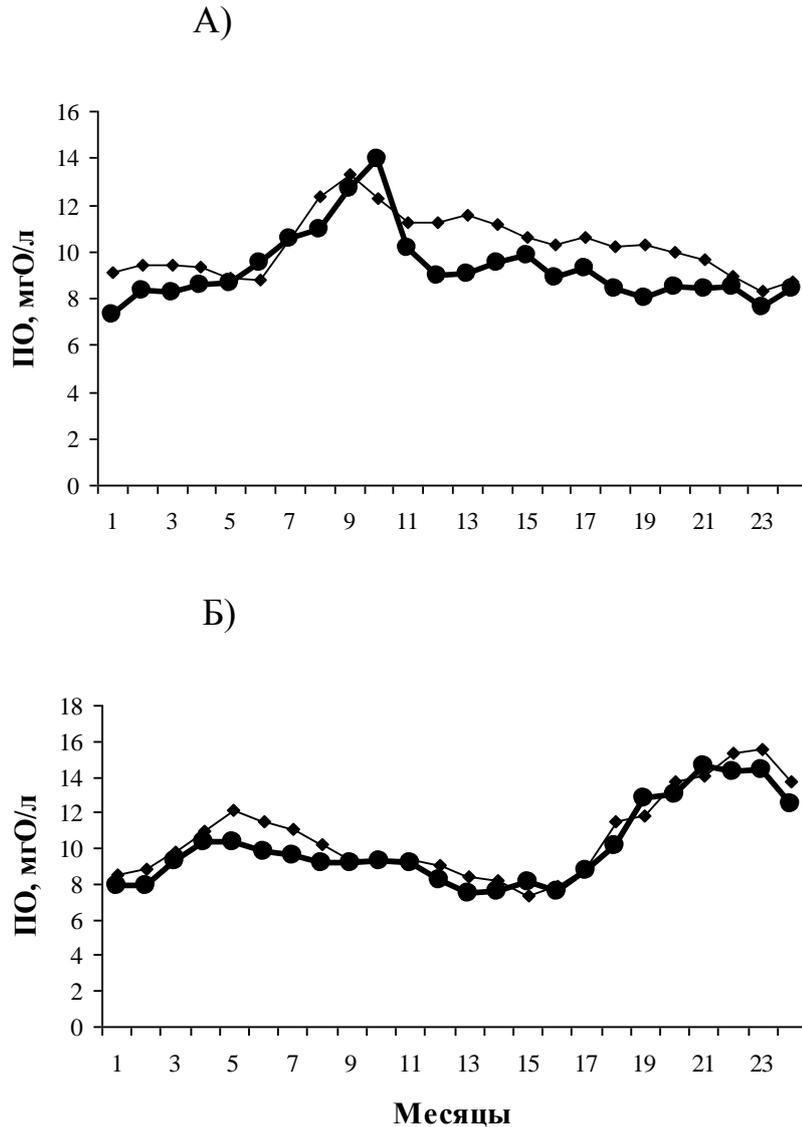


Рисунок 5.14 – Сопоставление результатов прогноза и фактических значений перманганатной окисляемости за период 1962–1963 гг. (А) и 2002 – 2003 гг. (Б) у водозабора ЛГЭС

Приведенное сопоставление показывает, что статистический прогноз цветности и окисляемости дает удовлетворительные результаты и позволяет предвидеть качество воды у водозаборов станций с квартальной заблаговременностью. Значение критерия S/σ во всех случаях прогноза не превышал 0.2.

ВЫВОДЫ ГЛАВЫ

1. Учинское водохранилище имеет значительный положительный баланс по химическим веществам, поступающим в него с питающими водами. В нем идет интенсивное накопление веществ в донных отложениях, которые при благоприятной кислородной обстановке не представляют существенной угрозы для экосистемы водохранилища.

2. Результирующая внешнего баланса веществ и коэффициенты удержания веществ в водохранилище зависят от интенсивности его водообмена и при уменьшении коэффициента водообмена, наблюдающегося в настоящее время, эти характеристики самоочищающей способности водохранилища усиливаются.

3. Вклад боковых притоков в формирование качества воды водохранилищ водораздельного бьефа максимален в период половодья. В этот период поток фосфатов и аммонийного иона с боковыми притоками превышает их поток с перекачкой по каналу волжской воды почти в два раза. По этим же показателям степень превышения отношения химических потоков к водным достигает 10-кратных значений.

4. С уменьшением объемов перекачки воды по каналу в последнее десятилетие наметилась тенденция увеличения роли притоков водохранилищ водораздельного бьефа в процессах формирования качества воды. Трансформация химического стока в водохранилищах водораздельного бьефа проявляется в положительном балансе большинства рассмотренных веществ – показателей качества воды. Максимальные значения коэффициента удержания характерны для фосфатов и аммонийного иона, а для нитратов отмечены отрицательные балансы в отдельные годы.

5. Главными факторами трансформации стока ОВ в Волжском источнике московского водоснабжения являются величина интенсивности водообмена и мутность воды. Чем меньше коэффициент водообмена, тем слабее влияние мутности на снижение содержания органического вещества в водохранилище.

6. В водохранилищах Волжской системы источника водоснабжения изменяются не только абсолютные значения содержания ОВ в воде, но и его состав. Доля стойких ОВ гуминовой природы в воде источника водоснабжения при прохождении через систему водохранилищ уменьшается и состав ОВ обогащается относительно легкоокисляемыми соединениями внутриводоемного (в основном планктонного) происхождения.

7. Интенсивность трансформации органического вещества в водоемах замедленного водообмена определяется двумя главными факторами – величиной коэффициента водообмена водоема и соотношением аллохтонной и автохтонных составляющих баланса органического вещества в нем.

8. Среднеквартальная цветность воды у водозаборов водопроводных станций Волжской системы водоснабжения зависит от величины цветности в притоках Иваньковского водохранилища. Регрессионные уравнения связи цветности рр. Волги и Тверцы и цветности вод базового для водоисточника Учинского водохранилища могут служить основой для краткосрочного прогноза цветности воды в Волжской системе водоснабжения г. Москвы.

ГЛАВА 6. ЭВТРОФИРОВАНИЕ ВОДОХРАНИЛИЩ СИСТЕМ ВОДОСНАБЖЕНИЯ

6.1. Оценка трофического состояния водохранилищ

6.1.1. Механизмы эвтрофирования. Связь эвтрофирования с качеством воды

Исследования возможностей управления процессами в экосистемах водоемов в последнее время все чаще привлекают внимание специалистов в области водоснабжения, поскольку интенсивное эвтрофирование водных объектов, используемых для водоснабжения, становится причиной ухудшения качества исходной для станций водоподготовки воды [Даценко, 2007]. Изучению причин и особенностей развития эвтрофирования водоемов посвящено большое количество работ различных коллективов лимнологов [Мусатов, 1981; Буяновская, 1985; Harper, 1992; Lee, Jones, 1984; Sakamoto, 1996]. По современным представлениям процесс эвтрофирования водоемов связан с нарушениями сбалансированности экосистемы, поддерживаемой взаимодействием водных организмов в сложном комплексе экологических ниш. Высокая эффективность утилизации солнечной и химической энергии в сбалансированной экосистеме способствует ее высокой устойчивости и способности к саморегуляции.

Нарушение сбалансированности экосистем водных объектов происходит при избыточном поступлении биогенных элементов, ускоряющих процессы первичного продуцирования. При неизменном гидрологическом и радиационно-термическом режиме водоема рост концентраций биогенов приводит к нарушению баланса между продукцией и деструкцией, следствием которого становится накопление органического вещества в экосистеме [Сапожников, 1979; Науменко, 2007]. При этом происходит изменение качественного состава органического вещества – происходит накопление трудноразлагаемого органического вещества в

результате вытеснения соответствующих видов бактерий (Багоцкий, Вавилин, 1989).

Обычно возрастание потоков биогенных веществ в природных водах связывают с хозяйственной деятельностью человека, поэтому эвтрофирование считают явлением антропогенным. Некоторые лимнологи рассматривают его как исключительно антропогенный процесс, отрицая возможность естественного эвтрофирования [Harper, 1992; Бульон, 1998]. На самом деле возрастание продуктивности озер имеет место в процессе естественной эволюции озерных систем, поэтому антропогенное влияние на биогенный круговорот только ускоряет этот процесс до десятков лет [Даценко, 1998].

Эвтрофированию водоема приводит к снижению видового разнообразия в экосистеме, в фитопланктоне начинают преобладать высокопродуктивные группы водорослей с доминированием колониальных форм синезеленых водорослей (цианобактерий), которые хорошо приспосабливаются как к недостатку, так и к избытку света, а также обладают механизмом фиксирования растворенного в воде большого количества атмосферного азота [Геринг, 1976; Саут, Уиттик, 1990]. Эти колониальные формы оказываются несъедобными для большинства групп зоопланктона, что понижает роль этого важнейшего звена в трофическом круговороте [Антропогенное..., 1980; Romanovsky, 1985]. В ихтиофауне происходит замена ценных видов рыб малоценными, обладающими в этих условиях большей скоростью воспроизводства.

При развитии процесса эвтрофирования в экосистеме водоема происходит постепенное замещение пастбищного цикла трофической цепи на детритный. Бактериопланктон в детритных водоемах не успевает перерабатывать поток автохтонной органики, что приводит к резкому увеличению потока неразложившегося органического вещества в донные отложения, усиливая роль последних в дальнейшем развитии эвтрофирования [Мартынова, 2010].

Эвтрофирование водоемов рассматривается, как крайне негативный процесс для формирования качества воды, используемой для водоснабжения, поскольку в эвтрофных водоемах при обильном их цветении в вегетационный период наблюдается резкое ухудшение ряда важнейших показателей качества воды, в частности увеличение численности фитопланктона, увеличение общего содержания органического вещества в воде, мутности, интенсивности запаха и т.д. Однако, нельзя не отметить, что при эвтрофировании возрастают способности водной экосистемы к самоочищению, которые зависят от энергетической напряженности процессов метаболизма, или "биологической активности" экосистемы, которая, как уже было отмечено, возрастает по мере роста ее трофии. В качестве примера можно привести интересные результаты исследований распространения в трофических цепях высокотоксичных полихлорбифенилов (ПХБ) в олиготрофном оз. Онтарио и эвтрофном оз. Эри [Bird, Rapport, 1986].

К наиболее важным показателям качества воды источников водоснабжения, связанным с процессом эвтрофирования, следует отнести:

- рост численности фитопланктона, как прямое следствие роста продуктивности, заметно осложняющий процесс водоподготовки [Костоусова, 1974; Clare, Hopson, 1975)].

- запах воды – один из важнейших органолептических показателей качества воды для водоснабжения – зависит от способности многих водорослей продуцировать специфические и трудноустраняемые в процессе водоподготовки запахи. Известны работы по идентификации запахов, продуцируемых фитопланктоном бы [Yagi et al., 1973; Negoro et al., 1978; Калашникова и др., 2001], хотя количественные оценки связи биомассы с интенсивностью запахов продолжают оставаться серьезной проблемой.

- мутность воды в периоды интенсивного развития фитопланктона существенно возрастает, как следствие развития клеточной водорослей, так и образования детрита.

– токсические вещества, выделяемые цианобактериями при цветении водоемов. Этой проблеме было уделено серьезное внимание еще в середине XX столетия [Schwimmer, 1985]. Детально описана гаффская болезнь, возникающая при употреблении воды для питья из эвтрофных водоемов [Биргер, 1983; Горюнова, Демина, 1974]. Как показали исследования, по показателям острой токсичности, видовой чувствительности, величинам коэффициента аккумуляции альготоксины синезеленых водорослей следует отнести к высокотоксичным соединениям [Сиренко, Гавриленко, 1978; Станкевич, 1983; Дмитриева и др., 2001].

– изменение окислительно-восстановительных условий водной среды. При интенсивном развитии фитопланктона увеличивается величина рН и усиливаются восстановительные свойства среды, изменяющих условия миграции большинства химических элементов в воде.

– появление благоприятных условий для развития патогенной микрофлоры, в результате подщелачивание воды и накопления органических веществ [Кирпенко и др., 1975]. Экспериментально показано, что при добавлении в воду биогенных веществ выживаемость холерного вибриона существенно возрастает [Зияев, Валлааматов, 1986].

– режим растворенного кислорода в водоеме в эвтрофных водоемах характеризуется резкой стратификацией в летний и зимний периоды с появлением в глубинных слоях обширных зон аноксии. С анаэробной зоной в придонных слоях связано появление в воде токсичных газов – сероводорода и метана. В периоды стагнации в нижних бьефах эвтрофных водохранилищ наблюдается резкое ухудшение качества воды в нижнем бьефе.

– увеличение содержания органических веществ в воде, проявляющееся в повышении значений косвенных показателей ОВ - перманганатной и бихроматной окисляемости, БПК, содержание общего органического углерод. Нормирование этих показателей обусловлено риском образования токсичных соединений при хлорировании воды на станциях водоподготовки [Bernhard, 1983].

В процессе эвтрофирования водоема может быть прослежена цепочка связи между ростом концентраций биогенных веществ (главным образом, фосфора) и уровнем содержания общего органического углерода [Walker, 1983]. В работе американских лимнологов [Chapra et al., 1997], едва ли не единственной, посвященном прямой связи эвтрофирования с проблемами технологической обработки воды при водоснабжении, рассматривается образование тригалометанов в резервуарах водопроводной станции при интенсивном эвтрофировании водоема – источника водоснабжения.

6.1.2. Оценка трофического состояния московских водохранилищ

Трофическое состояние водоемов оценивается по трофической классификации, основы которой были заложены еще классиками современной лимнологии Науманом и Тинеманом [Thienemann, 1925; Naumann, 1932]. Согласно этой классификации водоемы по уровню первичной продукции и содержания биогенных веществ подразделяются на олиготрофные, мезотрофные и эвтрофные. Однако в реальности процесс эвтрофирования водоемов состоит в плавном медленном изменении от состояния, когда водная среда бедна биогенными веществами и малопродуктивна (олиготрофный водоем) до состояния избытка биогенных веществ и высокой продукции (эвтрофный водоем). Для сглаживания переходов от различных состояний применяют и промежуточные категории - ультраолиготрофный, олиго-мезотрофный, мезо-эвтрофный, гиперэвтрофный водоем. Очевидно, что для объективной оценки состояния экосистемы водоема желательнее многостороннее лимнологическое обследование водоема с привлечением для оценки различных характеристик экосистемы.

Наиболее распространенный и простой способ оценки трофического состояния водоема – использование классификаций на основе градаций показателей, характеризующих это состояние. Предложений классификаций трофии водоемов по различным показателям и их комплексам предложено много. Важно подчеркнуть, что используемые в классификациях градации

показателей трофии водоема, ориентированы на среднемноголетние их значения, осредненные в пространстве и времени.

Информация о показателях эвтрофирования водохранилищ систем водоснабжения г.Москвы, к сожалению, недостаточна. Степень доверия к оценкам по ограниченной информации резко возрастает в случае совпадения выводов по разным, независимым друг от друга, классификациям и методам, использующим различные признаки процесса эвтрофирования. В этом случае уместно говорить о некотором осреднении результатов оценок, что заметно снижает их погрешность. Более полные данные имеются по москворецким водохранилищам, в то время как в водохранилищах водораздельного бьефа и в водохранилищах Волжской системы специальных наблюдений за продуктивностью не проводилось.

Наиболее информативными характеристиками трофического состояния экосистем водоемов являются показатели, относящиеся к фитопланктону: содержание хлорофилла "а", биомасса и величина первичной продукции [Минеева, 1995]. Данные о первичной продукции имеются только для Можайского водохранилища, данные по хлорофиллу "а" ограничены всего несколькими годами наблюдений, по которым проведено осреднение. Наиболее полные данные из этих показателей для москворецких водохранилищ имеются по биомассе фитопланктона. Среднемноголетние значения биомассы фитопланктона и ее распределение по группам водорослей в москворецких водохранилищах приведены в таблице 6.1.

Осредненные значения характеристик фитопланктона использованы для оценки трофического состояния москворецких водохранилищ по всему собранному в литературе комплексу существующих классификаций. Полученные оценки градаций состояния: олиготрофное (О), мезотрофное (М), эвтрофное (Э) и гиперэвтрофное (ГЭ) по совокупности классификаций представлены в таблице 6.2.

Таблица 6.1 – Среднемноголетние значения биомассы фитопланктона в приплотинной зоне москворецких водохранилищ в период вегетации, 1984– 2000 гг., мг/л. (по материалам Мосводоканала; данные по Истринскому водохранилищу представлены за 1990-2000 г.г.)

Группа фито/ Водохранилище	Рузское		Можайское		Истринское		Озернинское	
	Биомасса, мг/л	Доля, %%	Биомасса, мг/л	Доля, %%	Биомасса, мг/л	Доля, %%	Биомасса, мг/л	Доля, %%
Синезеленые	0,9	37	0,5	13	3,9	81	3,5	66
Диатомовые	1,0	37	0,9	21	0,4	8	0,8	15
Зеленые	0,4	14	0,3	6	0,3	6	0,5	9
Динофитовые	0,2	6	2,4	56	0,1	2	0,3	5
Эвгленовые	0,1	5	0,1	2	0,1	2	0,2	4
Прочие	0,02	1	0,09	2	0,08	1	0,06	1
Сумма	2.6	100	4.4	100	4.8	100	5.4	100

Таблица 6.2 – Трофическое состояние московских водохранилищ по характеристикам фитопланктона

Показатель	Количество классификаций	Можайское	Рузское	Озернинское	Истринское
Первичная продукция	11	Э			
	1	М			
	1	ГЭ			
Хлорофилл-«а»	18	Э	Э	Э	Э
	1	М	М	М	Э
Биомасса фитопланктона	1	Э	Э	Э	Э
	3	МЭ	М	Э	Э
	1	М	М	Э	М
	1	М	М	МЭ	М

При средневзвешенном осреднении, получаем, что Можайское, Озернинское и Истринское водохранилища относятся к эвтрофным водоемам, Рузское – к мезотрофным. Следующие по значимости показатели трофности - содержание фосфора в водоеме и величина прозрачности по диску Секки. Результаты нашего сопоставления имеющихся осредненных данных с классификационными градациями представлены в таблице 6.3.

Содержание фосфора осреднялось по различным периодам с целью проследить многолетние изменения трофии. Но даже по содержанию минерального фосфора уже в 80-е годы водохранилища относились к эвтрофным, а в 90-е перешли в гиперэвтрофное состояние.

Таблица 6.3 – Трофическое состояние московских водохранилищ по содержанию фосфора и прозрачности воды

Показатель	Количество классификаций	Можайское	Рузское	Озернинское	Истринское
Фосфор, 70-80-е	7	Э	Э	Э	М
	2	Э	Э	Э	Э
Фосфор, 90-е	11	ГЭ	ГЭ	ГЭ	ГЭ
Прозрачность	14	Э	Э	Э	Э

Однако необходимо отметить, что применяемые для оценки трофии классификации разрабатывались на основе данных по озерам и не учитывают специфику долинных водохранилищ, которая для содержания фосфора оказывается весьма существенной. Водные массы водохранилищ, как правило, характеризуются значительно более высокими концентрациями фосфора (как общего фосфора, так и минерального) по сравнению с озерами.

Из других звеньев трофической цепи наиболее успешно при типизации водоемов используются данные о сообществе зоопланктона, вследствие определенной упорядоченности структурных и функциональных показателей этого трофического звена экосистемы водоема [Андронникова, 1996]. Надежную оценку трофии по зоопланктону можно сделать лишь для Можайского водохранилища, по которому имеются данные за многолетний период [Сахарова, Левшина, 1992]. По многолетним изменениям зоопланктона, Можайское водохранилище – слабоэвтрофный водоем, степень его эвтрофирования, заметно возросшая в конце 70-х, начале 80-х годов, на протяжении последних 10–15 лет существенно не изменилась.

Суммируя проведенные выше оценки, все московские водохранилища в настоящее время следует отнести к эвтрофным водоемам, за исключением Рузского водохранилища, имеющего более явные и сильные признаки мезотрофии. По-видимому, в 70-е годы Можайское и Озернинское водохранилища относились к мезотрофным или мезотрофно-эвтрофным водоемам, но, начиная с 90-х годов, признаки типично эвтрофных водоемов в них доминируют.

Значения показателей в классификациях изменяются в широких пределах, что затрудняет получение объективных оценок состояния. Эти оценки при применении различных классификаций могут оказаться весьма противоречивыми. Но при формальном осреднении оценок, т.е. фактически при осреднении значений в градациях классификаций можно рассчитать вероятность соответствия водоема определенному трофическому статусу.

Такая оценка была проведена для Яузского и Вазузского водохранилищ. Расчет вероятности отнесения этих водоемов к различным типам трофности проводился по долям попадания в соответствующую градацию состояния по многочисленным показателям и классификациям.

Результаты такого осреднения представлены на диаграмме (рис. 6.1.)

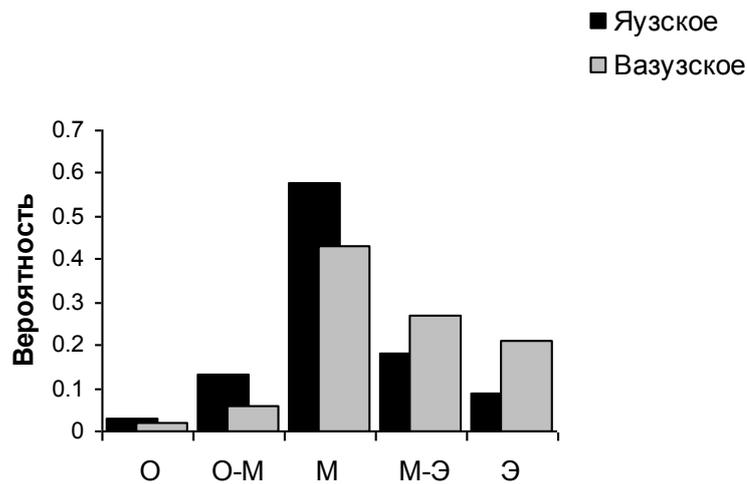


Рисунок 6.1 – Диаграмма вероятностей отнесения Яузского и Вазузского водохранилищ к типам трофности (на оси абсцисс - типы трофического состояния: О – олиготрофное, О-М – олиготрофно-мезотрофное, М – мезотрофное, М-Э – мезотрофно-эвтрофное, Э – эвтрофное)

Эта диаграмма показывает, что Яузское водохранилище менее продуктивно, чем Вазузское, хотя оба эти водоема относятся к типу типично мезотрофных. Вазузское водохранилище имеет намного больше признаков прогрессирующего эвтрофирования и близко к переходу к мезотрофно-эвтрофному типу.

Из-за большой дискретности градаций значений показателей в классификациях очень сложно сравнивать трофическое состояние водоемов, экосистемы которых близки по своим характеристикам. От указанного недостатка классификаций в определенной мере свободны индексы трофического состояния, позволяющие не только выявить трофический тип

водоема, но и количественно характеризовать его положение на шкале градаций показателей. Эти индексы основаны на средних значениях тех же основных показателей эвтрофирования, что и рассмотренные выше классификации – содержания хлорофилла "а", прозрачность по диску Секки, концентрации общего фосфора. Наиболее известным среди лимнологов индексом трофического состояния является индекс Карлсона, основанный на перечисленных выше показателях [Carlsson, 1976]. Каждый из этих показателей распределен по стобальной шкале, и величина индекса может быть определена либо по любому из этих показателей, либо по их комбинации. Осреднение значений индекса по отдельным показателям позволяет сгладить возможные ошибки и более объективно отразить трофическое состояние, несмотря на очевидную скоррелированность показателей. Вслед за первым индексом Карлсона появились другие индексы, включающие дополнительные показатели. Так, индекс, названный Индексом Состояния Озера, учитывал также концентрацию общего азота в водоеме, концентрацию кислорода в гипolimнионе водоема, распространенность макрофитов по акватории [Porsella et al., 1980]. Эти два индекса были использованы нами для оценки состояния экосистем московских водохранилищ по данным основных показателей. Результаты расчета индексов приведены в таблице 6.4.

Таблица 6.4 – Значения индексов трофического состояния для московских водохранилищ

Индекс	Можайское	Рузское	Озернинское	Истринское
Карлсона	56	49	66	65
ИСО	48	45	51	50

Граница между мезотрофным и эвтрофным состоянием в индексе Карлсона – значение, равное 50. По этому критерию оценка состояния водохранилищ совпадает с оценкой, сделанной нами на основе

классификаций трофического состояния. Переход водоема в гипертрофное состояние происходит при значении индекса более 80. Таким образом, московские водохранилища можно назвать слабоэвтрофными.

6.1.3. Оценка трофического состояния водохранилища по данным о кислородном режиме

Многие лимнологи справедливо отмечали, что индексы, основанные на таких показателях как хлорофилл "а" и прозрачность могут быть хорошими индикаторами трофического состояния слоя эпилимниона и не всегда адекватны трофической характеристике водоема в целом.

Наилучшей характеристикой состояния всей экосистемы считалась информация о кислородном режиме еще на заре развития лимнологии [Hatchinson, 1938; Aberg, Rodhe, 1942]. Чаще всего в качестве критерия состояния экосистемы по кислороду используют скорость нарастания дефицита кислорода в гипolimнионе, и была предложена классификация озер по этому критерию. В то же время информативны не только дефициты кислорода, но и пересыщение воды кислородом, часто наблюдающиеся в эпилимнионе эвтрофных водоемов. В водохранилищах вообще и в московских водохранилищах, в частности, вертикальное конвективное и ветровое перемешивание явление постоянное. В таких условиях наилучшим критерием состояния экосистемы водоема по кислородному режиму, на наш взгляд, может служить кислородный индекс, который вычисляется по формуле

$$ИК = \frac{\sum_{i=1}^m \left(\frac{\sum_{j=1}^n |O_{2i} - O_{2i}^*|}{n} \right) \cdot \Delta V_i}{V}, \quad (6.1)$$

где $O_{2i} - O_{2i}^*$ – разность равновесной и измеренной концентрации растворенного кислорода по всему водоему соответственно, n – число

станций вертикального зондирования концентраций растворенного кислорода, m – число слоев водоема при зондировании, V – объем водоема

Однако при оценках трофического состояния водоемов этот индекс практически не используется из-за отсутствия количественных критериев для выделения типов трофического состояния. Используя данные наблюдений на различных озерах и водохранилищах мира, нами установлены такие критерии для стратифицированных водоемов умеренной зоны. Географическое ограничение выбранных водоемов обусловлено тем, что именно в этой зоне наиболее ярко проявляется стратификация растворенного кислорода, связанная с продукционными процессами. Продукционные процессы в водоемах тропической зоны имеют свою специфику, обусловленную высокими и мало изменяющимися в течение года температурами воды. Эти водоемы целесообразно рассматривать отдельно, поскольку продуктивность их экосистем существенно отличается от продуктивности водоемов умеренной зоны. Еще одно ограничение связано с глубиной водоема. В мелководных нестратифицированных озерах часто наблюдаемое полное перемешивание приводит к интенсивной аэрации всех слоев водоема, что затрудняет характеристику биохимических процессов по данным о кислородном режиме.

Материалом для соответствующих обобщений послужили данные о кислородном режиме водоемов, опубликованные в трудах Международного комитета по охране озер (ILEC) [ILEC..., 1987]. К сожалению, полные и надежные данные о кислородном режиме и показателях трофического уровня имеются для сравнительно небольшого числа стратифицированных водоемов. Характеристики озер и водохранилищ, данные по которым использованы в работе, приведены в таблице 6.5.

Таблица 6.5 – Основные характеристики озер и водохранилищ, использованных для оценки трофического состояния по кислородному режиму

№ п/п	Водоем	Страна	Широта	Долгота	Площадь зеркала, км ²	Объем, млн. м ³	Средняя глубина, м
1	Оз.Аттер	Австрия	47 ⁰ 52'	13 ⁰ 32'	46	3945	84.2
2	Оз.Цюрихское	Швейцария	47 ⁰ 15'	08 ⁰ 04'	65	3300	51.0
3	Оз.Женевское	Швейцария	46 ⁰ 20'	06 ⁰ 30'	584	88900	152.7
4	Оз.Ветерн	Швеция	57 ⁰ 50'	14 ⁰ 30'	1856	74000	39.9
5	Оз.Аммер	Германия	47 ⁰ 59'	11 ⁰ 07'	47	1774	38.1
6	Оз.Штернбергер	Германия	47 ⁰ 48'	11 ⁰ 18'	56	2999	53.2
7	Оз.Дэннеси	Франция	45 ⁰ 50'	06 ⁰ 11'	27	1120	41.5
8	Оз.Д'Орта	Италия	45 ⁰ 45'	08 ⁰ 23'	18	1240	70.9
9	Оз.Бануолес	Испания	42 ⁰ 08'	02 ⁰ 45'	1	16	25.5
10	Оз.Панаярви	Россия	66 ⁰ 16'	30 ⁰ 00'	24	890	37.8
11	Оз.Вашингтон	США	47 ⁰ 40'	122 ⁰ 13'	88	2890	32.9
12	Оз.Канадэйгуа	США	42 ⁰ 46'	77 ⁰ 18'	42	1640	38.8
13	Оз.Кутеней	Канада	49 ⁰ 18'	116 ⁰ 45'	389	36700	94.0
14	Оз.Скаха	Канада	49 ⁰ 25'	119 ⁰ 35'	20	558	26.0
15	Оз.Бутле	Канада	49 ⁰ 50'	125 ⁰ 31'	35	1700	48.8
16	Оз.Шикотсуко	Япония	42 ⁰ 45'	141 ⁰ 17'	79	20950	266.0
17	Вдхр. Можайское	Россия	55 ⁰ 30'	35 ⁰ 50'	30.5	235	7.7
18	Вдхр. Куйбышевское	Россия	54 ⁰ 00'	49 ⁰ 00'	5900	58000	9.8
19	Вдхр.Слапы	Чехия	49 ⁰ 37'	14 ⁰ 20'	13.1	270	20.6

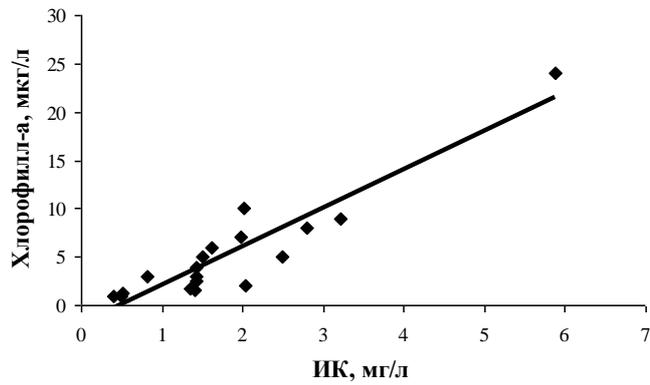
Для всех этих водоемов были рассчитаны значения индекса растворенного кислорода (ИК). При наличии режимных наблюдений за кислородом в течение вегетационного периода использовалась среднее

значение индекса за этот период. Полученные значения ИК сопоставлялись с характеристиками трофического состояния водоемов, для которых существуют надежные критерии типов трофического состояния. В качестве таких характеристик использовались содержание хлорофилла-«а», содержание общего фосфора в водоеме и прозрачность вод водоема по диску Секки. Результаты статистического сопоставления рассчитанных значений ИК с показателями трофического состояния, для которых существуют количественные критерии типов трофии, представлены на рис. 6.2.

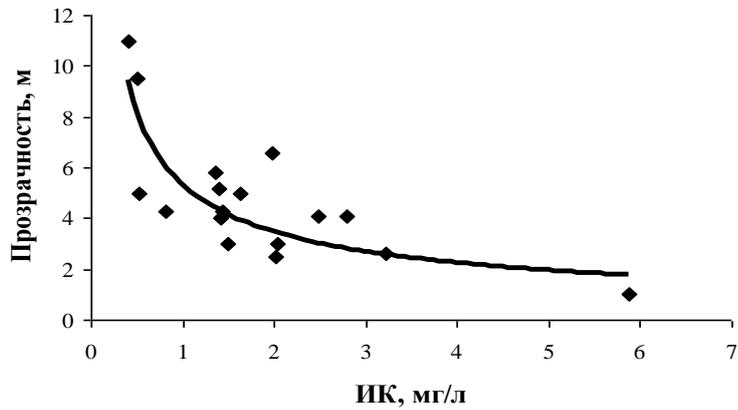
Полученные тесные связи между рассматриваемыми характеристиками трофического состояния водоемов показывают эффективность использования результатов наблюдений за кислородным режимом водоемов для характеристики процессов эвтрофирования. Для определения градаций трофического уровня по кислородному индексу использовалась классификация ОЭСР [OECD, 1982], устанавливающая трофический тип водоема умеренной зоны по содержанию хлорофилла-а, общего фосфора и прозрачности воды. Данная классификация была дополнена некоторыми переходными типами трофического состояния путем простой линейной интерполяции.

Путем осреднения значений ИК, определенных по графикам связи с традиционными показателями трофического статуса были получены переходные для разных типов трофического состояния водоемов значения ИК (таблица 6.6).

А)



Б)



В)

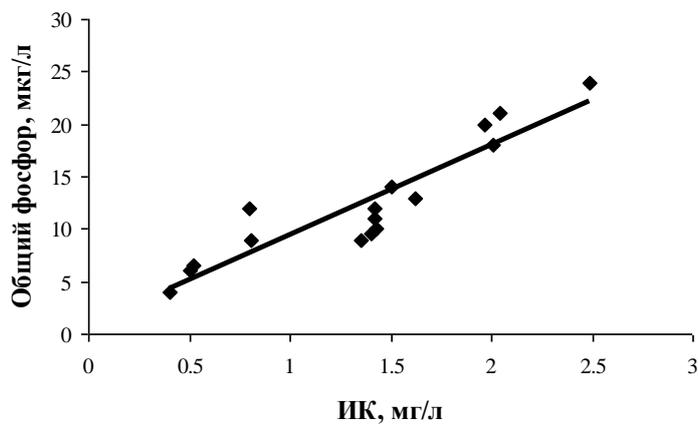


Рисунок 6.2 – Связь кислородного индекса с содержанием хлорофилла «а» (А), прозрачности по диску Секки (Б) и содержанием общего фосфора (В) в стратифицированных водоемах умеренной зоны

Таблица 6.6 – Градации кислородного индекса для различных типов трофности водоемов умеренной зоны

Тип водоема	Значение индекса (мг/л)
Олиготрофный	< 1.3
Олиготрофно-мезотрофный	1.8
Мезотрофный	2.1
Мезо-эвтрофный	2.6
Эвтрофный	>3.3

В последнее время в результате широкого распространения инструментальных наблюдений за содержанием кислорода в воде озер и водохранилищ быстро накапливаются данные об их кислородном режиме. Обобщение этих данных позволит более объективно подходить к оценкам процессов эвтрофирования водоемов [Даценко, Ветрова, 2006].

Кислородный индекс для оценки трофического состояния московских водохранилищ рассчитан по данным съемок 2013г. (таблица 6.7). Критерием перехода от мезотрофного к эвтрофному состоянию по нашим расчетам служит значение индекса, равное 2.6. Как видим из этих данных, летом 2013г. распределение трофических условий водохранилищ соответствовало оценкам, полученным по осредненным многолетним данным.

Таблица 6.7 – Значения кислородного индекса в московских водохранилищах летом 2013 г.

Дата съемки	Можайское	Рузское	Озернинское	Истринское
8.06		2.42		
9.06				3.57
10.06	2.66		3.36	
17.08		2.84	3.88	
19.08	3.25			
21.08				4.27

Кислородный индекс можно использовать для экспрессной оценки состояния экосистемы, хотя более объективные оценки получаются при осреднении за отдельные периоды при систематических наблюдениях. В случае эпизодических обследований расчеты по кислородному индексу предпочтительнее таких классических показателей, как хлорофилл-«а», т.к. кислород более инертен. Средняя за вегетационный период величина индекса интегрально отражает уровень продукционно-деструкционных процессов в экосистеме и позволяет анализировать особенности развития цветения в отдельные годы. Эти оценки, однако, не свободны от недостатков. В некоторые годы интенсивное потребление кислорода при повышенном притоке аллохтонного органического вещества весной приводит к возникновению аноксии даже при слабом развитии продукционных процессов. В этом случае значения ИК будут завышать оценки продуктивности фитопланктона. На значения индекса оказывают влияние также абиотический фактор, связанный с особенностями развития стратификации в летний период.

Анализируя результаты проведенных оценок, можно ранжировать московские водохранилища по степени трофности. Самым высоким уровнем трофии характеризуется Истринское водохранилище. Несколько меньший уровень продукционных процессов в летний период поддерживается в Озернинском водохранилище. Далее по уменьшению трофности следует Можайское водохранилище и наименее эвтрофировано Рузское водохранилище. Это распределение характеристик трофии экосистем находит свое подтверждение в различных косвенных индикаторах экологического состояния водохранилищ, например, характеристика донных отложений, химический состав вод, условия внутренней динамики вод. Озернинское водохранилище – самое молодое из всех водохранилищ системы, поэтому можно утверждать, что темпы его эвтрофирования максимальны. Причиной различных темпов эвтрофирования водохранилищ могут быть особенности внешней биогенной нагрузки и/или гидролого-

морфологические особенности водохранилища. Как установлено в результате анализа гидрологической структуры водных масс, в Озернинском водохранилище велика вероятность прямого влияния загрязненного залива р. Хлынья на морфологически обособленный приплотинный участок, что способствует более интенсивному развитию продукционных процессов в водохранилище.

6.2. Особенности использования балансовых моделей для оценки эвтрофирования водохранилищ

Установленные в середине прошлого века тесные зависимости трофического состояния водоемов от содержания в них биогенных веществ стимулировали интенсивные исследования количественных оценок процесса эвтрофирования и создания моделей этого процесса [Sakamoto, 1966]. Первые модели эвтрофирования, преследующие цель адекватно описать связи изменения запаса в воде биогенных веществ с трофическим состоянием водоема, относились к типу качественно-аналитических, для которых характерно небольшое количество обычно агрегированных переменных и описание стационарных условий эвтрофирования, т.е. расчет средних значений моделируемых характеристик. Однако уже в начале 80-х годов начинают активно развиваться модели, предназначенные для воспроизведения взаимосвязанных изменений отдельных форм абиотических и биотических компонентов экосистемы. Такие модели относятся к типу имитационных (портретных) и они детализированы, многокомпонентны и требуют больших объемов исходной информации.

6.2.1. Оценки трофического состояния водохранилищ по диаграммам Фолленвейдера

Аналитические модели наиболее полно разработаны в 70-х годах швейцарским лимнологом Фолленвейдером [Vollenweider, 1975],

применившим для расчета средней концентрации фосфора в озерах дифференциальные балансовые уравнения. Модели Фолленвейдера пространственно нульмерные, т.е. основаны на допущении полного мгновенного перемешивания воды в водоеме, а скорость внутриводоемной седиментации фосфора пропорциональна общему его содержанию в озере и эмпирически определяется в зависимости от периода водообмена водоема [Vollenweider, 1968]. Общая система связей балансовых аналитических моделей может быть представлена следующим образом (рис. 6.3).

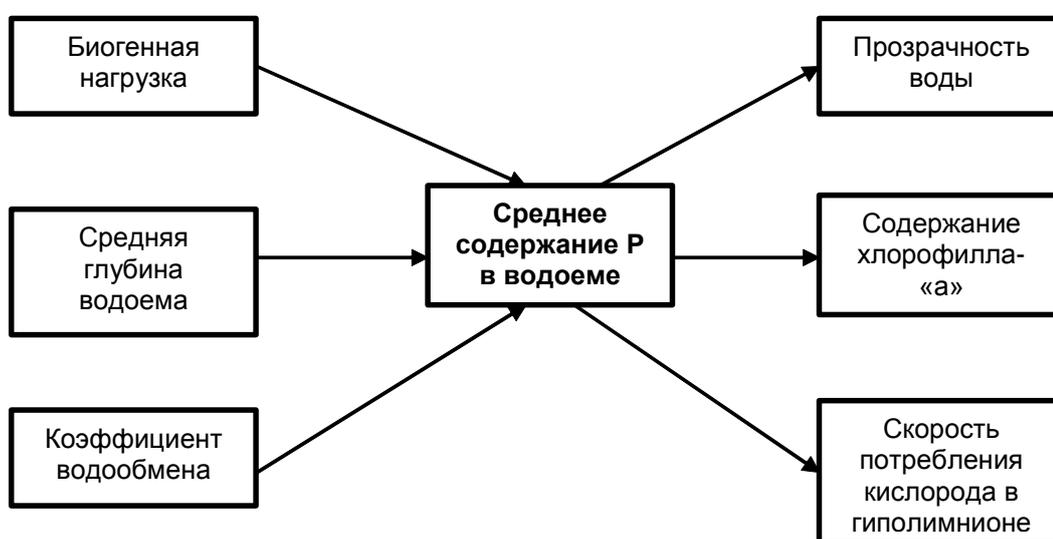


Рисунок 6.3 – Система связей в простых стационарных моделях эвтрофирования водоема.

В дальнейшем появились многочисленные эмпирические модификации связей коэффициента седиментации и коэффициента удержания фосфора с гидрологическими и морфометрическими характеристиками водоемов, результаты которых обобщены в ряде работ [Reckhow, 1979; Walker, 1985].

Первые работы по моделированию процесса эвтрофирования были основаны на обобщении данных по озерам без учета специфики водохранилищ, как водных объектов. Однако, особенности процесса эвтрофирования водохранилищ по сравнению с озерами легко проявляются

при использовании диаграмм Фолленвейдера для оценки их трофического состояния.

С целью анализа применимости диаграмм трофического состояния величины фосфорной нагрузки 20 водохранилищ России и сопредельных стран, были представлены на диаграмме Фолленвейдера (рис.6.4). Расположения точек на диаграмме относят все эти водохранилища к эвтрофному типу. В то же время типично эвтрофными по комплексным лимнологическим обследованиям можно считать лишь Цимлянское и Кременчугское водохранилища. Большинство остальных имеют статус мезотрофных или слабоэвтрофных водоемов, а некоторые, например, Учинское водохранилище по уровню продуктивности можно относить даже к олиготрофно-мезотрофным водоемам.

Из этого анализа можно сделать вывод, что водохранилища медленнее, чем озера, будут изменять свое трофическое состояние в сторону эвтрофирования при одинаковом росте внешних нагрузок. Существующие оценки критических нагрузок получены для озер и их применение для водохранилищ требует особой осторожности [Vollenweider, Kerekes, 1980].

Особенности водохранилищ при использовании стационарных моделей связаны с тем, что для них характерна более высокая доля аллохтонной составляющей в составе взвешенного вещества по сравнению с озерами. Сорбированный на взвесах минеральный фосфор фактически выходит из биотического круговорота, не способствуя росту продуктивности водохранилища. Это предположение подтверждается существованием тесной эмпирической зависимости между среднегодовой концентрацией фосфора и среднегодовой мутностью, которая получена Кэнфилдом и Бэчманом для водохранилищ США [Canfield, Bachman, 1981].

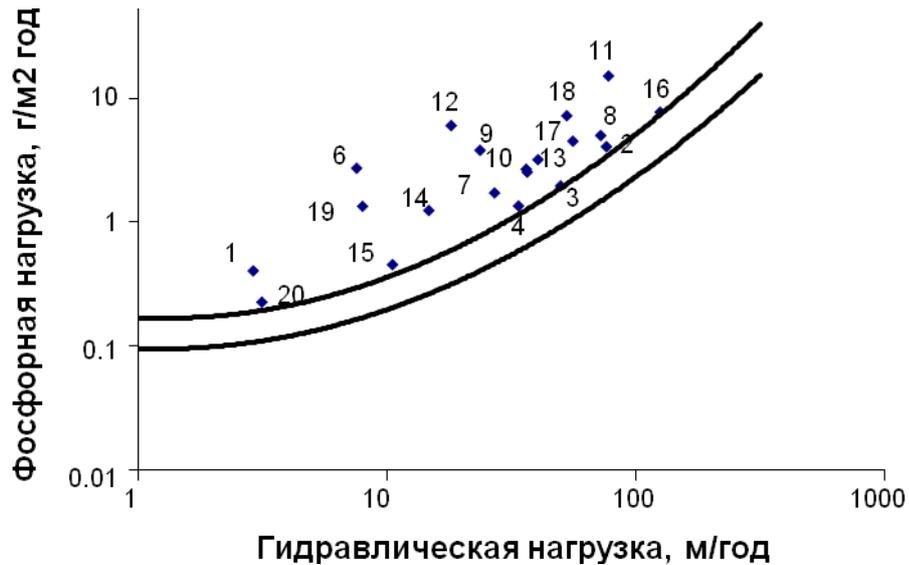


Рисунок 6.4 – Представление водохранилищ на диаграмме Фолленвейдера. Цифрами обозначены водохранилища:

1- Веселовское, 2 – Волгоградское, 3 – Воткинское, 4 – Горьковское, 5 – Ивановское, 6 – Ириклинское, 7 – Камское, 8 – Каневское, 9 – Каховское, 10 – Киевское, 11 – Клязьминское, 12 – Кременчугское, 13 – Куйбышевское, 14 – Можайское, 15 – Рыбинское, 16 – Саратовское, 17 – Угличское, 18 – Учинское, 19 – Цимлянское, 20 – Шекснинское.

В балансе взвешенного вещества в водохранилище имеется еще одно важное отличие от озер - наличие внутреннего источника взвесей в виде продуктов разрушения берегов. Доминирование этого источника взвесей в приходной части их баланса неоднократно подтверждалось исследованиями [Буторин и др., 1975; Новиков, 1985]. Несомненно, что мелкодисперсная фракция продуктов разрушения берегов вносит вклад в сорбцию и седиментацию фосфора. Эти дополнительные источники минеральных взвесей обуславливают более низкое по сравнению с озерами содержание органического вещества в донных отложениях водохранилищ, что приводит к снижению внутренней нагрузки биогенными веществами.

6.2.2. Оценка фосфороудерживающей способности водохранилищ

Величина удержания фосфора в водоеме (КР) имеет принципиальное значение при оценке его эвтрофирования [Эдельштейн, Даценко, 1985]. Сложность балансового метода определения КР в водоемах привела к многочисленным попыткам получить эмпирическую оценку этой величины в зависимости от различных факторов. В качестве главных факторов обычно использовались характеристики проточности водоема, средняя глубина водоема или их произведение, названное гидравлической нагрузкой водоема. Наблюдениями установлено, что в водохранилищах средняя величина удержания фосфора выше, чем в озерах.

По данным расчета многолетних (1978-1992) балансов фосфора в Учинском водохранилище получена прямая связь между величиной удержания фосфора в водохранилищах и внешней биогенной нагрузкой (рис.6.5)

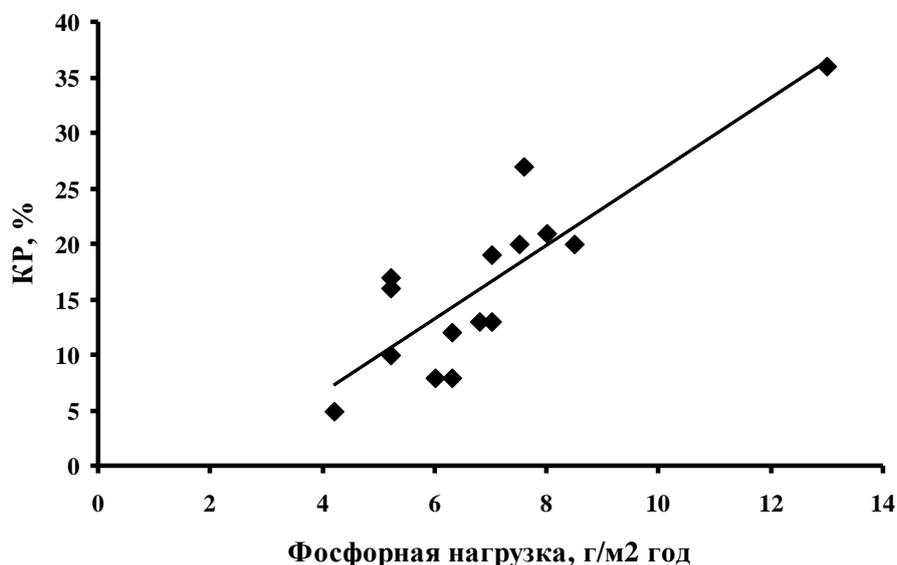


Рисунок 6.5 – Зависимость величины удержания фосфора в Учинском водохранилище от годовой фосфорной нагрузки

Наличие связи между коэффициентом седиментации (функционально связанным с величиной удержания фосфора в водоеме) и величиной

фосфорной нагрузки было обнаружено также при изучении эвтрофирования Женевского озера [Jaquet, 1985].

Особенности фосфорного режима водохранилищ зависят не только от физико-географических характеристик водосбора и его хозяйственной освоенности, но и от расположения водохранилища в речной сети – в каскаде или с незарегулированным притоком [Даценко, 1992]. Для изучения роли этого фактора в трансформации фосфора собранные нами в литературе данные по величине его удержания были распределены по этим двум типам расположения водохранилища в речной сети. Разнообразие исследованных характеристик в водохранилищах представлено в таблице 6.8.

Таблица 6.8 – Диапазоны изменений параметров балансовых моделей эвтрофирования

№ п/п	Параметр	29 водохранилищ в каскаде	36 водохранилищ с незарегулированным притоком
1	Концентрация общего фосфора, мкг/л	6-198	5-200
2	Фосфорная нагрузка, Г/м ² год	0,19-12,5	0,57-9,95
3	Удержание фосфора %	4-61	25-94
4	Коэффициент водообмена, 1/год	0,6-20,2	0,3-25,4
5	Средняя глубина, м	2,3-44,4	1,5-37,8

Наиболее заметно различаются условия осаждение фосфора в каскадных водохранилищах и водохранилищах с незарегулированным притоком. Величина коэффициента седиментации определяется, главным образом, величиной интенсивности водообмена. Теснота связи между этими характеристиками увеличивается при включении в расчет внешнюю нагрузку, рассматривая соотношение LP/K_v . Полученные коэффициенты корреляции величины удержания фосфора с отношением нагрузки к коэффициенту водообмена оказались ниже для каскадных водохранилищ, чем для водохранилищ с незарегулированным притоком.

Для водохранилищ с незарегулированным притоком эмпирическое уравнение имеет вид [Даценко, 1997]

$$RP = 0.127 * LN\left(\frac{LP}{K_v}\right) + 0.527 \quad (6.2)$$

Для водохранилищ в каскаде

$$RP = 0.096 * LN\left(\frac{LP}{K_v}\right) + 0.277 \quad (6.3)$$

Таким образом, можно эмпирически учесть особенность каскадного расположения водохранилища при оценке его самоочищающей способности, связанной с тем, что в каскадных водохранилищах эффект удержания фосфора проявляется слабее, чем в водохранилищах с незарегулированным притоком.

6.2.3. Оценка трансформации стока фосфора в водохранилищах Волжско-Камского каскада

При наличии данных наблюдений за характеристиками химического стока расчеты по балансовым моделям позволяют провести оценки влияния каскадов водохранилищ на сток фосфора в крупных речных системах. Нами проведена такая оценка на примере трансформации стока фосфора каскадом водохранилищ Волги, ситуация с качеством воды в которых давно привлекает внимание экологов [Венецианов, 1999]. Расчеты проведены с целью получить ответ на вопрос: какова была бы волжская часть биогенной нагрузки на ее устьевую область и Каспийское море при отсутствии каскада водохранилищ?

Среднемноголетняя концентрация фосфора в отдельном (i-м) водохранилище каскада может быть определена по формуле стационарной балансовой модели:

$$C_i = \frac{Q_{out\ i-1} C_{i-1} + R_i}{Q_{out\ i} + K_c W_i}, \quad (6.4)$$

где C_i – средняя концентрация фосфора в сбросе из водохранилища; Q_{out} – годовой сброс воды из водохранилища; K_c – коэффициент седиментации фосфора в водохранилище; функционально связанный с удержанием фосфора в водохранилище; R – боковая фосфорная нагрузка на водохранилище; W – объем водохранилища.

Рассчитывая последовательно среднесуточные концентрации фосфора для всех водохранилищ, можно определить его концентрацию в нижнем бьефе Волгоградского водохранилища. Поскольку на участке Волги от нижнего бьефа водохранилища до дельты существенных изменений в стоке фосфора (по сравнению со стоком всего каскада) не происходит, эту концентрацию можно считать нагрузочной для Каспия.

Результаты проведенных расчетов приведены в таблице 6.9.

Таблица 6.9 – Расчет концентраций фосфора в нижних бьефах водохранилищ Волжского каскада

Водохранилище	W при НПУ, км ³	K _в , год ⁻¹	K _с , год ⁻¹	LP ₀ т/год	R _б , т/год	Q _{сбр} , км ³ /год	C _р , мкг/л	C _и , мкг/л
Иваньковское	1.12	10.6	5.7	1072	1072	9.23	69	101
Угличское	1.24	9.7	2.4	1582	946	10.96	113	100
Рыбинское	25.42	1.9	1.6	2697	1459	30.11	38	49
Горьковское	8.70	6.1	0.2	4290	3146	46.75	88	91
Куйбышевское	57.30	4.1	3.3	30065	25951	234.86	71	103
Саратовское	12.90	17.8	1.0	20359	3684	230.57	84	90
Волгоградское	31.45	7.5	1.9	19231	3091	236.05	76	86

Характеристики водного и фосфорного баланса Волжских водохранилищ (W – объем водохранилища, K_в – коэффициент водообмена, K_с – коэффициент седиментации P, LP₀ – общая фосфорная нагрузка, R_б –

боковая фосфорная нагрузка, $Q_{\text{сбр}}$ – сброс воды из водохранилища, C_p – рассчитанная концентрация P, $C_{\text{и}}$ – измеренная концентрация P).

В этой таблице отсутствует Чебоксарское водохранилище, так как проточность его очень высока и влияние на трансформацию стока P незначительное. При отсутствии водохранилищ среднемноголетняя концентрация фосфора в Волге соответствовала бы отношению суммарной годовой боковой нагрузки фосфором (по нашим оценкам 39350т) на все водохранилища к среднемноголетнему стоку Волги, который равен 242.9 км^3 [Круглова и др., 1994]. Этот расчет приводит к величине концентрации фосфора в устье – 167 мкг/л, что близко таковой, полученной в работе [Эдельштейн, 1998]. По нашим балансовым расчетам концентрация P в нижнем бьефе Волгоградского водохранилища равна 76 мкг/л.

Проведенная ориентировочная оценка влияния водохранилищ на сток фосфора в Волжском каскаде показывает, что каскад волжских водохранилищ более чем в 2 раза снижает сток P и, соответственно, фосфорную нагрузку на Каспийское море. В расчетах К.К.Эдельштейна это снижение составило 1.3 раза, однако при оценке роли водохранилищ в снижении фосфорного стока использовалось значение концентрации P у Астрахани 138 мкг/л [Авакян и др., 1994]. Это значение концентрации P в устье Волги, очевидно, завышено. Даже если учесть увеличение нагрузки P на этом участке за счет сбросов в Волгу сточных вод Волгограда, Ахтубинска, Астрахани, концентрация P повысится по сравнению с концентрацией P в сбросе из Волгоградского водохранилища не более чем на 15%, т.е. составит ~ 90 мкг/л.

6.2.4. Динамическая балансовая модель фосфора

При наличии достаточного количества гидрохимической информации о водоеме балансовое уравнение Фолленвейдера можно использовать для расчета изменений концентраций фосфора во времени. Расчетное уравнение

баланса фосфора при режиме идеального перемешивания в водоеме имеет вид

$$W \frac{dP}{dt} = TP - QP - K_c WP, \quad (6.5)$$

где TP — приток общего фосфора с водосбора за определенный промежуток времени t (объемная нагрузка водоема общим фосфором), P - вытекающей из водоема за то же время t , K_c - коэффициент седиментации (осаждения) фосфора

Для решения этого уравнения можно использовать простое правило трапеций, при котором расчет концентраций фосфора проводится по следующей алгебраической формуле [Grobler, 1985]

$$\begin{aligned} P_{t+1} = P_t + \frac{(TP_t + TP_{t+1}) \cdot \Delta t}{2} - \\ \left(\frac{P_t \cdot Q_{\text{блх},t}}{W_t} + \frac{P_{t+1} \cdot Q_{\text{блх},t+1}}{W_{t+1}} \right) \cdot \frac{\Delta t}{2} - \\ (K_{c,t} \cdot P_t + K_{c,t+1} \cdot P_{t+1}) \cdot \frac{\Delta t}{2} \end{aligned} \quad (6.6)$$

И после некоторой перегруппировки членов

$$P = \frac{\left[P_t \cdot \left(1 - \frac{Q_{\text{блх},t}}{W_t} + K_{c,t} \right) \cdot \frac{\Delta t}{2} \right] + \left((TP_t + TP_{t+1}) \cdot \frac{\Delta t}{2} \right)}{\left[1 + \left(\frac{Q_{\text{блх},t+1}}{W_{t+1}} + K_{c,t+1} \right) \cdot \frac{\Delta t}{2} \right]} \quad (6.7)$$

Обозначения те же, что и в формуле (6.5). Индексы t и $t+1$ соответствуют расчетному шагу по времени.

Данная балансовая модель применялась для расчета концентраций фосфора в Иваньковском водохранилище – базовом водоеме Волжской системы водоснабжения г. Москвы.

Для расчета по модели использованы данные наблюдений за расходами воды в реках Волга, Тверца, Шоша, Лама, которые обеспечивают примерно 75% общего притока, и расходы воды в створе Иваньковской плотины. Остальная часть поверхностного притока рассчитывалась по модулю стока. Наблюдения за химическим составом притока проводились в створе верхней части Иваньковского водохранилища (д. Городня в 20 км ниже слияния Волги и Тверцы) и в приплотинном участке водохранилища в створе канала им. Москвы у 1-й паромной переправы. Частота наблюдений за концентрацией общего фосфора составляла 1 раз в две недели. Концентрация фосфора во всех притоках принималась равной концентрации, измеренной в створе у д. Городня. Расчетный шаг модели был выбран 1 неделя, при этом концентрация фосфора в притоке интерполировалась между двухнедельными значениями. Результаты расчетов по модели сопоставлялись с концентрациями общего фосфора, измеренными у 1 паромной переправы, принимаемыми за среднюю концентрацию фосфора в водохранилище в соответствии с гипотезой о полном перемешивании водоема.

Для использования уравнения расчета средней концентрации фосфора в водоеме необходимо оценить значение единственного параметра модели – коэффициент седиментации K_s . При наличии регулярных наблюдений за содержанием фосфора в притоке и сбросе водоема, как в нашем случае, значение коэффициента седиментации можно определить по среднегодовым значениям характеристик водного баланса и притока фосфора. Однако, в некоторых исследованиях коэффициентов седиментации было показано, что использование постоянной скорости седиментации для расчета убыли фосфора в водоеме неадекватно реальным условиям. В наших расчетах интенсивность удержания фосфора в водоеме ставится в зависимости от величины внешней нагрузки. Простейшее решение в таком случае было

предложено Т.Фриском [Frisk, 1989], который предположил, что скорость седиментации фосфора в водоеме пропорциональна как концентрации фосфора в водоеме, что отражено в исходном балансовом уравнении Р.Фолленвейдера, так и концентрации фосфора во входном створе водоема. Поскольку концентрация фосфора в водоеме функционально зависит от концентрации во входном створе, коэффициент седиментации пропорционален квадрату концентрации фосфора в водоеме

$$K_c = \beta \cdot P^2, \quad (6.8)$$

где β – параметр модели, а K_c – переменный коэффициент.

Вследствие использования такой концентрационно-зависимой скорости седиментации, процесс седиментации описывается реакцией второго порядка. Результаты расчета изменений фосфора в Ивановском водохранилище для четырехлетнего периода в случае переменной величины коэффициента седиментации представлены на рис. 6.6. Учет главных балансовых соотношений позволяет воспроизвести общие черты режима фосфора в водоеме. Однако, в большинстве случаев (за исключением 1983 года) модель не достигает адекватного отражения реальной картины, т.е. значения критерия S/σ оказались выше принятого граничного значения удовлетворительного качества моделирования (0.8)

Ошибки расчета по такой модели связаны с первую очередь с тем, что в ней не учитываются пространственная изменчивость концентраций фосфора. Измеренная в приплотинном участке концентрация фосфора не может адекватно отразить среднюю его концентрацию в таком морфометрически сложном и гидрологически неоднородном водохранилище, как Ивановское.

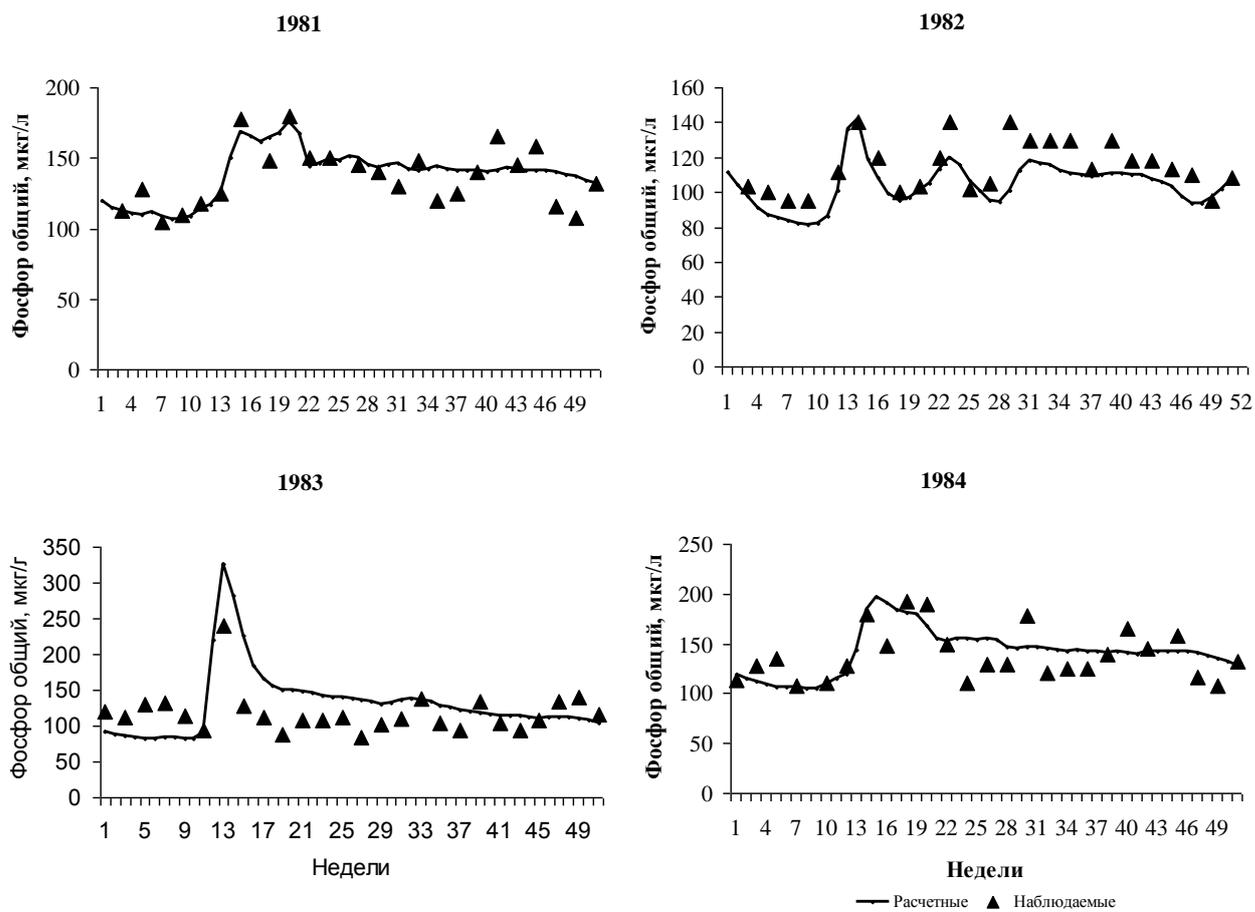


Рисунок 6.6 – Изменение концентраций общего фосфора в Иваньковском водохранилище по расчетам по динамической модели с переменным значением коэффициента седиментации

Динамические модели могут успешно использоваться для моделирования и предварительной оценки внутрисезонных изменений концентраций фосфора в водохранилище, но их ограниченность очевидна, поскольку в них не учитывается влияние на содержание фосфора в водохранилище такого важного фактора, как внутренний водообмен,

ВЫВОДЫ ГЛАВЫ

1. Водоохранилища в отличие от озер выдерживают более высокие антропогенные нагрузки без существенных деградаций экосистемы, чем озера, поскольку в водохранилищах более существенную долю в общем

составе взвешенного материала составляют внутренние источники – переработка берегов. Эта взвесь представляет собой мощный фактор самоочищения воды от сорбирующегося на ней биогенного фосфора, поэтому аккумуляция фосфора в водохранилищах выше, чем в озерах при одинаковых значениях интенсивности водообмена.

2. Эффективным показателем трофического состояния водохранилищ может служить индекс растворенного кислорода, рассчитанные значения которого в московских водохранилищах хорошо коррелируют с традиционными критериями трофического состояния водоемов – содержанием фосфора, прозрачностью и концентрацией хлорофилла «а». Полученные значения индекса позволяют устанавливать уровень трофического состояния водоемов.

3. По комплексу показателей трофическое состояние московских и вазузских водохранилищ располагаются в ряду по убыванию степени трофии – Истринское, Озернинское, Можайское, Рузское, Яузское и Вазузское.

4. При расчете коэффициента удержания в эмпирических моделях эвтрофирования водохранилищ необходимо учитывать величину внешней биогенной нагрузки наряду с интенсивностью водообмена. Эмпирические зависимости для расчета коэффициента удержания различаются для водохранилищ с незарегулированным притоком и каскадных водохранилищ.

5. Расчетами удержания фосфора установлено, что водохранилищами Волжско-Камского каскада снижает нагрузку фосфором на Каспийское море более чем в 2 раза.

6. Внутрисезонную динамику фосфора можно успешно оценивать на основе динамических балансовых моделей фосфора при использовании переменного значения коэффициента седиментации фосфора в водохранилище.

ГЛАВА 7. МОДЕЛИРОВАНИЕ КАЧЕСТВА ВОДЫ В ВОДОХРАНИЛИЩАХ – ИСТОЧНИКАХ ВОДОСНАБЖЕНИЯ

7.1. Имитационное моделирование гидроэкологического состояния водохранилищ

7.1.1. Общие представления об имитационном моделировании экосистем

В настоящее время совершенно очевидно, что разрабатывать пути направленного управления экосистемами водоемов невозможно без четкого представления о сложных взаимосвязях между биотическими и абиотическими элементами экосистемы. Все природные системы очень сложны, а когда приходится иметь дело со сложными и высокоорганизованными системами, то суждения и интуиция могут приводить к ошибочным решениям и необратимому ущербу. Достигнутый за последние годы прогресс в представлениях о закономерностях динамики экосистем приводит к убеждению, что состояние экосистемы в любой заданный момент времени может быть выражено количественно, а предполагаемые изменения в экосистеме могут быть математически формализованы. Таким образом, математическое моделирование в настоящее время представляется весьма перспективной методологией изучения процессов функционирования водных экосистем и их реакции на разнообразные природные и антропогенные внешние воздействия [Йоргенсен, 1985, Страшкраба, Гнаука, 1989, Меншуткин, 2010, Дмитриев, 1995, Веck, 1987].

Возникновение глубокого интереса к описанию сложных экосистем реальных водоемов для поиска ответов на практические вопросы управления качеством природных вод приходится на середину 60-х годов предыдущего столетия. С тех пор математическое моделирование экосистем водных объектов выросло в самостоятельное направление гидроэкологии,

чрезвычайно бурно развивающееся в настоящее время. В наиболее общем виде задача моделирования экосистем водного объекта предусматривает предельно детальное (на уровне наших теоретических представлений) описание поведения экосистемы с целью количественной интерпретации наблюдений при заданных внешних воздействиях [Айзатуллин, Шамардина, 1980].

В настоящее время в литературе описаны более тысячи экологических моделей водных экосистем разного уровня, сложности, математического подхода и назначения. Они используют очень разнообразный математический аппарат, основаны на научных концепциях, которые допускают различную формализацию [Подгорный, 2003]. Общепринятой методологии и общих методов моделирования трансформации различных элементов водных экосистем в настоящее время не существует. Однако все модели направлены на достижение одной цели – адекватного описания пространственно-временных изменений характеристик экосистем и механизмов их функционирования. Наиболее важной практической задачей моделирования была и остается задача сохранения качества воды под влиянием природных и антропогенных воздействий и разработка основ управления качеством воды в водоемах и водотоках.

Имитационное моделирование позволяет описывать процессы, происходящие в экосистемах водоемов на грани нашего понимания. Параметры имитационных моделей имеют ясный физический и биологический смысл, и при хорошей экспериментальной изученности фрагментов системы модель может дать количественный прогноз ее поведения при различных внешних воздействиях [Шеннон, 1978, Горстко и др., 1984].

Наиболее трудным и важным шагом в построении имитационной модели является определение модельных переменных. Основная причина состоит в высокой сложности экологических систем и большом числе факторов, определяющих их функционирование. Выбор между упрощением

и усложнением при создании модели – труднейшая проблема экологического моделирования и этот выбор, вообще говоря, корректно сделать невозможно. По мере введения в модель новых переменных и, соответственно, резкого увеличения числа параметров ее неопределенность возрастает. Возникает ситуация, известная как «проклятие размерностей», когда чем точнее мы хотим описать экосистему, тем больше переменных и процессов мы должны учесть, тем труднее работать с такой моделью и убедиться в ее адекватности. Видимо поэтому современные имитационные модели экосистем содержат, как правило, не более 15-20 переменных [Меншуткин, 1971, Поддубный, Сухова, 2002, Леонов, Пищальник, 2012, Зиновьев, Кошелев, 2013].

Математические модели экосистем и модели качества воды водоемов и водотоков строятся обычно по модульному принципу и всегда содержат как минимум два относительно самостоятельных блока: гидрологический (гидродинамический), определяющий перенос и перемешивание пассивных субстанций в водоеме, и экологический, описывающий кинетику внутриводоемной трансформации неконсервативных переменных состояния экосистемы. Гидрологический блок призван решать задачи теплообмена в водоеме. В этом блоке рассчитываются процессы пространственно-временных изменений концентраций веществ в результате внешнего гидрометеорологического воздействия на водные массы в водоеме. При этом поступление солнечной радиации – главный фактор тепловых процессов, определяющий температурное поле и поле плотности воды в водоеме. Поле плотности воды в свою очередь во многом определяет характер динамики вод в водоеме, то есть процессы внутреннего водообмена, учет которых обязателен при математическом описании экологических явлений.

При моделировании процессов формирования качества воды в водохранилищах – источниках водоснабжения г. Москвы в качестве гидрологического блока нами использовалась квазидвумерная математическая модель водохранилища, разработанная на кафедре

гидрологии суши географического факультета МГУ В.В.Пуклаковым и известная в литературе под аббревиатурой ТМО [Пуклаков, 1999, Пуклаков и др., 1999]. В дальнейшем эта модель, дополненная разработанным автором совместно с В.В.Пуклаковым блоком расчета параметров качества воды, была названа гидрологической моделью водохранилища (ГМВ) [Эдельштейн и др. 2012].

7.1.2. Гидрологическая модель водохранилища

В этой модели морфологически простое долинное водохранилище схематизируется в модели как продольная последовательность отдельных частей водоема (отсеков), каждая из которых состоит из вертикальной последовательности горизонтальных слоев (боксов), в пределах которых термическая энергия и вещество распределяется однородно (рис. 7.1). При такой схематизации водохранилища к каждому отсеку применима хорошо разработанная математическая структура одномерных моделей, в которых градиенты температуры и концентрации рассчитываются только в вертикальном направлении.

Морфологически сложные водохранилища (например, Вазузское) схематизируются в виде нескольких состыкованных простых пойменно-долинных водоемов (лопастей) с единым для всех горизонтом воды. Одна из этих лопастей, образовавшаяся по реке, на которой собственно и создано водохранилище, является главной, остальные – боковыми. Такая схематизация сложного водохранилища позволяет использовать алгоритм модели для расчета гидрологического режима каждой из его отдельных лопастей и всего водоема в целом.

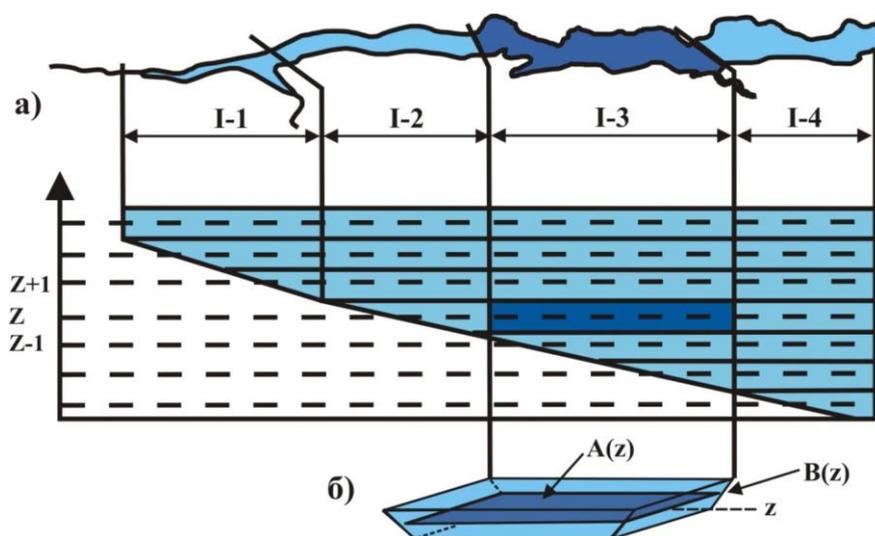


Рисунок 7.1 – Схематизация простого долинного водохранилища: а) деление водохранилища на отсеки; б) продольный разрез; в) расчетный бокс отсека: $F(z)$ – площадь, $B(z)$ – ширина отсека на горизонте z

Деление водохранилища на расчетные участки (отсеки) основывается на их морфометрических и гидродинамических особенностях. Объективной предпосылкой такого деления служит существенная пространственная неоднородность целого ряда морфометрических, гидрологических, гидрофизических, гидрохимических и гидробиологических характеристик долинных водохранилищ [Эдельштейн, 1991].

Толщина горизонтальных слоев в отсеках постоянна и составляет 1 м, за исключением поверхностного слоя, толщина которого изменяется в пределах 0,5–1,5 м. Схема процессов, учитываемых алгоритмом модели, представлена на рис. 7.2.

Математическая структура модели базируется на наборе уравнений, которые выражают закон сохранения вещества или энергии в каждом горизонтальном боксе:

$$\frac{\Delta(V_z C_z)}{\Delta t} = A_{z1} C_{z-1} - A_{z2} C_z + A_{z3} C_{z+1} + B_{z1} C_{in} - B_{z2} C_z \pm P_z, \quad (7.1)$$

где C – концентрация, V – объем слоя, A – оператор, описывающий вертикальный перенос, B – оператор, описывающий горизонтальный перенос

(приток-отток), P – фактор, отражающий внутримассовые эффекты, оказывающие влияние на концентрацию, t – время, z – расчетный горизонт.

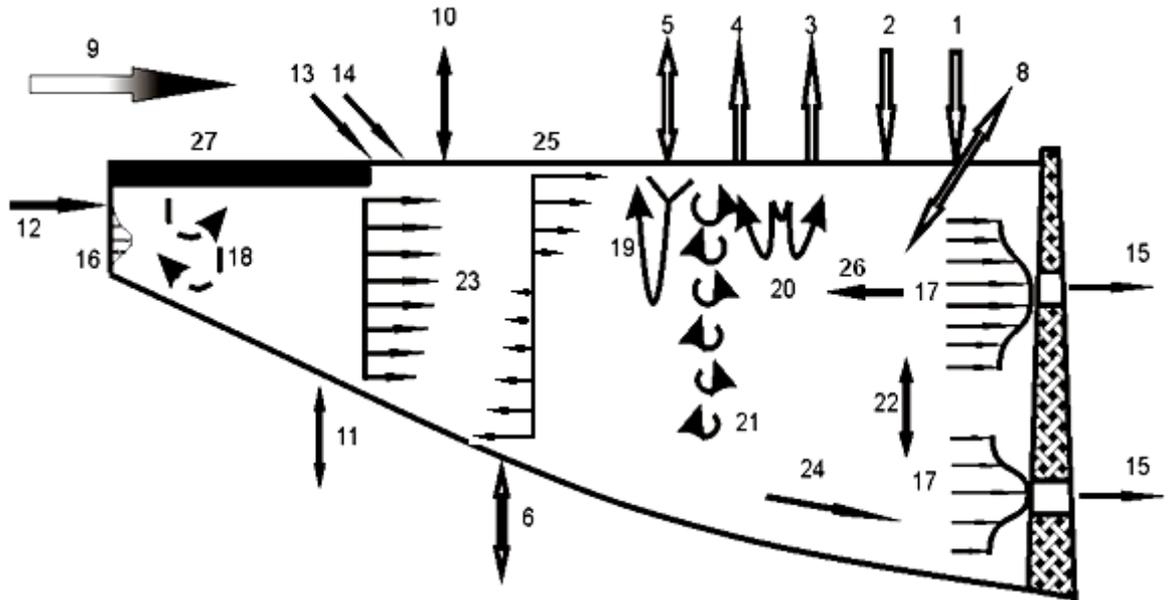


Рисунок 7.2 – Физические процессы, учитываемые в модели ГМВ-МГУ:

1 – поступление солнечной радиации, 2 – длинноволновое излучение атмосферы, 3 – длинноволновое излучение воды, 4 – потери тепла на испарение, 5 – турбулентный теплообмен с атмосферой, 6 – теплообмен с дном, 7 – поглощение коротковолновой радиации, 8 – отражение солнечной радиации, 9 – трансформация воздушного потока над водоемом, 10 – атмосферные осадки и испарение, 11 – водообмен в береговой зоне, 12 – приток по главной реке, 13 – приток по боковым рекам, 14 – рассредоточенный приток, 15 – сток в нижний бьеф, 16 – плотностное распределение втекающего потока, 17 – селективный водозабор, 18 – динамическое перемешивание в стоковом течении, 19 – свободная конвекция, 20 – вынужденная конвекция, 21 – вертикальный кинетический перенос, 22 – вертикальная адвекция, 23 – стоковый перенос, 24 –

плотностные течения, 25 – дрейфовый перенос, 25 – компенсационный перенос, 26 – формирование снежно-ледяного покрова

Алгоритм модели структурирован на основе метода суперпозиции в виде пяти блоков:

- гидрометеорологический,
- блок внутримассовой трансформации характеристик качества воды (экологический блок),
- блок вертикального тепло- и водообмена,
- блок внешнего водообмена,
- блок внутреннего водообмена.

В гидрометеорологическом блоке рассчитывается трансформация метеоэлементов над водной поверхностью отсеков, водный баланс водохранилища и новый уровень водной поверхности на конец расчетного шага по времени.

В блоке внутримассовой трансформации выполняется расчет изменения характеристик качества воды в боксах отсеков в течение расчетного шага времени в результате внутримассовых эффектов, оказывающие влияние на их концентрацию. В блоке вертикального тепло- и водообмена рассчитывается теплообмен отсеков с атмосферой и грунтами дна, динамика снежно-ледяного покрова, распределение проникающей солнечной радиации по глубине, эффективное вертикальное перемешивание в результате воздействия различных гидродинамических факторов (ветер, сейши, внутренние волны и т. п.), конвективное перемешивание в виде свободной и вынужденной конвекции (циркуляция Ленгмюра).

В блоке внешнего водообмена рассчитывается водообмен отсеков с внешней средой и трансформация характеристик качества воды в боксах в результате этого водообмена. В блоке внутреннего водообмена выполняется расчет трансформация ХКВ в боксах в результате водообмена между отсеками в виде плотностных течений и дрейфового переноса. Расчет

каждого из этих блоков модели выполняется последовательно. В конце каждого расчетного шага времени осуществляется контроль баланса вещества и энергии в каждом отсеке.

Исходные данные. Исходные данные для расчетов по модели разделены на 3 группы:

- файл базовых данных,
- файл начальных условий,
- файл текущей информации.

Комплекс процедур по реализации модельных расчетов представлен на рис. 7.3.

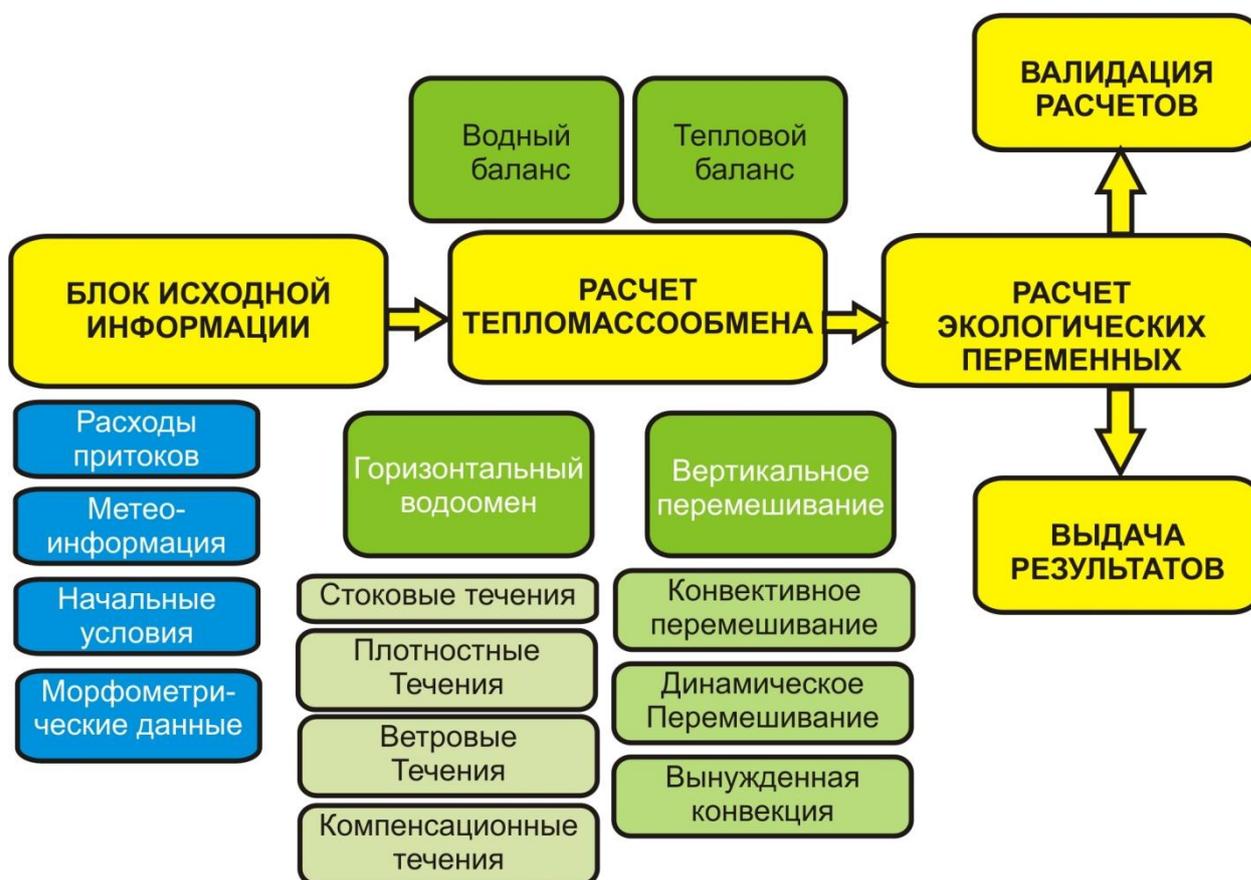


Рисунок 7.3 – Схема расчетов по модели ГМВ

Гидрологический блок модели ГМВ использовался для моделирования пространственно-временных изменений важнейших экологических

переменных, определяющих формирование качества воды в водохранилищах московской системы – минерального фосфора, растворенного кислорода и биомассы фитопланктона.

7.1.3. Блок трансформации качества воды

В алгоритме блока трансформации экологически значимых переменных предусмотрен расчет следующих переменных (неконсервативных характеристик): содержание аммонийного, нитратного, фосфатного ионов, общего фосфора, лабильного (легко окисляемого организмами) органического вещества, стойкого ОВ, растворённого кислорода, щелочность воды и рН, биомассы трех групп фитопланктона и зоопланктона; детрит, минеральная и органическая взвесь. Химические и биологические переменные в модели рассчитываются по уравнениям баланса массы, учитывающих взаимосвязи этих переменных в водной экосистеме. Эти расчеты проводятся после по специальным подпрограммам, содержащим принятую в лимнологии параметризацию процессов, трансформирующих неконсервативные вещества.

Во всех случаях интенсивность биохимических процессов зависит от температуры окружающей среды. Для большинства из них существует интервал оптимальных значений температур ($T_2 \div T_3$), при которых процесс протекает с максимальной скоростью, и температурные значения (T_1 – минимальное и T_4 – максимальное), при которых процесс полностью прекращается. Значения этих температур, как правило, определяются экспериментально и на их основе предлагается аналитическое представление температурной зависимости процесса. В модели использовано математическое представление температурного множителя в следующем виде [Thornton, Lessem, 1996]:

$$\gamma(T) = 0 \text{ при } T \leq T_1, \quad (7.2)$$

$$\gamma(T) = \gamma_1 \cdot \gamma_2 = \frac{K_1 \exp[\lambda_1(T - T_1)]}{1 + K_1\{\exp[\lambda_1(T - T_1)] - 1\}} \cdot \frac{K_4 \exp[\lambda_2(T_4 - T)]}{1 + K_4\{\exp[\lambda_2(T_4 - T)] - 1\}}$$

$$\text{при } T_1 < T < T_4, \quad (7.3)$$

$$\gamma(T) = 0 \quad \text{при } T \geq T_4, \quad (7.4)$$

где $\lambda_1 = \frac{1}{T_2 - T_1} \text{Ln} \frac{K_2(1 - K_1)}{K_1(1 - K_2)}$ – параметр, характеризующий подъем

кривой на графике для расчета корректировки процесса по температуре; K_1 , K_2 – значения температурного множителя при лимитирующих значениях температур T_1 и T_2 ;

$\lambda_2 = \frac{1}{T_4 - T_3} \text{Ln} \frac{K_3(1 - K_4)}{K_4(1 - K_3)}$ – параметр, характеризующий спад кривой

на графике для корректировки процесса по температуре; K_3 , K_4 – значения температурного множителя при лимитирующих значениях температур T_3 и T_4 .

При изучения процессов формирования качества воды водохранилищ Москворецкой системы водоснабжения г.Москвы основное внимание уделяется процессам круговорота биогенных веществ и интенсивности процессов первичного продуцирования. Поэтому из всего комплекса моделируемых показателей качества воды детальный анализ модельных решений и приложений проводился нами для переменных – фитопланктон, минеральный фосфор и растворенный кислород.

Для представления этих переменных в экологическом блоке модели необходимо рассмотреть использованные при моделировании концептуальные схемы взаимосвязей этих переменных.

Фитопланктон. К числу наиболее сложных (как по внутриводоемным связям, так и по формализациям кинетики) элементов моделирования экосистем относится переменная «фитопланктон» (рис. 7.4), которая в модели рассчитывается с учетом следующих процессов:

- рост водорослей в процессе фотосинтеза,
- потери биомассы фитопланктона в результате дыхания,

- потери биомассы фитопланктона в результате процессов метаболизма и экскреции,
- отмирание фитопланктона (естественная смертность),
- осаждение фитопланктона,
- выедание фитопланктона зоопланктоном,
- выедание фитопланктона рыбами.

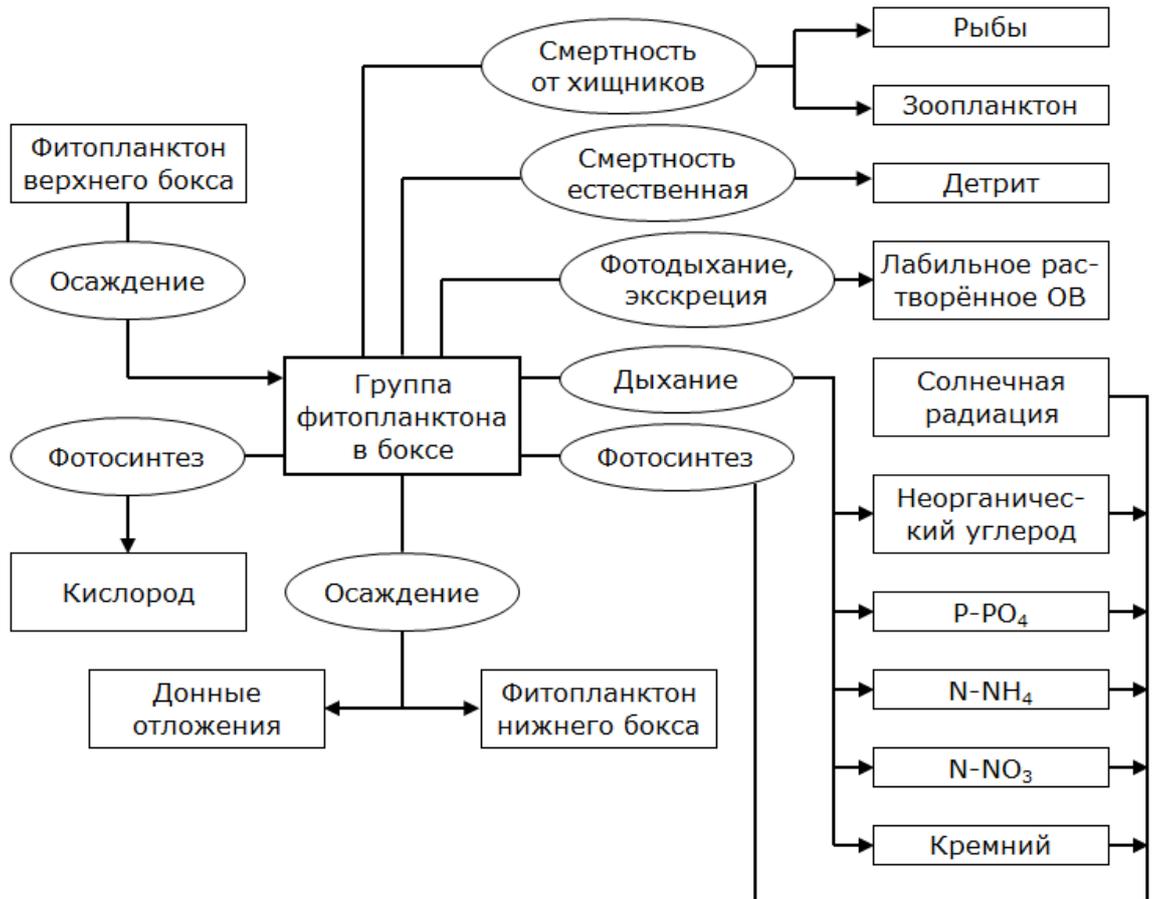


Рисунок 7.4 – Схема процессов в экосистеме водохранилища, определяющих изменение биомассы фитопланктона в расчетном боксе

Базовое уравнение для расчета биомассы каждой группы фитопланктона имеет вид:

$$\frac{\Delta B_a}{\Delta t} = K_{ag} \cdot B_a - K_{ar} \cdot B_a - K_{ae} \cdot B_a - K_{am} \cdot B_a + \omega_a \cdot \frac{\Delta B_a}{\Delta z} - K_z \cdot B_z \cdot \frac{\sigma_{az} \cdot B_a}{\Phi_z} - K_f \cdot B_f \cdot \frac{\sigma_{af} \cdot B_a \cdot V}{\Phi_f}, \quad (7.5)$$

где представлены *биомассы*, г/м³: B_a – фитопланктона, B_z – зоопланктона, B_f – рыб; *скорости процессов*, 1/сут: K_{ag} – роста, K_{ar} – дыхания, K_{ae} – экскреции, K_{am} – отмирания фитопланктона; K_z – питания зоопланктона; K_f – питания рыб; ω_a – скорость осаждения фитопланктона, м/сут; *коэффициенты предпочтения пищи по фитопланктону*: σ_{az} – для зоопланктона, σ_{af} – для рыб; *концентрации имеющейся общей весовой пищи в боксе с учетом предпочтений*: Φ_z – для зоопланктона, г/м³, Φ_f – для рыб, г; V – объем бокса, м³.

Скорость роста клеток фитопланктона лимитируется светом, температурой и концентрацией биогенных веществ:

$$K_{ag} = \gamma_{1a} \cdot \gamma_{2a} \cdot \lambda_{\min} \cdot K_{ag\max} \quad (7.6)$$

где γ_{1a} – параметр, характеризующий подъем на графике кривой для коррекции процесса по температуре; γ_{2a} – параметр, характеризующий спад на графике кривой для коррекции процесса по температуре; λ_{\min} – лимитирующий фактор (минимум из функций светового и биогенного питания); $K_{ag\max}$ – максимальная скорость роста, 1/сут.

Лимитирующая функция по световым условиям определяется по классической схеме (функция Стила) [Chapra, 1983, Стил, 1981]:

$$\lambda_I = \frac{I}{I_s} \cdot \exp\left(1 - \frac{I}{I_s}\right), \quad (7.7)$$

где λ_I – фактор лимитирования роста клеток фитопланктона светом; I – приходящая солнечная радиация, Вт/м²; I_s – оптимальная для развития водорослей солнечная радиация, Вт/м².

Лимитирование по биогенному питанию выполняется по функции Моно:

$$\lambda_n = \frac{C_b}{C_b + P_b}, \quad (7.8)$$

где C_b – концентрация биогенного элемента, мг/л; P_b – коэффициент полунасыщения функции Моно для биогенного элемента, мг/л.

Потери биомассы фитопланктона при дыхании (экскреции) и смертности оценивались произведением зависящих от температуры коэффициентов на параметры максимальных значений скорости этих процессов:

– на дыхание:

$$K_{ar} = \gamma_{1a} \cdot K_{ar\max}, \quad (7.9)$$

где $K_{ar\max}$ – максимальная скорость дыхания фитопланктона, 1/сут;

– на метаболические выделения (фотодыхание):

$$K_{ae} = (1 - \lambda_I) \cdot K_{ae\max}, \quad (7.10)$$

где $K_{ae\max}$ – максимальная скорость выделения, 1/сут;

– на смертность:

$$K_{am} = \gamma_{1a} \cdot \gamma_{2a} \cdot K_{am\max}, \quad (7.11)$$

где $K_{am\max}$ – максимальная скорость отмирания фитопланктона, 1/сут.

Седиментация фитопланктона рассчитывается по скоростям седиментации на верхней и нижней площади расчетного элемента.

Содержание растворенного кислорода. При вычислении концентрации растворенного кислорода учитываются следующие процессы:

- продукция кислорода во время фотосинтеза;
- потребление кислорода при дыхании фитопланктона;
- газообмен поверхностного слоя с атмосферой;
- потребление при дыхании рыб;

- потребление при дыхании зоопланктона;
- потребление донными отложениями;
- потребление при разложении детрита;
- потребление на окисление нестойкого органического вещества;
- потребление на окисление стойкого органического вещества;
- потребление на окисление восстановленных веществ;
- потребление в результате процессов нитрификации.

Расчет содержания растворенного кислорода производится в модели по схеме связей, представленной на рис. 7.5.



Рисунок 7.5 – Схема процессов в экосистеме водохранилища, определяющих изменение концентраций растворенного кислорода в расчетном боксе

Общее уравнение баланса растворенного кислорода выглядит следующим образом:

$$\begin{aligned} \frac{\Delta DO}{\Delta t} = & K_{ag} \cdot \delta_{ag} \cdot B_a - K_{ar} \cdot \delta_{ar} \cdot B_a + F_{sur} \cdot K_L \cdot (DO^* - DO) - \\ & - K_f \cdot \delta_f \cdot B_f - K_z \cdot \delta_z \cdot B_z - K_{bot} \cdot F_{bot} \cdot \theta^{T-20} / V - K_D \cdot \delta_D \cdot \gamma_{1D} \cdot C_D - \\ & - K_{DOM} \cdot \delta_{DOM} \cdot \gamma_{1Do} \cdot C_{DOM} - K_{RFR} \cdot \delta_{RFR} \cdot \gamma_{1Do} \cdot C_{RFR} - K_S \cdot \delta_S \cdot C_S - \\ & - K_{Fe} \cdot \delta_{Fe} \cdot C_{Fe} - K_{Mn} \cdot \delta_{Mn} \cdot C_{Mn} - K_{NH} \cdot \delta_{NH} \cdot \gamma_{1N} \cdot C_{NH}, \end{aligned} \quad (7.12)$$

где *концентрации*, мг/л: DO – растворенного в воде кислорода, C_D – детрита, C_{DOM} – нестойкого ОБ, C_{RFR} – стойкого ОБ, C_S – сульфидов, C_{Fe} – железа, C_{Mn} – марганца, C_{NH} – аммония; *биомассы*, гС/м³: B_a – фитопланктона, B_z – зоопланктона, B_f – рыб; *стехиометрические коэффициенты*: δ_{ag} – при фотосинтезе, δ_{ar} – при дыхании фитопланктона, δ_f – при дыхании рыб, δ_z – при дыхании зоопланктона, δ_D – при разложении детрита, δ_{DOM} – при разложении нестойкого органического вещества, δ_{RFR} – при разложении стойкого органического вещества, δ_S – при окислении сульфидов, δ_{Fe} – при окислении железа, δ_{Mn} – при окислении марганца, δ_{NH} – при нитрификации; *скорости процессов*, 1/сут: K_{ag} – роста фитопланктона, K_{ar} – потери биомассы фитопланктона на дыхание, K_f – при дыхании рыб, K_z – при дыхании зоопланктона, K_D – при разложении детрита, K_{DOM} – при разложении нестойкого органического вещества, K_{RFR} – при разложении стойкого органического вещества, K_S – при окислении сульфидов, K_{Fe} – при окислении железа, K_{Mn} – при окислении марганца, K_{NH} – потребления кислорода при нитрификации аммонийных ионов; K_L – межфазового обмена кислородом между водой и атмосферой, м/сут; K_{bot} – потребления кислорода донными отложениями, г/(м²сут); *температурные коэффициенты*: γ_{1D} – для разложения детрита, γ_{1Do} – для разложения

органического вещества, γ_{1N} – для нитрификации; θ – параметр температурной коррекции скорости потребления кислорода донными отложениями; F_{sur} – площадь поверхности, m^2 ; F_{bot} – площадь донных отложений, m^2 ; V – объем бокса, m^3 ; T – температура, $^{\circ}C$; t – время, сут.

Параметры для расчета содержания кислорода задаются в базовом файле, кроме скорости поступления кислорода в воду в результате аэрации, которая рассчитывается по формуле:

$$K_L = \frac{86400 \cdot D_o \cdot \mathcal{G}^{t-20}}{[200 - 60\sqrt{0,2778 \cdot U_2}] \cdot 10^{-6}}, \quad (7.13)$$

где D_o – коэффициент молекулярной диффузии кислорода, $m/сек^2$; U_2 – скорость ветра на высоте 2 м, m/c ; \mathcal{G} – параметр температурной коррекции скорости аэрации. Концентрация насыщения воды кислородом рассчитывается по формуле [Унифицированные..., 1978]:

$$DO^* = 14,652 - 0,41022T_s + 0,007991T_s^2 - 0,0000777774T_s^3, \quad (7.14)$$

где T_s – температура поверхности воды, $^{\circ}C$.

Интенсивность потребления растворенного кислорода донными отложениями зависит от типа донных отложений, распределение которых определяется морфологическим строением водохранилища. Для водохранилищ долинного типа можно выделить три морфологических элемента в поперечном сечении: затопленное речное русло, пойму и надпойменные террасы, для которых существенно различаются скорости потребления растворенного кислорода донными отложениями [Ломова, 1995].

Параметры температурной зависимости всех вышеописанных процессов аппроксимируются уравнениями типа (7.2 – 7.4).

Фосфаты. В модели рассчитывается концентрация реактивного (потребляемого растениями) минерального фосфора, представленного в

природных водах фосфатами (PO_4). При их расчете учитываются следующие процессы, представленные на схеме связей (рис.7.6):

- потребление фосфатов фитопланктоном,
- выделение в результате разложения детрита,
- выделение в результате разложения нестойкого органического вещества,
- выделение в результате разложения стойкого органического вещества,
- выделение в результате дыхания фитопланктона,
- выделение в результате дыхания зоопланктона и рыб,
- вынос из донных отложений при анаэробных условиях,
- сорбция и соосаждение.



Рисунок 7.6 – Схема процессов, определяющих изменение концентраций фосфатов в экосистеме водоема

Общее уравнение баланса массы фосфатов имеет вид:

$$\begin{aligned} \frac{\Delta C_P}{\Delta t} = & (K_{ar} - K_{ag}) \cdot \delta_P \cdot B_a + K_D \cdot \delta_P \cdot \gamma_{1D} \cdot C_D + K_{DOM} \cdot \delta_P \cdot \gamma_{1Do} \cdot C_{DOM} + \\ & + K_{RFR} \cdot \delta_P \cdot \gamma_{1Do} \cdot C_{RFR} + K_z \cdot B_z \cdot \delta_P + K_f \cdot B_f \cdot \delta_P + S_{dP} \cdot F_d / V - \\ & - \frac{P_P (\omega_{SS} \cdot C_{SS} + \omega_D \cdot C_D + \omega_a \cdot B_a + \omega_{Fe} \cdot C_{Fe} + \omega_{Mn} \cdot C_{Mn}) \cdot C_P}{\Delta z} \end{aligned} \quad (7.15)$$

где – концентрации, мг/л: C_P – фосфатов, C_D – детрита, C_{SS} – неорганических взвесей, C_{DOM} – нестойкого ОВ, C_{RFR} – стойкого ОВ, C_{Fe} – окисленного железа, C_{Mn} – четырехвалентного марганца; биомасса, мг/л: B_a – фитопланктона, B_z – зоопланктона, B_f – рыб; скорости процессов, 1/сут: K_{ag} – роста фитопланктона, K_{ar} – потери биомассы фитопланктона на дыхание, K_D – окисление детрита, K_{DOM} – разложение нестойкого органического вещества, K_{RFR} – разложение стойкого органического вещества, K_z – выделения фосфатов при дыхании зоопланктона, K_f – при дыхании рыб; скорости осаждения, м/сут: ω_{SS} – неорганических взвесей, ω_D – детрита, ω_a – фитопланктона, ω_{Fe} – нерастворимых соединений железа, ω_{Mn} – нерастворимых соединений марганца; δ_P – стехиометрический коэффициент для фосфора; γ_{1D} – температурный коэффициент для процессов разложения детрита; γ_{1Do} – температурный коэффициент для процессов разложения органического вещества; S_{dP} – скорость выноса фосфатов из донных отложений в анаэробных условиях, г/(м² сут); F_d – площадь донных отложение, м²; V – объем бокса, м³; P_P – коэффициент адсорбции, м³/г; Δz – толщина расчетного слоя, м.

Процесс сорбции фосфатов описывается классической кинетикой Ленгмюра. Вынос фосфатов из донных отложений задается постоянным потоком, который начинается при появлении в придонном слое анаэробных условий. Эти условия соответствуют концентрации кислорода менее 0,5 мг/л

Процесс сорбции фосфатов описывается классической кинетикой Ленгмюра. Вынос фосфатов из донных отложений задается постоянным потоком, который начинается при появлении в придонном слое анаэробных условий.

Параметры экологического блока. Для подбора параметров экологического блока использовались литературные материалы. Из них выбирались средние значения, которые затем корректировались по результатам валидации модели на основе данных многолетних наблюдений на Можайском водохранилище. Принятые значения параметров приводятся в таблице 7.1.

Таблица 7.1 – Параметры экологического блока модели ГМВ-МГУ

Параметры	Единицы измерения	Принятые значения
1	3	4
Эффективность анаболизма (ассимиляции) зоопланктона	-	0,50
Коэффициент предпочтения в питании зоопланктона для синезеленых водорослей	-	0,0
Коэффициент предпочтения в питании зоопланктона для прочих видов водорослей	-	0,2
Коэффициент предпочтения в питании зоопланктона для диатомовых водорослей	-	0,4
Коэффициент предпочтения в питании зоопланктона для детрита	-	0,4
Максимальная скорость дыхания для зоопланктона	1/сут	0,028
Порог кормовой концентрации, с которой зоопланктон начинает питаться	г/м ³	0,0

Таблица 7.1. Продолжение

Коэффициент полунасыщения по диоксиду углерода для прочих видов	г/м ³	0,1
Коэффициент полунасыщения по диоксиду углерода для диатомовых	г/м ³	0,8
Коэффициент полунасыщения по кремнию для диатомовых	г/м ³	0,5
Нижний температурный предел для синезеленых	оС	10,0
Нижний температурный предел для прочих видов фитопланктона	оС	2,0
Нижний температурный предел для диатомовых	оС	0,0
Нижний оптимум температуры для синезеленых	оС	15,0
Нижний оптимум температуры для прочих видов фитопланктона	оС	12,0
Нижний оптимум температуры для диатомовых	оС	8,0
Верхний оптимум температуры для прочих видов фитопланктона	°С	20,0
Верхний оптимум температуры для диатомовых	°С	12,0
Нижний температурный предел для синезеленых	°С	35,0
Нижний температурный предел для прочих видов фитопланктона	°С	30,0
Нижний температурный предел для диатомовых	°С	22,0
Температурный множитель температуры (первый) для синезеленых видов водорослей	-	0,3
Температурный множитель температуры (первый) для прочих видов водорослей	-	0,2

Таблица 7.1. Продолжение

Температурный множитель температуры (первый) для диатомовых видов водорослей	-	0,1
Температурный множитель температуры (второй) для синезеленых видов водорослей	-	0,98
Температурный множитель температуры (второй) для прочих видов водорослей	-	0,98
Температурный множитель температуры (второй) для диатомовых видов водорослей	-	0,98
Температурный множитель температуры (третий) для синезеленых видов водорослей	-	0,98
Температурный множитель температуры (третий) для прочих видов водорослей	-	0,98
Температурный множитель температуры (третий) для диатомовых видов водорослей	-	0,98
Температурный множитель температуры (четвертый) для синезеленых видов водорослей	-	0,3
Температурный множитель температуры (четвертый) для прочих видов водорослей	-	0,2
Температурный множитель температуры (четвертый) для диатомовых видов водорослей	-	0,1
Максимум валовой продукционной скорости синезеленых водорослей	1/сут	1,5
Максимум валовой продукционной скорости прочих водорослей	1/сут	1,4
Максимум валовой продукционной скорости диатомовых водорослей	1/сут	2,5
Максимум скорости дыхания в темноте синезеленых	1/сут	0,14

Таблица 7.1. Продолжение

Максимум скорости дыхания в темноте прочих	1/сут	0,14
Максимум скорости дыхания в темноте диатомовых	1/сут	0,28
Максимум скорости экскреции синезеленых водорослей	1/сут	0,05
Максимум скорости экскреции прочих водорослей	1/сут	0,04
Максимум скорости экскреции диатомовых водорослей	1/сут	0,04
Максимум скорости естественной смертности синезеленых водорослей	1/сут	0,07
Максимум скорости естественной смертности прочих водорослей	1/сут	0,06
Максимум скорости естественной смертности диатомовых водорослей	1/сут	0,09
Скорость осаднения синезеленых	м/сут	0,05
Скорость осаднения прочих видов фитопланктона	м/сут	0,35
Скорость осаднения диатомовых	м/сут	0,45
Стехиометрические соотношения		
Стехиометрический эквивалент между ОВ и фосфором	-	0,004
Стехиометрический эквивалент между ОВ и азотом	-	0,05
Стехиометрический эквивалент между ОВ и углеродом	-	0,46
Стехиометрический эквивалент между ОВ и кремнием	-	0,01
Стехиометрический эквивалент для продукции кислорода при фотосинтезе	-	1,4

Таблица 7.1. Продолжение

Стехиометрическое соотношение для кислорода при биологическом дыхании	-	1,1
Стехиометрическое соотношение для кислорода при разложении детрита и органических седиментов	-	1,6
Стехиометрическое соотношение для кислорода при разложении ОВ	-	1,4
Стехиометрическое соотношение для кислорода при окислении восстановленного железа	-	0,14
Стехиометрическое соотношение для кислорода при восстановлении марганца	-	0,15
Стехиометрическое соотношение для кислорода при окислении аммиака	-	2,57
Стехиометрическое соотношение для кислорода при окислении сульфида	-	2,0
Доля биомассы водорослей, погибших естественной смертностью, превратившаяся в детрит		0,28
Минеральная взвесь и донные отложения		
Скорость седиментации минеральной взвеси	м/сут	0,05
Скорость седиментации минеральной взвеси весеннего половодья	м/сут	0,30
Скорость разложения седиментов	1/сут	0,018
Толщина биохимически активных седиментов	м	0,05
Скорость осаждения для окисленных частиц четырехвалентного марганца	м/сут	0,34

Таблица 7.1. Продолжение

Скорость осаждения для окисленных частиц трехвалентного железа		0,34
Скорость, с которой фосфор выходит из седиментов при анаэробных условиях	г/(м ² сут)	0,021
Концентрация кислорода в воде, при которой начинаются анаэробные процессы	г/м ³	0,50
Органическое вещество		
Нижний температурный предел для разложения ОВ	°С	0,0
Нижний оптимум температуры для разложения ОВ	°С	18,0
Температурный множитель для ОВ (первый)	-	0,10
Температурный множитель температуры ОВ (второй)	-	0,98
Скорость разложения нестойкого ОВ до минеральной составляющей	1/сут	2,0
Скорость разложения нестойкого ОВ до стойкого ОВ	1/сут	32,0
Скорость разложения стойкого ОВ до минеральной составляющей	1/сут	0,08
Фосфор		
Максимальное количество фосфора, адсорбируемого твердыми частицами	$\frac{\text{гР}}{\text{м}^3}$ г тв.т./м ³	0,007
Адсорбционный коэффициент Ленгмюра для фосфора	м ³ /г	35,0
Скорость, с которой фосфор выходит из седиментов при анаэробных условиях	г/(м ² сут)	0,021

7.2. Моделирование режима фосфора и растворенного кислорода в водохранилищах

Режиму соединений фосфора в водоемах лимнологами уделяется особое внимание, поскольку этот элемент в большинстве случаев оказывается лимитирующим процессом эвтрофирования водоемов [Савенко В., Савенко А., 2007]. Особенно сложен характер превращений фосфора в стратифицированных водоемах. Расслоение в периоды стагнации водной массы на слои эпилимниона и гипolimниона обуславливает существенные различия в направленности и интенсивности процессов трансформации фосфора в них. Для изучения режима фосфора в водохранилищах – источниках водоснабжения г.Москвы нами использован фосфорный блок описанной выше гидрологической модели водохранилища.

7.2.1. Верификация расчетов содержания минерального фосфора в водохранилищах

Расчеты концентраций фосфатов проводились для наиболее обеспеченного информацией о гидрометеорологическом режиме – Можайского водохранилища. В результате расчетов получены распределение фосфатов в продольно-вертикальном направлении, в котором наблюдаются максимальные градиенты концентраций фосфора. Сравнение рассчитанных концентраций минерального фосфора в приплотинном участке водохранилища с наблюдавшимися по гидрохимическим съемкам в 1984 году концентрациями представлены на рис. 7.7

Степень доверия к результатам модельного расчета определяется валидацией математической модели [Йоргенсен, 1985].

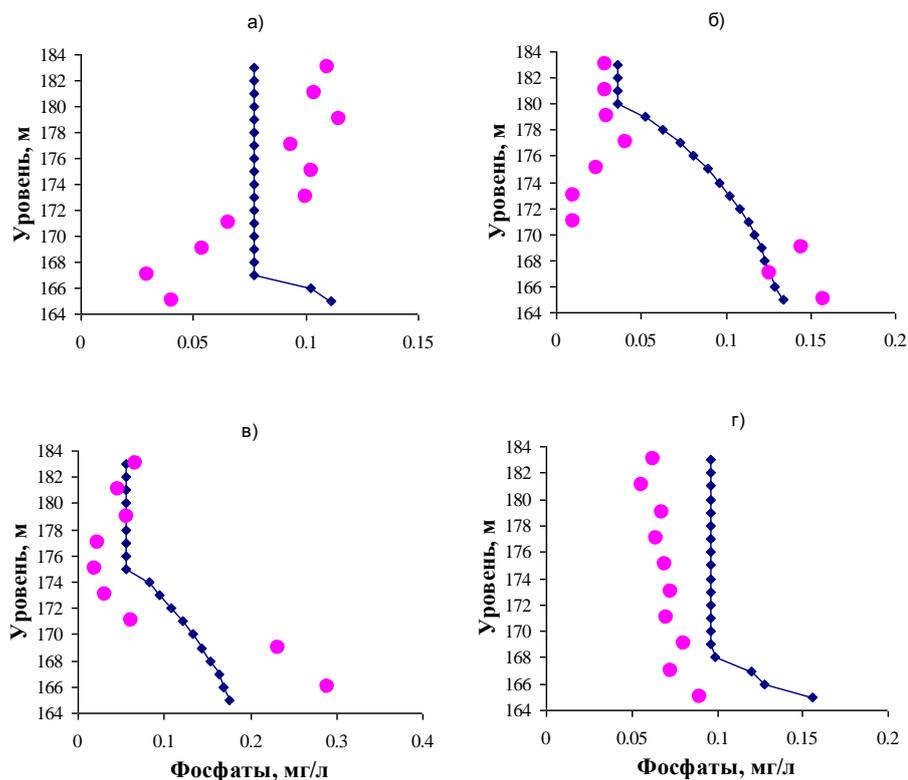


Рисунок 7.7 – Рассчитанные (линии) и измеренные (точки) в гидрохимических съемках концентрации растворенного минерального и общего фосфора в приплотинном участке Можайского водохранилища 27.04 (а), 24.07 (б), 21.08 (в) и 1.10 (г) 1984 .

В качестве критериев адекватности модели используются различные индексы, учитывающие отклонения между наблюдаемыми и рассчитанными по модели значениями переменных. Один из наиболее распространенных критериев – критерий Тэйла имеет вид [Theil, 1971]:

$$T = \frac{\sqrt{\sum_{i=1}^n (X_{\text{obs}} - X_{\text{sim}})^2}}{\sqrt{\sum_{i=1}^n X_{\text{obs}}^2 + \sum_{i=1}^n X_{\text{sim}}^2}}, \quad (7.16)$$

где X_{obs} , X_{sim} - наблюдаемые и расчетные значения переменной, n - количество измерений экспериментальных данных.

Из формулы видно, что T изменяется от 0 до 1 и равно 0 при полном совпадении модельных и наблюдаемых значений. Считается, что результаты моделирования удовлетворительны при T меньше 0.4.

Для валидации фосфорной модели использовались данные детальных гидролого-гидрохимических съемок водохранилища, выполненных в 1984 году. Полученный материал наблюдений сопоставлялся с данными расчетов концентраций фосфатов за этот год в 19-ти отсеках водохранилища. Критерий Тэйла рассчитывался для отдельных съемок и по отдельным станциям, расположенным в расчетных отсеках 2, 4, 8, 13 и 18 (рис.7.8)

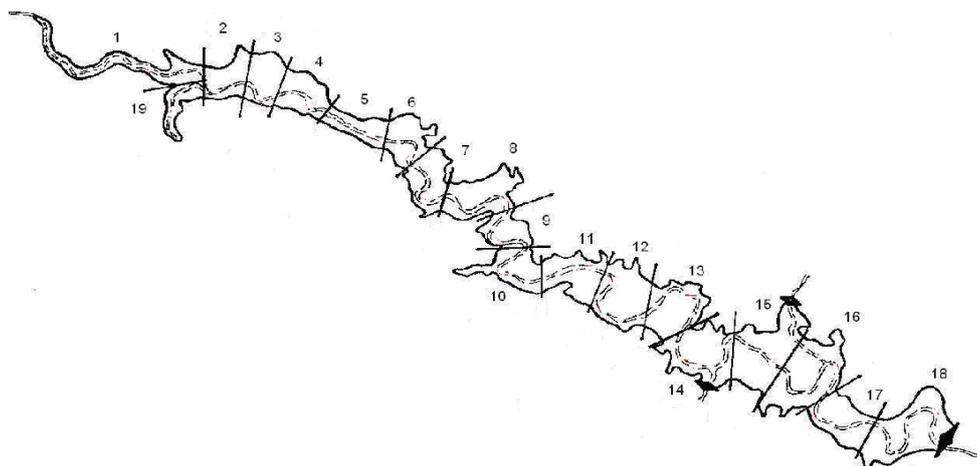


Рисунок 7.8 – Границы и номера расчетных отсеков в Можайском водохранилище.

Результаты расчета критерия Тэйла представлены графически по датам съемок (рис.7.9) и по отдельным станциям (рис.7.10).

Минимальные значения критерия Тэйла характерны для апреля, когда для расчетов были использованы граничные условия в виде ежедневно наблюдаемых значений концентраций фосфатов в трех основных притоках

водохранилища в период половодья. Сложность описания биологических переменных проявилась в снижении адекватности описания распределения фосфора в водохранилище в вегетационный период при цветении водохранилища диатомовыми водорослями (май) и синезелеными водорослями (июль, август). В осенних и зимних съемках значение критерия Тэйла вновь снижается [Даценко и др., 2012].

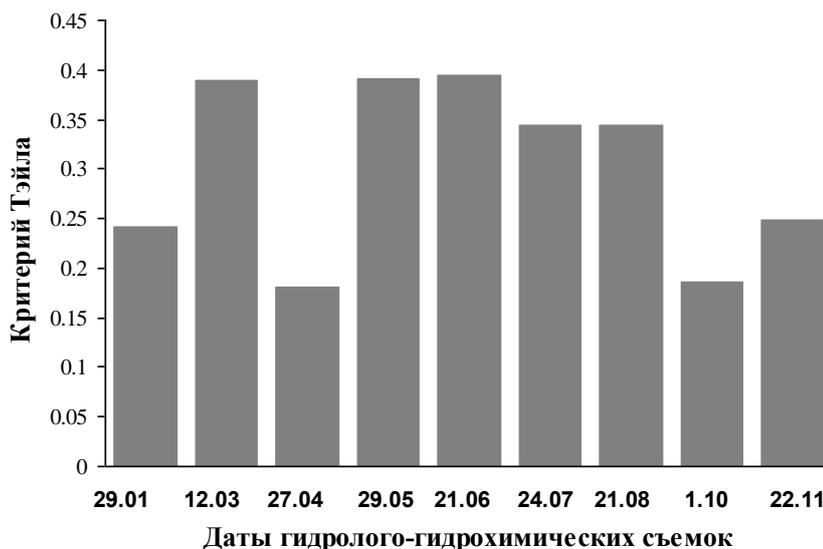


Рисунок 7.9 – Значение критерия Тэйла по данным гидролого-гидрохимических съемок Можайского водохранилища в 1984 году.

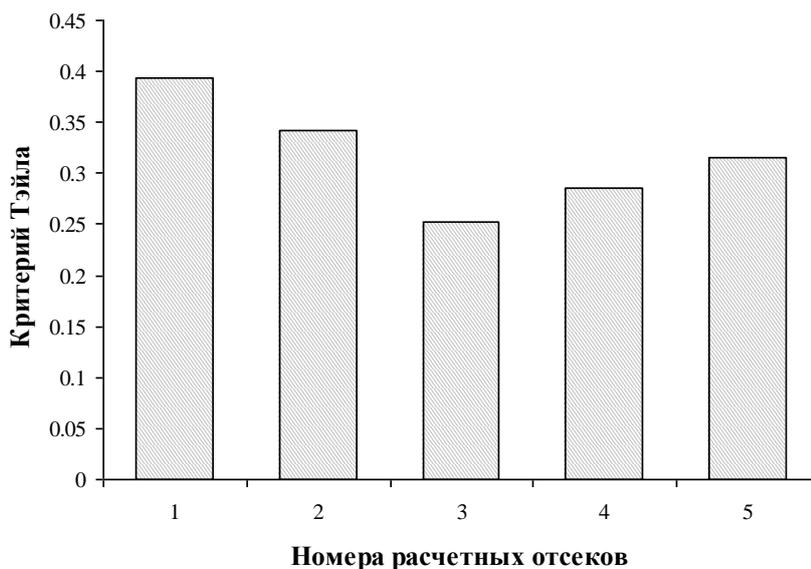


Рисунок 7.10 - Значения критерия Тэйла на отдельных станциях наблюдений.

В продольном направлении водохранилища наименее адекватно рассчитываются концентрации фосфатов на самой верхней и приплотинной станции. В первом случае на результаты расчетов влияет низкая точность задания притока (ежедневно приток контролировался только в половодье), во втором – сложность расчета внутренней нагрузки, которая для формирования поля концентраций фосфатов в этом отсеке имеет большое значение.

Общие осредненные значения критерия Тэйла по Можайскому водохранилищу в течение всего года свидетельствуют о возможности адекватно описывать режим одной из самых сложных переменных, определяющей особенности продукционно-деструкционных процессов в экосистеме водохранилища.

7.2.2. Расчет изменений структуры баланса фосфора в водохранилищах

Модельные расчеты предоставляют возможность проанализировать особенности круговорота фосфора в водохранилищах различного типа, входящих в системы водоснабжения г.Москвы. Расчеты проведены для 4-х водохранилищ – Иваньковское водохранилище Волжской системы, Вазузское, Истринское и Можайское Москворецко-Вазузской системы по фактическим данным среднего по водности 1984 года. Уравнение баланса фосфора водохранилищ в нашем имитационном расчете выглядит следующим образом:

$$VP_R + VP_B + VP_{REG} - VP_{SED} - VP_{GES} - VP_K = VP_W, \quad (7.17)$$

где VP_R – поступление фосфора по рекам, имеющим данные гидрометрических наблюдений; VP_B – поступление фосфора по остальным рекам и с бокового водосбора; VP_{REG} – регенерация фосфора из донных отложений; VP_{SED} – седиментация фосфора; VP_{GES} – сброс в нижний бьеф через водоводы гидроузла; VP_K – удаление фосфора с водозабором в канал для Вазузского и Иваньковского водохранилищ); VP_W – увеличение или

уменьшение массы фосфора в воде водохранилища [Даценко, Пуклаков, 2009].

Характер внутригодового изменения модуля стока фосфатов с водосборов водохранилищ в 1984 году показан на рис. 7.11. Из этой диаграммы видно, что режим поступления фосфатов с водосбора в водохранилища Москворецко-Вазузской системы вследствие сходства физико-географических условий формирования на них речного стока практически идентичен – явный максимум поступления в период половодья и низкие значения притока в меженный период. В Ивановском водохранилище поступление фосфора в течение года более равномерно, хотя максимальная фосфорная нагрузка также приходится на время весеннего половодья и летне-осенних паводков, а минимальная – на время летней и зимней межени

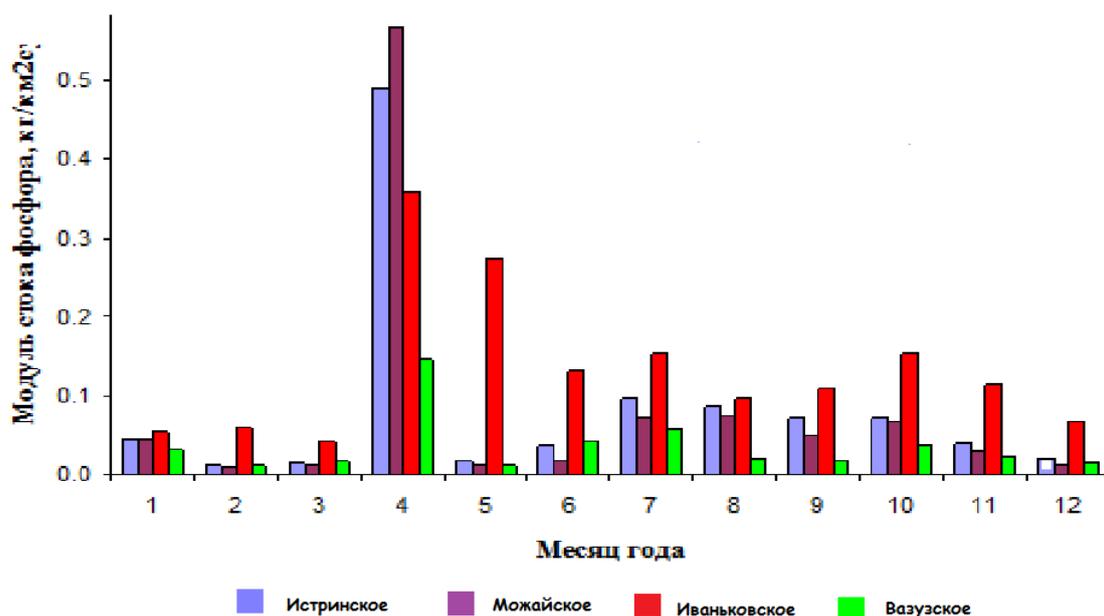


Рисунок 7.11 – Среднемесячные значения модуля стока фосфатов с водосборов водохранилищ

Вынос фосфора за пределы водохранилищ режимом сбросов воды в нижний бьеф, интенсивностью водообмена и особенностями селективного

поступления воды в водозаборные отверстия гидроузла и водозаборов. В 1984 г. минимальный сброс фосфора наблюдался в московских водохранилищах, осуществляющих многолетнее регулирование стока, в апреле-мае, когда происходит наполнение водохранилищ. В этот же период сброс фосфора в нижний бьеф Ивановского и Вазузского водохранилищ максимален в результате транзитного сброса в нижний бьеф богатых фосфором вод половодья. Высокий уровень сброса фосфора характерен для московских водохранилищ и Вазузского водохранилища в летний период, а в Можайском водохранилище и зимой, в то время как в Ивановском водохранилище сброс резко уменьшается. Различия во внутригодовой структуре сброса обусловлены почти исключительно режимом регулирования стока – сезонным в Ивановском и многолетним в московских водохранилищах (рис. 7.12).

Средняя интенсивность поступления фосфора из внутриводоемных источников (регенерация фосфора) в московских и Вазузском во всех водохранилищах изменялась почти одинаково. Ее максимальные значения приходятся на летний период и связаны с установлением термической и оксигенной стратификации вод на большей части водоема. Некоторую роль в усилении регенерации фосфора может играть затопление мелководий в периоды резкого подъема уровня после паводков. Средняя интенсивность поступления фосфора из внутриводоемных источников (регенерация фосфора), рассчитанная по модели в Ивановском водохранилище оказалась в 2 раза выше, чем в подмосковных водохранилищах. ($11,0 \text{ кг/км}^2\text{сут}$ против $5,5 \text{ кг/км}^2\text{сут}$ в Можайском водохранилище), что можно объяснить большей загрязненностью донных отложений Ивановского водохранилища, накопившихся за время его эксплуатации с 1937 года.

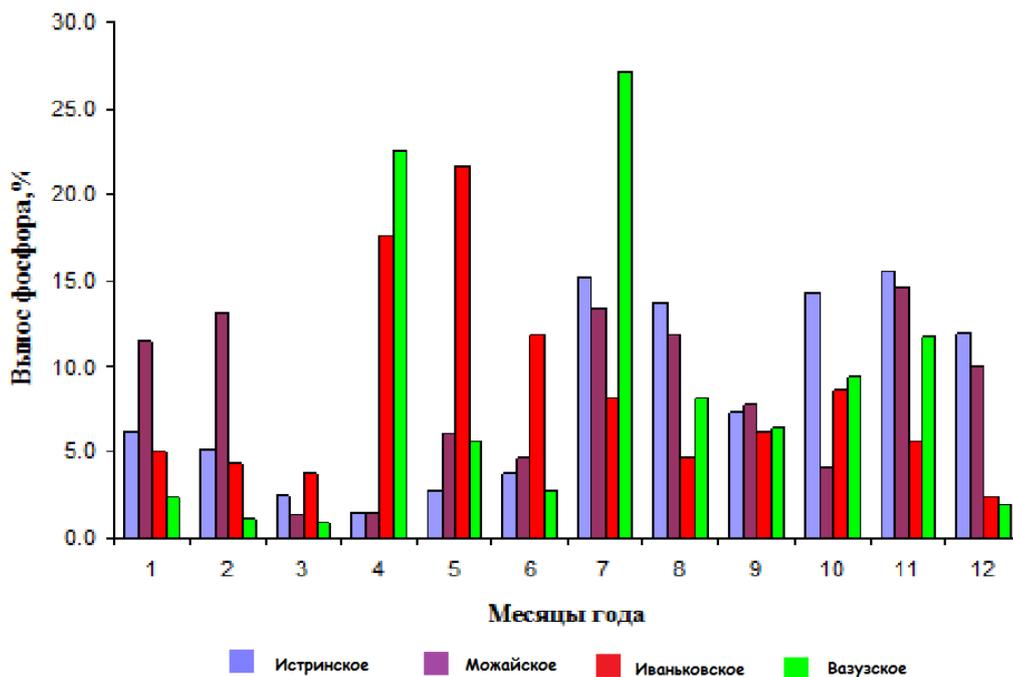


Рисунок 7.12 – Внутригодовое распределение выноса общего фосфора за пределы водохранилищ в 1984 году (в % от годового выноса).

Обращает на себя внимание большая интенсивность регенерации в мае, после весеннего заполнения Иваньковского водохранилища, значительно превышающая регенерацию фосфора в это же время в подмосковных водохранилищах (рис.7.13). Возможно, это связано со значительно большим увеличением площади дна Иваньковского в результате весеннего затопления в 1984 году и включения накопившегося там с осени органического вещества в круговорот общего фосфора в водоеме по сравнению с Можайским и Истринским водохранилищами. Площадь Иваньковского водохранилища увеличилась в этом году в результате весеннего заполнения более чем в 2,5 раза, а в подмосковных водохранилищах всего лишь на 40-45%.

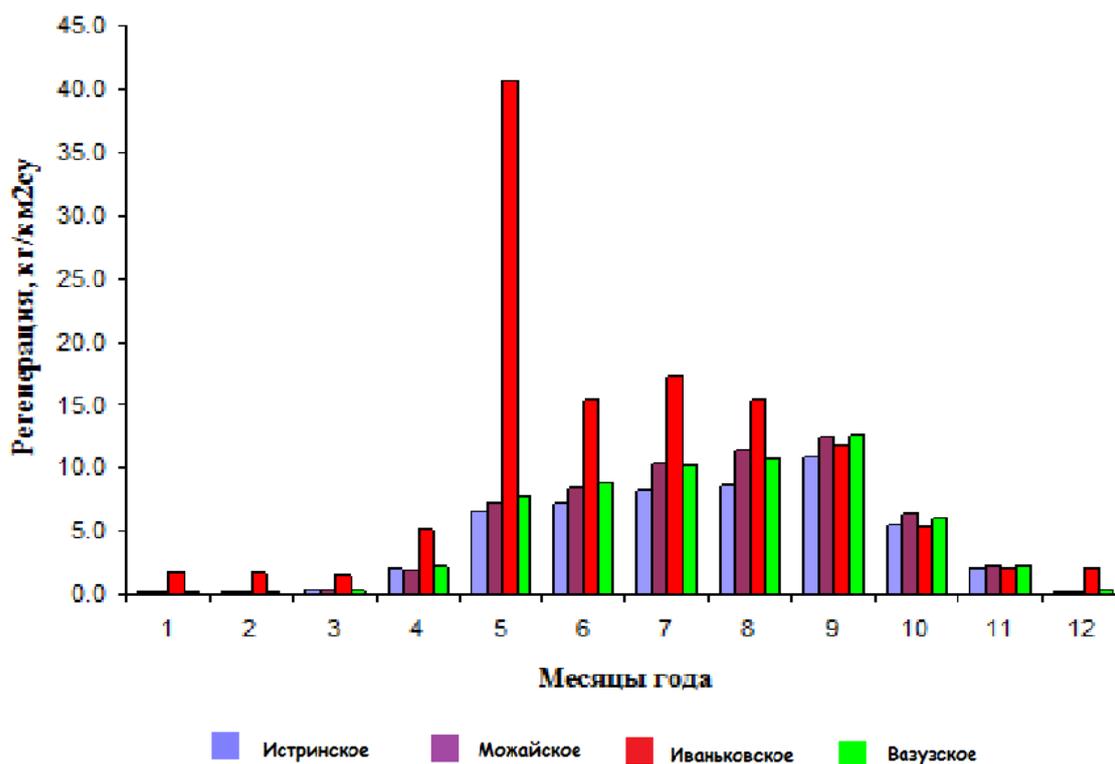


Рисунок 7.13 – Интенсивность выноса из донных отложений общего фосфора в Истринском, Можайском, Ивановском и Вазузском водохранилищах в 1984 году.

В приходной части годового баланса фосфора доля регенерации в Вазузском и московских водохранилищах колеблется в пределах 50-55%, в Ивановском – эта составляющая баланса существенно меньше – 31%. Суммарная фосфорная нагрузка на Ивановское водохранилище в результате притока фосфора с водосбора и его регенерации из донных отложений в 1984 году была в 6 раз выше, чем на Можайское и Истринское и Вазузское водохранилища и составила, соответственно, 3151 мг/м³, 520 мг/м³, 528 мг/м³ и 579 мг/м³ в год.

Модельная оценка интенсивности удаления общего фосфора из водной массы водохранилища путем седиментации фосфора показала, что в Ивановском водохранилище в 1984 г. она была в среднем за год на 50% больше, чем в Можайском (12,0 и 8,0 кг/км²сут, соответственно). Максимум седиментации приходится на летний период с пиком в июне месяце

(рис.7.14), а в подмосковных водохранилищах – на весну с пиком в мае, т.е. сразу после весеннего наполнения водоемов. В целом, роль седиментационных процессов в расходной части баланса фосфора Иваньковского водохранилища в 2 раза меньше, чем в водохранилищах Москворецкой системы и Вазузском водохранилище. В Иваньковском на седиментацию приходится лишь 42% суммарного годового расхода фосфора, тогда как в Можайском водохранилище – 84%, а в Истринском – 85%. В Вазузском водохранилище в 1984 г. седиментация фосфора была практически идентична таковой в Истринском водохранилище (в среднем 6,2 кг/км²сут). В то же время, роль седиментационных процессов в расходной части баланса фосфора Вазузского водохранилища на 25% меньше, чем в москворецких водохранилищах.

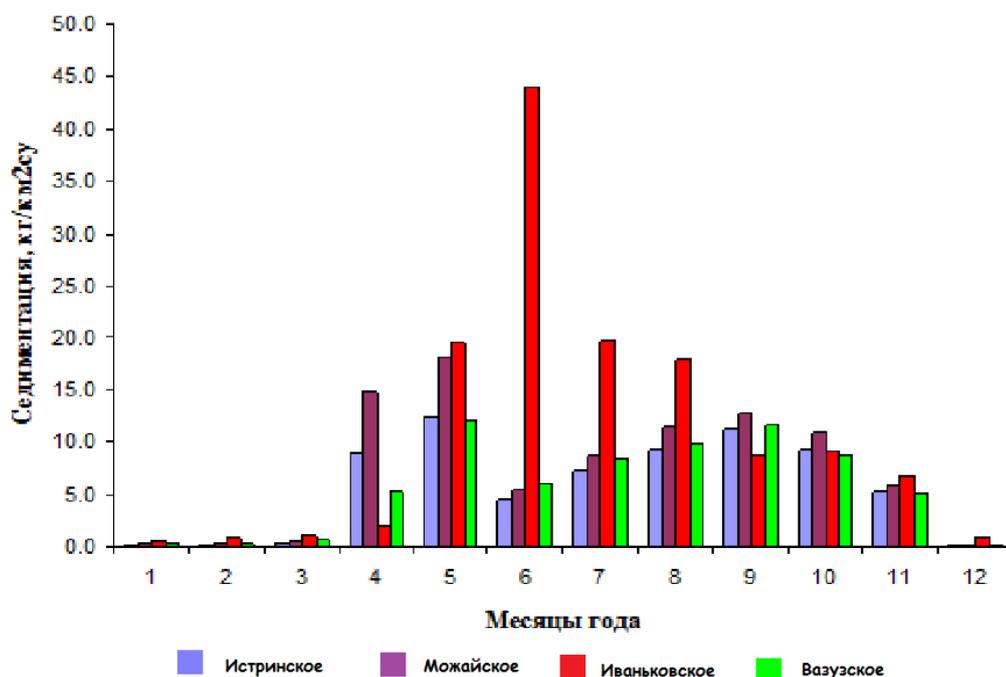


Рисунок 7.14 – Интенсивность седиментации общего фосфора в Истринском, Можайском, Иваньковском и Вазузском водохранилищах в 1984 г.

На рис.7.15 представлен характер изменений среднемесячной концентрации общего фосфора в водохранилищах в 1984 году.

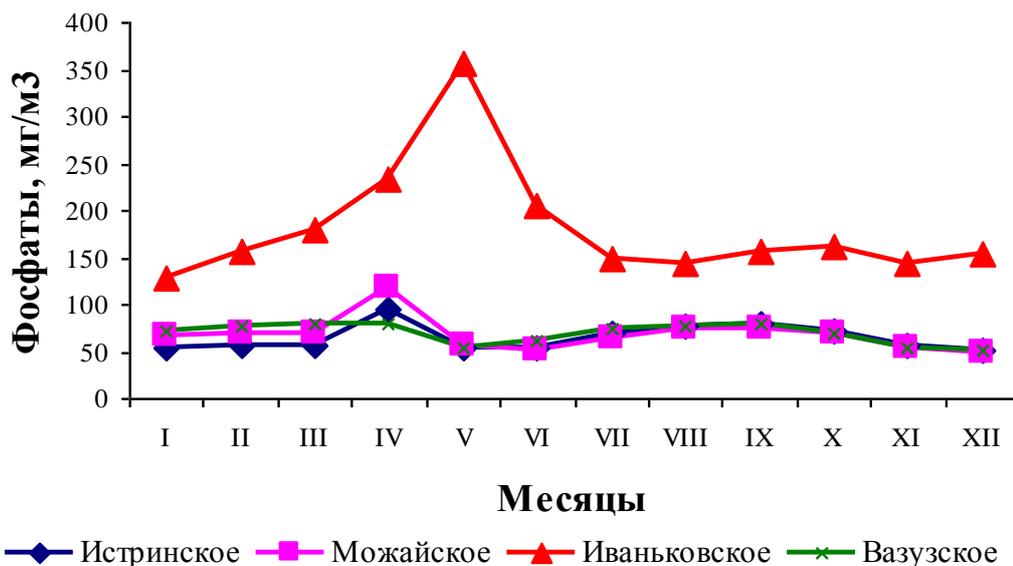


Рисунок 7.15 – Концентрация общего фосфора в водохранилищах в 1984 году

Ход внутригодовых изменений концентрации общего фосфора в водохранилищах очень близок. Максимальные концентрации фосфора наблюдаются в период поступления в водоемы вод весеннего половодья (в апреле на Можайском, Истринском и Вазузском и в мае на Ивановском водохранилищах), а минимальные – в период «чистой воды» после окончания половодья и в зимние месяцы. Причем в Ивановском водохранилище зимнее снижение концентрации фосфора менее ярко выражено, по-видимому, в результате загрязнения зимнего стока рек промышленными сбросами. Минимум приходится на ноябрь, а затем в течение зимы отмечается стабильный рост концентрации фосфора в водохранилище. Поскольку концентрация фосфора в Ивановском водохранилище в течение всего года заметно выше его содержания в водохранилищах Москворецкой системы, то ясно, и в нем фосфор не являлся лимитирующим элементом в течение всего 1984 года. В Вазузском водохранилище концентрации фосфатов в январе-марте заметно выше, чем в Истринском и Можайском водохранилищах. По-видимому, из-за влияния загрязнения зимних речных вод р.Гжати и р.Вазузы промышленными и коммунальными стоками

г.Гагарина и п.Сычевка. Минимальное значение среднемесячной концентрации приходится на декабрь, а затем в течение зимы в водохранилище отмечается ее стабильный рост.

Несмотря на то, что по всем рассмотренным выше параметрам Вазузское водохранилище очень близко к подмосковным водоемам, а его годовой водообмен в 1984 году, равный 2,85, всего лишь в 2–2,5 раза выше их водообмена, коэффициент удержания фосфатов в нем оказался неожиданно низким – всего 8%, т.е. таким же, как и у Иваньковского водохранилища.

Для обоих этих водохранилищ коэффициент удержания оценивался как отношение разности притока и стока фосфора, включая и его удаление с водозабором в Москворецкую систему к общему притоку фосфора. Расчеты показывают, что в Иваньковском водохранилище в нижний бьеф было сброшено 72% всего фосфора, поступившего в водоем с водосбора, и 20% поступило в канал им.Москвы. В Вазузском водохранилище аналогичные значения составили, соответственно, 67 и 25%. Если считать удержание оценкой снижения поступления фосфора в нижний бьеф гидроузла после прохождения речного стока через водохранилище, без учета водозабора, то его величина для Иваньковского водохранилища будет составлять 28%, а для Вазузского – 33% (рис.7.16).

На удаление фосфора из водохранилища влияет место расположения водозабора. В Иваньковском водохранилище водозабор расположен в приплотинной части водоема, а в Вазузском – в верховьях одного из его рукавов. В 1984 г. соотношение забранной из Иваньковского водохранилища воды распределялось следующим образом: 23% – в канал им. Москвы и 77% в нижний бьеф гидроузла, а соотношение удаленного с водой фосфора было следующим 21% – в канал и 79% в нижний бьеф.

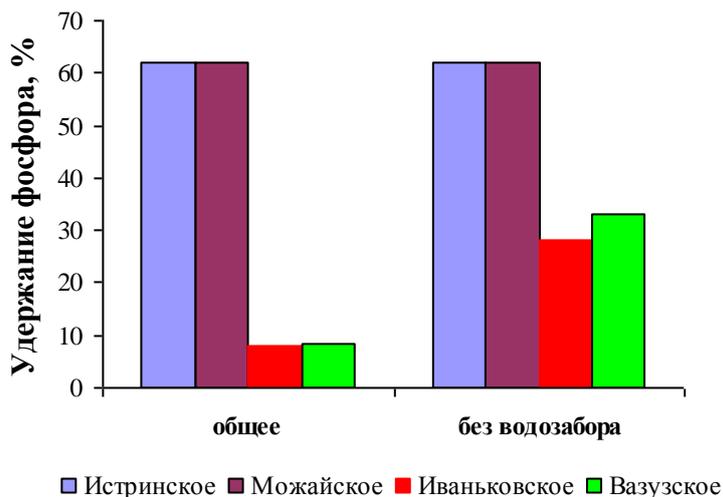


Рисунок 7.16 – Оценка удержания фосфора в водохранилищах в 1984 году.

В Вазузском водохранилище эти соотношения были, соответственно, по воде – 18% в водозаборный канал и 82% в нижний бьеф, а по фосфору – 27% – в водозаборный канал и 73% в нижний бьеф. Несмотря на меньшую долю забираемой в водозаборный канал воды, доля поступления в него фосфора в Вазузском водохранилище была больше на 7%.

Анализ модельной имитации режима и баланса общего фосфора в Иваньковском водохранилище и слабопроточных Можайском, Истринском и Вазузском водохранилищах показал, что характер режима содержания фосфора, основные черты которого определяются гидрометеорологическими факторами, близок во всех водоемах. Географическая близость расположения водосборов водохранилищ определяет сходство режима притока с них фосфора. Тем не менее, различия в размерах водосборов, их антропогенной освоенности, особенностях морфометрии и интенсивности водообмена оказывают влияние на структуру баланса фосфора водоемов. Так, в результате большей хозяйственной освоенности водосбора, фосфорная нагрузка на Иваньковское водохранилище намного превышает аналогичную нагрузку на подмосковные водохранилища (годовая нагрузка, отнесенная к объему водохранилища – в 9 раз, к его площади водной поверхности – в 4

раза). Следствием этого является также двухкратное превышение интенсивности регенерации фосфора в Иваньковском водохранилище и ее резкий рост после весеннего затопления больших площадей прибрежной полосы. Большие размеры водосбора водохранилища, его большая заболоченность и зарегулированность стока воды определяют более сглаженный ход поступления фосфора в водоем. Сезонный характер регулирования водохранилища и большая интенсивность его водообмена приводят к тому, что более 50% фосфора, вынесенного за пределы водохранилища, поступает в нижний бьеф и канал им. Москвы в течение апреля – июня, тогда как в водохранилищах Москворецкой системы и Вазузском основной сброс фосфора идет во время межени. С высоким водообменом связан и тот факт, что роль седиментационных процессов в расходной части баланса фосфора Иваньковского водохранилища в 2 раза меньше, чем в водохранилищах Москворецкой-Вазузской системы, а коэффициент удержания фосфора в водоеме меньше в 7,5 раз.

7.2.3. Моделирование кислородного режима водохранилищ

Основная проблема при интерпретации данных о содержании кислорода в воде водоемов состоит в необходимости анализа значимости динамических и биохимических факторов, определяющих концентрацию кислорода в конкретный момент времени. В глубоких водоемах с ярко выраженной стратификацией в летний период особенности круговорота вещества и энергии существенно зависят от вертикальной неоднородности физических (плотность, температура), химических (концентрации биогенных и органических веществ) и биологических (водные организмы) компонентов экосистемы.

Задача расчета пространственно-временных изменений растворенного кислорода чрезвычайно актуальна для водохранилищ – источников водоснабжения г. Москвы. По трофическому состоянию эти водохранилища относятся к типу слабоэвтрофных водоемов, т.е. значительные сезонные

колебания концентраций кислорода в нем – явление обычное. Кислородный режим водохранилищ анализируется нами по результатам расчета концентраций растворенного кислорода в кислородном блоке гидрологической модели водохранилищ.

Параметризация процессов выделения кислорода в процессе фотосинтеза проводилась по фитопланктонному блоку модели, обмен с атмосферой по эмпирической связи со скоростью ветра, потребление кислорода органическим веществом по кинетическим уравнениям разложения [CE-QUAL-R1, 1982]. На первом этапе расчетов проводился подбор коэффициентов кислородного блока. Для этого использовались рекомендуемые в [Jorgensen, 1979] значения коэффициентов, которые затем корректировались по результатам первичной верификации модели.

Максимальные градиенты кислорода в водохранилищах располагаются горизонтально, поэтому толщина гипolimниона плавно увеличивается к плотине. В зависимости от синоптических условий положение термоклина и оксиклина, также как и градиенты в них постоянно колеблются. На рис. 7.17 приведен пример распределения растворенного кислорода в вертикально-продольной плоскости Можайского водохранилища в летний период аномально многоводного 1998 г.

Рассчитанные сезонные изменения концентраций растворенного кислорода иллюстрируют закономерные режимные изменения этого показателя. Пример этих изменений в центральной (13 отсек модели) и приплотинной части (18 отсек) водохранилища показан на рис. 7.18.

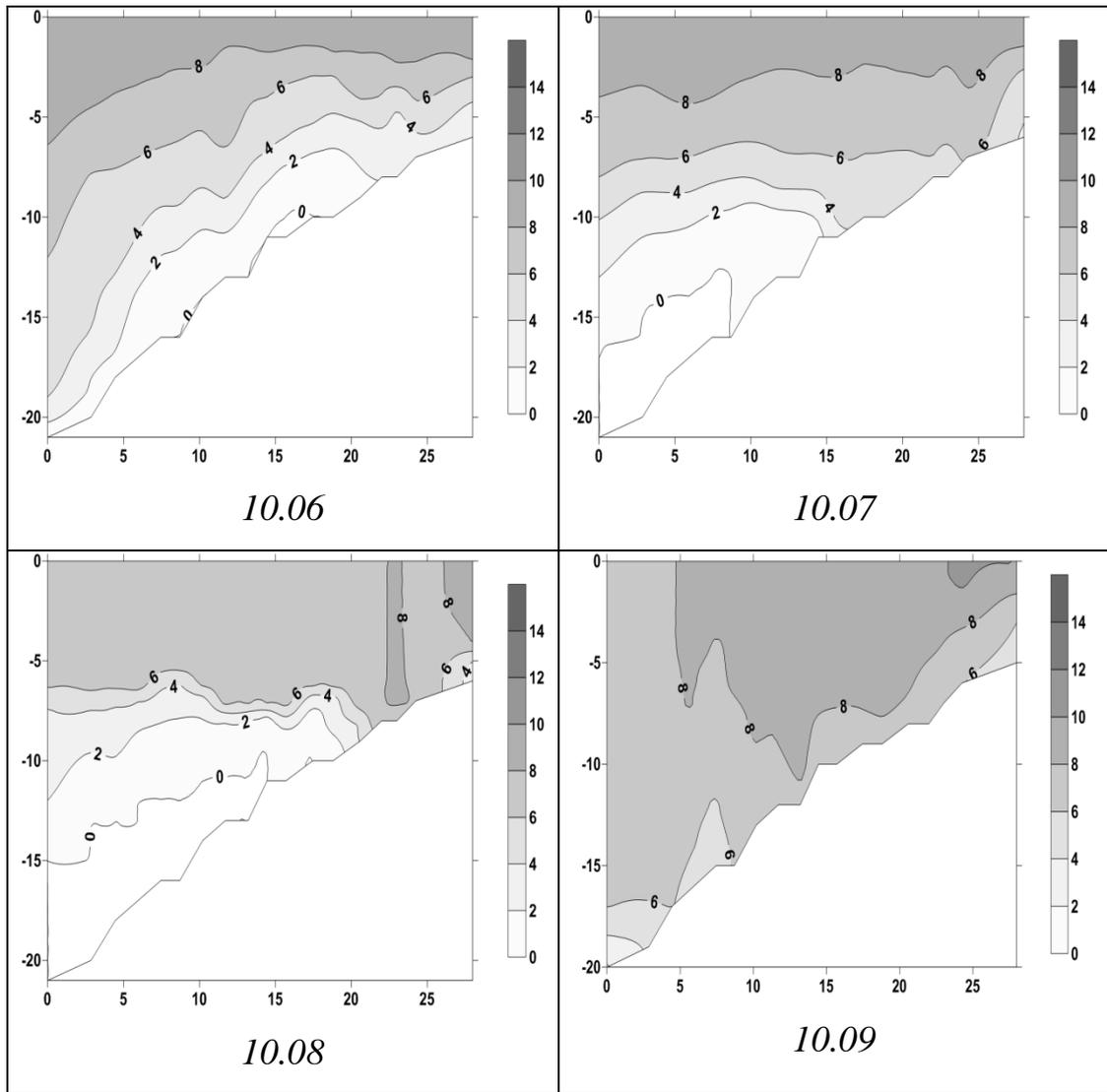
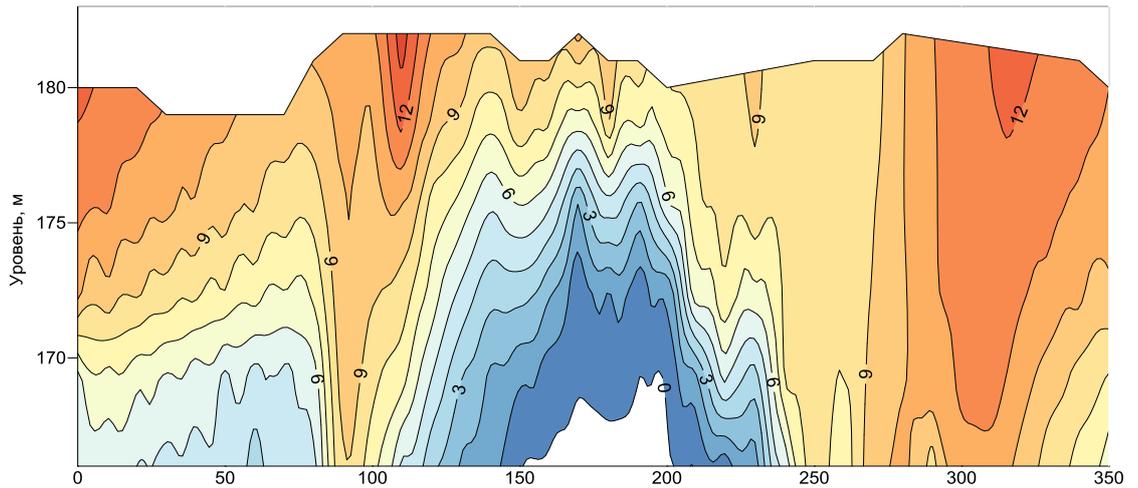


Рисунок 7.17 – Распределение растворенного кислорода в Можайском водохранилище в летний период 1998 года.

А)



Б)

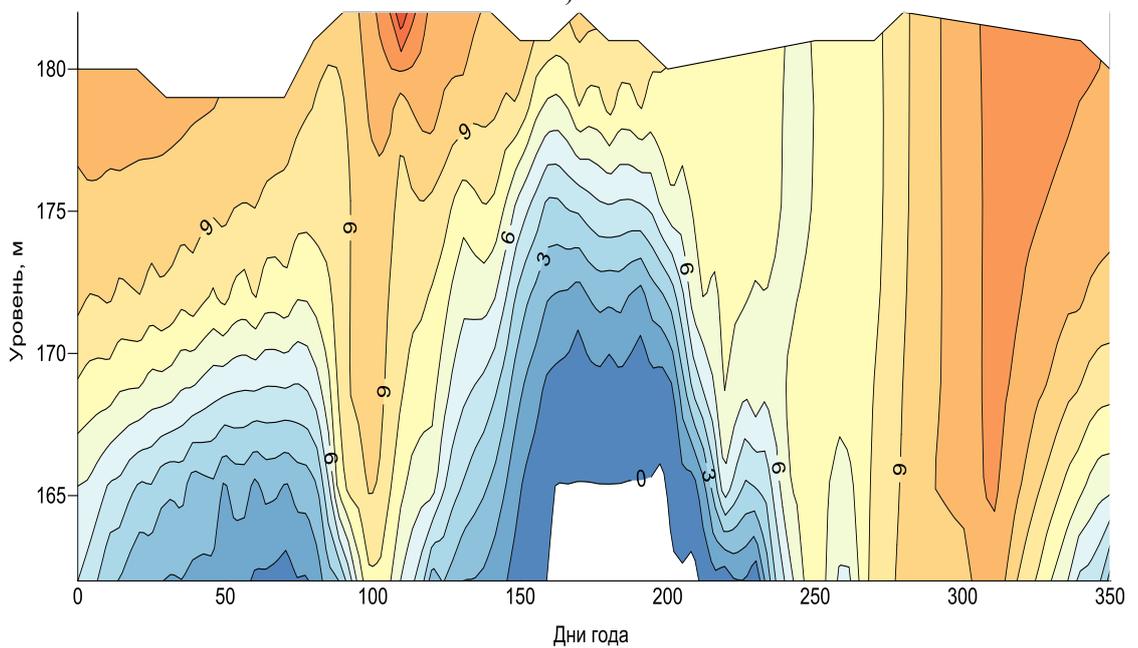


Рисунок 7.18 – Сезонные изменения концентраций растворенного кислорода в центральной (А) и прилотинной (Б) части Можайского водохранилища

Верификация кислородного блока проводилась по данным 10 гидролого-гидрохимических съемок Можайского водохранилища, выполненных в результате учащенных полевых исследований 1984 г. По результатам верификационного расчета получены среднеквадратические отклонения рассчитанных значений содержания РК от фактических для всего

периода расчета, составившие ± 2.12 мг/л, а средняя ошибка расчета – 0.61 мг/л (при длине ряда $n = 609$). Сравнение результатов расчета вертикального распределения РК с его фактическим распределением в других водохранилищах Московецкой системы также говорит о высоком качестве воспроизведения моделью кислородного режима этих водоемов (рис. 7.19).

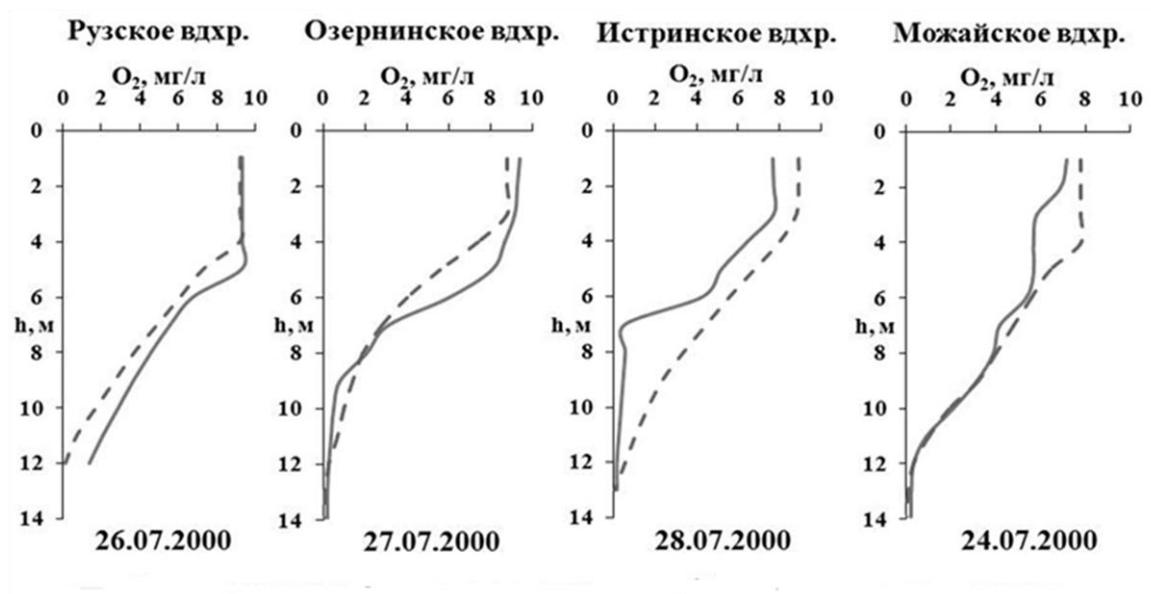


Рисунок 7.19 – Вертикальное распределение содержания растворенного кислорода в приплотинных отсеках московецких водохранилищ по данным наблюдений (сплошная линия) и моделирования (прерывистая линия).

Моделирование кислородного режима проводилось для морфологически простых Можайского и Рузского и морфологически сложных Озернинского и Истринского. Результаты модельные расчетов растворенного кислорода анализируются по данным за пятилетний период (1998-2002 гг.). Различия гидрометеорологических условий обусловило особенности наблюдаемых закономерностей пространственно-временных распределения растворенного кислорода в водохранилищах, хотя наиболее общие черты кислородного режима в водохранилище – образование и постепенное в течение лета заглубление термоклина и оксиклина, его

относительно горизонтальное положение сохраняются от года к году. Колебания уровня водохранилищ в отдельные годы и изменчивость синоптических ситуаций в течение вегетационного оказывают влияние на особенности распределения кислорода в водохранилище. В многоводные годы образование зон аноксии в придонных слоях происходит менее интенсивно вследствие слабого расслоения водной массы и небольших градиентов в слое термоклина при высоком уровне. Маловодные годы характеризуются обычно низким уровнем, высокими градиентами температуры в термоклизе, напряженными продукционно-деструкционными процессами, поэтому градиенты пространственных изменений кислорода возрастают.

7.3. Моделирование развития фитопланктона в водохранилищах

7.3.1. Факторы развития фитопланктона в водохранилищах

Ведущая роль в функционировании пресноводных экосистем принадлежит фитопланктону, за счет фотосинтеза которого создается основной запас органического вещества в водоемах. Характеристики фотосинтезирующего процесса используются при оценке биологической продуктивности водоема и его экологического состояния, трофического статуса водоема, потенциала самоочищения и качества воды. Кроме того, обильное развитие и высокая биомасса фитопланктона в источниках водоснабжения создает существенные трудности в водоподготовке на водопроводных станциях [Шушкевич и др., 2009].

Численность популяции водорослей регулируется равновесием между двумя противоположными тенденциями: потенциалом роста, внутренне присущим данной популяции, и ограничениями, накладываемыми на этот рост средой обитания. Теоретически бесконечное разнообразие абиотических и биотических элементов экосистем водоемов, определяющих их первичную продуктивность, целесообразно представить в виде иерархии факторов,

характеризующихся различной степенью опосредованности воздействия на главный элемент экосистемы – фитопланктон (рис. 7.20).

Каждый из этих факторов по-разному проявляется в конкретных водных объектах, а их сложная комбинация формирует особенности первичной продуктивности, функционирования экосистемы водоема и формирования качества воды в отдельные годы.

Факторы первого, наиболее высокого уровня зональны (ландшафт водосбора и климатические особенности территории), или аazonальны (форма ложа водохранилища и интенсивность антропогенного воздействия на водоем и его водосбор).

Комплекс факторов следующего уровня, который можно назвать водоемным, т.к. отражает особенности режима конкретного водоема, и разделяется на следующие типы:

1. Гидрологические факторы. Эти факторы связаны с процессами внешнего водообмена водоема (структура водного баланса) и определяют влияние на продукционные процессы проточности водоема и колебаний уровня в нем.

2. Гидрофизические факторы характеризуют влияние особенностей внутреннего водообмена на продукционные процессы в водоеме. Эти факторы обусловлены, главным образом, короткопериодными синоптическими воздействиями на водную массу водоема. На этом уровне рассматриваются косвенные гидрофизические факторы, опосредованно влияющие на процессы развития фитопланктона. К ним относятся, в первую очередь, влияние динамики вод на размножение клеток фитопланктона и зависимость продукционных процессов от стратификации водной толщи.

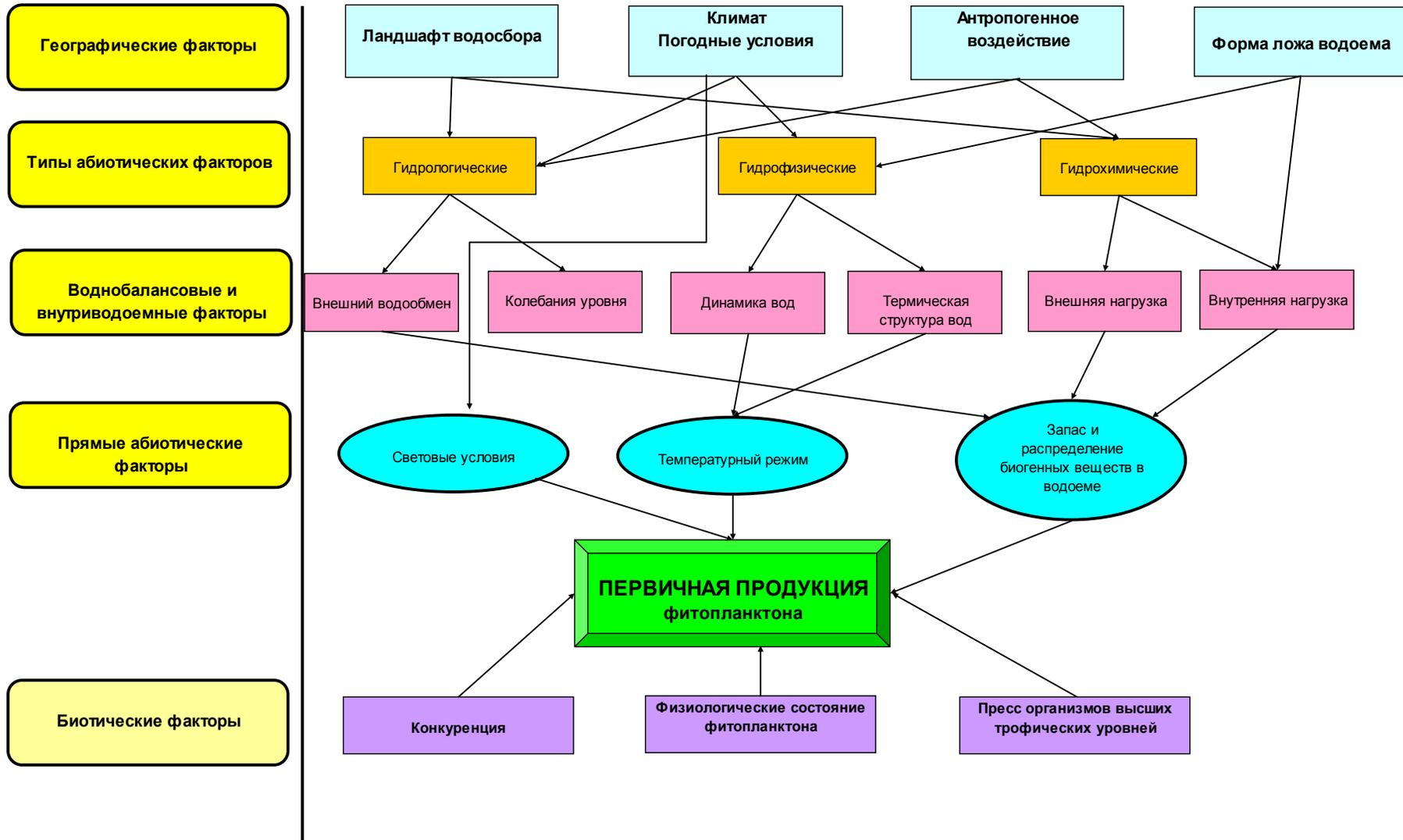


Рисунок 7.20 – Схема факторов развития фитопланктона в водоемах.

3. Гидрохимические факторы. Они относятся к процессам, определяющим формирование запаса биогенных элементов в водной массе водохранилища и пространственно-временную изменчивость их концентраций. Среди этих факторов выделяются внешние, связанные с поступлением химических веществ с водосбора, и внутренние, обусловленные наличием внутриводоемных источников химических веществ, к которым относятся, главным образом, донные отложения водоемов.

К прямым факторам продукционных процессов относятся – энергетические (свет) и субстратные (биогенные элементы). В водоемах умеренных широт летний период вегетации фитопланктона совпадает с периодом установления и развития температурной стратификации в водоеме. Механизм влияния термической стратификации на развитие фитопланктона проявляется в постоянно изменяющемся соотношении толщины фотического и перемешанного слоя воды [Бреховских, Кременецкая, 2000]. Специальными исследованиями установлено, что даже при сильной стратификации, когда вынос биогенных веществ из гипolimниона затруднен, поддержание высоких концентраций минеральных биогенов обеспечивается ночной конвекцией, при которой осуществляется обмен биогенными веществами между трофолитическими и трофогенными подслоями эпилимниона [Ершова и др., 2000]. В этот момент проявляется так называемый «малый круговорот фосфора», связанный с образованием биохемогенного кальцита [Эдельштейн и др., 2005].

7.3.2. Модельная оценка развития фитопланктона в московских водохранилищах

Гидрологическая модель водохранилищ, дополненная фитопланктонным блоком, применялась для расчета биомассы фитопланктона в водохранилищах – источниках московского водоснабжения. Для параметризации фитопланктонного блока модели данные расчетов

биомассы фитопланктона за вегетационный период (с 26.04 по 31.10) сопоставлялись с наблюдениями за фитопланктоном, которые периодически проводятся лабораторией Мосводоканала на Можайском гидроузле.

Верификация фитопланктонного блока встречает определенные трудности, связанные с отсутствием надежного материала наблюдений за распределением фитопланктона в водохранилищах. Проводимые в лабораториях Мосводоканала наблюдения за фитопланктоном водохранилищ из-за большой дискретности отбора проб могут давать только приблизительные оценки реальных биомасс фитопланктона.

Для верификации этого блока были использованы более надежные результаты наблюдений, проведенных специалистами Института биологии внутренних вод РАН на Рыбинском водохранилище в многоводный 1962 и маловодный 1964 годы [Корнева, 2000]. В этом водохранилище описание процессов внутреннего водообмена проводилось с учетом ветровых циркуляций, имеющих важное значение для динамики вод [Поддубный, 1995].

Расчеты биомассы фитопланктона сравнивались с данными, полученными в результате регулярных рейсовых наблюдений, осуществлявшихся ежегодно сотрудниками Института биологии внутренних вод РАН [Экология..., 2000]. Результаты модельных расчетов сопоставлялись с наблюдениями в отсеках водохранилища, соответствующих расположению стандартных станций съемок водохранилища по датам проведения съемок (рис. 7.21).

По всем критериям валидации моделей проведенные расчеты показали как минимум удовлетворительное соответствие рассчитанных и наблюдаемых значений, что подтверждает возможность применения модели для диагностических и прогностических исследований процессов цветения водоемов. В дальнейшем с помощью этой модели были проанализированы изменения биомассы фитопланктона в московских водохранилищах и

сценарными расчетами оценивались изменения продуктивности водохранилища в различные по гидрометеорологическим условиям годы.

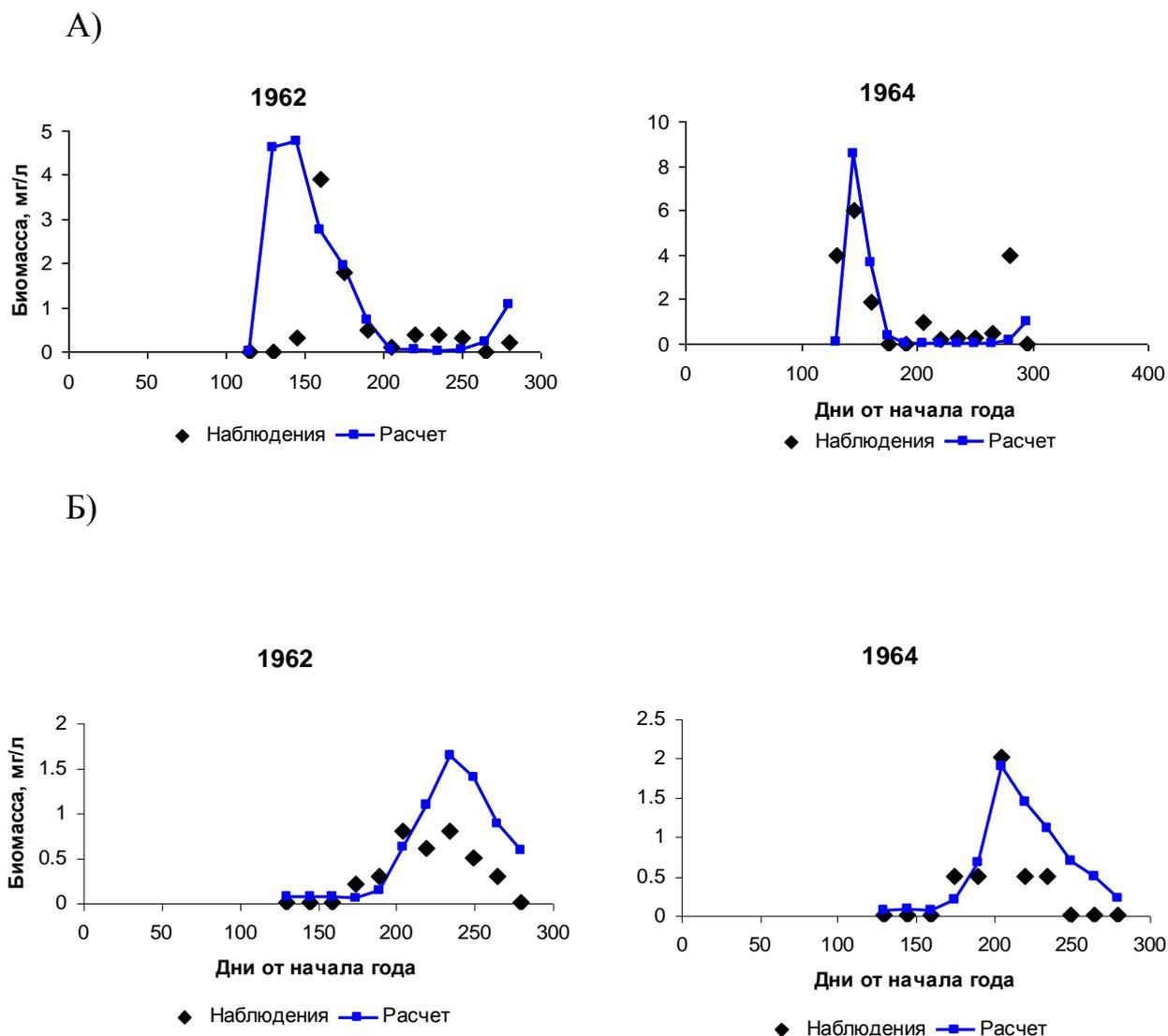


Рисунок 7.21 – Наблюдаемые и рассчитанные значения биомасс диатомовых (А) и синезеленых (Б) водорослей в Рыбинском водохранилище (1962 и 1964 годы)

На первом этапе немногочисленные и не очень надежные материалы наблюдений за фитопланктоном использовались для проверки расчетов фитопланктона в Можайском водохранилище. Биомасса диатомовых и синезеленых водорослей рассчитывалась в различные по водности годы. Пример результатов расчета за 1996 и 1997 годы приведен на рисунке 7.22

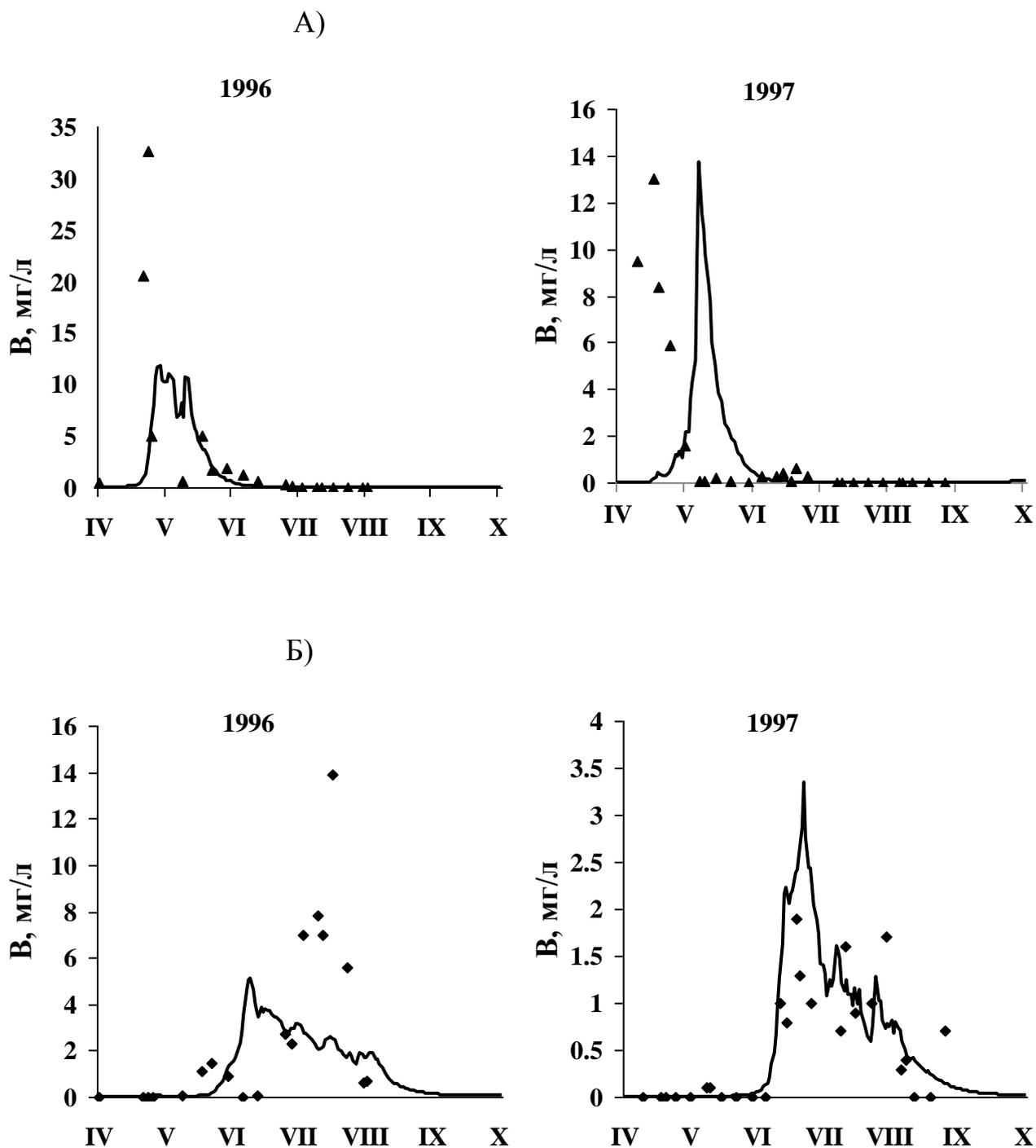


Рисунок 7.22 – Результаты расчета биомассы диатомовых (А) и синезеленых (Б) водорослей в приплотинном участке Можайского водохранилища (Линия – рассчитанные значения, точки – наблюдаемые значения)

Колебания биомассы водорослей в различные годы оказались весьма значительными. Различалась также длительность цветения обеих групп: диатомовых водорослей – от 2 недель в 1997 и 1998 гг. и до 6 недель в 2000 г., а период цветения синезеленых во все годы наблюдений и расчетов продолжался с конца июня до начала сентября.

Распределение биомассы фитопланктона в водохранилище характеризуется крайней неравномерностью и пятнистостью, которую невозможно выявить при существующем мониторинге. Для синезеленых водорослей различия в биомассе достигают нередко 5 мг/л. Они обусловлены неравномерностью полей биогенных веществ и динамическими явлениями переноса биомассы. На рис. 7.23 показаны распределение фитопланктона в различных участках водохранилища по расчетам для многоводного 1998г. Как видно, при сохранении общих закономерностей развития фитопланктона, сроки начала цветения и водохранилища и моменты достижения максимума биомасс в разных частях водохранилища существенно различаются. Эти сдвиги могут для диатомовых водорослей превышать неделю, а для синезеленых – более месяца.

Таким образом, диагностические расчеты по гидрологической модели, оснащенной блоком расчета биомассы фитопланктона могут служить эффективным инструментом для решения научных и практических задач, например при оптимизации мониторинга эвтрофирования экосистемы водохранилищ–источников водоснабжения.

Проводимые нами в июле–августе учащенные наблюдения концентрации в воде O_2 , показывают, что в водохранилище нередки периоды, когда наблюдается значительное пересыщение воды кислородом. Это свидетельство высокой интенсивности фотосинтеза подтверждает факт обильного развития фитопланктона, которое при редких (и во времени, и по пространству) наблюдениях зафиксировать трудно.

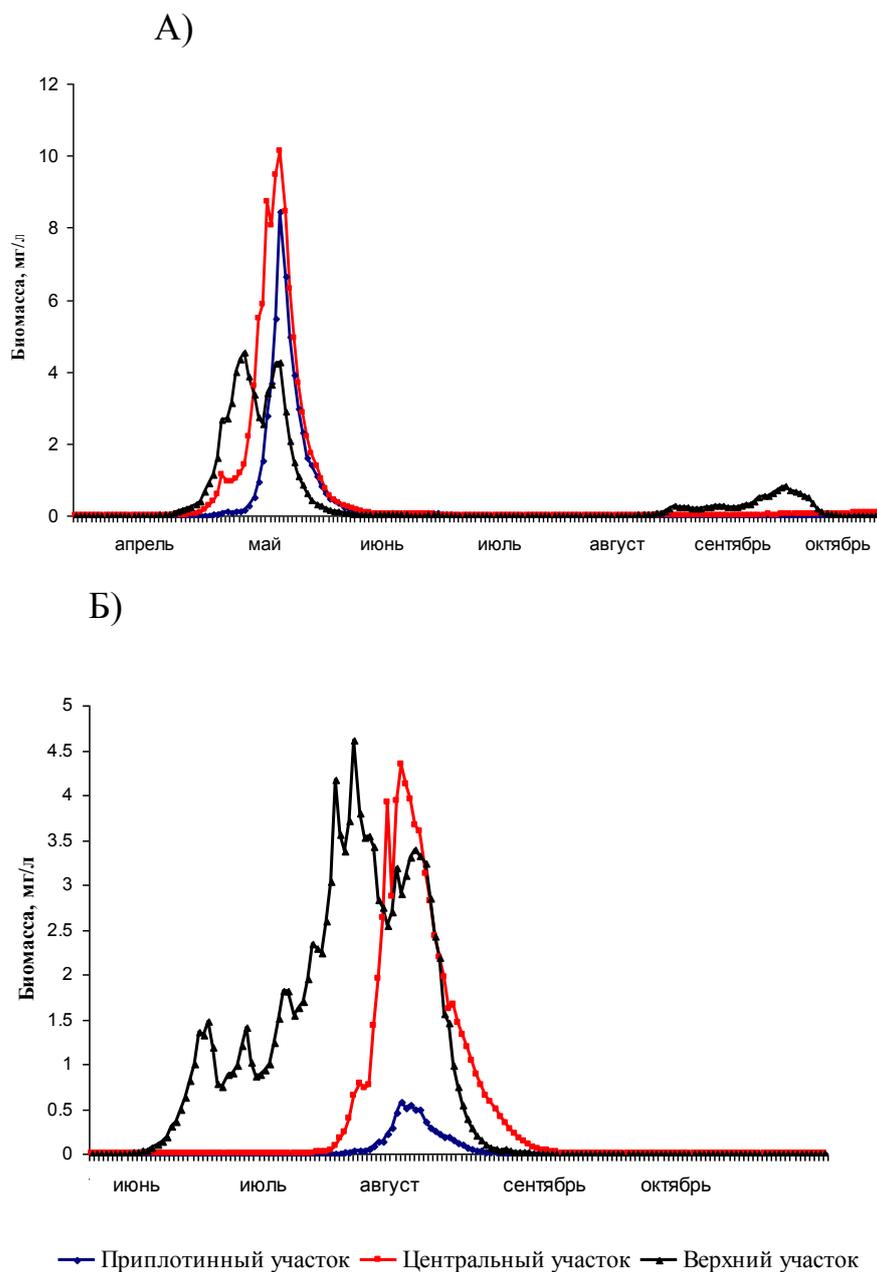


Рисунок 7.23 – Распределение биомассы диатомовых (А) и синезеленых (Б) водорослей в поверхностном слое приплотинного, центрального и верхнего участков Можайского водохранилища в 1998г

Моделирование продукционных процессов – наиболее перспективное средство анализа реакции экосистемы на экстремальные антропогенные и гидрометеорологические воздействия, которые также крайне сложно зафиксировать наблюдениями.

7.4. Прогноз развития фитопланктона в экстремальных условиях по данным сценарных расчетов

Для водохранилищ, характеризующихся исключительно большой нестационарностью гидрологического режима при регулировании речного стока и внешнего воздействия в виде непредсказуемо меняющихся синоптических условий очень важно получить количественные оценки реакции их экосистем на экстремальные воздействия. Для этого используются модельные расчеты различным сценариям, позволяющим выявить особенности отклика экосистемы на внешнее воздействие.

При анализе внутрисезонной изменчивости продуктивности фитопланктона и термодинамических условий среды, зависящих от синоптических флуктуаций, установлена связь продукционно-деструкционных процессов планктона с синоптическими вариациями гидрометеорологических показателей (Вайновский, Девяткин, 1995). Сезонная сукцессия фитопланктона при резких колебаниях синоптических условий нарушается. При длительном похолодании в летнее время фитопланктон, развивающийся в это время, может проявлять значительное сходство состава с весенним или осенним фитопланктоном. Фитопланктон периодов максимального прогрева водоёма также демонстрирует заметное сходство видового состава и соотношения численности доминирующих видов [Девяткин и др., 2000].

Важным следствием изменчивости погодных условий является и изменчивость притока воды с водосбора водохранилища и, соответственно, внешней химической нагрузки на водоем. Изменения интенсивности водного притока и его режима во времени неизбежно вызывают изменения ряда абиотических факторов развития фитопланктона, таких как динамика водных масс, запас и распределение биогенных веществ в водоеме и т.д. В определенной степени следствием погодных условий являются и колебания уровня воды в водохранилище. В вегетационный период года они могут

оказывать весьма существенное влияние на развитие фитопланктона, поскольку ведут к изменению соотношения толщины и объема трофогенного (верхнего прогретого) и трофолитического (глубинного холодного) слоев экосистемы водохранилищ.

Гидрологическая модель водохранилищ использовалась нами для изучения влияния гидрометеорологических условий на развитие фитопланктона в водохранилищах – источниках водоснабжения. Для этой цели была разработана серия сценарных расчетов развития погодных условий, режима сработки и наполнения водохранилища при различной водности весеннего половодья, которые в водохранилищах замедленного водообмена во многом определяют условия развития фитопланктона в вегетационный период.

В общей сложности в модельные расчеты включены сценарии, отражающие степень воздействия на цветение воды в водохранилищах возможных изменений погодных условий, режима регулирования стока и антропогенного воздействия в виде фосфорной нагрузки на водоем. Характеристика разработанных сценариев приведена в таблице 7.2.

За основу расчетов для московских водохранилищ использована информация о погодных условиях 2012 года. По принятым критериям оценки температурных условий вегетационного периода 2012 г. относится к годам со средними температурными условиями вегетационного сезона (обеспеченность количества дней с максимальной температурой воздуха более 25 °С в этом году составила 30%), средним годовым стоком воды с водосбора (обеспеченность 34%) и средним объемом половодья (обеспеченность 62%). Величина предвесенней сработки уровня водохранилища в этом году составила 3,5 м, что на 1 м меньше среднемноголетнего значения.

Таблица 7.2 – Сценарии расчета биомассы фитопланктона при численных экспериментах на модели

Сценарий	Характеристика	Вариант сценария	Характеристика
1	Влияние жаркого периода на развитие цветения воды в средний по водности половодья год (62% обеспеченности).	1.0	Расчет для фактических условий среднего по водности года (2012г.)
		1.1	Эти же условия, но с жарким периодом летом
2	Влияние жаркого периода на развитие цветения воды при максимальной зимней сработке водохранилища и аномально маловодном половодье.	2.0	Расчет для максимальной предполоводной сработки и аномально низкого половодья
		2.1	Эти же условия, но с жарким периодом летом
3	Влияние жаркого периода на развитие цветения воды при максимальной зимней сработке водохранилища и аномально многоводном половодье.	3.0	Расчет для максимальной предполоводной сработки и аномально высокого половодья
		3.1	Эти же условия, но с жарким периодом летом
4	Влияние жаркого периода на развитие цветения воды при минимальной зимней сработке водохранилища и аномально маловодном половодье	4.0	Расчет для минимальной предполоводной сработки и аномально низкого половодья
		4.1	Эти же условия, но с жарким периодом летом
5	Влияние жаркого периода на развитие цветения воды при минимальной зимней сработке водохранилища и аномально многоводном половодье.	5.0	Расчет для минимальной предполоводной сработки и аномально высокого половодья
		5.1	Эти же условия, но с жарким периодом летом

Таблица 7.2. Продолжение

6	Влияние уровня водоема на развитие цветения фитопланктона при наступлении жаркого периода.	6.1	На начало жаркого периода уровень достигает НПУ и поддерживается постоянным
		6.2 – 6.6	В каждой сценарии уровень на начало жаркого периода понижается еще на один м ниже НПУ
7	Влияние изменения биогенной нагрузки (минерального азота и фосфатов) на водоем во время весеннего половодья на развитие цветения фитопланктона в ходе аномально жаркого	7.1	Содержание минерального азота и фосфора в притоке снижено в 5 раз
		7.2	Содержание минерального азота и фосфора в притоке снижено в 2 раза
		7.3	Содержание минерального азота и фосфора в притоке увеличено в 2 раза
		7.4	Содержание минерального азота и фосфора в притоке увеличено в 5 раз
8	Влияние изменения биогенной нагрузки (только фосфатов) на водоем во время весеннего половодья на развитие цветения фитопланктона в ходе аномально жаркого периода	8.1	Содержание фосфатов в притоке снижено в 5 раз
		8.2	Содержание фосфатов в притоке снижено в 2 раза
		8.3	Содержание фосфатов в притоке увеличено в 2 раза
		8.4	Содержание фосфатов в притоке увеличено в 5 раз

В течение этого года на Можайском водохранилище и его водосборе выполнен комплекс детальных полевых и лабораторных работ, включающий отбор проб на притоках водохранилища и в его нижнем бьефе (в среднем 1 раз в декаду), 11 гидролого-гидрохимических съемок водохранилища по стандартной сетке вертикалей наблюдения (19 станций), равномерно распределенных по акватории водохранилища, и регулярные режимные наблюдения на рейдовой вертикали Красновидовского плеса (более 160 рейдовых наблюдений, в том числе 20 производственных станций). Такой обширный объем данных о фактическом состоянии и режиме изменений характеристик экосистемы Можайского водохранилища в 2012 году позволил выполнить детальную верификацию модели.

Для маловодного половодья использовались гидрометеорологические данные 1996 г., обеспеченность объема половодья которого составляла 98,7%, а для многоводного половодья – данные 1970 г. с обеспеченностью половодья 1,3%. Отладка методологии расчетов и анализа их результатов проводилась на примере Можайского водохранилища. Для моделирования аномально жаркого периода были использованы данные реального жаркого периода 2010 г., который по всем критериям относится к самым жарким годам за последние полвека (обеспеченность количества жарких дней с максимальной температурой более 25 °С в этом году составила всего 1,3%). Водность половодья также задавалась по данным 1996 и 1970 гг.

Все расчеты начинались с первого дня календарного года. В качестве начальных значений характеристик качества воды в расчетных отсеках задавались данные натурных измерений и химических анализов проб воды, отобранных в зимнее время на станциях гидролого-гидрохимических съемок водохранилищ.

В результате расчетов выявлены изменения, которые происходят в фитопланктонном сообществе московских и волжских водохранилищ в результате наступления аномальной жары в летний период при различных

вариантах гидрологического режима и внешней биогенной нагрузки. Выявленные особенности пространственного распределения диатомовых и синезеленых водорослей по результатам сценарных расчетов иллюстрируются на примере основных водохранилищ Москворецкой и Волжской систем водоснабжения.

Диатомовые водоросли в москворецких и волжских водохранилищах развиваются в весенний период, и обычно максимум биомассы этой группы водорослей достигает в середине мая. Для того, чтобы представить, какое разнообразие в развитии диатомовых водорослей может наблюдаться в Можайском водохранилище нами анализировалось распределение диатомовых в водохранилище 15 мая при различных, отраженных в сценариях, внешних гидрологических и гидрохимических условиях. Распределение водорослей в плоскости X – Z в водохранилища показано на рис. 7.24

В обычный год распределение водорослей характеризуется их доминирующим развитием в поверхностных освещенных слоях, при биомассах от 3 до 6 мг/л с некоторым увеличением биомассы от верховьев водохранилища к плотине. Фитопланктон находится в толще воды до глубины примерно 7 м.

Влияние экстремальных условий проточности водохранилища в мае (после заполнения водохранилища) иллюстрируется на рис. 7.24 (а, б). При низкой проточности и, соответственно, низком уровне водохранилища после заполнения диатомовые водоросли не менее активно, чем в обычный год, развиваются в приплотинном участке водохранилища и почти полностью перемешиваются по глубине в средней части водоема. Однако в верховьях водохранилища развития фитопланктона не происходит. При высоком уровне и высокой проточности водохранилища вследствие интенсивного половодья к 15 мая диатомовые водоросли в водохранилище развиваются крайне слабо (максимальная биомасса едва превысила 1 мг/л). И хотя уже 20 мая биомасса несколько возросла – до 3 мг/л, в целом смоделированные в

этом сценарии гидрологические условия явно неблагоприятны для развития диатомовых водорослей в водохранилище.

Наконец, влияние биогенной нагрузки на развитие диатомовых водорослей проявляется однозначно. При уменьшении биогенной нагрузки по аммонийному азоту и фосфору одновременно в 5 раз (рис. 7.24, в) приплотинный участок водохранилища вообще не цветет, а развитие диатомовых в верховьях проявляется крайне слабо (биомассы до 2 мг/л). В случае, если уменьшается только фосфорная нагрузка (рис. 7.24, г) картина совершенно не изменяется и диатомовые не развиваются.

Увеличение нагрузки приводит к резкому увеличению биомасс водорослей при сохранении общих черт их пространственного распределения – максимум биомассы наблюдается в участках водохранилища несколько выше приплотинного. Однако, в этом случае увеличение общей биогенной нагрузки приводит к несколько большему увеличению биомассы, чем в случае роста только фосфорной нагрузки как в участках максимального развития диатомовых водорослей, так и в верховьях водохранилища.

Синезеленые водоросли достигают максимального развития в рассматриваемых водохранилищах во второй половине лета (обычно в августе). Поэтому для анализа пространственного распределения водорослей этой группы выбраны ситуации в Можайском водохранилище на 15 августа. Все расчеты выполнены для условий аномально жаркого лета. Результаты расчетов по некоторым сценариям представлены на рисунке 7.25.

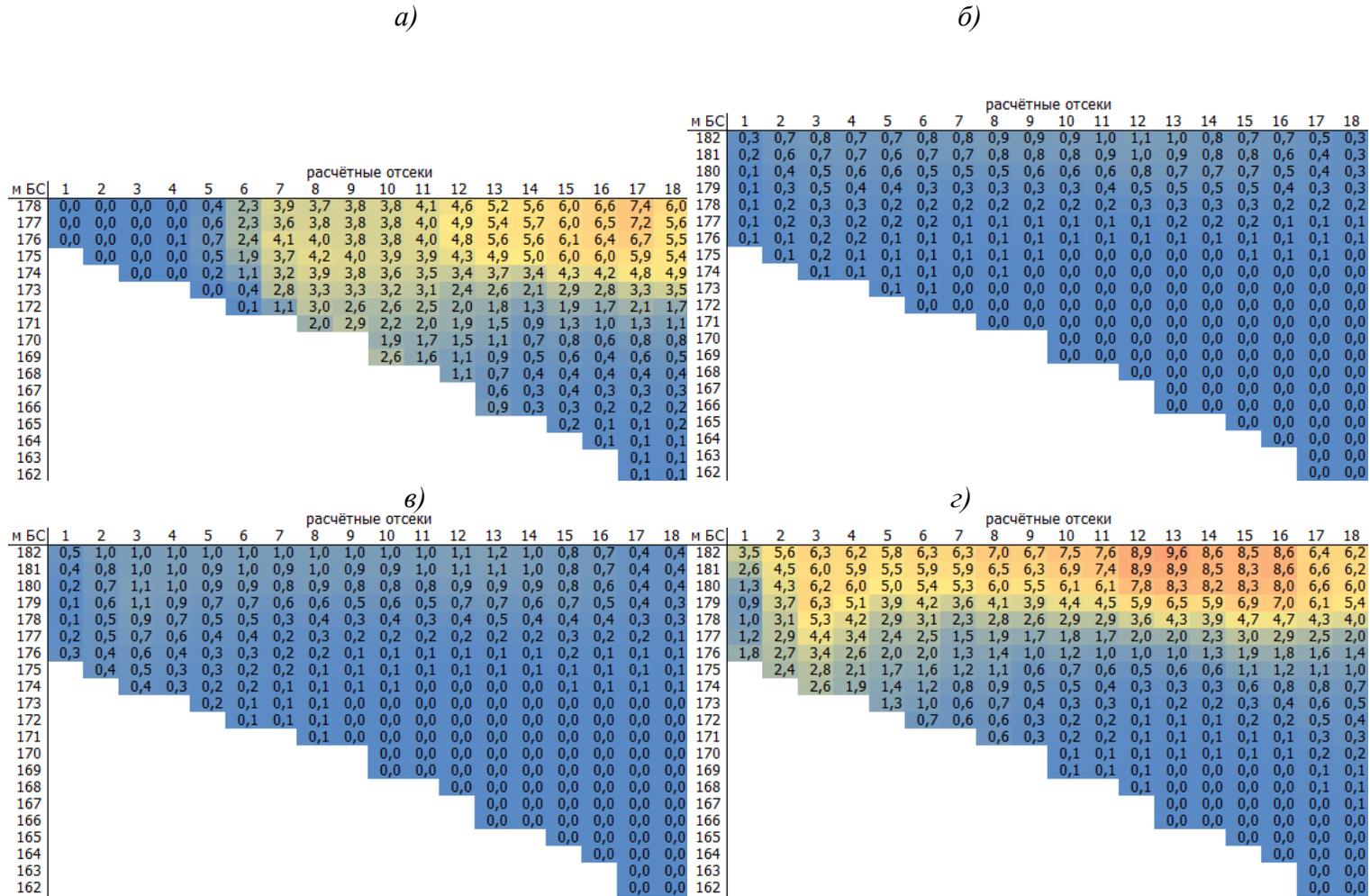


Рисунок 7.24 – Распределение биомассы диатомовых водорослей в Можайском водохранилище 15 мая при условиях различных условиях. С

Распределение синезеленых водорослей в обычный по гидрологическим условиям год (рис. 7.25, а) характеризуется, также как и для диатомовых водорослей, максимумами биомасс в поверхностном слое водохранилища. Однако, синезеленые водоросли гораздо обильнее развиваются в верхних частях водохранилища с постепенным убыванием биомассы к плотине. Гидрологические характеристики водохранилища в весенний период, обусловленные особенностями его заполнения в период половодья слабо влияют на распределение синезеленых в летний период. Несколько более высокие биомассы при обильном половодье, вероятно, связаны с более высоким уровнем содержания биогенных веществ вследствие более высокого их притока в половодье.

При поддержании высокого уровня в водохранилище в вегетационный период (рис.7.25, а) синезеленые характеризуются меньшими биомассами, чем при низком (рис.7.25, б).

При низком уровне водохранилища более резко проявляется пространственная неравномерность в развитии водорослей – биомасса синезеленых в поверхностном слое в верховьях водохранилища почти в два раза превосходит биомассу у плотины. Кроме того, низкий уровень способствует распространению цветения на всю толщу воды в верховьях и более продолжительному цветению водохранилища. Из расчетов видно, что значительные биомассы синезеленых поддерживаются в поверхностном слое в течение длительного периода.

Влияние повышения и понижения внешней биогенной нагрузки на развитие синезеленых водорослей проявляется также, как и для диатомовых. Постоянное увеличение биогенной нагрузки (рис. 7.25, г) приводит к резкому увеличению биомассы, при этом в распределении водорослей появляется следующая особенность – синезеленые охватывают всю толщу воды в верхних районах водохранилища, а в нижней его части распространяются до глубин 6–8 метров. При снижении нагрузки (рис. 7.25, в) цветение развивается слабо и биомассы в поверхностном слое минимальны.

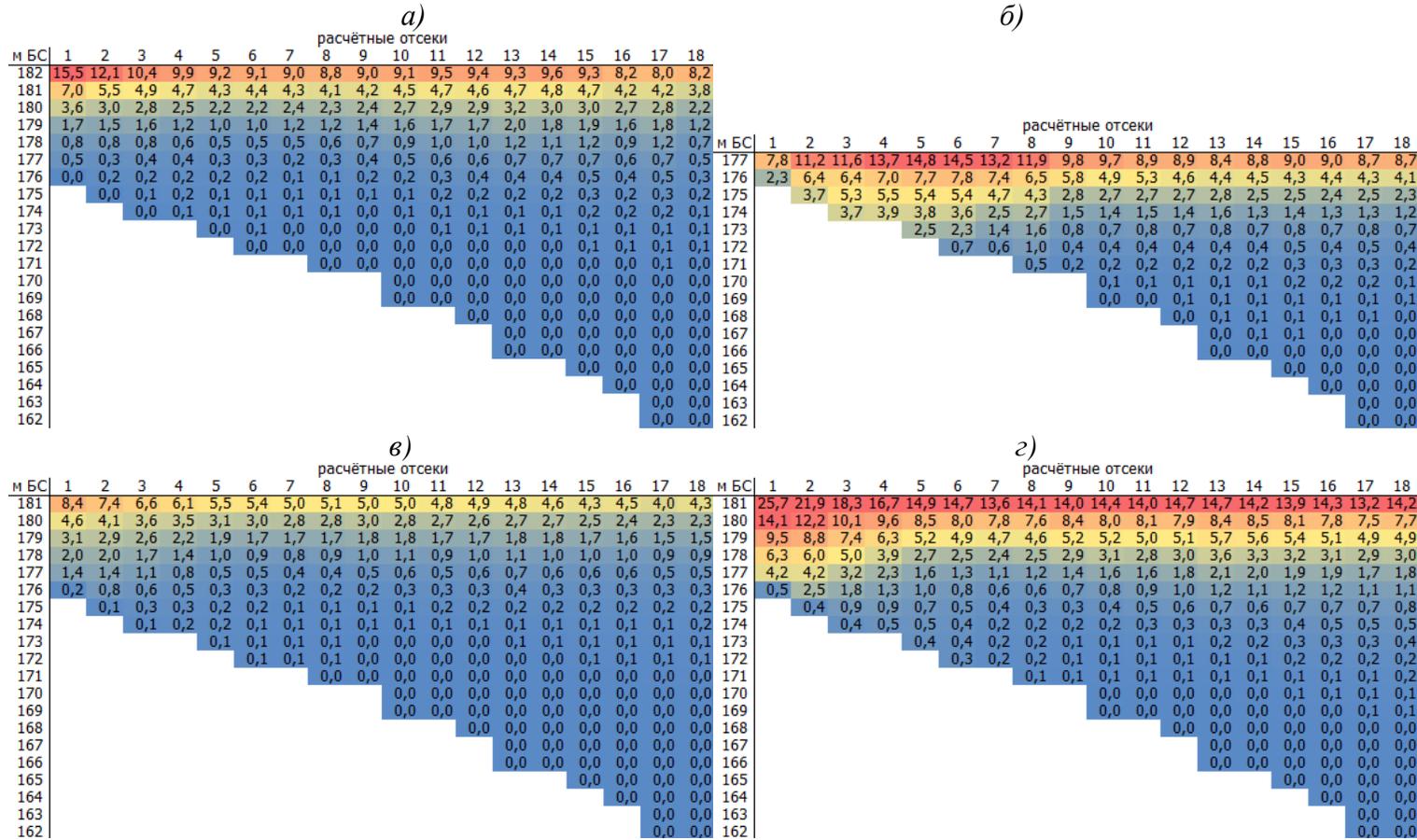


Рисунок 7.25 – Распределение биомассы (мг/л) синезеленых водорослей в Можайском водохранилище 15 августа при условиях: Сценарии а) - 6.1, б) – 6.6, в) – 8.1, г) – 8.4.

Синезеленые водоросли распределяются в водохранилищах более равномерно, пример их распределения в августе показан на рис. 7.27

а)				б)				
Горизонт, м БС	№ лопасти - № отсека			Горизонт, м БС	№ лопасти - № отсека			
	I-1	I-2	I-3		I-1	I-2	I-3	I-4
161	2,8	3,2	3,1	161	1,4	1,4	1,3	1,2
160	2,4	3,1	3,0	160	1,3	1,3	1,1	0,8
159	1,7	1,8	1,7	159	1,3	1,2	0,8	0,5
158	1,3	1,0	1,4	158	1,2	0,9	0,7	0,4
157	1,0	0,8	1,0	157	1,0	0,8	0,5	0,3
156		0,6	0,8	156	0,9	0,7	0,5	0,2
155		0,5	0,5	155	0,7	0,6	0,4	0,2
154		0,4	0,3	154	0,6	0,5	0,3	0,1
153		0,2	0,1	153	0,5	0,4	0,2	0,1
152			0,0	152	0,3	0,3	0,2	0,1
151			0,0	151	0,2	0,2	0,1	0,1
150			0,0	150	0,1	0,1	0,1	0,1
149			0,0	149		0,0	0,1	0,0
148			0,0	148			0,0	0,0
147			0,0	147			0,0	0,0
				146				0,0
				145				0,0

Рисунок 7.27 – Распределение биомассы (мг/л) синезеленых водорослей в Клязьминском (а) и Учинском (б) водохранилищах 15 августа 2006 г. (сценарий 1.0)

Наступление жаркого периода резко стимулирует развития синезеленых водорослей в волжских водохранилищах, и их распределение заметно изменяется (рис. 7.28), хотя более высокая продуктивность Клязьминского водохранилища сохраняется.

Расчеты развития фитопланктона волжских водохранилищ по сценариям изменения внешней нагрузки показали их высокую чувствительность к изменениям этого фактора. Таблица 7.3 показывает, насколько изменяется средняя биомасса синезеленых при изменении общей биогенной нагрузки.

В Учинском водохранилище снижение нагрузки больше снизит продуктивность и наоборот, водохранилище будет медленнее реагировать на возрастание нагрузки, чем Клязьминское.

Таблица 7.3 – Изменение средней биомассы в поверхностном слое приплотинного участка в волжских водохранилищах

Кратность изменения внешней нагрузки	Кратность изменения биомассы в Учинском водохранилище	Кратность изменения биомассы в Клязьминском водохранилище
0,3	0,17	0,19
0,5	0,38	0,42
0,8	0,67	0,80
1,2	1,08	1,19
1,5	1,23	1,45

Из трех моделируемых групп фитопланктона для анализа использовались только синезеленые водоросли, т.к. именно эта группа доминирует в водоеме во второй половине лета, создает наибольшие проблемы для водоснабжения. Суммарная биомасса всех групп водорослей в этот период близка к биомассе синезеленых, что подтверждают данные наблюдений и результаты моделирования. Особенности развития фитопланктона в годы с аномалиями погоды и гидрологического режима анализировались при сопоставлении пространственного распределения фитопланктона (синезеленых водорослей) в течение вегетационного периода с подобным распределением в обычный средневодный год – 2012.

При развитии погодных условий по сценарию 1 (таблица 7.2) доминирование жаркой антициклональной погоды в летний период сопровождается существенным снижением притока воды к водохранилищу и, соответственно, снижением уровня водоема.

Продолжительность цветения Можайского водохранилища при наступлении жаркого периода сокращается во всех отсеках водохранилища, однако наибольшее снижение происходит в средней части водоема. Происходит резкое сокращение периода цветения (более чем на месяц), в то время как в верхней части водохранилища продолжительность цветения сокращается на 5, а в приплотинном участке – на 4 суток.

Средние значения биомассы синезеленых водорослей в течение моделируемого жаркого периода в водохранилище увеличиваются примерно на 30% в нижнем и среднем участках водохранилища. В верхней части водохранилища средняя биомасса остается практически неизменной по сравнению с обычным по температурным условиям годом.

Максимальные значения биомассы синезеленых также увеличиваются, но наибольшее увеличение наблюдается в верхнем и приплотинном участках водохранилища (более 30%). В среднем участке это увеличение невелико (10%). Появление резких пиков цветения в жаркие периоды, значительно превышающих пики в обычный год, обусловлено концентрированием синезеленых водорослей в тонком приповерхностном слое в периоды штилей, обычных для такой погоды. Последующие за штилем нагоны водорослей даже при слабом ветре способствуют накоплению водорослей у берегов.

Хронологически развитие цветения в жаркий период во всех участках водохранилища происходит примерно одинаково. Развитие фитопланктона заметно запаздывает, и максимальных значений биомасса водорослей достигает в конце августа, когда температура воды уже начинает снижаться. Общее количество новообразованного в результате фотосинтеза органического вещества в водохранилище увеличивается. Это обусловлено существованием диапазона тепловой оптимальности в развитии клеток водорослей. В аномально жаркие годы отдельные виды синезеленых водорослей могут интенсивно развиваться и достигать повышенных значений биомассы.

Развитие фитопланктона в Истринском водохранилище подчиняется примерно теми же закономерностями, что и в Можайском водохранилище. Различия связаны с абсолютными значениями максимальных биомасс водорослей, которые в Истринском водохранилище заметно больше. Это соответствует полученному ранее по результатам анализа многолетних наблюдений выводу о более высокой продуктивности этого водохранилища.

Сценарии 2–3 (таблица 7.2) соответствуют задаче выявления роли глубокой предполоводной сработки водохранилища на летнее развитие фитопланктона. Рассматриваются два крайних случая при низкой сработке – высокое половодье и низкое половодье. При низком половодье велика вероятность сохранения в водохранилище части зимних водных масс, насыщенных биогенными элементами. Величина запаса биогенов в водоеме на момент начала вегетации фитопланктона в первую очередь сказывается на характере развития диатомовых водорослей – первой из доминирующих в водохранилище групп фитопланктона – тем не менее, последствия заполнения водохранилища в половодье могут проявиться и при летнем развитии синезеленых водорослей. Необходимо подчеркнуть, что за периоды эксплуатации водохранилищ такие ситуации возникали неоднократно. В последнее время необходимость в глубокой сработке водохранилища возникает все реже. Тем не менее, характер заполнения водоема весенними водами остается одним из главных факторов летнего цветения фитопланктона и продуктивности экосистемы в целом.

В Можайском водохранилище низкое половодье при глубокой сработке водохранилища проявляется в динамике фитопланктона одинаково как в годы с аномалиями погодными условиями, так и в обычные климатические годы. Средняя и максимальная биомасса несколько уменьшается лишь в верхнем районе водохранилища, а в центральном и приплотинном районах остается практически без изменений. Продолжительность периода цветения также не изменилась. Наиболее важное отличие - заметно более интенсивное развитие фитопланктона в начальный период цветения (в середине июля) во всех районах водохранилища (особенно ярко выраженное в верхнем районе). По-видимому, в жаркий период в начале цветения относительно богатые биогенами водные массы (как результат задержки зимних вод) способствуют быстрому развитию синезеленых водорослей, а в дальнейшем при снижении концентраций питательных минеральных веществ интенсивность цветения

снижается (в верхнем районе становится даже заметно ниже, чем в обычные годы).

При высоком половодье цветение наступает значительно раньше и общая продуктивность экосистемы в целом существенно больше, чем при низком. В Истринском водохранилище результаты расчетов показывают более высокую продуктивность этого водохранилища. Однако, характер влияния высоты половодья на интенсивность фотосинтеза в летний период имеет те же черты, что и в Можайском водохранилище. При низком половодье цветение в жаркий период наступает раньше, чем в обычные годы, общая продуктивность изменялась незначительно, однако пики в развитии фитопланктона становятся гораздо более резкими и более высокими по величине (таблица 7.4).

Сценарии 4 и 5 (таблица 7.2) относятся к ситуации, когда уровень воды в водохранилище поддерживается на высоких отметках до начала заполнения водохранилища. В этом случае рассматриваются два варианта заполнения водоема – при низком (сценарий 4) и при высоком половодье (сценарий 5). Эти сценарии позволяют проанализировать влияние уровня водохранилища на развитие продукционных процессов в разные по температурным условиям годы – при обычной и жаркой погоде.

В Можайском водохранилище минимальная сработка в зимний период способствует некоторому повышению летней продуктивности, но в случае высокого наполнения водохранилища в предвесенний период наступление жаркого периода в середине и конце лета не приводит к заметному увеличению цветения водохранилища. Максимальные значения биомасс синезеленых водорослей в водохранилище более ярко выражены в годы с невысоким половодьем, и цветение наступает раньше и более резко выражено, чем в годы с высоким половодьем.

Таблица 7.4 – Характеристики развития синезеленых водорослей по модельным расчетам (сценарии 2 и 3)

Характеристики развития синезеленых	Сценарии расчета	Можайское водохранилище		Истринское водохранилище	
		Сценарий 2	Сценарий 3	Сценарий 2	Сценарий 3
Продолжительность цветения, дни	Без жаркого периода	108	144	163	172
	При жарком периоде	106	175	174	187
Средняя биомасса фитопланктона, мг/л	Без жаркого периода	2,1	2,0	2,7	2,5
	При жарком периоде	2,4	2,3	3,1	2,9
Максимальная биомасса фитопланктона, мг/л	Без жаркого периода	5,1	5,4	7,4	6,3
	При жарком периоде	5,3	6,6	9,2	9,0

Пространственное распределение фитопланктона при высоком предполоводном уровне в Можайском и в Истринском водохранилищах характеризуется уменьшением биомассы водорослей от верховьев водохранилища к приплотинному участку. В результате распределение фитопланктона имело максимум в приплотинном участке. При высоком уровне весной – богатые биогенами воды половодья надолго задерживаются в верхних участках водохранилища, способствуя более интенсивному развитию фитопланктона в этих участках.

В Истринском водохранилище в начале происходит резкая вспышка в развитии фитопланктона в среднем и приплотинном участках водохранилища. Такая же особенность, хотя и менее ярко выраженная, наблюдается и в Можайском водохранилище. При высоком уровне и слабой

весенней «промывке» водохранилища температурные условия играют, видимо, более значимую роль в начальный период развития фитопланктона, чем биогенное питание. В верхнем участке водохранилища развитие фитопланктона находится в сильной зависимости от биогенного питания, поскольку при высокой проточности участка важную роль начинают играть приносимые с реками биогенные вещества.

Основные особенности развития цветения по представленным сценариям низкой предполоводной сработки в обычное и жаркое лето представлены в таблице 7.5

Таблица 7.5 – Характеристики развития синезеленых водорослей по модельным расчетам (сценарии 4 и 5)

Характеристики развития синезеленых водорослей	Сценарий и расчета	Можайское водохранилище		Истринское водохранилище	
		Сценарий 4	Сценарий 5	Сценарий 4	Сценарий 5
Продолжительность цветения, дни	Без жаркого периода	78	89	186	191
	При жарком периоде	94	105	187	194
Средняя биомасса фитопланктона, мг/л	Без жаркого периода	2,7	2,7	2,9	2,7
	При жарком периоде	3,0	3,0	3,0	3,1
Максимальная биомасса фитопланктона, мг/л	Без жаркого периода	5,9	5,7	7,3	6,6
	При жарком периоде	7,4	7,8	9,1	9,0

Группа сценариев 6 (таблица 7.2) реализована для оценки влияния режима уровней водохранилища в вегетационный период на развитие

фитопланктона в водохранилищах. Серия расчетных вариантов изменения уровня в водохранилищах соответствовала реальному уровенному режиму в различные годы.

В Можайском водохранилище при наступлении летнего жаркого периода снижение уровня водохранилища приводит к сокращению периода развития фитопланктона на верхнем участке водохранилища и наоборот – увеличению периода цветения в приплотинном районе. Интенсивность развития фитопланктона и общая продуктивность водохранилища при снижении уровня возрастает. Особенно четко это проявляется для верхнего участка водохранилища (рис. 7.28)

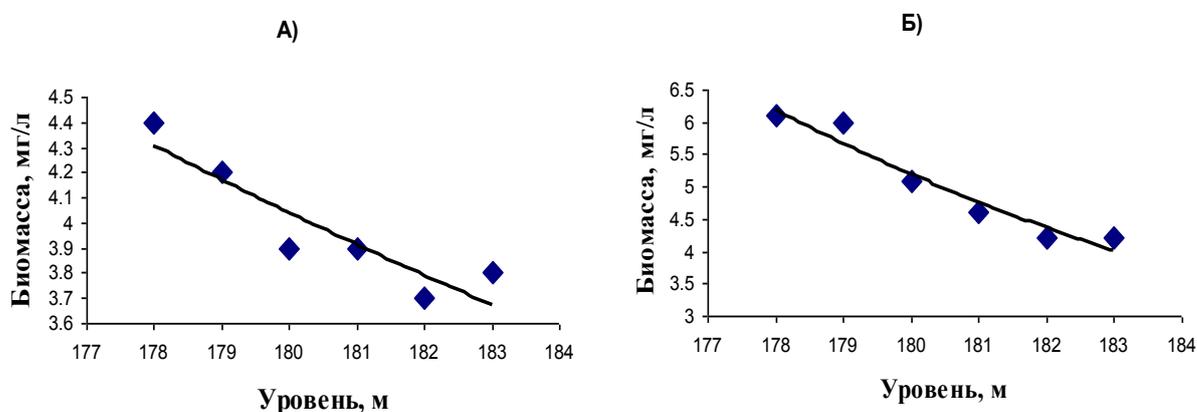


Рисунок 7.28 – Зависимость биомассы фитопланктона от уровня воды в Можайском водохранилище для поверхностного слоя всего водохранилища (А) и верхнего его участка (Б)

При низком уровне водохранилища в вегетационный период, который обычно соответствует жаркой сухой погоде, в водохранилище, как правило, наблюдается более высокая температура придонного слоя воды. Более интенсивный удельный поток детрита в гипolimнион приводит к быстрому поглощению кислорода при разложении органического вещества. Возникновение резкого дефицита кислорода в придонных слоях стимулирует регенерацию биогенных веществ из донных отложений, в результате которой возрастает внутренняя биогенная нагрузка водохранилища. В условиях

малого притока биогенных веществ с водосбора, даже короткое штормовое перемешивание слоев приводит к быстрому обогащению прогретого эпилимниона биогенными веществами и наблюдается интенсивное развитие фитопланктона, обычно в виде резких вспышек цветения.

Истринское водохранилище характеризуется значительно меньшим коэффициентом глубоководности, чем Можайское. В нем колебания уровня не столь существенно влияют на изменение внутренней нагрузки в вегетационный период, поэтому и рассматриваемые нами связи гораздо слабее.

Сценарии 7 и 8 соответствуют различным вариантам влияния биогенной нагрузки на продуктивность водохранилища. При этом рассматривается только внешняя нагрузка, т.к. поступление биогенных веществ с речным стоком можно считать управляемым фактором.

В московских водохранилищах лимитирующим элементом в продукционных процессах является фосфор, поэтому изменения именно фосфорной нагрузки отвечают сценарию 7 (таблица 7.2). В сценарии 8 изменяется нагрузка водоема как минеральным фосфором, так и азотом (аммонийная форма минерального азота). Сценарные варианты позволяют изучить влияние длительности действия измененной нагрузки. Для этого изменение нагрузки относилось к периоду половодья, когда биогенная нагрузка максимальна, или нагрузка увеличивалась (уменьшалась) в течение всего года.

При изменении только фосфорной нагрузки ее уменьшение приводит к заметному снижению продуктивности водохранилищ. В среднем для водохранилища это уменьшение составляет примерно 20% (рис. 7.29). А увеличение (даже 5-ти кратное) приводит к незначительному росту биомассы, как средней, так и максимальной в Истринском водохранилище максимальная биомасса вообще не изменилась (рис. 7.30).

Влияние длительности действия нагрузки расчетами обнаружено не было. Графики иллюстрируют случай, когда нагрузка возрастала (или

снижалась) только в половодье, однако степень изменения биомассы фитопланктона не изменилась при действии повышенных нагрузок в течение всего года.

Следует отметить почти полную идентичность характера нелинейной связи биомассы с нагрузкой в обоих водохранилищах. Полученные результаты показывают, что в московорецких водохранилищах фосфорное лимитирование может иметь только локальный характер при формировании полей биогенных веществ в условиях сезонного изменения гидрологической структуры водных масс и динамических явлений в водохранилищах в вегетационный период.

Серия расчетов, проведенных по аналогичным сценариям, но с использованием суммарной биогенной нагрузки фосфором и азотом (по аммонийному азоту), показала существенную реакцию экосистемы водохранилища на суммарную нагрузку. На рис. 7.31 видно, что эти связи носят линейный характер, и продуктивность водохранилищ резко возрастает при увеличении нагрузки.

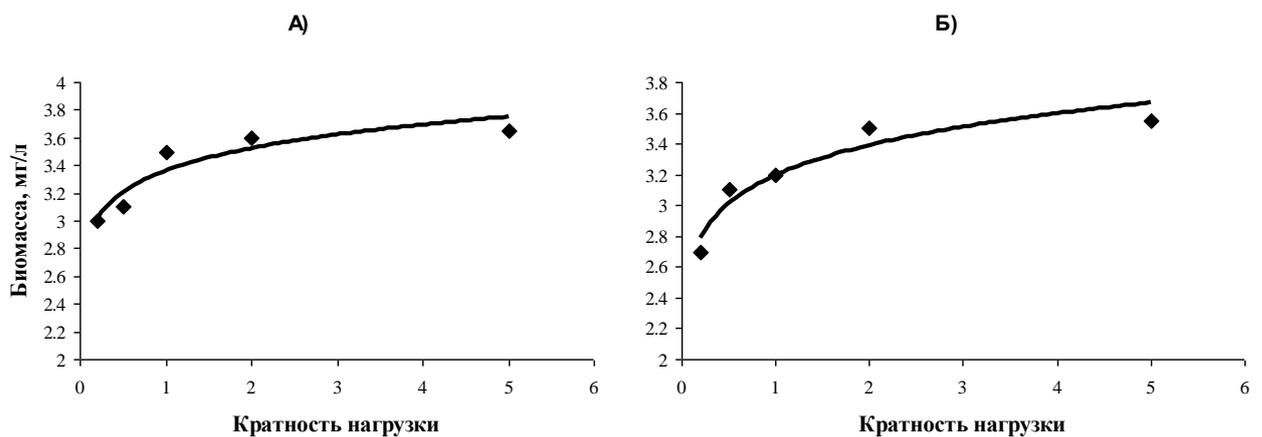


Рисунок 7.29 – Зависимость средней биомассы фитопланктона в поверхностном слое Можайского (А) и Истринского (Б) водохранилища от кратности изменения внешней фосфорной нагрузки

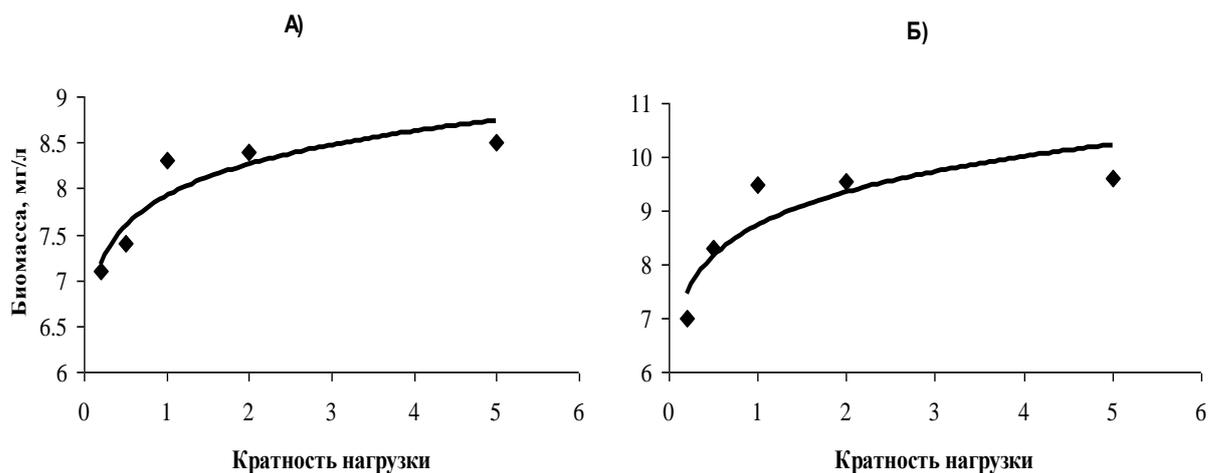


Рисунок 7.30 – Зависимость максимальной биомассы фитопланктона в поверхностном слое Можайского (А) и Истринского (Б) водохранилища от кратности изменения внешней фосфорной нагрузки

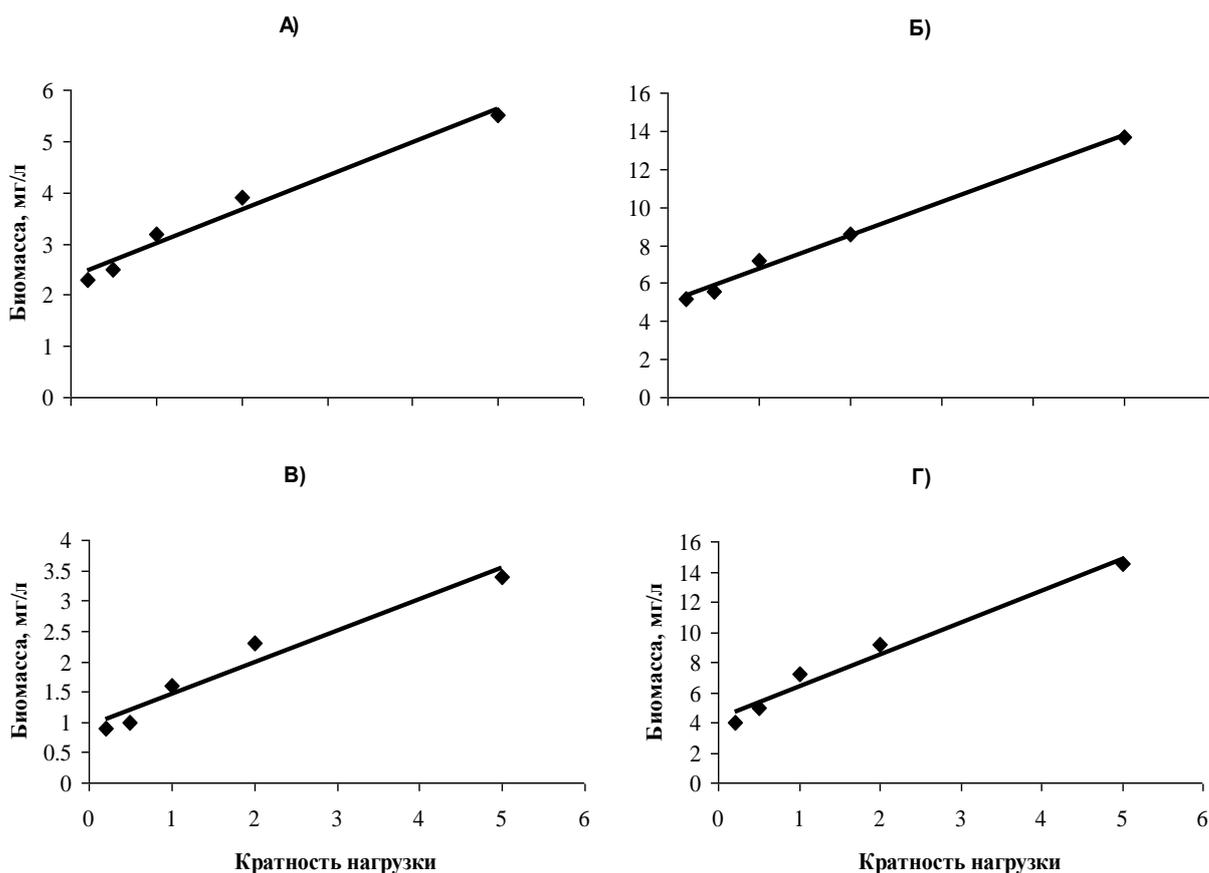


Рисунок 7.31 – Зависимость средней (А, В) и максимальной (Б, Г) биомассы фитопланктона в поверхностном слое приплотинного участка Можайского (А, Б) и Истринского (В, Г) водохранилищ от кратности изменения внешней биогенной нагрузки

Длительность действия измененных нагрузок не влияет на характер реакции экосистемы. И при постоянном увеличении нагрузки и при росте ее только в половодье линейный характер роста интенсивности развития фитопланктона в водохранилищах сохраняется, но общая биомасса оказывается существенно больше в случае постоянно возрастающей нагрузки.

Водохранилища водораздельного бьефа канала имени Москвы не осуществляют регулирования стока в полном объеме, поэтому в течение всего вегетационного периода в них поддерживается постоянный уровень. Поэтому для этих объектов реализовывались всего два из ранее описанных сценариев – влияние жаркого периода на развитие фитопланктона и влияние изменений внешней нагрузки на продуктивность водохранилищ (сценарии 1 и 8 в таблице 7.2). Расчеты проведены для водохранилищ, на которых расположены водозаборы Северной и Восточной станций водоподготовки – Учинском и Клязьминском. В качестве обычного года был выбран 2006 г., для которого имеются детальные данные гидрохимических наблюдений. Сценарий жаркого периода реализовывался также как и для московских водохранилищ.

Результаты расчета по сценарию 1 показали, что увеличение температуры воды в вегетационный период приводит к весьма существенному росту продуктивности водохранилищ: в Клязьминском водохранилище средняя биомасса водорослей в приплотинном участке возрастает ориентировочно на 80%, в Учинском – на 75%. Это отличает волжские водохранилища от московских, где этот рост был намного меньше. Основная причина различий – более высокое содержание биогенных веществ в волжских водохранилищах. Среднегодовые концентрации фосфатов в волжских водохранилищах (створ Пестово на Учинском водохранилище) составляют – 0,132 мг/л, аммонийного азота – 0,29 мг/л. В московских водохранилищах (приплотинный участок Можайского водохранилища) эти концентрации равны соответственно – 0,073 мг/л и 0,11

мг/л. При высоких концентрациях биогенов в волжских водохранилищах не происходит лимитирования первичной продукции, которое в московских водохранилищах возможно. В этом случае резкое увеличение температуры воды стимулирует рост теплолюбивых синезеленых водорослей (рис. 7.32). Изменение внешнего влияния на продукционные возможности волжских водохранилищ моделировалось по сценарию 8, в котором суммарная внешняя нагрузка на водохранилища уменьшалась или увеличивалась на определенную (заданную в сценарии) величину.

А)



Б)

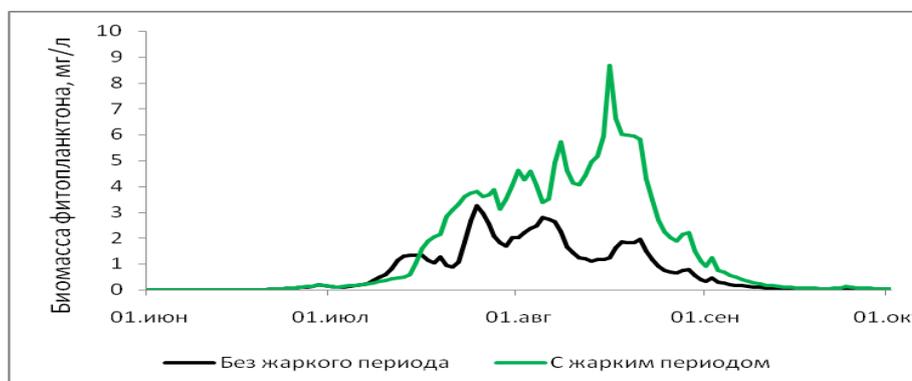


Рисунок 7.32 – Изменение биомассы фитопланктона в поверхностном слое приплотинного участка в Клязьминском (А) и Учинском (Б) водохранилище в условиях обычного (2006 г.) и жаркого периода

Средняя биомасса фитопланктона за период июль-август в волжских водохранилищах, их продуктивности зависит от кратности изменения внешней биогенной нагрузки (рис. 7.33) и нелинейно растет с ростом нагрузки.

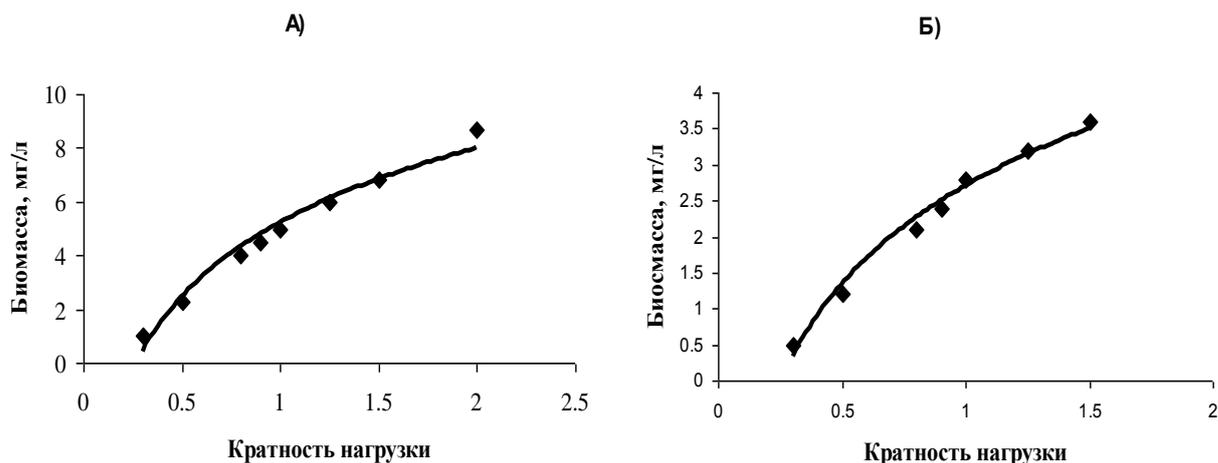


Рисунок 7.33 – Изменение средней биомассы синезеленых водорослей в поверхностном слое приплотинного участка Клязминского (А) и Учинского (Б) водохранилища в зависимости от изменения внешней биогенной нагрузки

Серия проведенных сценарных расчетов по имитационной модели Можайского и Истринского, Учинского и Клязьминского водохранилищ позволяет проанализировать влияние изменяющихся гидрометеорологических ситуаций на развитие фитопланктона в водохранилищах вплоть до экстремальных ситуаций, которые практически невозможно проследить натурными наблюдениями.

Как показано расчетами, влияние погодных условий, в частности наступления жаркой погоды в вегетационный период, оказалось не столь значительным как можно было бы предполагать, хотя и привело к увеличению первичной продуктивности водохранилищ. Это увеличение по-разному проявляется как в отдельных водохранилищах, особенно при сравнении московских и волжских водохранилищ, так и для различных участков водохранилищ. Отмеченные различия обусловлены особенностями строения ложа водохранилища, а также характером пространственного распределения биогенных веществ в них.

Из рассмотренных гидрологических факторов наиболее важный результат получен при оценке влияния уровня на развитие синезеленых

водорослей в летний период. Этот фактор относится к числу регулируемых, поэтому появляется возможность направленного воздействия на уровень развития цветения водоема путем регулирования стока. Роль условий наполнения водохранилища в период половодья и режим предполоводной сработки оказывают заметное влияние только на развитие диатомовых водорослей. Летнее цветение синезеленых водорослей практически не зависит от весенних гидрологических условий в водохранилище.

Предсказуемое изменение продуктивности водохранилища при изменении как фосфорной, так и азотно-фосфорной нагрузки носит нелинейный характер и может быть количественно оценено по графикам связи биомассы фитопланктона с кратностью изменения величины внешней нагрузки.

7.5. Оценка влияния внутреннего водообмена на процесс переноса загрязняющих веществ в Вазузском водохранилище

Адекватное воспроизведение процессов тепло-массообмена в водохранилищах представляет возможность моделировать процессы распространения загрязняющих веществ (ЗВ) при их поступлении в водохранилище в результате залповых сбросов. В общем случае скорость распространения ЗВ в водохранилище определяется сложным комплексом процессов внутреннего водообмена. Характер этих процессов неодинаков в пределах водоема и зависит от режима работы гидротехнических сооружений, морфологических особенностей ложа водохранилища, синоптической обстановки в районе объекта.

Численными экспериментами на математической модели можно определить время добегания ЗВ до намеченных створов и степень разбавления ЗВ, т.е. уменьшения их концентраций под влиянием смешения с водами водохранилища при различных условиях сброса ЗВ и в различные фазы гидрологического режима. В водоемах – источниках московского

водоснабжения наибольший интерес эта задача представляет для сложнодолинного многолопастного Вазузского водохранилища, водозабор из которого на москворецкий склон расположен в центральной части Гжатского плеса этого водохранилища, в его верхней части [Новикова, 1994].

Для решения задачи распространения загрязнений в Вазузском водохранилище применена модель ГМВ. В численных экспериментах под ЗВ понималось некоторое условное консервативное вещество, растворенное в воде, концентрация которого изменяется только в результате процессов внутреннего водообмена.

Расчеты проводились по некоторым сценариям, соответствующим решению задач:

- определение времени добегания (τ) ЗВ от места их поступления в водохранилище до Зубцовского гидроузла;
- оценка возможности достижения ЗВ места водозабора воды в Яузском водохранилище при поступлении ЗВ в рр.Осуга и Вазуза, определение времени добегания ЗВ до водозаборного плеса Гжатской лопасти;
- определение зависимости времени добегания ЗВ от режима поступления ЗВ и гидрологических факторов;
- расчет изменения концентраций ЗВ в вертикально-горизонтальной плоскости.

Сценарии численных экспериментов предусматривали:

- изменение пунктов поступления ЗВ в водохранилище (крупные городские центры на берегах водоема - г. Сычевка, расположенный между р. Вазуза, г. Гагарин) (рис. 7.34);
- изменение времени начала поступления ЗВ в водоем;
- изменение расходов сброса загрязненных вод в водохранилище (q).

По выбранным сценариям ЗВ поступали в водоем в виде дополнительных притоков, примыкающих к верховьям водоема. Расход таких притоков изменялся от 0,03 до 0,3 м³/с. Концентрация условного

(модельного) ЗВ принималась величиной постоянной и равной 1000 мг/л, длительность поступления ЗВ в водохранилище не изменялась (во всех случаях составляла 10 дней)

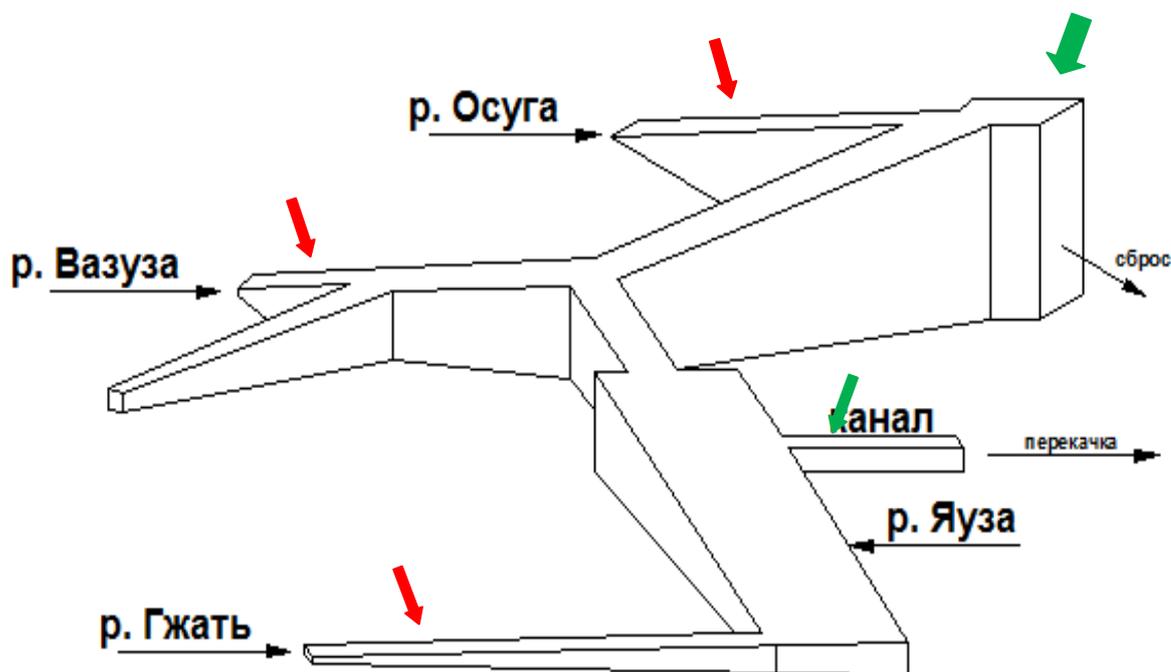


Рисунок 7.34 – Створы поступления ЗВ в Вазузское водохранилище (**→**) и места расположения расчетных створов (**→**).

Сценарные расчеты по модели ГМВ осуществлялось по данным за многоводный 1984 г. и маловодный 2002 г. Условия экспериментов отличались друг от друга по водности и по режиму работы гидротехнических сооружений на Вазузском водохранилище.

Перекачка воды из Вазузского водохранилища в 1984 г. осуществлялась дважды: с 31 марта по 1 июня объем переброски составил 93 млн. м³, с 6 июля по 1 октября – 106 млн. м³, при этом суммарная величина за год достигла 199 млн. м³. Ежедневный объем переброски воды изменялся от 0,9 до 1,8 млн. м³/сут

В 2002 г. сроки перекачки изменились, основной объем переброски пришелся на осенние месяцы. Перекачка воды в Яузское водохранилище началась 17 сентября и бесперебойно продолжалась до конца года. Общий

объем переброски за 2002г. составил 146,4 млн.м³, т.е уменьшился в 1.5 раза по сравнению с 1984г.

Различные гидрологические условия притока, режимы эксплуатации Зубцовского гидроузла и перекачки воды в Яузское водохранилище в рассматриваемые годы, оказали влияние на характер процессов внутреннего водообмена. Анализ их влияния на распространение ЗВ производился отдельно для каждого года.

7.5.1. Определение времени добегания ЗВ при различных сценариях их поступления в Вазузское водохранилище

Для оценки влияния внутреннего водообмена Вазузского водохранилища на процесс распространения ЗВ рассчитывалось время добегания (τ) ЗВ. Оно определялось, как разница между датой поступления ЗВ в водохранилище и датой их обнаружения в расчетных створах, в качестве которых рассматривался створ плотины Зубцовского гидроузла и водозабора воды в Яузское водохранилище. Достижение ЗВ этих пунктов создают наибольшую опасность для Волги и водохранилищ Вазузской гидротехнической системы.

На первом этапе расчетов определялось время добегания ЗВ от источника их поступления до Зубцовского гидроузла. Основные сценарии расчетов при этом предусматривали изменение места поступления ЗВ в водоем, даты их поступления в различные сезоны года и расходов сброса загрязненных вод.

Рассчитанные значения времени добегания ЗВ до Зубцовского гидроузла, за 1984 и 2002 гг. приведены на графиках (рис. 7.35 и 7.36).

Наименьшее время добегания для ЗВ, поступающих из пунктов на рр.Вазузе и Осуге, характерно для весеннего половодья 1984г. – 12 и 10 суток. В периоды наполнения водохранилища водами половодья интенсивность водообмена водохранилища максимальна. Увеличение расходов сброса загрязненных вод с 0,03 до 0,3 м³/с приводит к уменьшению

τ в 2 раза для Вазузы и в 3 - для Осуги. Наибольшее время добегания характерно для периода зимней межени.

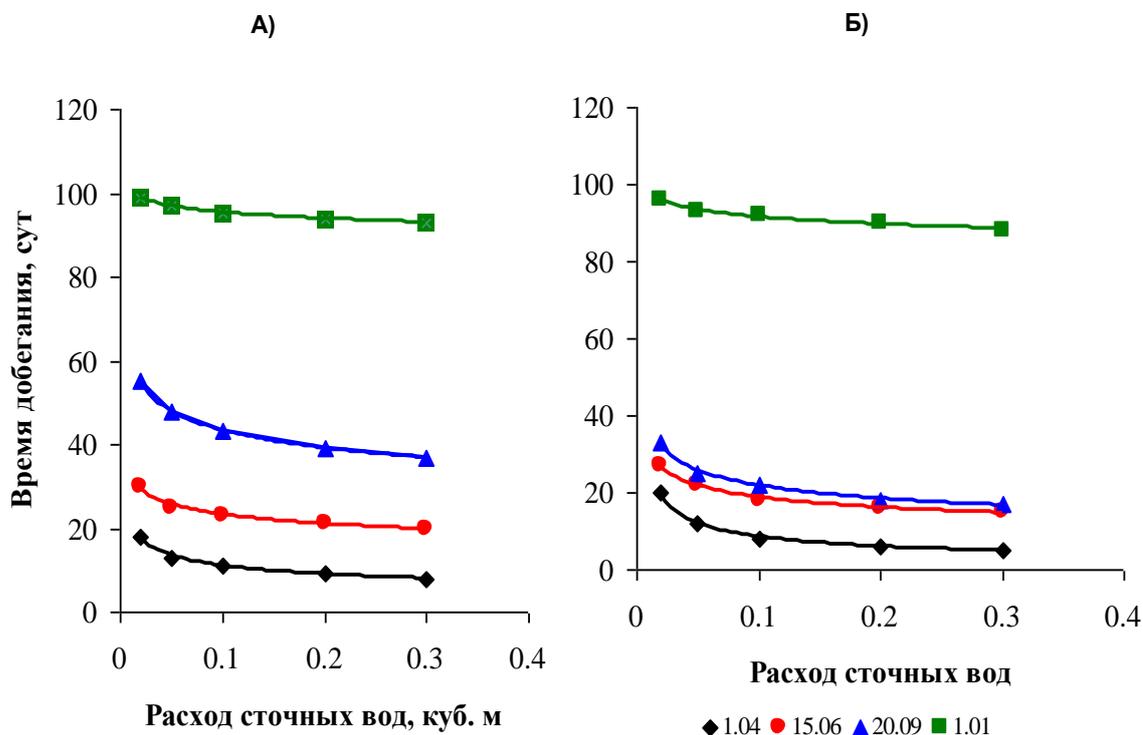


Рисунок 7.35 – Изменение времени добегания ЗВ до створа Зубцовского гидроузла в зависимости от расходов сброса загрязненных вод в разные сезоны 1984 г. Пункты поступления ЗВ: а) р. Вазуза, б) р. Осуга

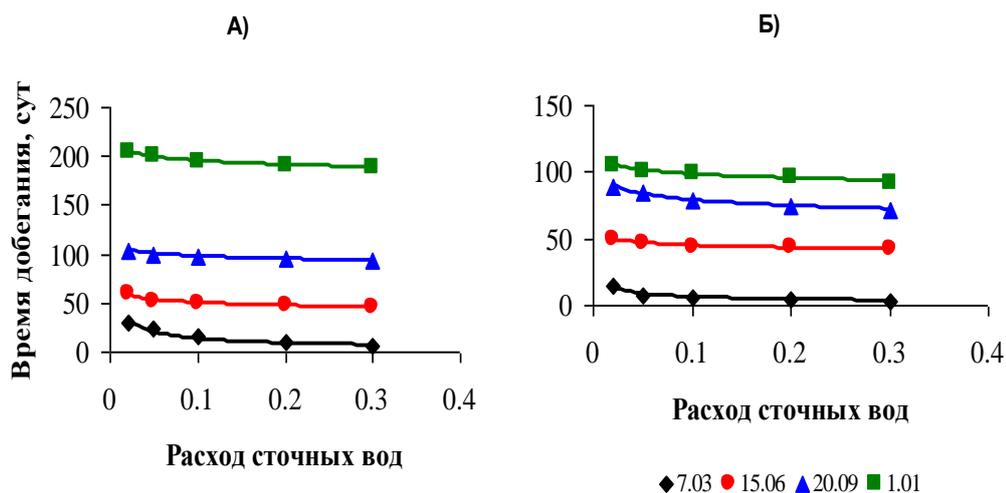


Рисунок 7.36 – Изменение времени добегания ЗВ в зависимости от расходов сброса загрязненных вод в разные сезоны 2002 г. Пункты поступления ЗВ – а) р. Вазуза, б) р. Осуга

Количество дней, от даты начала поступления ЗВ до даты их обнаружения у плотины увеличивается в 8 – 9 раз по сравнению с величиной τ в период весеннего половодья. Влияние расходов загрязненных вод на время добегания в зимнюю межень минимально. ЗВ, поступившие в водоем в начале летнего сезона, намного медленней продвигаются к плотине, чем в половодье. Средняя величина времени добегания от пунктов на рр. Вазуза и Осуга до гидроузла составляет соответственно 23 и 19 суток, увеличение расходов сброса загрязненных вод в 10 раз уменьшает τ почти в 2 раза для обоих пунктов

Распределение времени добегания по сезонам резко изменяется, если ЗВ поступают из пункта, расположенного на р. Гжать. Главной причиной этому служит наличие на пути продвижения ЗВ Гжатского плеса, откуда происходит перекачка воды в Яузское водохранилище. Работа НС №21 приводит к тому, что ЗВ «тормозятся» в месте водозабора воды и поступают в канал Гжать – Яуза, что замедляет их дальнейшее продвижение к плотине. Среднее время добегания до расчетного створа в период весеннего половодья составляет почти четыре месяца, насосная станция в этот период ежедневно перекачивает 1,8 млн. м³/сут. Осенью объемы перекачки уменьшаются до 0,9 млн. м³/сут и время добегания сокращается до 70 суток. Летом величина τ минимальна и составляет 42 дня. Наибольшее время добегания характерно для условий зимней межени 1984 г. Замедленная интенсивность продвижения ЗВ к плотине объясняется отсутствием перекачки и поверхностных сбросов Зубцовского гидроузла. Зимой время добегания увеличивается в 2 раза по сравнению с половодьем и составляет 200 суток.

Влияние расходов сброса загрязненных вод на продвижение ЗВ для данного источника минимально весной и зимой. Летом и осенью, когда расходы главных рек соизмеримы с расходами сбросов зависимость $\tau = f(q)$ имеет более крутой вид, увеличение величины q с 0,03 до 0,3 м³/с сокращает время добегания в 2 раза осенью и в 1,5 раза летом.

Иная ситуация характерна для условий 2002 г. Также как для 1984 г. наименьшее время добегания для всех трех пунктов поступления ЗВ соответствует периоду половодья, оно минимально для р.Осуга 7 суток, для р.Вазуза увеличивается в 2 раза, а для р. Гжать в 7 раз. В период зимней межени величина τ увеличивается. ЗВ, поступающие в воды Осуги 1 января обнаруживаются у плотины только через 45 суток, в р. Вазуза – через 51 день, в р. Гжать – через 63 дня. Влияние расходов сброса загрязненных вод зимой минимально, тогда как в половодье увеличение сбросов в 10 раз приводит к снижению времени добегания почти в 5 раз для рр. Вазуза и Осуга, в 2 раза для р. Гжать.

Отсутствие значительных дождевых паводков и прекращение поверхностных сбросов Зубцовского гидроузла приводят к заметному увеличению времени добегания в условиях летнего периода 2002 г. ЗВ, поступающие в водохранилище 1 июня из пунктов на р. Осуга, р. Вазуза, р. Гжать обнаруживаются у гидроузла спустя только 98, 195 и 200 дней соответственно. Увеличение расходов сброса загрязненных вод с 0,03 до 0,3 м³/с летом приводит к уменьшению τ в 1,5 раза для всех трех источников.

Осенью за счет увеличения расходов воды главных притоков, время добегания ЗВ для Осуги сокращается до 78 суток, для Вазузы до 97 суток. Увеличение расходов сбросов загрязненных вод в 10 раз приводит к снижению времени добегания в 1,2 раза для этих рек. Работа насосной станции в осенний период 2002 г. привела к скоплению ЗВ в Гжатской лопасти, поэтому ЗВ приплотинного участка водохранилища не достигают. В 1984 г. внутренней водообмен наиболее интенсивен в период весеннего половодья и летнее-осенней межени, а в 2002 г. – в период зимней межени и весеннего половодья. Интенсивность внутреннего водообмена, а, следовательно, и скорость распространения ЗВ определена, главным образом работой гидротехнических сооружений и водностью сезона.

Для установления связи времени добегания ЗВ с водностью сезона по ряду среднесуточных расходов воды для р.Осуги, р.Гжать и р.Вазузы за 1984

и 2002 гг. были вычислены средние расходы за зимний, летний, осенний сезон и период половодья. С увеличением расхода реки время добегания сокращается экспоненциально (рис.7.37).

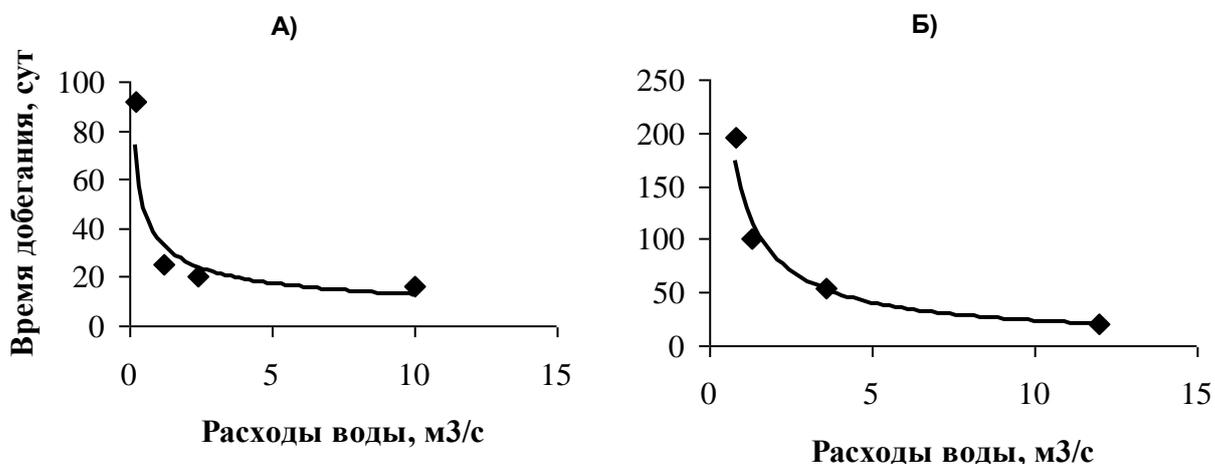


Рисунок 7.37 – Изменение времени добегания ЗВ в зависимости от расхода р. Осуга (А) Вазуза (Б) для условий 2002 г.

Анализ изменения времени добегания ЗВ до Зубцовского гидроузла показал, что наибольшее значение среди природных факторов, определяющих его величину, имеет водность сезона, а из водохозяйственных факторов – сбросы через Зубцовский гидроузел, перекачка насосной станцией воды в Яузское водохранилище и расходы сбросов загрязненных вод. При этом степень воздействия водохозяйственных факторов неодинакова, она определяется объемами водозаборов воды и неоднозначно в разные сезоны года. Влияние расходов сбросов загрязненных вод на время добегания неоднозначно и оно зависит от фазы гидрологического режима.

Особое значение для прогноза последствий аварийных сбросов в бассейне Вазузского водохранилища для качества воды системы водоснабжения имеет возможность достижения ЗВ рр. Осуга и Вазуза водозаборного плеса Гжатской лопасти, расположенного в 50 км от плотины Зубцовского гидроузла. Для определения времени добегания до места водозабора рассматривалась ситуация, когда расходы сбросных вод максимальны и составляют $0,3 \text{ м}^3/\text{с}$.

В условиях 1984 г. ЗВ, поступающие в водохранилище в период зимней межени (1 января) и весеннего половодья (1 апреля) из пункта на р.Вазуза, во время работы насосной станции водозабора (31 марта – 1 июня) достигают водозаборного плеса Гжатской лопасти. Время добегания ЗВ составляет 145 суток и 34 дня соответственно. Во время летнее-осенней перекачки воды (6 июля по 1 октября) водозаборного плеса достигают только ЗВ, попавшие в воды р. Вазузы 15 июня (время добегания составляет 60 суток).

В условиях 2002 г. сроки перекачки приходятся на осенний период, поэтому района расположения водозабора в Яузское водохранилище достигают только ЗВ, поступившие в Вазузу в летний и осенний сезон. Время добегания ЗВ, попавших в водоем 15 июня и 20 сентября составляет соответственно 127 и 67 суток. ЗВ, поступающие в р. Осуга в различные сезоны 2002 г., водозаборного плеса (как в 1984 г). не достигают.

В периоды работы насосной станции в водоеме возникают противотечения, направленные к водозаборному плесу Гжатской лопасти, в результате становится возможной ситуация достижения водозаборного плеса. Время добегания ЗВ до места водозабора зависит от расхода перекачки воды в Яузское водохранилище (рис. 7.38). Зависимости $\tau = f(Q_{\text{пер}})$, для Вазузы и р.Гжати показывают уменьшение времени добегания при увеличении расходов перекачки. Увеличение расходов перекачки воды в 7 раз снижает время добегания ЗВ, поступающих Вазузы и Гжати в 2 и 2,5 раза соответственно. Следовательно, управляя работой насосной станции можно увеличить или наоборот сократить время добегания ЗВ до водозаборного плеса.

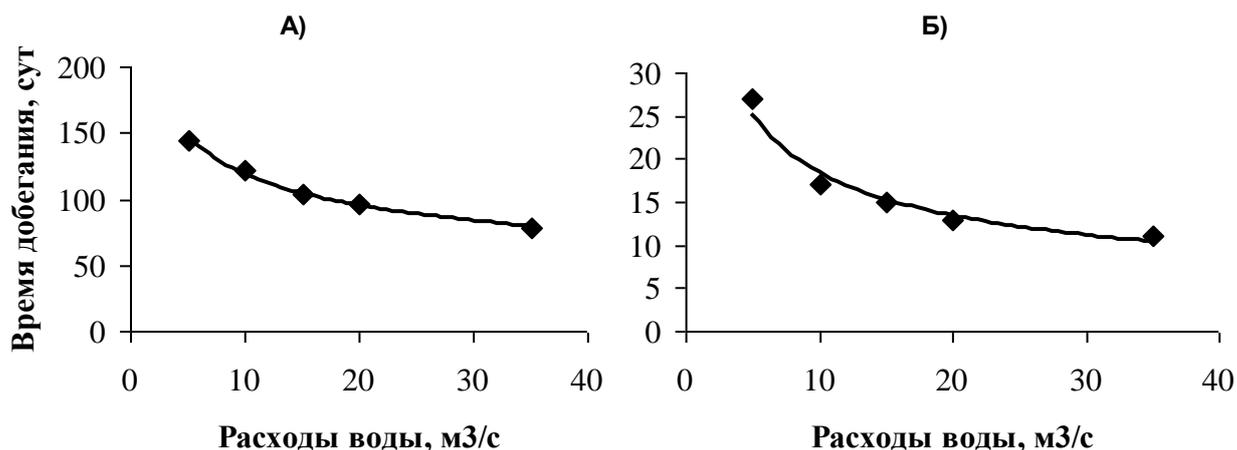


Рисунок 7.38 – Изменение времени добегания ЗВ, поступающих из р. Вазузы (А) и р. Гжати (Б) в зависимости от расходов перекачки воды в Яузское водохранилище

7.5.3. Распределение загрязнений в Вазузском водохранилище при различных условиях водообмена

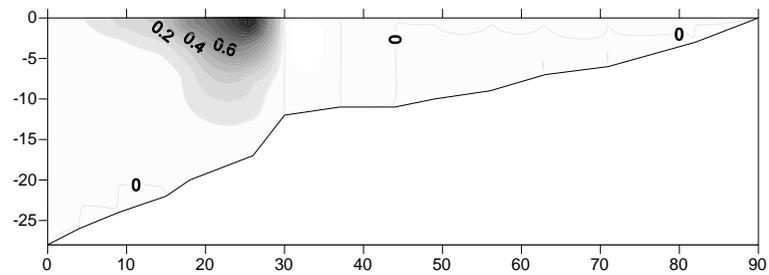
Для того изучения динамики ЗВ в водоеме построены серии графиков по объединенному продольному профилю, который охватывает 8 отсеков Гжатской и последние (примыкающие к плотине) 6 отсеков Вазузской лопасти. Распределение ЗВ именно по этому профилю представляет наибольший интерес, поскольку здесь расположен створ Зубцовского гидроузла и водозаборный плес (50 км от плотины).

Первая серия результатов (рис. 7.39 и 7.40) соответствует ситуации, когда ЗВ, поступают в водоем из источника ЗВ на р. Вазуза весной. Сначала рассматривались условия половодья 1984 г., когда во время работы насосной станции ЗВ с водами р. Вазузы достигли водозабора воды. Вторые шесть вариантов показывают процесс распространения ЗВ в условиях половодья 2002 г., когда перекачка воды отсутствовала.

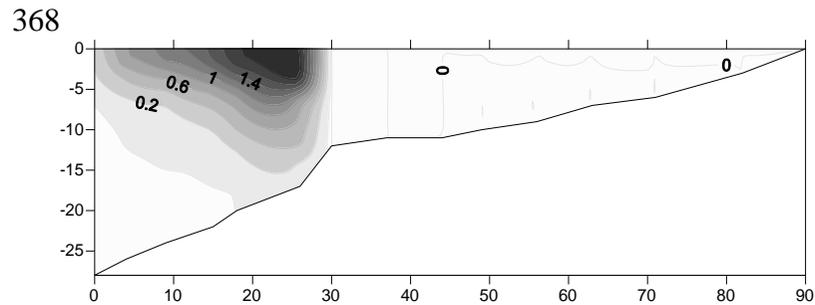
Из рис. 7.40 видно, что первое появление ЗВ в виде небольшого пятна в месте слияния рр.Вазузы и Гжати (7 отсек I лопасть) происходит через 5 суток от даты начала попадания их в водоем – 1 апреля 1984 г. Основная масса ЗВ сосредоточена в поверхностном слое центральной части

водохранилища, при этом их концентрация не превышает 1–2 мг/л. Поверхностные сбросы Зубцовского гидроузла на пике половодья приводят к интенсивному растеканию пятна в сторону плотины, которую ЗВ достигают 10 апреля. В середине апреля прекращаются поверхностные сбросы гидроузла, и основное влияние начинает оказывать перекачка воды. В этих условиях ЗВ распространяются к водозаборному плесу и к началу мая достигают его. Концентрации ЗВ, обнаруживаемые при перекачке, составляют 0,2 – 0,6 мг/л. К концу мая, пятно значительно увеличивается, при этом основное «ядро» ЗВ сохраняет свое местоположение в 20 км от плотины.

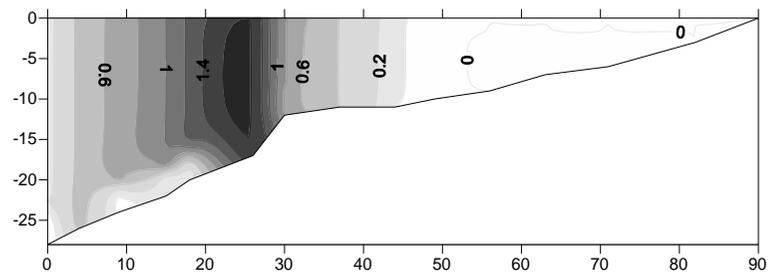
После прекращения работы насосной станции в условиях июня 1984 г. ЗВ до следующей перекачки не успевают удаляться из водохранилища, поэтому после начала работы насосной станции ЗВ вновь поступают в канал Гжать – Яуза. Полное их удаление из водоема происходит лишь к концу года.



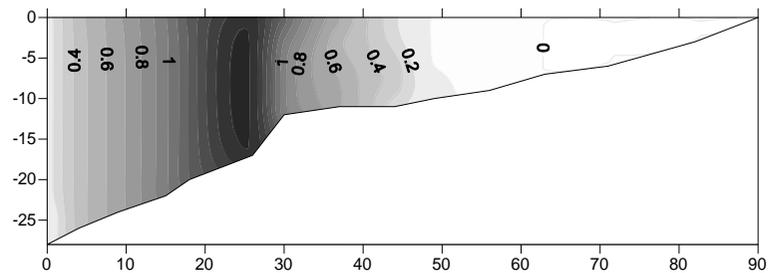
05.04.1984 г.



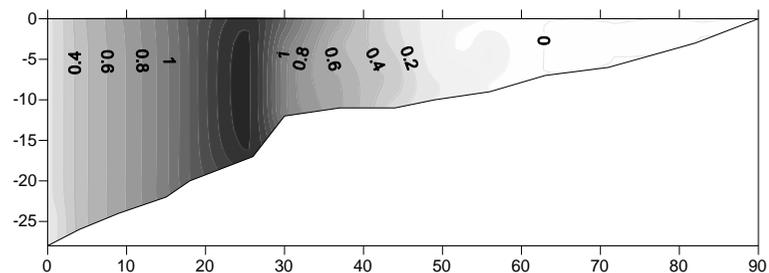
10.04.1984 г.



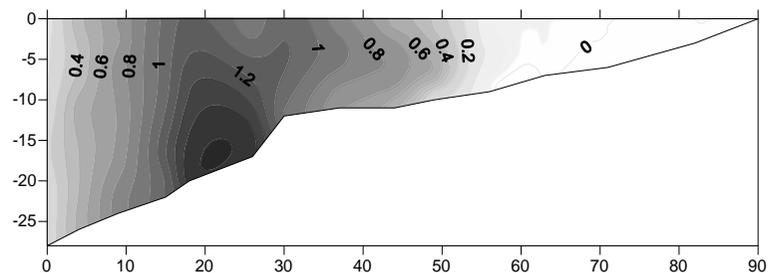
25.04.1984 г.



01.05.1984 г.

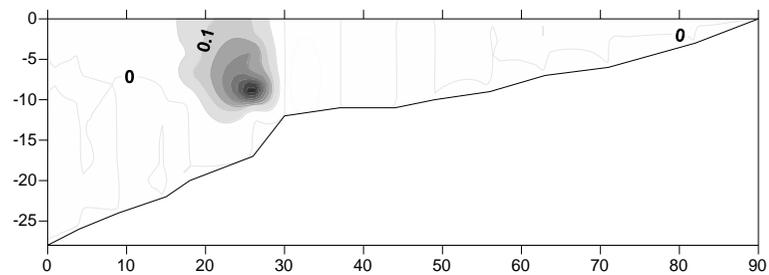


20.05.1984 г.



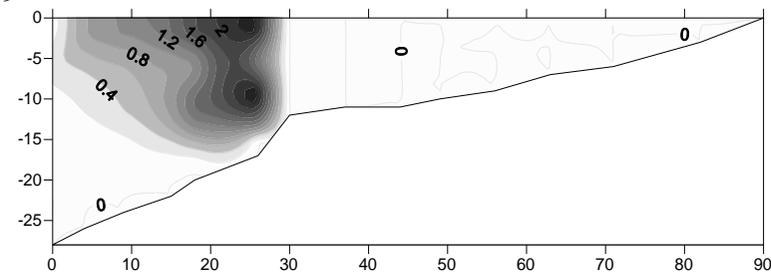
31.05.1984 г.

Рисунок 7.39 – Изменение концентраций ЗВ в Вазузском водохранилище при их поступлении со стоком р.Вазуза 01.04.1984. г.

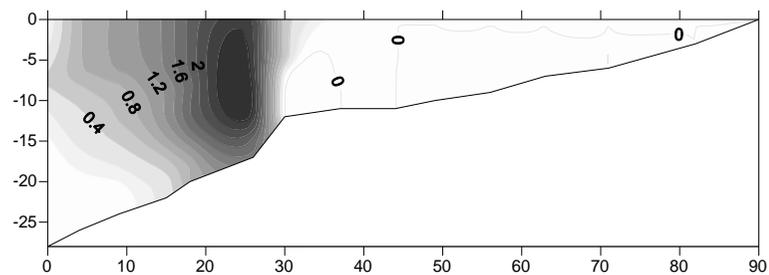


08.03.2002 г.

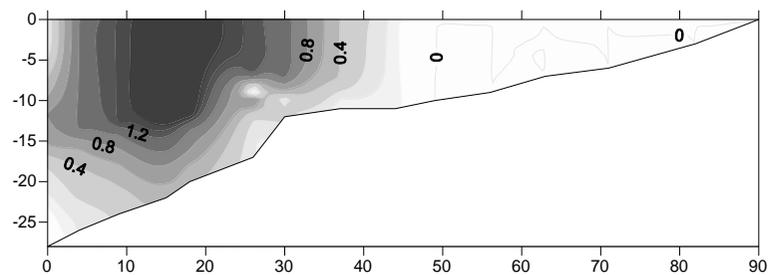
369



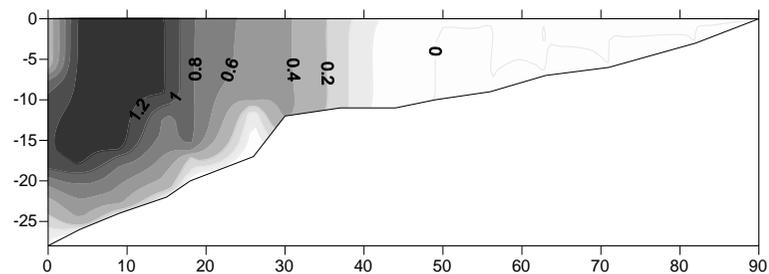
15.03.2002 г.



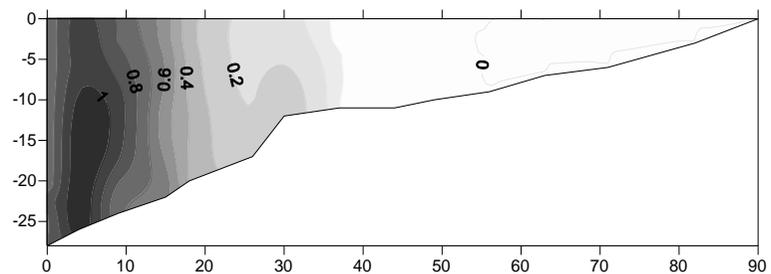
20.03.2002 г.



01.04.2002 г.



10.04.2002 г.



01.05.2002 г.

Рисунок 7.40 – Изменение концентраций ЗВ в Вазузском водохранилище при их поступлении со стоком р.Вазуза 07.03.2002

Другие варианты расчетов (рис.7.41 и 7.42) соответствуют поступлению ЗВ из Вазузы в начале осеннего сезона. В этих условиях при перекачке воды в Яузское водохранилище ЗВ Вазузы не достигают водозаборного плеса.

Района слияния Вазузы и Гжати ЗВ, попавшие в водохранилище к 20 сентября, достигают придонных слоев отсека слияния рек. Максимальная концентрация ЗВ составляет около 6 мг/л, что почти в 3 раза больше чем в период половодья. Через месяц их концентрации снижаются за счет разбавления Вазузскими и Гжатскими водами, и начинается интенсивное смещение образовавшегося пятна в сторону плотины. К началу ноября часть ЗВ с концентрациями 0,5 мг/л достигает Зубцовского гидроузла, а в середине месяца в приплотинный плес водохранилища перемещается вся оставшаяся масса ЗВ. Концентрации их конце года не превышают 1– 1,2 мг/л.

В условиях, соответствующих осеннему периоду 2002 г. (рис.7.41), когда сохраняется перекачка воды, распространение ЗВ, поступивших из Вазузы 20 сентября, происходит совершенно по иному. Появление ЗВ в отсеке слияния приходится на начало октября. Концентрации ЗВ несколько ниже и составляют 1–2 мг/л. В середине октября начинается продвижение ЗВ к месту водозабора воды. При этом центральное «ядро» ЗВ остается неподвижным, а лишь увеличивается в размерах. Интенсивность растекания пятна в сторону плотины существенно меньше, что объясняется отсутствием поверхностных сбросов. Поэтому ЗВ достигают водозаборного плеса Гжатской лопасти, а потом гидроузла. Концентрации ЗВ к концу года в месте водозабора вода не превышают 1 мг/л, у плотины 0,2 – 0,8 мг/л.

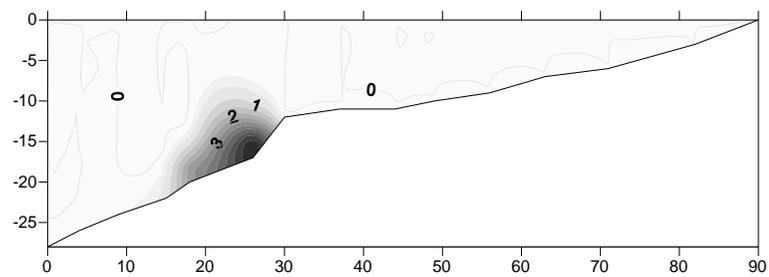
Различия в поведении ЗВ объясняются недостаточно сильным влиянием перекачки из Вазузского водохранилища в условиях 1984 г., за счет ее непродолжительности и малых объемов водозабора воды. Кроме этого в середине осеннего сезона была возобновлена работа Зубцовского гидроузла, что препятствовало возникновению компенсационного течения. Поэтому основное движение ЗВ было происходило в сторону плотины. В условиях

2002 г., когда длительность перекачки составила почти 4 месяца, а ежедневные объемы переброски в Яузское водохранилище увеличились почти в 2 раза, более интенсивное продвижение ЗВ происходило вверх по течению. К тому же поверхностные сбросы в нижний бьеф Зубцовского гидроузла в осенний период 2002 г. не осуществлялись, что заметно увеличило время добегания ЗВ до расчетного створа.

Таким образом, модельными расчетами удалось проследить динамику продвижения ЗВ к плотине и месту водозабора воды, выявить причины, оказывающие влияние на скорость переноса ЗВ и определить характер их изменения. Сравнительный анализ показал, что характер распространения ЗВ в 2002 г. и в 1984 г. существенно различался в результате изменения гидрологических условий и режима работы Зубцовского гидроузла и насосной станции, перекачивающей воду в Яузское водохранилище.

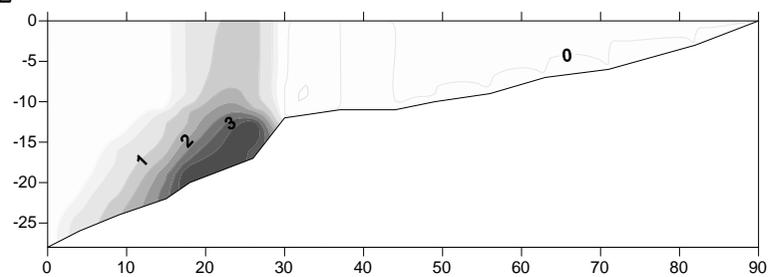
Наибольшее значение для изменения внутреннего водообмена в течение года, а, следовательно, и переноса ЗВ, имеют водность сезона, режим работы Зубцовского гидроузла, перекачка воды в Яузское водохранилище и расходы сбросов загрязненных вод. Степень воздействия работы гидротехнических сооружений на распространение ЗВ неодинакова в течение года и зависит от объемов водозабора и сброса воды. Влияние расходов сбросов загрязненных вод на время добегания неоднозначно и зависит от фазы гидрологического режима. Расчетами показано, что периоды половодья наиболее опасны с точки зрения характеристик распространения ЗВ. В это время существенно сокращается время добегания ЗВ от места их поступления до водозаборов.

При работе насосной станции перекачки воды в Яузское водохранилище возможно достижение загрязняющих веществ в стоке Вазузы водозаборного плеса Гжатской лопасти компенсационными и плотностными течениями, распространяющимися вверх по водохранилищу.

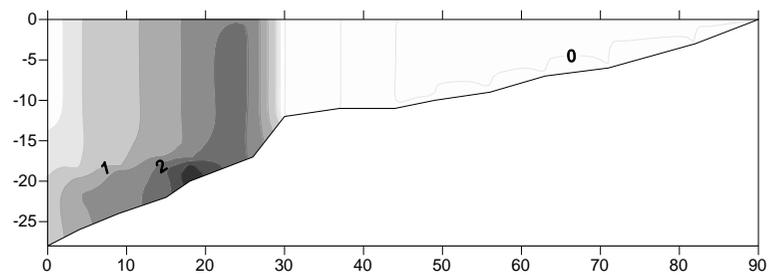


04.10.1984 г.

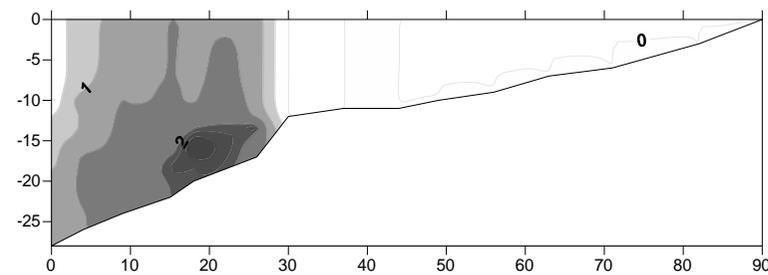
372



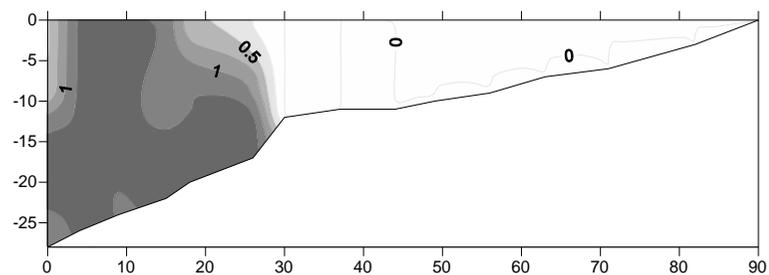
20.10.1984 г.



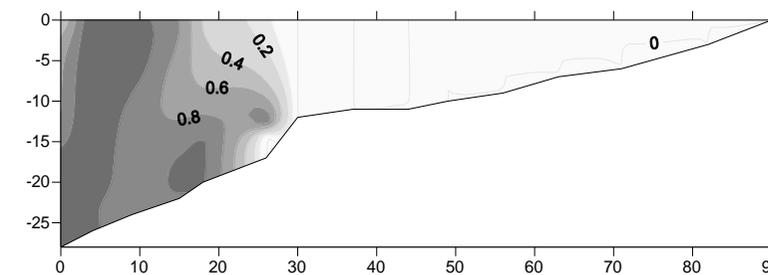
01.11.1984 г.



10.11.1984 г.

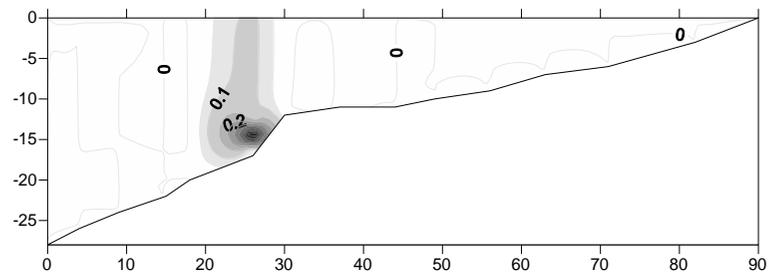


20.11.1984 г.

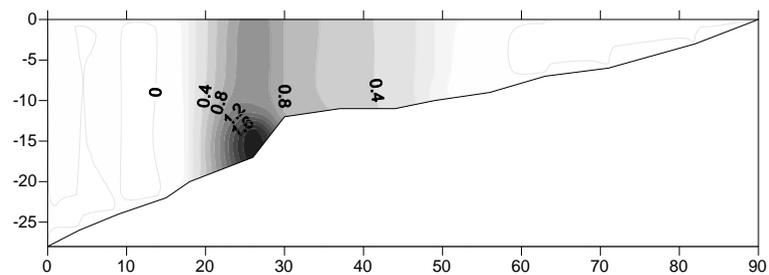


31.12.1984 г.

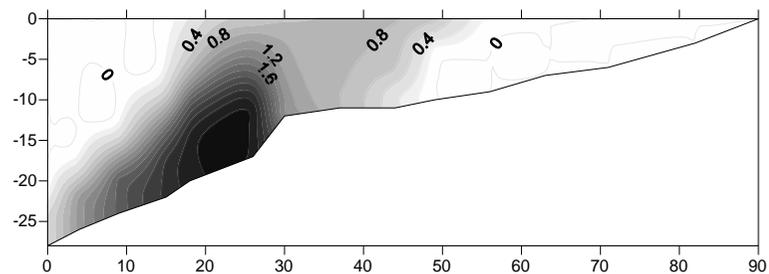
Рисунок 7.41 – Изменение концентраций ЗВ в Вазузском водохранилище при их поступлении со стоком р.Вазуза 20.09.1984 г.



01.10.2002 г.

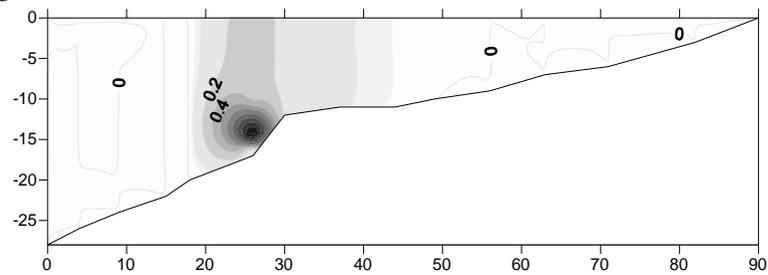


20.11.2002 г.

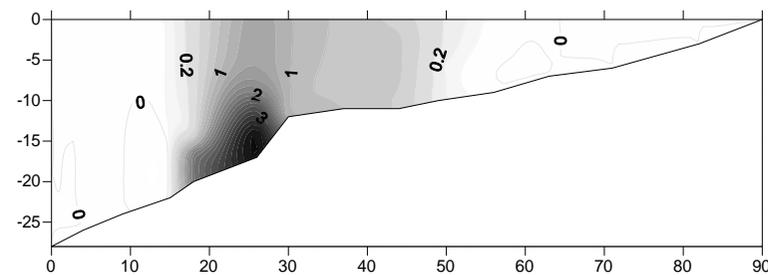


20.12.2002 г.

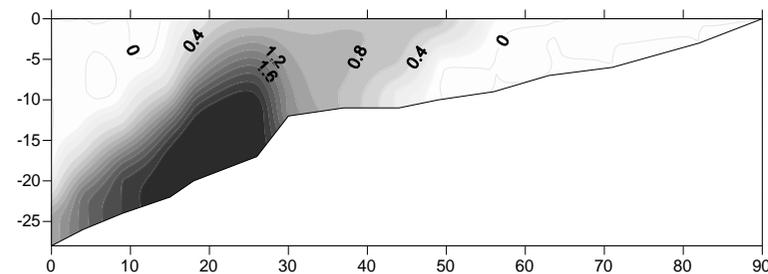
373



20.10.2002 г.



01.12.2002 г.



31.12.2002 г.

Рисунок 7.42 – Изменение концентраций ЗВ в Вазузское водохранилище при их поступлении со стоком р.Вазуза 20.09.2002 г.

ЗВ в составе стока р. Осуги не достигают водозаборного плеса. Их основное накопление происходит у плотины, где влияние перекачки уже отсутствует, велика роль поверхностных сбросов Зубцовского гидроузла. В периоды повышенной водности они препятствуют продвижению ЗВ вверх по водохранилищу.

ВЫВОДЫ ГЛАВЫ

1. Математическое моделирование водных экосистем в настоящее время является наиболее эффективной методологией для решения проблем качества воды поверхностных источников водоснабжения крупных городов. Среди различных по типу и детальности математических моделей экосистем к решению практических задач прогнозирования и регулирования качества воды наиболее близки имитационные модели экосистем, включающие описание процессов первичного продуцирования органического вещества.

2. Проведенная по данным гидролого-гидрохимических съемок московских водохранилищ и регулярных наблюдений в контрольных створах волжских водохранилищ верификация математической модели гидроэкологического режима водохранилищ показала удовлетворительную сходимость данных расчетов с данными наблюдений по всем использованным критериям верификации моделей. Наиболее адекватно модель воспроизводит пространственно-временную изменчивость температуры и электропроводности воды, а из экологических показателей – концентрации растворенного кислорода.

3. Анализ внутрigoдового изменения составляющих фосфорного баланса Истринского, Можайского, Вазузского и Иваньковского водохранилищ, выполненный по результатам модельных расчетов для среднего по водности года показал, что значения коэффициентов удержания фосфора для этих водохранилищ изменяются от 28% для Иваньковского до

85% для Истринского и зависят как от интенсивности водообмена водохранилищ, так и от величины фосфорной нагрузки на них. В водохранилищах Москворецкой системы роль седиментационных процессов в балансе фосфора в 2 раза выше, чем в Ивановском водохранилища – базовом водоеме Волжской системы.

4. Анализ расчетов развития фитопланктона в водохранилищах Москворецко-Вазузской системы водоснабжения для разных сценариев изменений погодных условий и гидрологического режима позволяет считать, что

– по сравнению с обычным (среднеклиматическим) годом установление аномально жаркой погоды в вегетационный период приводит к увеличению первичной продуктивности москворецких водохранилищ, при котором средняя биомасса фитопланктона в поверхностном слое приплотинного участка водохранилищ возрастает примерно на 30%.

– глубина предполоводной сработки водохранилищ оказывает некоторое влияние на характер развития цветения в вегетационный период, но почти не изменяет общую продуктивность экосистем. При этом высота половодья, определяющая процессы формирования гидрологической структуры водохранилища в летний период, изменяет характер развития водорослей в водохранилище в вегетационный период.

– в аномально жаркие периоды биомасса фитопланктона в водохранилищах оказывается тем больше, чем ниже уровень водохранилища в период вегетации. Низкий уровень водохранилища при усилении стратификации способствует более интенсивному накоплению биогенных веществ в гипolimнионе водохранилища, что является вероятной причиной учащающихся вспышек в развитии фитопланктона.

– влияние внешней биогенной фосфорной нагрузки на продуктивность экосистем водохранилищ проявляется нелинейно. Значительный рост продуктивности имеет место при возрастании общей биогенной (фосфорно-азотной) нагрузки. Изменение биомассы фитопланктона в вегетационный

период в зависимости от роста общей биогенной нагрузки носит линейный характер.

– в волжских водохранилищах жаркая погода в вегетационный период приводит к более интенсивному, по сравнению с московскими водохранилищами, увеличению первичной продуктивности

5. При залповом поступлении загрязняющих веществ в верховья плесов Вазузского водохранилища время добегания от места сброса загрязнений в Вазузский, Осугский и Гжатский плесы зависит от расхода сброса, фазы гидрологического режима водохранилища и работы гидротехнических сооружений на водохранилище. Залповое поступление ЗВ в Вазузскую лопасть водохранилища может приводить к кризисным ситуациям в работе водозабора в Яузское водохранилище, а вероятность попадания в этот водозабор ЗВ, поступающих в Осугскую лопасть мала. Характер и интенсивность растекания загрязняющих веществ в Вазузском водохранилище определены режимом работы Зубцовского гидроузла, а также интенсивностью перекачки воды в Яузское водохранилище.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ И ВЫВОДЫ

В настоящее время совершенно очевидно, что решать проблемы управления качеством воды природных источников водоснабжения невозможно без четкого представления о сложных взаимосвязях биотических и абиотических компонент в экосистемах водоемов. В системе московского водоснабжения базовую роль играют водохранилища многолетнего регулирования стока в бассейне верхней р. Москвы и питающиеся волжской водой водохранилища водораздельного бьефа канала им. Москвы. Проведенное обобщение данных мониторинга и полевого обследования водохранилищ позволило сделать определенные выводы о гидроэкологическом состоянии водохранилищ – источников водоснабжения г. Москвы. Значительная часть выводов о водохранилищах систем водоснабжения сделана на основе анализа наиболее изученных Можайского и Учинского водохранилищ. Перенесение этих выводов на другие водохранилища базируется на хорошо известном принципе аналогии, поэтому полученные выводы распространялись на другие водохранилища систем водоснабжения.

Анализ особенностей гидроэкологического режима водохранилищ, представленный в работе, необходим при изучении эффекта климатических и антропогенных воздействий на процессы формирования качества воды, подаваемой на станции водоподготовки. Наблюдаемые климатические аномалии в регионе оказывают влияние на процессы в экосистемах водохранилищ, следствием которых нередко становятся неблагоприятные изменения в качестве воды и, в первую очередь, «цветение» водохранилищ микроводорослями. Своевременное предвидение этих негативных последствий и научное обоснование методов их предотвращения представляется актуальной научно-практической задачей. Обзор имеющегося в лимнологической литературе опыта управления функционированием

водных экосистем показывает, что наиболее перспективный путь решения этой задачи – математическое моделирование гидроэкологического состояния водохранилищ. При этом модели должны адекватно описывать процессы формирования качества воды с учетом сложного многообразия действующих природных и антропогенных факторов.

В диссертационной работе приведены результаты многолетних гидролого-гидрохимических наблюдений и теоретических исследований автора для оценки потенциала средств управления качеством воды в зарегулированных системах источников централизованного муниципального водоснабжения. Основные теоретические, методические и практические результаты диссертации, обладающие научной новизной, сводятся к следующему:

1. Гидроэкологический режим водохранилищ–источников водоснабжения крупных городов способствует формированию благоприятного качества воды при наличии в замыкающем звене структуры системы водоснабжения водохранилища, обеспечивающего направленную трансформацию химического стока и качества воды за счет регулирования процессов водообмена и самоочищения.

2. Установлено, что во всех водохранилищах, используемых для водоснабжения г. Москвы, благодаря интенсивным внутриводоемным процессам самоочищения в водных экосистемах, происходит стабилизации качества исходной для станций водоподготовки воды по большинству показателей, выражающаяся в снижении концентраций химических веществ и уменьшении их внутригодовой изменчивости в течение года. Воздействие комплекса гидрологических условий, влияющих на величину притока воды к водохозяйственной системе, химический состав поступающих вод, определяет основные закономерности межгодовой и сезонной трансформации качества воды в водоемах. Баланс в водохранилищах и коэффициенты удержания веществ в водохранилищах зависят от интенсивности их водообмена.

3. Разработана классификация трофического состояния водоемов по кислородному индексу и впервые проведено ранжирование состояния водохранилищ Москворецкой системы водоснабжения по различным критериям эвтрофирования. Трофическое состояние водохранилищ Москворецко-Вазузской системы сменяется от мезотрофного к эвтрофному от Яузского и Вазузского, затем Рузское и Можайское, к Озернинскому и Истринскому. Прогрессирующее эвтрофирование москворецких водохранилищ и повышение их продуктивности способствует накоплению автохтонного органического вещества и образованию обширных анаэробных зон в глубинных слоях водоемов.

4. Анализом балансов химических веществ в водохранилищах Волжской системы водоснабжения столицы установлено, что в половодье – (март-апрель), вклад потока биогенных веществ с бокового водосбора канала, загрязняющих воду, в среднем вдвое превышает поток этих веществ из Ивановского водохранилища. Вследствие уменьшения водообмена в настоящее время эффективность самоочищающей способности водохранилищ увеличивается.

5. На основе обобщения многолетних наблюдений за содержанием органического вещества в воде рек и водохранилищ Волжской системы водоснабжения разработана методика прогноза цветности и окисляемости воды у водозаборов станций водоподготовки с 3-х месячной заблаговременностью. Предложены рекомендации и номограмма для оптимизации по регулированию цветности и окисляемости вод специальными попусками воды из Вазузского водохранилища в речной участок Верхней Волги.

6. Установлено, что главным фактором самоочищающей способности водохранилищ от органических веществ служит сочетание интенсивности их водообмена со структурой баланса органических веществ в водохранилище. Усовершенствована методика оценки самоочищения водных масс водохранилищ путем включением в расчет коэффициента удержания

фосфора двух факторов – фосфорной нагрузки экосистемы водохранилища и интенсивности его водообмена. Методика использована для оценки самоочищения водных масс водохранилищ Волжского каскада и для расчета фосфорной нагрузки Северного Каспия. Обобщением данных по эвтрофированию водохранилищ показано, что водохранилища выдерживают большие биогенные нагрузки (по сравнению с озерами) без существенного изменения трофического состояния.

7. Верифицирован экологический блок гидрологической модели водохранилища, расчетами по которому впервые воспроизведены закономерности ежесуточные изменения пространственного распределения состава воды в водохранилищах. Модельными расчетами оценено влияние на качество воды комплекса внутриводоемных процессов, сложных для прямого (натурного) изучения: пространственно-временное распределение растворенного кислорода и минерального фосфора в водохранилищах в годы различной водности; снижение фосфорной нагрузки в нижнем бьефе водохранилищ при разных вариантах сработки водоема; возникновения причин «вспышек» в развитии фитопланктона («цветения»).

8. Расчетами по сценариям установлено, что по сравнению с обычным (среднеклиматическим) годом аномально жаркая погода в вегетационный период приводит к увеличению первичной продуктивности московских водохранилищ, и средняя биомасса фитопланктона в поверхностном слое приплотинного участка водохранилищ может возрасти на 30%. На биомассу фитопланктона оказывает влияние уровень водохранилища в вегетационный период - чем ниже уровень водохранилища во время цветения, тем выше биомасса. В Учинском и Клязьминском водохранилищах жаркая погода приводит к большему увеличению продуктивности водохранилищ, чем в московских водохранилищах.

9. Показано, что моделирование внутреннего водообмена многолопастных водохранилищ – эффективный инструмент оценки режима распространения загрязнений при аварийных ситуациях на притоках

водохранилища. Установлено, что залповое поступление загрязняющих веществ в главную лопасть Вазузского водохранилища может приводить к кризисным ситуациям в работе водозабора в канал переброски резервных водных ресурсов в Москворецкую систему, которые возможны вследствие возникновения противотечения в гжатском плесе водохранилища. Время добегания от места поступления загрязняющих веществ в Вазузский, Осугский и Гжатский плесы зависит от расхода сброса, фазы гидрологического режима водохранилища и работы гидротехнических сооружений водохранилища.

СПИСОК СОКРАЩЕНИЙ И УСЛОВНЫХ ОБОЗНАЧЕНИЙ

- БО – бихроматная окисляемость
- БПК – биологическое потребление кислорода
- ВГТС – Вазузская гидротехническая система
- ГМВ – гидрологическая модель водохранилища
- г/у - гидроузел
- ГЭС – гидроэлектростанция
- ЗВ – загрязняющие вещества
- ИЗВ – индекс загрязненности воды
- ИК – индекс кислорода
- ИСО – индекс состояния озера
- Кв – коэффициент водообмена
- КИМ – Канал имени Москвы
- КЭ – кинетическая энергия
- ЛГЭС – Листвянская гидроэлектростанция
- НС – насосная станция
- НПУ – нормальный подпорный уровень
- ОВ – органические вещества
- ПДК – предельно-допустимые концентрации
- ПО – перманганатная окисляемость
- ПХБ – полихлорбифенилы
- ПЭ – потенциальная энергия
- $P_{взв}$ – взвешенный фосфор
- $P_{мин}$ – минеральный фосфор
- $P_{общ}$ – общий фосфор
- $P_{раст}$ – растворенный фосфор
- РК – растворенный кислород
- РФФИ – Российский фонд фундаментальных исследований
- СанПиН – санитарные правила и нормы

C_v – коэффициент вариации

СПАВ – синтетические поверхностно-активные вещества

ТМО – тепломасообмен

УКИЗВ – удельный комбинаторный индекс загрязнения воды

ХПК – химическое потребление кислорода

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Авакян А.Б. Влияние водохранилищ на трансформацию химического стока рек / А.Б. Авакян А, А.Г.Кочарян, Ф.Г. Майрановский // Вод. Ресурсы, – 1994. – №2. – С.144-153

Айзатуллин Т.А., Шамардина И.П. Математическое моделирование экосистем континентальных водотоков и водоемов / Т.А.Айзатуллин, И.П. Шамардина – Итоги науки и техники. Сер. Общая экология. Биоценология. Гидробиология. Моделирование водных экосистем. М.: ВИНТИ, 1980. – Т.5. – С.154-228.

Алексеевский Н.И. Качество воды: особенности и проблемы изучения / Н.И.Алексеевский – Современные фундаментальные проблемы гидрохимии и мониторинга качества поверхностных вод России. Материалы научно–практической конференции. Часть 1. Ростов– на– Дону, 2009. – С. 23-26.

Алексеевский Н.И. Тенденции развития гидрологии / Н.И. Алексеевский // Вестн. МГУ. – 1998. – сер.5.География – №4. – С.49-54.

Алексеевский Н.И. Оптимизация мониторинга факторов формирования стока и качества воды при обеспечении надежности водоснабжения г.Москвы./ Н.И.Алексеевский, В.А. Жук В.А, Е.Г. Калашникова, О.В. Печникова, В.О. Полянин, Н.Л. Фролова – Проблемы гидрологии и гидроэкологии. Вып. 2. М.: Изд– во МГУ, 2004. – С.269-292.

Алексеевский Н.И. Мониторинг гидрологических процессов и повышение безопасности водопользования / Н.И. Алексеевский, Н.Л. Фролова, А.В. Христофоров – М.: ООО «АПР», 2011. – 408с.

Андронникова И.И. Структурно-функциональная организация зоопланктона озерных экосистем / И.И. Андронникова . – СПб.: Наука, 1996. . – 190с.

Антропогенное воздействие на малые озера /Л.: Наука, 1980. – 154с.

Багоцкий С.В. Эвтрофирование водоемов и изменение спектра органических веществ, участвующих в биотическом круговороте / С.В. Багоцкий, В.А. Вавилин // Водные ресурсы. – 1989. – №2. – С. 124-130.

Баранов С.А. Соотношение прозрачности воды, биомассы и продукции планктонных водорослей / С.А. Баранов // Гидробиол. Журнал. – 1979. – №4. – С.18-25.

Бердавцева Л.Б. Взаимосвязь гидрологического режима водохранилища с процессами формирования и трансформации органического вещества (на примере Можайского водохранилища) / Л.Б. Бердавцева – Автореф. дисс. канд. геогр. наук. – М., 1980. – 22с.

Бердавцева Л.Б. Трансформация органического вещества в Можайском водохранилище / Л.Б. Бердавцева, Ю.М. Лебедев, Т.С. Мальцман – Комплексные исследования водохранилищ. Вып.1. – М.: Из-во МГУ, 1971. – С.149-162.

Бикбулатов Э.С. Биоэлементы и их трансформация в водных экосистемах / Э.С. Бикбулатов Рыбинск: Изд-во ОАО «Рыбинский печатный дом», 2009. – 289с.

Биргер Т.И. К этиологии гаффской (юксовско-сартланской) болезни / Т.И. Биргер, А.Я. Маляревская, О.М. Арсан // Гидробиол. Журн, 1973. №2. С.115-126.

Биологическая продуктивность и качество воды Волги и ее водохранилищ. М.: Наука, 1984. 265 с.

Болгов М.В. Современные проблемы водных ресурсов и водообеспечения / М.В. Болгов, В.Н. Мишон, Н.И. Сенцова. М.: Наука, 2005. 318с.

Бреховских В.Ф. О связи валовой первичной продукции фитопланктона с некоторыми гидрофизическими характеристиками / В.Ф. Бреховских, Е.Р. Кременецкая // Водные ресурсы. 2000. №4. с.445-448

Бульон В.В. _Имеет ли место естественное эвтрофирование озер?/ В.В. Бульон // Водные ресурсы. 1998. №6. С.759-764.

Буторин Н.В. Донные отложения верхневолжских водохранилищ / Н.В. Буторин, Н.А. Зиминова, В.П. Курдин – Л.:Наука, 1975. – 155с.

Буяновская А.А. Проблема антропогенного эвтрофирования: современные успехи и нерешенные задачи / А.А. Буяновская – Антропогенное эвтрофирование природных вод. Материалы III Всесоюзного Симпозиума. Черноголовка, 1985. – С.10-24.

Былинкина А.А. Исследования оборачиваемости фосфатов в водной толще водохранилища / А.А. Былинкина – Гидрологические и гидрохимические аспекты изучения водохранилищ. Труды ИБВВ. – Борок:1977. – Вып. 36(39) – С.53-73.

Вайновский П.А. О влиянии изменчивости гидрометеорологических характеристик на фотосинтетическую активность фитопланктона / А.П. Вайновский, В.Г. Девяткин // Водные ресурсы 1995. – Т. 22. №4. – С. 435-438.

Вендров С.Л. Проблемы преобразования речных систем / С.Л. Вендров – Л., Гидрометеиздат, 1970. – 235с.

Венецианов, Е.В. Об экологической ситуации в Волжском бассейне / Е.В. Венецианов // Водные ресурсы. – 1999. – №2. – С.252-254.

Венецианов Е.В. Разработка гидродинамической модели и модели формирования загрязнений равнинного водохранилища (на примере Клязьминского) / Е.В. Венецианов, А.П. Лепихин, Н.В. Кирпичникова // Водное хозяйство России. – 2013. – №2. – С.96-107

Виноградова Н.Н. Исследование баланса взвешенного вещества в Можайском водохранилище / Н.Н. Виноградова – Водные ресурсы – 1991. – №6. – С.38-47.

Вода России. Водоохранилища. – Екатеринбург, : АКВА-ПРЕСС, 2001 – 700с.

Водно-ресурсный потенциал – Екатеринбург, : АКВА-ПРЕСС, 2000. – 420с.

Водохранилища и их воздействия на окружающую среду – М.: Наука, 1993. – 368 с.

Водохранилища Москворецкой водной системы М.: Изд-во МГУ, 1985. – 266 с.

Воробьева Н.А. Межгодовая и сезонная изменчивость запаса азота и трансформация его соединений / Н.А. Воробьева – Процессы формирования качества воды в питьевых водохранилищах – М.: Изд-во МГУ, 1979. – С.40-49.

Воронков П.П. Гидрохимическая характеристика цветности поверхностных вод. / П.П. Воронков, О.К. Соколова – Труды ГГИ. – 1952. – Вып. 35(89). – С.53-65

Гашкина Н.А. Закономерности и оценка круговорота фосфора в системе вода-донные отложения в эвтрофном водохранилище: Дисс. докт. геогр. Наук / Н.А. Гашкина – М.: ИВП, 2003. – 207с.

Географо-гидрологические исследования – Вопросы географии – Сборник 133 – М.: Издательский дом «Кодекс», 2012. – 494с.

Геринг Дж. Дж. Роль азота в эвтрофических процессах/ Дж. Дж. Геринг – Микробиология загрязненных вод – М., Медицина, 1976. – С.48-69.

Гидрографические характеристики речных бассейнов Европейской территории СССР – Л.: Гидрометеиздат, 1971. – 100 с.

Гидрометеорологический режим озер и водохранилищ СССР. Водохранилища Верхней Волги – Л.: Гидрометеиздат, 1975. – 292 с.

Глобальная экологическая перспектива – М.: ИнтерДиалект, 2002. – 504 с.

Горстко А.Б. Модели управления эколого-экономическими системами / А.Б. Горстко, Ю.А. Домбровский, Ф.А. Сурков – М.: Наука, 1984. – 120с.

Горюнова С.В. Водоросли – продуценты токсических веществ / С.В. Горюнова, Н.С. Демина М.: Наука, 1974. – 256с.

ГОСТ 17.1.101-77. Охрана природы. Гидросфера. Использование и охрана вод. Основные термины и определения – 1977.

Данилов-Данильян В.И. Дефицит пресной воды и мировой рынок / В.И. Данилов-Данильян // Водные ресурсы. – 2005. – Т.32. – № 5. – С. 625–633.

Данилов-Данильян В.И. Потребление воды: экологический, экономический, социальный и политический аспекты / В.И.Данилов-Данильян, К.С.Лосев – М.: Наука, 2006. – 221 с.

Даценко Ю.С. К вопросу о связи стока притоков и цветности вод Ивановского водохранилища / Ю.С.Даценко – Тр. ВОДГЕО. – Вып. 69. – 1977. – с.54-62.

Даценко Ю.С. Гидрохимический режим Учинского водохранилища /Ю.С.Даценко //Водные ресурсы – 1984. – №2. – С.54-63

Даценко Ю.С. Особенности использования балансовых моделей при оценке эвтрофирования водохранилищ / Ю.С.Даценко // Вестн. Моск. Ун-та. – Сер. 5, География. – 1992. – №3. – С.33-37.

Даценко Ю.С. Оценка количественной трансформации стока фосфора в долинных водохранилищах / Ю.С.Даценко // Водные ресурсы. – 1997. – №6. – С.729-733

Даценко Ю.С. Балансовая оценка выноса фосфора из донных отложений Можайского водохранилища / Ю.С.Даценко //Водные ресурсы, 1998. – Т.25. – №4. – С.507-509

Даценко Ю.С. О статье В.В.Бульона «Имеет ли место естественное эвтрофирование озер» / Ю.С.Даценко // Водные ресурсы – 1998. – №6. – С.765-766.

Даценко Ю.С. Вертикальное распределение концентраций фосфора в Можайском водохранилище / Ю.С.Даценко // Водные ресурсы. – 2002. – т.29. –№3. – С.358-364.

Даценко Ю.С. Влияние водообмена на развитие фитопланктона в водоемах / Ю.С.Даценко // Вестник МГУ. – сер.5. География. – 2002. – №2. – С. 29-33.

Даценко Ю.С. Эвтрофирование водохранилищ. Гидролого-гидрохимические аспекты / Ю.С.Даценко – М.: ГЕОС, 2007. – 252 с.

Даценко Ю.С. Регулирование стока и обеспечение населения питьевой водой / Ю.С.Даценко, К.К.Эдельштейн – Проблемы гидрологии и гидроэкологии. – М.: Изд-во МГУ, 1999. – Вып.2. – С. 253–269.

Даценко Ю.С. Зависимость степени развития фитопланктона от уровня воды в московских водохранилищах / Ю.С.Даценко, А.В.Гончаров – Актуальные проблемы водохранилищ. Тез. Конференции. Борок, 2002. – С.64–65

Даценко Ю.С. Оценка трофического состояния озер умеренной зоны по характеристикам их кислородного режима. / Ю.С.Даценко, Е.И.Ветрова // Вестник МГУ – сер.5 География. – 2006. – №1. – С.36-39.

Даценко Ю.С. Основные факторы формирования и режима качества воды в источниках муниципального водоснабжения / Ю.С.Даценко, К.К.Эдельштейн // Вода: химия и экология. – 2010. – №8. – С.25-31.

Даценко Ю.С. Моделирование режима фосфора в стратифицированном водохранилище / Ю.С.Даценко, О.Н.Ерина, В.В.Пуклаков – Органическое вещество и биогенные элементы во внутренних водоемах и морских водах. Материалы V Всероссийского симпозиума с международным участием. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2012. – С.379-382.

Даценко Ю.С. Модельная оценка влияния внутриводоемных процессов на экологическое состояние стратифицированных водохранилищ / Ю.С.Даценко, О.Н.Ерина, В.В.Пуклаков // Вода: химия и экология. – 2014. – №9. – С.9-16.

Девяткин В.Г. Гидрофизические факторы продуктивности литорального фитопланктона: влияние гидрофизических факторов на динамику фотосинтеза фитопланктона / В.Г.Девяткин, Н.Ю.Метелева, И.В.Митропольская // Биология внутр. Вод. – 2000. – №1. – С. 45–51.

Денисова А.И. Формирование гидрохимического режима Днепра и методы его прогнозирования / А.И.Денисова – Киев: Наукова думка, 1979. – 290с.

Дмитриева Е.А. Экологические исследования в проблеме “цветения” открытых водоемов при их специальном водопользовании / Е.А.Дмитриева, Н.И.Проскурня, Т.А.Разапова // Вісник Харківського інституту соціального прогресу „Екологія, техногенна безпека і соціальний прогрес”. – Харків: ХІСП, 2001. – Вип. 1. – С. 33-38.

Дмитриев В. В. Диагностика и моделирование водных экосистем / В.В.Дмитриев – СПб., 1995. – 215 с.

Долгоносков Б.М. Механизмы и кинетика деструкции органического вещества в водной среде / Б.М.Долгоносков, Т.Н.Губернаторова – М.: «КРАСАНД», 2011. – 208с.

Ерина О.Н. Моделирование кислородного режима стратифицированного водоема / О.Н.Ерина – Органическое вещество и биогенные элементы во внутренних водоемах и морских водах. Материалы V Всероссийского симпозиума с международным участием. Петрозаводск, Карельский научный центр РАН, 2012. – С.152-156

Ершова М.Г. Пространственно-временная неоднородность распределения органических веществ в Можайском водохранилище / М.Г.Ершова, М.Б.Заславская, Н.М.Зяблова // Водные ресурсы. – 1984. – №4. – С.130–138.

Ершова М.Г. Гидроэкологическое состояние водохранилищ Подмосковья / М.Г.Ершова, А.С.Немальцев, В.В.Пуклаков, М.И.Сахарова – Проблемы гидрологии и гидроэкологии. М.: Изд-во МГУ, 1999. – Вып.1. – С.282–301.

Ершова М.Г. Внутрисуточная трансформация состава воды в Можайском водохранилище / М.Г.Ершова, М.Б.Заславская, Е.А.Захарова, К.К.Эдельштейн // Водные ресурсы. – 2000. – т.27. – №4. – С.485-497.

Жук В.А. Прогнозирование процессов формирования стока и качества воды в незарегулированной части москворецкого водоисточника / В.А.Жук, А.В.Гончаров, М.А.Мищенко, Н.Л.Фролова – Проблемы гидрологии и гидроэкологии. – М.: 1999. – Вып.1. – С.330-348.

Жук В.А. Учет гидрологического режима и особенностей формирования качества воды московского водоисточника для обеспечения надежности водоснабжения г.Москвы / В.А.Жук, Н.Л.Фролова, Е.Г. Калашникова – Доклады VI Всероссийского гидрологического съезда . 28 сентября - 1 октября 2004г. Санкт-Петербург. Секция 4. Экологическое состояние водных объектов. Качество воды и научные основы их охраны. . Часть 1. – Москва: Метеоагентство Росгидромета, 2006. – С.71-75.

Заславская М.Б. Формирование качества речных вод под влиянием природных и антропогенных факторов / М.Б.Заславская – Геоэкологические исследования и охрана недр. – Вып. 1. М.: Геоинформмарк, 1997. – С.13-19.

Заславская М.Б. Оценка запаса солей в Можайском водохранилище в связи с особенностями его гидрохимического режима / М.Б.Заславская – Комплексные исследования водохранилищ. – Вып.4. – М.: Изд-во МГУ, 1978. – С.95-108.

Зиминова Н.А. Аккумуляция биогенных веществ в донных отложениях водохранилищ Верхней Волги / Н.А.Зиминова, В.В.Законнов – Гидрохимические исследования волжских водохранилищ. –Рыбинск. 1982. С.62-67

Зиновьев А.Т. Комплекс моделей для описания гидрофизических процессов в глубоких озерах и водохранилищах / А.Т. Зиновьев, К.Б.Кошелев – Современные проблемы водохранилищ и их водосборов. Материалы научно-практической конференции. Т. 1. Пермь, 2013. – С. 192-197.

Зияев Ш.И. О выживаемости холерного вибриона в природных водах / Ш.И.Зияев, С.Т.Валлааматов // Гигиена и санитария. – 1986. – №5. – С.82-94.

Иваньковское водохранилище и его жизнь. – М.: Наука,1978. –. 304 с.

Измайлова А.В. Водные ресурсы, водопотребление и водообеспеченность Северной Америки: Автореферат дисс. канд. геогр. наук./ А.В.Измайлова. – С-Пб.: ГГИ, 1999. – 21 с.

Йоргенсен С.Э. Управление озерными системами / С.Э.Йоргенсен – М.: Агропромиздат, 1985. – 160с.

Калашникова Е.Г. Результаты исследования органических соединений, определяющих запахи воды р.Москвы / Е.Г.Калашникова, Е.Н.Борисенкова, Г.А.Осипов // Водоснабжение и санитарная техника. – 2001. – №12. – С.10-15.

Канал имени Москвы: 50 лет эксплуатации – М.: Стройиздат, 1987. – 240 с.

Кирпенко Ю.А. О механизме действия токсинов синезеленых водорослей – возбудителей цветения воды на микробную флору / Ю.А.Кирпенко, В.М.Орловский, А.В.Боков, В.В.Станкевич – Самоочищение, биопродуктивность и охрана водоемов и водотоков Украины. – Киев: Наукова Думка, 1975. – С.115-116.

Клепов В.И. Определение гарантированной водоотдачи системы водохранилищ для водоснабжения: Автореферат дисс. докт. техн. Наук / Клепов Владимир Ильич. – М.: Институт Природообустройства, 2011. – 44с.

Корнева Л.Г. Фитопланктон / Л.Г.Корнева – Современная экологическая ситуация в Рыбинском и Горьковском водохранилищах: состояние биологических сообществ и перспективы рыборазведения. Ярославль: Изд-во ЯГТУ, 2000. – С.41–65.

Костоусова М.Н. Особенности очистки воды от фитопланктона / Костоусова М.Н. // Водные ресурсы. –1974. – N3. – С. 97-104

Кременецкая Е.Р. Гидрологические факторы формирования кислородного режима стратифицированного водохранилища: автореф. дисс....канд. геогр. наук. / Кременецкая Екатерина – М.: ИВП РАН, 2001. – 22с.

Круглова Г.В. Влияние антропогенных факторов на многолетние колебания стока Волги / Г.В.Круглова, А.В.Христофоров, К.К.Эдельштейн // Вестн. МГУ. Сер.5, География. – 1994. – №1. – С.48

Куйбышевское водохранилище – Л.: Наука,1983. – 213С.

Кумсиашвили Г.П. Гидроэкологический потенциал водных ресурсов / Г.П.Кумсиашвили. – М.: Академкнига, 2005. – 270с

Леонов А.В. Моделирование природных процессов в водной среде / А.В.Леонов, В.М.Пищальник – Южно-Сахалинск: Изд-во СахГУ, 2012. – 227с.

Лепихин А.П. Исследование статистических функций распределения гидрохимических показателей качества воды поверхностных водных объектов/ А.П.Лепихин, В.А.Возняк // Водное хозяйство России. – 2012. – №2. – С.21-32

Линник П.Н. Гумусовые вещества природных вод и их значение для водных экосистем (Обзор) / П.Н.Линник, Т.А.Васильчук, Р.П.Линник // Гидробиологический журнал. – 2004. – Т.40. – №1. – С.81-107.

Лозовик П.А. Гидрогеохимические критерии состояния поверхностных вод гумидной зоны и их устойчивость к антропогенному воздействию. дисс..... д-ра хим. Наук. 25.00.36/ Лозовик Петр Александрович – Петрозаводск, 2006. – 481с.

Ломова Д.В. Об оценке потребления кислорода грунтами водохранилища / Д.В.Ломова // Водные ресурсы. – 1995. – №2. – С.16-20.

Майоров А.Б. Внутригодовое изменение содержания O_2 в Можайском водохранилище / А.Б.Майоров // Водные ресурсы. – 2000. – № 5. – С. 600-608.

Мартынова М.В. Роль донных отложений в круговороте азота и фосфора в Можайском водохранилище / М.В.Мартынова – Процессы формирования качества воды в питьевых водохранилищах. – М.: Изд-во МГУ, 1979. – с.49-65.

Мартынова М.В. Азот и фосфор в донных отложениях озер и водохранилищ / М.В.Мартынова – М.: Наука, 1984. – 159с.

Мартынова М.В. Донные отложения как составляющая лимнических экосистем / М.В.Мартынова. – М.: Наука, 2010. – 242с.

Меншуткин В.В. Математическое моделирование популяций и сообществ водных животных / В.В.Меншуткин – М.: Наука, 1971. – 196 с.

Меншуткин В.В. Искусство моделирования (экология, физиология, эволюция) / В.В.Меншуткин – Петрозаводск-СПб. – 2010. – 416 с.

Минеева Н.М. Формирование первичной продукции в водохранилищах Волги в современное время. Пигменты фитопланктона / Н.М.Минеева // Водные ресурсы. – 1995. – №6. – С.746–756.

Моделирование режима фосфора в долинном водохранилище – М.: Изд-во МГУ, 1995. – 80 с.

Можайское водохранилище. – Комплексные исследования водохранилищ. Вып.3. – М: Изд-во МГУ, 1979. – 400с.

Моисеенко Т.И. Методические оценки качества вод с позиции экологической парадигмы/ Т.И.Моисеенко // Известия РАН. Серия географическая. – 2009. – №1. – С.23-35

Мусатов А.П. Антропогенное эвтрофирование водоемов / А.П.Мусатов // Водные ресурсы. – 1981. – №3. – С.56-65.

Назаренко С. Водоснабжение крупных городов: перспективы развития / С.В.Назаренко // ЖКХ. – 2000. – №1. – С. – 15-26.

Науменко М.А. Эвтрофирование озер и водохранилищ / М.А. Науменко – Санкт-Петербург. Учебное пособие. – РГГМУ. – 2007. – 97с.

Никаноров А.М. Внутриводоемные процессы и контроль качества природных вод / А.М.Никаноров, Н.М.Трунов – С-Пб.: Гидрометеиздат, 1999. – 155с.

Никаноров А.М. Научные основы мониторинга качества вод /А.М.Никаноров – СПб.: Гидрометеиздат, 2005. – 571с.

Новиков Б.И. Донные отложения Днепровских водохранилищ / Б.И.Новиков – Киев: Наукова Думка, 1985. – 168с.

Новикова Е.В. Влияние водообмена на гидрологическую структуру долинного водохранилища / Е.В.Новикова // Водные ресурсы. – 1994. – №6. – С.595-603

Основные положения правил использования водных ресурсов водохранилищ водораздельного бьефа канала им. Москвы – М.: Госводхоз РСФСР, 1963. –23с.

Основные положения использования водных ресурсов водохранилищ Вазузской гидротехнической системы им.60-летия Октября. – М.: Мин. Мелиорации и водного хозяйства СССР, 1981. –65с.

От истока до Москвы – М.: Прима-Пресс, 1999. – 312 с.

Оценка ресурсов и качества поверхностных вод –М.: Изд-во МГУ, 1989. – 197с.

Перцик Е.Н. Города мира: География мировой урбанизации / Е.Н.Перцик – М.: Международные отношения, 1999. – 382 с.

Подгорный К.А. Математическое моделирование пресноводных экосистем нестратифицированных водоемов (алгоритмы и численные методы) / К.А.Подгорный – Рыбинск: Изд-во ОАО «Рыбинский печатный дом», 2003. – 328 с.

Поддубный С.А. Связи распределения гидробионтов и элементов циркуляции вод на различных биотопах внутренних водоемов / С.А.Поддубный // Водные ресурсы. – 1995. – №2. – С.205-213.

Поддубный С.А. Моделирование влияния гидродинамических и антропогенных факторов на распределение гидробионтов в водохранилищах / С.А.Поддубный, Э.В.Сухова – Рыбинск: Изд-во ОАО «Рыбинский Дом печати», 2002. – 120 с.

Порядин Л.Д. Водоснабжение больших городов- некоторые особенности дальнейшего развития / Л.Д.Порядин // Водоснабжение и санитарная техника. – 2013. – №3-2. – С.68 – 73.

Пуклаков В.В. Гидрологическая модель водохранилища. Руководство для пользователей / В.В.Пуклаков – М.: ГЕОС, 1999. – 96с.

Пуклаков В.В., Эдельштейн К.К. Оценка интенсивности продольной плотностной циркуляции воды весной в долинном водохранилище /

В.В.Пуклаков, К.К.Эдельштейн // Вестн. Моск. ун-та. Сер.5. География. – 1996. – №5. – С.19–27.

Пуклаков В.В. Термический режим москворецких водохранилищ / В.В.Пуклаков, М.Г.Гречушникова // Метерология и гидрология. – 2001. – №12. – С.70–78.

Пуклаков В.В. Математическое моделирование внутриводоемных процессов в водохранилище/ В.В.Пуклаков, М.Г.Ершова, М.Г.Гречушникова – Проблемы гидрологии и гидроэкологии. – М.:Изд-во МГУ, 1999. Вып.1. С.302–317.

Пуклаков В.В. Водный баланс водохранилищ канала им. Москвы / В.В.Пуклаков, Н.Г.Пуклакова – Динамика и термика рек, водохранилищ и прибрежной зоны морей. Материалы междунар. науч.-практ. конф. – М.: Изд-во РУДН, 2009. – С.91-97.

Пуклаков В.В.Роль плотностных течений во внутреннем водообмене водохранилища / В.В.Пуклаков // Водные ресурсы. – 1999. – Т.26. – №2. – С.161–169.

Разгулин С.М. Баланс биогенных веществ в Рыбинском водохранилище / С.М.Разгулин, М.В.Гапеева, А.С.Литвинов – Тр. ИБВВ АН СССР. – 1982. – Вып. 50(53). – С.81-92

Разумов Г.А. Тонущие города / Г.А.Разумов, М.Ф.Хасин – М.: Стройиздат, 1991. – 260с.

Романенко В.Д. Микробиологические процессы продукции и деструкции органического вещества во внутренних водоемах / В.Д.Романенко М.: Наука, 1985. – 294с

Рощупко В.Ф. Многолетние колебания цветности и перманганатной окисляемости в основных притоках Иваньковского водохранилища / В.Ф.Рощупко, А.С.Литвинов // Водные ресурсы. – №3 – 1985. – С. 102-109.

Рыбинское водохранилище и его жизнь. – Л.: Наука, 1972. – 354с

Рябышев, М.Г. Использование и охрана водных ресурсов Москвы / М.Г.Рябышев // Информационный бюллетень СЭВ. – М.: 1984. – С. 23-34.

Самолубов Б.И. Плотностные течения и диффузия примесей /Б.И.Самолубов – М.: ЛКИ, 2007. – 352 с.

Самолубов Б.И. Исследование гидрологических и гидрохимических полей Можайского водохранилища / Б.И.Самолубов, Н.С.Блохина, Ю.С.Даценко, М.Г.Ершова, Е.Р.Шакирова, К.К.Эдельштейн // Метеорология и гидрология. Исследование гидрологических и гидрохимических полей Можайского водохранилища. – 1998. – № 3. – С.82–91.

Савенко В.С. Геохимия фосфора в глобальном гидрологическом цикле / В.С.Савенко, А.В.Савенко – М.:ГЕОС, 2007. – 257 с.

Сапожников В.В. Современное состояние исследований процессов эвтрофикации / В.А.Сапожников – Процессы формирования качества воды в питьевых водохранилищах. – М.: Из-во МГУ, 1979. – С.5-12.

Саут Р. Основы альгологии Р.Саут, А.Уиттик – М.: Мир, 1990. – 597 с.

Сахарова М.И. Зависимость донного населения от уровенного режима водохранилища / М.И.Сахарова, Э.И.Извекова, А.А.Львова – Экологические проблемы бассейнов крупных рек-2. Тезисы международной конференции. Тезисы международной конференции. Тезисы международной конференции. – Тольятти. – 1998. – С.243-244.

Сахарова М.И. Многолетние исследования сезонной динамики планктонного сообщества в пелагиали Можайского водохранилища / М.И.Сахарова, Н.А.Левшина – Экологические исследования в г.Москве и Московской области. Состояние водных экосистем. – М.: Наука, 1992. – С.145-149.

Семенов А.Д. Инфракрасные спектры фульвокислот природных вод / А.Д.Семенов, И.М.Семенова, И.А.Гончарова // Гидрохим. Материалы. – 1966. – т.61. – С.24-35

Семенов А.Д. Химическая природа органических веществ поверхностных вод / А.Д.Семенов // Гидрохим. Материалы – 1967. – 65. – С. 155-172.

Сиренко Л.А. Цветение воды и эвтрофирование /Л.А.Сиренко, М.Я.Гавриленко. – Киев.: Наукова Думка, 1978. – 230с

Скопинцев Б.А. Успехи современной гидрохимии в области изучения органического вещества природных вод / Б.А.Скопинцев, И.А.Гончарова // Гидрохим. Материалы. – 1967. – т. 65. – С. 133-154

Соколов Д.И. Влияние водохранилищ на изменение окисляемости и цветности речной воды (на примере источников водоснабжения г. Москвы): дис. ... канд. геогр. наук./ Соколов Дмитрий Игоревич. – М.: МГУ, 2013. – 179 с.

Справочник водохранилищ СССР. Часть 1. (Водоохранилища объемом 10 млн м³ и более). – М.: Союзводпроект, 1988. – 322 с.

Станкевич В.В. Гигиенические аспекты антропогенного эвтрофирования водоемов / В.В.Станкевич – Антропогенное эвтрофирование природных вод. Тез. Докл. III Всесоюзн. Симпозиума. – М. – 1983. – С.78-80

Стил Дж.А. Развитие водорослей в водохранилище / Дж.А.Стил – Математические модели контроля загрязнения воды. – М.: Мир, 1981. – С. 133-164.

Страшкраба М. Пресноводные экосистемы. Математическое моделирование / М.Страшкраба, А.Гнаук – М.: Мир, 1989. – 373 с.

Унифицированные методы анализа вод. – вып. 1. – Л.: Гидрометеоиздат, 1978. – 144 с.

Фортунатов М.А. Цветность и прозрачность воды Верхневолжских водохранилищ / М.А.Фортунатов – Абиотические факторы биологического круговорота в водоемах – Л.: Наука, 1971. – С.86-100.

Францев А.В. Вопросы эксплуатации источников водоснабжения Москвы/ А.В.Францев – Учинское и Можайское водохранилища. – М.: Изд-во МГУ, 1963. – С.9–15.

Францев А.В. Некоторые вопросы управления качеством воды / А.В.Францев – Теория и практика биологического самоочищения загрязненных вод. – М.:Наука, 1972. С.24–28.

Храменков С.В. Реализация задач по обеспечению надежности системы водоснабжения г. Москвы / С.В.Храменков // Водоснабжение и санитарная техника. – 1999. – №4. – С.2-6.

Храменков С.В. Подковыров В.П. Генеральная схема водоснабжения Москвы на период до 2010 г. / С.В.Храменков, В.П. Подковыров // Водоснабжение и санитарная техника. – 1999. – № 4. – С. 7-10.

Хренов К.Е. Стратегия развития водоснабжения и водоотведения в Москве до 2020 года/ К.Е.Хренов // Сантехника. – 2006. – №6. – С.18-28

Цыцарин Г.В. Режим поступления минеральных форм азота в Можайское водохранилище / Г.В.Цыцарин – Вопросы оценки взаимосвязи поверхностных и подземных вод и качества воды. – М.: Изд-во МГУ, 1972. – С.277-287.

Шеленбергер Г.Э. К теории внутренних сейш в озерах / Г.Э. Шеленбергер – Сейши на озерах поверхностные и внутренние. – Л.: Наука, 1970. – С.5-34.

Шеннон Р. Имитационное моделирование систем – искусство и наука / Р.Шеннон. – М.: Мир, 1978. – 425 с.

Шикломанов И.А. Водопотребление и водообеспеченность в мире: тренды, сценарии, последствия (на англ. языке) / И.А.Шикломанов, Ж.А.Балонишникова – Труды Симпозиума «Водные Ресурсы – Гидрологические риски, Управление и Развитие», изд-во МАГН, 2003. – №281. – С. 358-364.

Шушкевич Е.В. Водоподготовка и управление качеством воды в условиях развития фитопланктона на примере москворецкого водоисточника / Е.В.Шушкевич, А.В.Карпушенко, В.О.Полянин, Е.А.Столярова // Водоснабжение и санитарная техника. – 2010. – №10(часть 1). – С.23-28.

Щеголькова Н.М. Охрана загрязненной реки: интенсификация самоочищения и оптимизация водоотведения / Н.М.Щеголькова, Е.В. Венецианов – М., Наука. 2011 – 387с.

Эдельштейн К.К. Водные массы долинных водохранилищ / К.К. Эдельштейн. – М.:Изд-во МГУ, 1991. – 176 с.

Эдельштейн К.К. Водоохранилища России: экологические проблемы, пути их решения / К.К. Эдельштейн. – М.: ГЕОС, 1998. – 277 с.

Эдельштейн К.К. Гидроэкологическая структура долинных водохранилищ / К.К.Эдельштейн // Вестник МГУ. Сер. 5. География. – 2000. – №5. – С.23–28.

Эдельштейн К.К. Пространственная структура ветровых течений в долинном водохранилище / К.К.Эдельштейн, С.А.Иваненко, П.А.Патрик // Метеорология и гидрология. – 2001. – №7. – С.89-100.

Эдельштейн К.К. Гидрология материков / К.К.Эдельштейн – М.:«ACADEMIA», 2005. – 302с.

Эдельштейн К.К. Биохемогенный кальцит – важный компонент круговорота веществ в эвтрофном Можайском водохранилище / К.К.Эдельштейн, М.Г.Ершова, М.Б.Заславская // Водные ресурсы. – 2005. – №4. – С.477-488

Эдельштейн К.К. Диагностическое моделирование внутриводоемных процессов в водохранилищах / К.К.Эдельштейн, М.Г.Гречушникова, Ю.С.Даценко, В.В.Пуклаков // Водные ресурсы. – 2012. – №4. – С. 437-451.

Экология фитопланктона Рыбинского водохранилища – Тольятти. – 2000. – 264с.

Экосистема озера Плещеево – Л.: Наука, 1989. – 264 с.

Элементы круговорота фосфора в водоемах. – Л.: Наука, 1987. – 103с.

Aberg B. Uberdie Milieufaktoren in einigen sudshwedischen Seen / В.Аberg, W.Rodhe // Simb. Bot. Upsal. – 1942. – v.5(3). – P.1-256

Beck M.B. Water quality modeling: a review Of the analisis and uncertainty / M.B.Beck // Water Resours Research. – 1987. – V.23. – p. 1393-1442

Bendorf J. Control of eutrophication of lakes and reservoirs by means of pre-dam – I. mode of operation and calculation of the nutrient elimination capacity. / J.Bendorf, K. Putz // Water Research. – 1987. – v.21(7). – P.829-838.

Bendorf J., Putz K. Control of eutrophication of lakes and reservoirs by means of pre-dam – II. Validation of phosphate removal model and size optimization. / J.Bendorf, K. Putz // *Water Research*. – 1987. – v.21(7). – P.839-842.

Bernhardt H. Input control of nutrients by chemical and biological methods / H.Bernhardt // *Water Supply*. – 1983. – v.1. – p.187-206.

Bernhardt H. Reservoirs and drinking water supply – a global perspective / H.Bernhardt // *J. Water SRT – Aqua. V.* – 1995. – v.44. – p.2-17

Bird P.M. State of the Environment report for Canada / P.M.Bird, D.J.Rapport – Department of Environment (DOE), Ottawa, Ontario, Canada. – 1986. – 263p.

Bourbigot N. Providing water for Ile de France / N.Bourbigot, J. Sibony // *JAWWA*. – 1986. – №7. – p. 62-72.

Carlsson R.E. A trophic state index for lakes / R.E. Carlsson // *Limnol. Oceanogr.* – 1977. – V.22. – p.361-369.

Canfield D.E. Prediction of total phosphorus concentrations, chlorophyll-a, and Secchi depth in natural and artificial lakes / D.E.Canfield, R.W. Bachman // *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* – 1981 – v.38(4). – P.414-423.

CE-QUAL-R1: A numerical, one-dimensional model of reservoir water quality. User's manual. – Report E-82-1. US Army Corps of Engineers. Waterways Experimental Station, CE. – Vicksburg. Miss. – 1982. – 115p.

Chapra S.C. Engineering Approaches for Lake Management. Vol. 1, 2. / S.C. Chapra, K.H. Reckhow. – Boston: Butterworths, 1983. – 492 p.

Chapra S.C. Empirical models for disinfection by products in lakes and reservoirs / S.C. Chapra, R.P. Canale, G.L. Amy // *J. Env. Eng.* – 1997. – v. 123(7). – P.714-715.

Clare L.G. Algae problems in eastern Lake Erie / L.G.Clare, N.E. Hopson // *J. Amer. Water Work Assoc.* – 1975. – v.67(3). – p. 71-88.

Dillon P.J. A Simple Method for Predicting the Capacity of a Lake for Development based on Lake Trophic Status / P.J. Dillon, F.H. Rigler // J. Fish. Res. Bd. Can. – 1975. – v.32 –p. 1519-1531

Frisk T. Development of mass balance models for lakes. Helsinki / T.Frisk. – Helsinki. – 1989. – 59 p.

Grobler D.C. Phosphorus budget models for simulating the fate of phosphorus in South African reservoirs / D.C. Grobler // Water SA. – 1985. – v.11. – №4. – p.219-230.

Harper D. Eutrophication of Freshwaters. / D.Harper. – London: Chapman and Hall, 1992. – 392c.

Hatchinson G.E. On the relation between the oxygen deficit and productivity and typology of lakes / G.E.Hatchinson // Int. Rev. Gezamen Hydrobiol. – 1938. – V.36. – p.336-355

ILEC (International Lake Environmental Committee). Data Book of World Lake Environments. A Survey of the State of World Lakes. – Japan. – 1987-1989. – V.1, 2,3,4,5.

Jaquet J.M. . Bilan et modèle d'entrées - sorties du phosphore total dans le Léman / J.M. Jaquet // Annales de Limnologie - International Journal of Limnology . – 1985. – v.21(3). – P.177-189.

Jorgensen S.E. Handbook on environmental data and ecological parameters. / S.E. Jorgensen. – Oxford, New York, Toronto, Sydney, Paris, Frankfurt. – 1979. – 1162 p.

Lee G.F. Summary of U.S. OECD eutrophication study. Results and their application to the water quality management / G.F. Lee, R.A.Jones // Verh. Internat. Verein. Limnol. – 1984. – Bd.22. – p.261-267

Naumann E. Limnologische Terminologie / E.Naumann – Abt. IX, Teil 8, Urban and Sschwarzenberg, Berlin. – 1932. – 776p

Negoro T. Blue-green algae in lake Biwa which produce earthy-musty odors / T.Negoro, M.Ando, N.Ichicawa // Wat. Sci. Tech. – 1988. – v.20 (8/9). – p. 117-123.

OECD (Organization for Economic Cooperation and Development) – Eutrophication of Waters: Monitoring, Assessment and Control. OECD Cooperative Programme on Monitoring of Inland Waters (Eutrophication Control). – Paris.: 1982. – 155p.

Porcella D.B. An index to evaluate lake restoration / D.E.Porcella, S.A.Peterson, D.P. Larsen // J. Env. Eng. Div. – 1980 – 106(EE6). – p.1151-1169

Rifal N. La biodegradation des acides fulviques / N.Rifal, G.Bertru // Hydrobiologia. – 1980. – N2. – p.181-184.

Reckhow K.H. Uncertainty Analysis Applied to Vollenweider's Phosphorus Loading Criterion / K.H.Reckhow // J. Watwr Poll. Control Fed. – 1979. – v.51(8). – P.2123-2128.

Romanovsky Y.E. Food limitation and life-history strategies in cladoceran crustaceans / Y.E. Romanovsky // Arch. Hydrobiol. Bein. Ergeb. Limnol, – 1985. – v.21. – p.363-372.

Sakamoto M. Eutrophication / M.Sakamoto – Water Resources Management (Ed. Biswas D.)New-York. – 1995. – P. 76-98

Strome D.J. Fotolitical degradation of dissolved humic substens / D.J.Strome, M.C.Millea // Verh. Int. Ver. Theor. Und anqew. Limnol. – 1978. – №2. – P.107-123

Schwimmer D. The role of algae and phytoplankton in medicine. / D. Schwimmer, M. Schwimmer – New York. – 1955. – 234p

Thienemann A. Die binnengewasser Nittelewopas Eine limnologische Einfuhrung. / A. Thienemann // Binnengewasses. – 1925. – №1. – p.1-225.

Theil H. Applied econimoc forecasting. / H.Theil. – Amsterdam. – 1971. – 256c

Thornton K.W. A Temperature Algorithm for Modifying Biological Rates / K.W.Thornton, A.S.Lessem // Transactions of the American Fisheries Society. – 1996. – Vol.107. – №2. – P. 274-287.

Vollenweider R. Scientific fundaments of the eutrophication in lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in

eutrophication. / R. Vollenweider – Report organisation for Economic Co-Operation and Development. DAS/CSI/68.27. Paris. – 1968. – 192pp.

Vollenwaider R.A. Input-output models with special reference to the phosphorus loading concept in limnology / R. Vollenweider // Schweizerische Zeitschrift fur Hydrologie. – 1975. – V.37. – p.54-83

Vollenweider R.A. The loading concept as basis for controlling eutrophication philosophy and preliminary results of the OECD programme on eutrophication / R.A. Vollenweider, J. Kerekes // Progr. Water. Technol. – 1980. – V. 12. Pt. 2. – P. 5-38.

Walker W.W. Significance of eutrophication in water supply reservoirs / W.W.Walker // J. AWWA. – 1983. – v.75(1). – P.38-42.

Walker W.W. Empirical method for predicting eutrophication in impoundments / W.W.Walker – Technical Report E-81-9. US Army Corps of Engineers. Massachusetts. Concord, 1985. – 297 p.

Yagi M. Odor problems in Lake Biwa / M.Yagi, M.Kajino, U. Matsuo, K.Ashitani, T.Kita, T.Nakamura // Wat. Sci. Tech. – 1983. – v.15(6/7). – p.311-321.