ФЕДЕРАЛЬНОЕ АГЕНТСТВО НАУЧНЫХ ОРГАНИЗАЦИЙ
НАУЧНЫЙ СОВЕТ ОНЗ РАН «ВОДНЫЕ РЕСУРСЫ СУШИ»
ФЕДЕРАЛЬНОЕ ГОСУДАРСТВЕННОЕ БЮДЖЕТНОЕ УЧРЕЖДЕНИЕ НАУКИ ИНСТИТУТ ВОДНЫХ ПРОБЛЕМ РОССИЙСКОЙ АКАДЕМИИ НАУК
ФЕДЕРАЛЬНОЕ ГОСУДАРСТВЕННОЕ БЮДЖЕТНОЕ УЧРЕЖДЕНИЕ НАУКИ ИНСТИТУТ ВОДНЫХ ПРОБЛЕМ СЕВЕРА КАРЕЛЬСКОГО НАУЧНОГО ЦЕНТРА РОССИЙСКОЙ АКАДЕМИИ НАУК

ВСЕРОССИЙСКАЯ НАУЧНАЯ КОНФЕРЕНЦИЯ

Научное обеспечение реализации «Водной стратегии Российской Федерации на период до 2020 г.»

06-11 июля 2015 г.

Сборник научных трудов

Петрозаводск

2015

УДК 556.5.01: 628.1: 504.4.06

ББК 26.22Я5
Н 34

Научное обеспечение реализации «Водной стратегии Российской Федерации на период до 2020 года» – Сборник научных трудов в двух томах. Петрозаводск: РИО КарНЦ РАН, 2015.
Т.1 – 486 с.

В настоящий сборник вошли доклады, представленные на Всероссийскую научную конференцию «Научное обеспечение реализации «Водной стратегии Российской Федерации на период до 2020 года» (г. Петрозаводск, 06−11 июля 2015 г.), проведенную Научным советом Отделения наук о Земле РАН «Водные ресурсы суши», Федеральным государственным бюджетным учреждением науки Институтом водных проблем Российской академии наук (ИВП РАН), Федеральным государственным бюджетным учреждением науки Институтом водных проблем Севера Карельского Научного центра Российской академии наук (ИВПС Кар НЦ РАН).

Организация конференции и издание сборника осуществлены при финансовой поддержке Федерального агентства научных организаций, Российской академии наук, Федерального агентства водных ресурсов, Российского фонда фундаментальных исследований (грант № 15-05-20465-г), Открытого акционерного общества «РусГидро».

Редакционная группа:

д.т.н. В.Г. Пряжинская – ответственный редактор
д.ф.-м.н. А.Н. Гельфан
к.т.н. М.И. Степанова
Р.И. Бедная
Ю.Е. Казаков

ISBN _____Н

© Федеральное государственное бюджетное учреждение науки Институт водных проблем Российской академии наук, 2015
© Федеральное государственное бюджетное учреждение науки Институт водных проблем Севера Карельского научного центра Российской академии наук, 2015
© Авторы докладов, 2015

СОДЕРЖАНИЕ

Стр.

ТОМ I

Предисловие…… 12

ПЛЕНАРНЫЕ ДОКЛАДЫ…… 14

Данилов-Данильян В.И., Пряжинская В.Г. Обеспечение водной безопасности – одна из важнейших задач российской экономики……. 14

Никаноров А.М. О некоторых фундаментальных проблемах гидрохимии и гидроэкологии в свете реализации Водной стратегии Российской Федерации на период до 2020 г…….. 25

Филатов Н.Н., Панин Г.Н., Дианский Н.А., Ибраев Р.А., Баклагин В.Н., Выручалкина Т.Ю., Гусев А.В., Назарова Л.Е., Соломонова И.В., Фомин В.В. Диагноз и прогноз изменения гидрологического режима и экосистем крупных озер под влиянием антропогенных факторов…… 31

Болгов М.В. О выполнении программы приоритетных научных исследований в области водных ресурсов для реализации Водной стратегии Российской Федерации до 2020 г…… 39

Вениционов Е.В. Актуальные проблемы качества вод и управления качеством…… 46

Джамалов Р.Г., Фролова Н.Л., Сафронова Т.И., Телегина Е.А. Основные тенденции изменения зимнего стока рек Европейской части России..... 53

Зекцер И.С. Перспективы использования пресных подземных вод для водоснабжения в чрезвычайных ситуациях…… 60

Крюков Л.Н., Поздняков Ш.Р., Румянцев В.А. Специфика золь-гель процессов в бассейне Ладожского озера……. 67

Кучмент Л.С. Проблемы выбора моделей формирования стока для решения практических задач…… 74

Секция I. ***СОВЕРШЕНСТВОВАНИЕ МЕТОДОВ И МОДЕЛЕЙ ОЦЕНКИ И ПРОГНОЗИРОВАНИЯ РЕСУРСОВ И РЕЖИМА ПОВЕРХНОСТНЫХ И ПОДЗЕМНЫХ ВОД В УСЛОВИЯХ НАРАСТАЮЩЕГО АНТРОПОГЕННОГО***

Стр.

ВОЗДЕЙСТВИЯ И НЕОПРЕДЕЛЕННОСТИ КЛИМАТИЧЕСКИХ И ГИДРОЛОГИЧЕСКИХ ХАРАКТЕРИСТИК 81

Айзель Г.В. Современные методы машинного обучения в гидрологическом моделировании…….. 81

Болгов М.В., Трубецкова М.Д., Филиппова И.А. Современные изменения климатических характеристик в бассейне Амура… 87

Бухарицин П.И. Роль дрейфующих льдов в формировании рельефа дна и донных отложений Северного Каспия…… 94

Гельфан А.Н. Оценка предсказуемости гидрологических процессов…… 100

Георгиади А.Г., Коронкевич Н.И., Барабанова Е.А., Вишневская И.А., Зайцева И.С., Долгов С.В., Кашутина Е.А., Ясинский С.В. Особенности многолетних изменений речного стока Волги и Дона под влиянием климатических и антропогенных факторов…….. 109

Горбатенко Л.В. Водные ресурсы бассейна р. Амур и их использование: современное состояние, динамика, прогноз……. 115

Григорьев В.Ю., Телегина А.А. Влагозапас снежного покрова Европейской части России по данным спутниковой гравиметрии…….. 122

Гусев Е.М., Насонова О.Н., Ковалев Е.Э., Семенов В.А. Неопределенность расчетов и прогнозов составляющих водного баланса речных бассейнов, вызванная климатическим шумом 128

Демидов В.Н. Физико-математическая модель формирования талого стока равнинной реки (на примере реки Дон)…….. 134

Добровольский С.Г. Оценка неопределенностей прогноза стока рек России и мира в XXI веке с учетом возможного антропогенного потепления…… 142

Калугин А.С. Разработка модели формирования стока р. Амур на базе информационно-моделирующего комплекса ECOMAG 149

Каримова О.А., Миняева Ю.В., Четверикова А.В. Влияние антропогенных факторов на водные ресурсы промышленно развитых районов Северо-Западного федерального округа (на примере Ленинградской области)…… 155

Стр.

Коронкевич Н.И., Мельник К.С. Гидрологические изменения в бассейне реки Москвы……. 161

Кузенбаев К.М. Гидравлическое моделирование Шардаринского водохранилища…….. 167

Литвинов А.С., Кучай Л.А., Соколова Е.Н. Анализ динамики годового притока в Рыбинское водохранилище и его моделирование……. 174

Морейдо В.М. Долгосрочный ансамблевый прогноз весеннего половодья и летней межени на основе динамико-стохастической модели формирования речного стока…….. 180

Музылев Е.Л., ***Старцева З.П., Успенский А.Б., Волкова Е.В.*** Моделирование водного и теплового режимов крупного сельскохозяйственного региона с использованием данных съемки с метеорологических спутников…….. 186

Насонова О.Н., Гусев Е.М., Володин Е.М., Ковалев Е.Э. Некоторые аспекты неопределенностей в прогностических оценках климатически обусловленного изменения стока северных рек России…… 194

Савкин В.М., Двуреченская С.Я. Роль Новосибирского водохранилища в регулировании стока Верхней Оби и формировании качества воды. 201

Ушаков М.В. Характер многолетних колебаний минимального месячного стока Верхней Колымы за летне-осенний период (на примере притока воды к водохранилищу Колымской ГЭС). 206

Шаталова К.Ю. Болгов М.В. Моделирование проточности Волго-Ахтубинской поймы для оценки экологического благополучия водных объектов……. 210

Секция* II. *РАЗВИТИЕ МЕТОДОВ ПРОГНОЗИРОВАНИЯ ПРОЦЕССОВ ФОРМИРОВАНИЯ И ВОССТАНОВЛЕНИЯ КАЧЕСТВА ВОД, ОПРЕДЕЛЕНИЯ ДОПУСТИМЫХ ВОЗДЕЙСТВИЙ НА ЭКОСИСТЕМЫ ПРИ РАЗЛИЧНЫХ СЦЕНАРИЯХ АНТРОПОГЕННОЙ ДЕЯТЕЛЬНОСТИ И КЛИМАТИЧЕСКИХ ИЗМЕНЕНИЙ…… 216

Алексеевский Н.И., Промахова Е.В., Романченко А.О., Чалов С.Р. Мониторинг техногенных изменений мутности речных вод и их гидроэкологический анализ…… 216

Стр.

Бакаева Е.Н., Игнатова Н.А. К методологии экотоксикологического изучения формирования и восстановления качества вод в условиях антропогенных нагрузок в поверхностных водных объектах…….. 223

Баренбойм Г.М., Веницианов Е.В., Авандеева О.П.,Чиганова М.А. Научные и технологические основы проектирования автоматизированных систем мониторинга качества поверхностных вод суши…… 230

Беликов В.В., Борисова Н.М. Кочетков В.В. Численное моделирование переноса загрязнений для целей обеспечения экологической безопасности водопользования (на примере водотоков и водоемов Подмосковья)…… 237

Белоусова А.П., Руденко Е.Э. Моделирование процессов трансформации ресурсов подземных вод и их качества на участке Калужской области (в зоне радиоактивного следа)..... 243

Беляев С.Д. Нормативы качества воды и наилучшие доступные технологии..... 250

Бреховских В.Ф., Волкова З.В. Перекальский В.М. Методические подходы к оценке размеров зоны влияния крупных промышленных центров на качество воды в реке..... 256

Готовцев А.В. Определение скорости биохимического окисления и биохимической потребности в кислороде табличным методом……. 263

Григорьева И.Л. О возможности использования метода ретроспективного анализа для прогноза качества воды водохранилищ…….. 273

Дубинина В.Г., Косолапов А.Е., Жукова С.В. Проблема восстановления водных и биологических ресурсов поймы Нижнего Дона…….. 277

Зырянов В.Н., Чебанова М.К., Филатов Н.Н. Взаимодействие морских и речных вод в устьях приливных рек (на примере устья р. Кеми) 287

Казмирук В.Д., Казмирук Т.Н. Охрана и очистка вод методами фитотехнологий……. 294

Ким Г.И. Водоросли фитоэпилитона как индикаторы качества воды в разнотипных водных объектах бассейна Верхней Оби 301

Кочарян А.Г., Лебедева И.П. Техногенные источники тяжелых металлов и формы их поступления в водные объекты…… 308

Стр.

Лепихин А.П., Мирошниченко С.А., Вениципанов Е.В., Губернаторова Т.Н. Построение региональных нормативов качества воды на примере бассейна Верхней Камы…… 315

Лепихин А.П., Любимова Т.П., Ляхин Ю.С., Паршакова Я.Н., Коновалов В.В., Тиунов А.А. К проблеме расчета зон техногенного теплового загрязнения крупных водохранилищ (на примере Пермской ГРЭС)……. 321

Мирзоян А.В., Жукова С.В., Подмарева Т.И., Лутынская Л.А., Фоменко И.Ф., Бурлачко Д.С., Карманов В.Г., Шишкин В.М., Куропаткин А.П. Современное состояние и пути реконструкции поймы Нижнего Дона…… 327

Мотовилов Ю.Г. Оценки антропогенных загрязнений речных бассейнов тяжелыми металлами на основе модели ECOMAG 335

Никитская К.Е. Факторы формирования вторичных ареалов загрязнения и возможности их выявления на фоновых территориях…….. 343

Решетняк О.С. Изменчивость экологического состояния речных экосистем Европейской территории России под воздействием антропогенной нагрузки…… 351

Сухоруков Б.Л. Развитие метода дистанционной спектрометрии применительно к задаче оценки состояния водных экосистем…….. 359

Фащевская Т.Б. Оценка антропогенной составляющей гидрохимического стока городского водотока…….. 365

Хорошевская В.О. Влияние ванадия на первичную продукцию в поверхностных водах (теоретический и прикладной аспекты) 373

Хоружая Т.А., Минина Л.И. Проявление признаков экологического бедствия на крупных водохранилищах юга России….. 379

Шилькрот Г.С. О миграции фосфора и других химических элементов с грунтовым стоком в сельских ландшафтах……. 386

Секция* III. *ОЗЕРА РОССИИ: ПРОБЛЕМЫ ОЦЕНКИ СОСТОЯНИЯ И ПРОГНОЗА ИЗМЕНЕНИЙ…….. 395

Белкина Н.А. Роль донных отложений в формировании химического состава поверхностных вод гумидной зоны (на примере озер Карелии)…….. 395

Бородулина Г.С. Ресурсы и химический состав подземных вод Карелии…… 400

Стр.

Гулин М.Б. К актуализации исследований перманентного накопления донных отложений из аллохтонных и автохтонных взвесей в пресноводных и морских водоёмах…… 407

Гуруев М.А., Османов М.М., Амаева Ф.Ш., Алигаджиев М.М., Абдурахманова А.А. Проблемы экологического оздоровления озера Ак-Гель…….. 413

Измайлова А.В. Водные ресурсы озер Российской Федерации: результаты проведенной оценки, новые задачи и пути их решения……. 420

Калинкина Н.М., Полякова Т.Н., Сидорова А.И, Сярки М.Т., Теканова Е.В., Т.А. Чекрыжева Т.А. Основы биомониторинга Онежского озера с учетом его геохимических особенностей… 427

Каретников С.Г. Опыт создания схем замерзания и вскрытия Ладожского озера……. 433

Кондратьев С.А. Оценка современной биогенной нагрузки на Российскую акваторию Финского залива и ее соответствие международным требованиям…… 439

Лозовик П.А. Нормирование допустимой антропогенной нагрузки на водные объекты с экологических и геохимических позиций…… 446

Митина Н.Н., Малашенков Б.М. Влияние изменения уровня Каспийского моря на динамику сообществ гидробионтов его Северного региона…….. 452

Петрова Т.Н., Гусева М.А. Гидрохимический режим и оценка качества воды притоков Ладожского озера……. 457

Румянцев В.А., Трапезников Ю.А. Уровень воды водной системы «Ладога – Нева – Невская губа» в современных природных и антропогенных условиях 464

Румянцев В.А., Рыбакин В.Н., Токарев И.В. Исследование Ладожского озера и его притоков с помощью изотопных индикаторов……. 468

Сапелко Т.В., Игнатьева Н.В., Кузнецов Д.Д., Лудикова А.В., Гусева М.А. Индикация изменений природной среды и уровня антропогенной нагрузки на водные экосистемы по донным отложениям озер: новый методический подход…….. 473

Субетто Д.А. Калинкина Н.М., Лукина Ю.Н., Филатов Н.Н. Онежское озеро и его водосбор: история развития, освоение человеком и современное состояние…… 479

Стр.

Том II.

Секция IV. ***РАЗРАБОТКА МЕТОДОЛОГИИ И ТЕХНОЛОГИЙ УПРАВЛЕНИЯ РИСКОМ ЭКСТРЕМАЛЬНЫХ ГИДРОЛОГИЧЕСКИХ ЯВЛЕНИЙ РАЗЛИЧНОГО ГЕНЕЗИСА В УСЛОВИЯХ МЕНЯЮЩЕГОСЯ КЛИМАТА И АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ НА ВОДНЫЕ ОБЪЕКТЫ И ВОДОСБОРЫ……*** 6

Борщ С.В., Бураков Д.А., Жабина И.И., Леонтьева Е.А., Симонов Ю.А., Степанов Ю.А., Христофоров А.В., Юмина Н.М. Система прогнозирования и раннего предупреждения об угрозе наводнений на реках бассейна р. Амур…….. 6

Бугаец А.Н., Мотовилов Ю.Г., Беликов В.В., Гельфан А.Н., Гончуков Л.В., Дод Е.В., Калугин А.С., Крыленко И.Н., Морейдо В.М., Норин С.В., Румянцев А.Б., Сазонов А.А. Построение интегрированной системы гидрологического моделирования с применением стандарта OpenMI для задач управления риском наводнений (на примере среднего Амура) 12

Васильев О.Ф., Зиновьев А.Т., Кошелев К.Б., Дьяченко А.В., Коломейцев А.А. Прогнозирование и натурные наблюдения в период прохождения экстремального дождевого паводка на Алтае в 2014 г……. 20

Осипова Н.В. О выборе метода оценивания параметров распределений максимального паводочного стока на примере р. Адагум – г. Крымск…… 25

Попова Н.О. Оценка возможных максимальных жидких осадков и предельно возможных расходов паводкового стока для речных бассейнов Европейской территории России и Приморья…… 30

Румянцев А.Б., Беликов В.В. Оценка рисков воздействия экстремальных гидрометеорологических явлений и техногенных паводков на объекты повышенной опасности…….. 38

Семенов В.А. Гидролого-климатические основы и география рисков опасных наводнений и маловодий на реках России….. 44

Стр.

Фролова Н.Л., Гельфан А.Н., Киреева М.Б., Рец Е.П., Телегина Е.А. Анализ экстремальных гидрологических явлений в пределах бассейнов равнинных рек Европейской территории России 51

Чеснокова И.В., ***Борсукова О.В., Сергеев Д.О***. Развитие неблагоприятных природных процессов в различных геокриологических условиях……. 58

Шаликовский А.В. Система численных показателей уровня риска для наводнений различного генезиса……. 64

Секция V. ***СОВЕРШЕНСТВОВАНИЕ МЕТОДОЛОГИИ ИНТЕГРИРОВАННОГО УПРАВЛЕНИЯ ВОДНЫМИ РЕСУРСАМИ И ВОДООХРАННОЙ ДЕЯТЕЛЬНОСТЬЮ ПРИМЕНИТЕЛЬНО К ГИДРОЛОГИЧЕСКИМ, КЛИМАТИЧЕСКИМ, ЭКОЛОГИЧЕСКИМ, ЭКОНОМИЧЕСКИМ И СОЦИАЛЬНЫМ УСЛОВИЯМ РОССИИ.....*** 71

Болгов М.В., Коробкина Е.А., Митина Н.Н., Малашенков Б.М., Вишневская И.А. Водохозяйственные проблемы Западных подстепных ильменей…… 71

Данилов-Данильян В.И., Хранович И.Л. Комплекс математических моделей согласования региональных интересов в долгосрочном планировании водопользования……... 78

Демин А.П., Болгов М.В, Филиппова И.А. Изменение нагрузки на водные ресурсы бассейна реки Оки под влиянием климатических и антропогенных факторов……. 86

Жукова С.В. К вопросу об изменении политики управления водными ресурсами отдельных водохранилищ в бассейне р. Дон…….. 94

Игнатьева Н.В. Научно-обоснованный подход к разработке природоохранных и оздоровительных мероприятий на водоемах урбанизированных территорий…… 99

Красов В.Д. Стратегия управления речным стоком в условиях его нестационарности……. 106

Курбатова И.Е. Использование геоинформационных технологий для оценки влияния создаваемых водохранилищ на окружающую среду в криолитозоне (на примере Нижне-Богучанского водохранилища)……. 113

Стр.

Левит-Гуревич Л.К., Болгов М.В. Методология обоснования приоритетных мероприятий рационального использования водных ресурсов (на примере водохозяйственного комплекса Нижней Волги)…… 121

Розенталь О.М. Риск-ориентированный мониторинг качества вод как условие обеспечения достоверной водно-экологической информации…… 130

Сивохип Ж.Т. Проблемы и перспективы интегрированного управления водными ресурсами в странах Евразийского экономического союза……. 136

Щеголькова Н.М., Веницианов Е.В. Новые подходы к оценке водохозяйственных и водоохранных мероприятий ……. 143

Эльпинер Л.И., Шаповалов А.Е. Предупреждение негативных последствий для здоровья населения при принятии водохозяйственных управленческих решений……. 149

ПРЕДИСЛОВИЕ

«Водная стратегия Российской Федерации до 2020 года», утвержденная распоряжением Правительства Российской Федерации от 27 августа 2009 г. N 1235-р, определяет «основные направления деятельности по развитию водохозяйственного комплекса России, обеспечивающего устойчивое водопользование, охрану водных объектов, защиту от негативного воздействия вод, а также по формированию и реализации конкурентных преимуществ Российской Федерации в водоресурсной сфере». Всероссийская научная конференция «Научное обеспечение реализации «Водной стратегии Российской Федерации на период до 2020 г.» посвящена рассмотрению указанных приоритетных задач, включающих следующие вопросы:

- совершенствование методов и моделей оценки и прогнозирования ресурсов и режима поверхностных и подземных вод в условиях нарастающего антропогенного воздействия и неопределенности климатических и гидрологических характеристик;
- развитие методов прогнозирования процессов формирования и восстановления качества вод в природных объектах; определения допустимых воздействий на водные и околоводные экосистемы, в том числе крупнейших озёр России – Байкала, Ладожского, Онежского и др. при различных сценариях антропогенной деятельности и изменений климата;
- совершенствование методов и технологий, направленных на повышение эффективности водоохранной деятельности, обеспечение экологически безопасного водопользования и улучшение экологического состояния водных объектов;
- разработка методологии и технологий управления риском катастрофических гидрологических явлений различного генезиса в условиях меняющегося климата и антропогенной нагрузки на водные объекты и их водосборы;
- обоснование научных и технологических основ автоматизированных крупномасштабных систем комплексного мониторинга водных объектов суши и их водосборов;
- совершенствование методологии интегрированного управления водными ресурсами применительно к гидрологическим, климатическим, экологическим, экономическим и социальным условиям России.

Настоящий сборник (в 2-х томах) содержит доклады представителей ведущих научных коллективов страны: институтов Федерального агентства научных организаций; крупных вузов; организаций Федерального агентства водных ресурсов; Росгидромета и других ведомств; проектных и производственных организаций. Пленарные доклады помещены в начале сборника, остальные – сгруппированы по пяти основным направлениям (секциям):

Пленарные доклады.

Секция I. Совершенствование методов и моделей оценки и прогнозирования ресурсов и режима поверхностных и подземных вод в условиях нарастающего антропогенного воздействия и неопределенности климатических и гидрологических характеристик.

Секция II. Развитие методов прогнозирования процессов формирования и восстановления качества вод, определения допустимых воздействий на экосистемы при различных сценариях антропогенной деятельностии климатических изменений.

Секция III. Озера России: проблемы оценки состояния и прогноза изменений.

Секция IV. Разработка методологии и технологий управления риском экстремальных гидрологических явлений различного генезиса в условиях меняющегося климата и антропогенной нагрузки на водные объекты и водосборы.

Секция V. Совершенствование методологии интегрированного управления водными ресурсами и водоохранной деятельностью применительно к гидрологическим, климатическим, экологическим, экономическим и социальным условиям России.

Авторские тексты докладов сохранены, в некоторых случаях внесена редакционная правка, не изменяющая сути изложенного.

Организация конференции и издание сборника осуществлены при финансовой поддержке Федерального агентства научных организаций, Российской академии наук, Российского фонда фундаментальных исследований (грант № 15-05-20465-г), Федерального агентства водных ресурсов, ОАО «РусГидро».

ПЛЕНАРНЫЕ ДОКЛАДЫ

ОБЕСПЕЧЕНИЕ ВОДНОЙ БЕЗОПАСНОСТИ – ОДНА ИЗ ВАЖНЕЙШИХ ЗАДАЧ РОССИЙСКОЙ ЭКОНОМИКИ[1]

Данилов-Данильян В.И., Пряжинская В.Г.
Институт водных проблем РАН, г. Москва
1356011@mail.ru

Водный фактор обусловливает три источника угроз национальной безопасности: 1) катастрофические наводнения и другие стихийные бедствия из-за аномальных гидрологических явлений, 2) дефицит водных ресурсов, 3) неудовлетворительное обеспечение значительной части населения питьевой водой и другими услугами водного хозяйства.

Все три источника угроз усиливаются с течением времени, что свидетельствует о недостаточности мер по предупреждению исходящих от них опасностей. Прежде всего, это относится к катастрофическим наводнениям: вслед за наводнением в г. Крымске (июль 2012 г.), повлёкшим не менее 170 жертв среди местного населения, 2013-й год принёс экстраординарное наводнение в бассейне р. Амур, беспрецедентное по площади затопленных земель, продолжительности и нанесённому экономическому ущербу. Политику защиты от наводнений необходимо радикально пересмотреть, она не соответствует тому масштабу угроз, которые характерны для настоящего времени. Ежегодный ущерб от наводнений в России в среднем составляет по разным оценкам от 2 до 4 млрд. руб. (фактически учитывается только прямой ущерб, для оценки косвенного ущерба методики отсутствуют). Частота и сила стихийных бедствий увеличиваются, это – одно из проявлений глобальных изменений климата в настоящее время и ближайшем будущем, вероятно, наиболее важное. Растёт и экономический ущерб от наводнений, но причины такого роста – не только природные: дорожают хозяйственные объекты и жилой фонд, всё больше распространяется страхование, а с ним – и полнота учёта понесённых потерь, к тому же и

[1]Работа выполнена при финансовой поддержке Российского научного фонда (грант № 14-17-00672).

цены на услуги страхования растут, все дороже обходятся защитные меры, все выше затраты на временное переселение людей с затопленных территорий и т.п.

Второй и третий из названных источников угроз водной безопасности тесно взаимосвязаны, хотя проявляются по-разному; они имеют природу, совершенно отличную от первого и требуют принципиально иных мер по предотвращению (или хотя бы максимально возможному сокращению) причиняемых ими потерь. Для второго и третьего источников необходимые меры в основном предусмотрены «Водной стратегией РФ на период до 2020 года» [1], но необходимо усилить контроль за её реализацией и ответственность за несвоевременное выполнение определяемых ею мер.

Оценки повторяемости катастрофических наводнений исчисляются в предположении о стационарности (точнее, квазистационарности) климата, но это предположение уже не соответствует реальности: климат быстро меняется, с каждым годом этот тезис получает всё большее количество научных подтверждений. Однако прогнозы в рамках противоположного предположения – о нестационарности климата – не имеют необходимого методического и информационного обеспечения (да и вряд ли получат его в ближайшие десятилетия), поэтому решения о мерах, направленных на защиту от катастрофических наводнений, вынужденно принимаются в условиях большой неопределённости и высокого риска. (Оценка повторяемости Амурского наводнения 2013 года в предположении квазистационарности климата – один раз в 200–250 лет [2], однако многие гидрологи полагают, что равносильное по мощности наводнение вполне может повториться уже при жизни нынешнего поколения.) Существующие оценки повторяемости катастрофических наводнений не должны расхолаживать! Подчеркнём, что оценки повторяемости относятся к долгосрочному прогнозированию, отмеченное возрастание его сложности в связи с нестационарностью климата не распространяется на сезонные и, тем более, краткосрочные гидрологические прогнозы.

В Институте водных проблем РАН несколькими научными коллективами активно ведутся работы по созданию моделей для решения задач, связанных с анализом и прогнозированием разных типов наводнений и их последствий. Этим кругом задач занимаются исследователи и в других организациях. Данная тематика широко освещается в докладах, представленных на нашу конференцию, так

что останавливаться на ней подробнее сейчас нет необходимости.

Водное хозяйство России. Водообеспечение населения и экономики. Задача водного хозяйства – обеспечить потребности в воде населения, промышленности, сельского хозяйства, гидроэнергетики, судоходства, рыбного промысла, рекреации. Стоимость основных производственных фондов отрасли оценивается в 350 млрд. руб. Основную их часть составляют системы территориального перераспределения стока (41%), гидроузлы и гидросооружения для регулирования стока рек (25%), системы и сооружения для водообеспечения орошаемого земледелия и сельскохозяйственного водоснабжения (13%). Стоимость специализированных сооружений для защиты от вредного воздействия вод едва достигает 3%, хотя по расчётам должна составлять не менее 10–15% [3].

В настоящее время суммарный забор воды из природных водных объектов России составляет 76,5 км^3, объём использованной воды – около 58 км^3. На промышленное производство используется 66%, на нужды коммунального хозяйства – 20%, доля орошения составляет 12% и сельскохозяйственного водоснабжения – 2%. Объём сточных вод, сброшенных в поверхностные водные объекты, составил 50,9 км^3, из них порядка 16 км^3 – загрязнённых (неочищенных или недоочищенных), более ⅔ этой величины приходится на Европейскую часть страны. Вклад сельского хозяйства в загрязнение вод составляет 25–27%, ЖКХ 50–52%, промышленности 30–32%. Динамика ввода в действие мощностей по охране воды и воздуха показала, что по сравнению с 1985 г. к началу XXI века произошло снижение очистки сточных вод в 2 раза, оборотного водоснабжения в 8 раз, улавливания и обезвреживания вредных газов в 6,1 раза. После ликвидации в 2000 г. природоохранного ведомства фактический объём государственной деятельности в сфере охраны окружающей среды и экологической безопасности непрерывно сокращался. Аналогов этому феномену нельзя обнаружить ни в одной развитой стране мира, более того, прямо противоположная тенденция характерна и для всех сколько-нибудь значимых (экономически или политически) развивающихся стран.

Уже в настоящее время в средние по водности и, тем более, маловодные годы напряжённый водохозяйственный баланс наблюдается в районах осуществления интенсивной хозяйственной деятельности в бассейнах Дона, Иртыша, рек Северного Кавказа, Урала, западного побережья Каспия. Так, в бассейне р. Кубани в маловод-

ные годы экономическая потребность в пресной воде удовлетворяется не более чем на 60%.

На Европейскую часть страны, где сосредоточено свыше 70% населения и производственного потенциала, приходится не более 10% водных ресурсов России. Построенные в различных организациях (Институт народнохозяйственного прогнозирования РАН, Совет по изучению производительных сил Минэкономразвития России и пр.) прогнозы развития экономики РФ на долгосрочный период обычно представлены двумя или тремя сценариями, в том числе обязательно сценарием экстенсивного роста. Для внимания к этому сценарию имеются достаточные причины: развитие российской экономики в последние 35 лет идёт именно экстенсивным путём, и пока нет никаких статистически регистрируемых изменений, которые могли бы дать надёжное основание для утверждений об изменении этой траектории. Расчёт потребности в водных ресурсах для обеспечения дальнейшего экстенсивного развития российской экономики показывает, что в этом случае Европейская часть территории страны становится вододефицитной к 2030 г., то есть нехватка воды будет весьма существенным, вполне возможно – главным фактором, сдерживающим рост российской экономики. Этого нельзя допустить!

Проблема учета долгосрочных экологических последствий принимаемых сегодня социально-экономических решений занимает центральное место в разработках по устойчивому развитию страны и её национальной безопасности. Если в передовых государствах за последние три десятилетия резко возросла роль наукоёмких отраслей, в том числе информационных технологий, внедрение которых позволяет снизить удельные показатели потребления энергии, материалов и воды, то в России все эти годы наблюдались совершенно другие тенденции. Уже с середины 1970-х годов около 85% прироста инвестиций в СССР направлялось в нефтегазовый сектор. Если в 1975 г. в отраслевой структуре промышленности на самые неблагоприятные в экологическом отношении отрасли (электроэнергетика, топливная, химическая и нефтехимическая) приходилось (по валовой продукции) 16%, то в 1999 г. – уже 37% (примерно такова же доля этих отраслей и в настоящее время). Если учесть еще чёрную и цветную металлургию, то эта доля возрастет примерно до 55%. Ни одна развитая страна мира не имеет такой высокой доли грязных производств по промышленности в целом (в США по существую-

щим экспертным оценкам она несколько выше 20%), не говоря о том, что доля промышленности в ВВП развитых стран в сравнении с Россией, как правило, примерно в полтора раза ниже [4], также [5]. В такой экономической ситуации рыночные стимулы к развитию водного хозяйства сами по себе не возникнут. Государство может создавать такие стимулы средствами активного воздействия на рынок (налоги, льготы, интернализация внешних эффектов и др.), участвовать в экономической жизни на правах рыночного агента, управляя государственными предприятиями (стремясь не к максимизации прибыли, а к достижению социальных целей и восполняя убытки за счёт бюджета), но оно же вправе (при соответствующем законодательном обеспечении) прибегать и к административным, нерыночным методам. Наиболее эффективно сочетание различных подходов [6], однако в любом случае решения должны основываться на анализе причин возникновения негативных явлений и всестороннем учёте последствий, в том числе косвенных и побочных.

Возникновение прогнозируемого при экстенсивном экономическом росте дефицита воды на Европейской части территории России обусловлено двумя основными причинами: нерациональным использованием воды и колоссальным по масштабам загрязнением естественных водных объектов – источников пресной воды. Водоёмкость ВВП в РФ значительно превышает аналогичные показатели стран с развитой экономикой.

Во властных структурах отсутствует адекватное понимание серьёзности ситуации. Позиция экспертного сообщества по многим важнейшим вопросам развития игнорируется или вовсе не замечается. Большая часть государственных структур управления остается непрозрачной для общественности. Обмен информацией и данными экологического характера весьма затруднен даже между смежными ведомствами. Ряд функций дублируется, а некоторые (весьма существенные) фактически оказались «потерянными». Деятельность «открытого правительства», общественных советов при министерствах и ведомствах несколько расширила возможности получения общественными организациями и гражданами информации о деятельности властных структур, но фактически не повысила восприимчивость этих структур к мнениям таких организаций и экспертного сообщества.

Государственное управление водопользованием. Цена традиционного развития водного хозяйства в России весьма высока. Так,

для водоснабжения, канализации, водоочистки, сельского хозяйства и охраны окружающей среды ежегодно по разным экспертным оценкам требуется от 600 до 1,8 трлн. руб. Эффективность подобных инвестиций зависит от состояния уровня управления водным хозяйством и водохозяйственным комплексом страны, а также от развития рыночных отношений в водопользовании [7].

В водохозяйственной отрасли страны в 2005–2007 гг. произошли определенные изменения в системе платности водопользования и бюджетном финансировании водохозяйственных и водоохранных мероприятий. С начала 2005 г. введён федеральный водный налог, который полностью перечисляется в федеральный бюджет, где трансформируется (обезличивается, как и большинство других налогов) и лишь косвенным образом влияет на государственное финансирование водохозяйственных и водоохранных мероприятий.

Общие поступления в федеральный бюджет от водного налога, платежей за водопользование и платы за негативное воздействие на водные объекты составили в 2012 г. 14,5 млрд. руб., превышение расходов федерального бюджета над учтенными доходами составляет порядка 2–3 млрд. руб. При этом часть расходов из федерального бюджета осуществляется по линии других министерств и ведомств, а также по другим разделам и статьям бюджета. Их величина по приблизительным расчетам составляла в 2012 г. порядка 2–3 млрд руб. Общие потери федерального бюджета из-за пониженной ставки налога/платежей для населения в 2011–2012 гг. составляли примерно 1,2 млрд. руб./год. Абсолютное и относительное потребление воды на хозяйственно-питьевые нужды населения в России выше, чем в развитых странах Европы, и повышение тарифов может оказать позитивное воздействие на рационализацию водопотребления, снижение потерь и непроизводительного расходования водопроводной воды в домашних хозяйствах. Даже значительное повышение этих ставок не приведёт к снижению благосостояния населения (такая опасность указана, например, в [8]), если малоимущим возвратить дополнительно полученные при этом средства в какой-либо другой форме. Однако беспрецедентно раздутый российский чиновничий аппарат постоянно демонстрирует неспособность решать, казалось бы, простые задачи.

Анализ статей бюджета показывает, что платежи за использование водных объектов, включающие плату за пользование поверхностными водными объектами, плату за негативное воздействие на

окружающую среду, возмещение вреда водным объектам при нарушении водного законодательства, в стоимостной форме значительно меньше реально необходимых или планируемых в схемах комплексного использования и охраны водных объектов затрат на водохозяйственные мероприятия в бассейнах рек и субъектах РФ. Одна из важнейших льгот в области платности водопользования – экономическое стимулирование охраны водных объектов посредством учета расходов водопользователей на мероприятия по охране водных объектов (п. 15 ст. 3 Водного кодекса РФ) – не получила конкретного выражения в подзаконных актах.

Выделение средств на водохозяйственные мероприятия, а также водоохранные и водохозяйственные учреждения с 2006 по 2008 гг. составляло от 8,0 до 13,3 млрд руб. (от 0,21% до 0,23% всех расходов федерального бюджета), а с 2010 по 2012 гг. – от 10,4 до 21,9 млрд. руб. (от 0,10% до 0,17%), то есть с учётом инфляции реально уменьшилось. Оптимальный на сегодняшний день объем затрат для стабилизации и улучшения экологической обстановки в странах с современной экономикой оценивается примерно в 3–4% ВНП. По этой статье затрат Россия отстаёт от развитых стран примерно в 6 раз в расчёте на душу населения при существенных диспропорциях в структуре затрат и их территориальном распределении. Доля общих (из всех источников) текущих затрат на защиту окружающей среды не превышает 1% совокупного общественного продукта практически во всех субъектах федерации (в 1990-х гг. она составляла 1,5%). При этом ¾ ежегодно осуществляемых затрат идет на поддержание уже достигнутого уровня природоохранной деятельности и менее ¼ – на её дальнейшее развитие [9].

Средства, собираемые в качестве платежей за негативное воздействие на водные объекты, а также за водопользование, должны в полном объёме направляться на финансирование мер по повышению экологической безопасности водопользования, охраны вод, защите от негативных гидрологических процессов. Тем не менее, такие средства могут оказаться недостаточными, поэтому необходима система целевых бюджетных фондов, где будут концентрироваться средства. Комплекс необходимых мер включает:

– определение видов водопользования, облагаемых платой; речных бассейнов (географических районов), где она взимается;

– пересмотр процедур назначения размеров платежей (с учетом вида водопользования, объёма деятельности, дифференциации

по бассейнам и географическим районам и т.п.);

– определение состава и структуры специализированных финансовых и управляющих органов, обеспечивающих взимание платы за водопользование, их взаимоотношений, подотчетности и подчиненности представительной и исполнительной власти, обеспечение прозрачности финансовых потоков;

– определение механизмов взимания платежей, включая способы принуждения к их внесению, средств контроля над их накоплением и расходованием;

– формирование мониторинга системы платного водопользования;

– определение динамики поэтапного ужесточения экологических нормативов, расширение спектра учитываемых загрязняющих веществ и увеличения тарифных ставок;

– разработку экономических мер, направленных на сокращение ущербов от рассредоточенных источников загрязнения;

– развитие мониторинга водных объектов как основного средства контроля водопотребления и водоотведения.

Необходимые инвестиции в водный сектор и потребности в финансировании систем водоснабжения и канализации в России, по различным экспертным оценкам, колеблются в диапазоне 20–60 млрд. долл. Это намного превышает фонды, выделяемые на эти нужды в настоящее время. Хотя считается целесообразным подключать частный сектор к управлению водными ресурсами, его участие следует рассматривать скорее как финансовый катализатор, а не как необходимое условие разработки проектов. Поскольку оценка воды предполагает учёт социальных и экологических приоритетов, а также возмещение издержек производства, управление водными активами должно оставаться в руках государства и пользователей. Кроме того, изменяется парадигма управления водой. Система бытового водоснабжения и водоотведения в советский период была направлена на обеспечение всеобщих потребностей в воде. Государство монопольно и почти бесплатно обеспечивало граждан страны услугами водного сектора. Формирование цен на воду основывалось на концепции «социального равенства», в рамках которого гарантировались права на воду как на жизненно важный ресурс общего пользования. В настоящее время, часто вопреки здравому смыслу, без учёта мировой практики и опыта, в стране

осуществляются меры по ускоренной приватизации (коммерциализация) деятельности в секторе водоснабжения и водоотведения и переводу этой деятельности на основу частной выгоды [9].

В управлении водным хозяйством России традиционно используются практически все виды административных воздействий, но не всегда обоснованно и результативно. Устойчивое водопользование страны должно способствовать реализации перспективных стратегий *регионального* развития. Отсюда следует, что Схемы комплексного использования и охраны водных объектов (СКИОВО) должны формироваться как системы научно обоснованных условий и ресурсных ограничений социально-экономического развития субъектов Федерации и разрабатываться специалистами по водным ресурсам и водному хозяйству совместно с подразделениями региональных администраций в соответствии со стратегиями социально-экономического развития субъектов Федерации.

Трансграничные проблемы. Неблагоприятная экологическая ситуация в России сказывается на трансграничных водных системах, некоторые из них оказались в катастрофическом состоянии. В проблематике международно-правового регулирования использования международных водных объектов вопросы экологической безопасности выходят на первый план, потеснив традиционную проблему судоходства. Специфика конкретных условий загрязнения, сложность его количественного определения, различия в уровне техники и технологии, культуры и традиций требуют индивидуального подхода к разработке и заключению соглашений об экологической безопасности водных объектов. Проблема создания общепринятых механизмов находится лишь в стадии обсуждения и вынесения общих рекомендаций.

Трансграничное перемещение загрязняющих веществ водой привязано к линейным объектам – рекам или строго очерченным водоёмам – озерам, которые находятся на границе государств. Наконец, оно привязано к морским акваториям. Но результаты трансграничного переноса загрязнений через водные объекты всегда сказываются на обширной территории, так как эти объекты используются в качестве источника питьевого и хозяйственного водоснабжения, орошения, источника рыбной продукции или морепродуктов, а также как зоны рекреации. Антропогенные изменения на реках, протекающих через территории нескольких стран, оказывают существенное влияние на водный режим на всём протяжении реки

при строительстве систем орошения или осушения, плотин и водохранилищ, а также в системах переброски воды, при обваловании. Взаимный обмен речными водами у России происходит с 14 государствами. При этом речной сток, поступающий с сопредельных территорий, в 1,5 раза превышает сток из России [4].

Новые межгосударственные проблемы, связанные с использованием рек, возникли после распада Советского Союза, самороспуска СЭВ и разрушения плановых систем хозяйствования. Особенно актуальны проблемы трансграничного (в обе стороны) загрязнения речного стока (Россия–Украина, Россия–Казахстан и др.); регулирования водного стока рек; работы ГЭС и т. д. До межгосударственных конфликтов (к счастью, невооружённых) обострилась ситуация по использованию водных ресурсов в странах Центральной Азии; в этом регионе аграрное производство расходует воду крайне неэкономно и нерационально (по оценке специалистов ООН, вдесятеро хуже, чем в развитых государствах); косвенно эти конфликты касаются и России.

Основные направления, в которых должны быть сосредоточены усилия. Разработку конкретных мер по обеспечению безопасного и устойчивого водопотребления необходимо проводить на всех трёх уровнях управления – федеральном, региональном и муниципальном и для разных временных горизонтов – кратко-, средне- и долгосрочного [4, 10, 11]. Здесь нет необходимости называть эти направления, перечислять конкретные меры в рамках каждого из них и т.п. – все это хорошо известно, обсуждалось на десятках конференций, совещаний и пр. в течение последней четверти века, но очень мало делается реально. Порядок в водном хозяйстве возможен только в условиях хорошо функционирующей, «отлаженной», сбалансированной экономики, ориентированной на удовлетворение потребностей людей (включая и потребность в благоприятной окружающей среде, чистой воде, качественных продуктах питания). Российская экономика с её структурными деформациями, незрелым рынком, неразвитыми системами и институтами общественного контроля (в том числе экологического), правоприменения, страхования и т.д. пока далека от этого уровня развития. Однако требуется подчеркнуть, что хорошо функционирующая, «отлаженная», сбалансированная экономика немыслима с таким водным хозяйством, какое имеется в современной России. И поскольку водное хозяйство – прежде всего инфраструктурная отрасль, необходимо

его опережающее развитие: анализ однозначно показывает, что любая высокоразвитая экономика шла к процветанию именно через опережающее развитие инфраструктуры.

Литература

1. Водная стратегия РФ на период до 2020 года. М.: НИА – Природа, 2009. 40 с.

2. *Данилов-Данильян В.И., Гельфан А.Н., Мотовилов Ю.Г.. Калугин А.С.* Катастрофические наводнение 2013 года в бассейне реки Амур: условия формирования, оценка повторяемости, результаты моделирования.// Водные ресурсы. Т. 41. №2. 2014, С. 111–122.

3. *Данилов-Данильян В.И., Асарин А.Е., Балошникова Ж.А., Иванов А.Л., Прохорова Н.Б.* Задачи оптимального управления водными ресурсами в целях устойчивого развития регионов России // Тезисы пленарных докладов 7-го Всероссийского Гидрологического съезда 19–21 ноября 2013 г. СПб., 2013. С.33–42.

4. *Данилов-Данильян В.И.*, *Залиханов М.Ч., Лосев К.С.* Экологическая безопасность. Общие принципы и российский аспект. М.: МППА БИМПА, 2007. 287 с.

5. *Данилов-Данильян В.И.* Природно-ресурсный сектор в структуре мирового хозяйства и причины глобального экономического кризиса // Вестник РАН. 2013. Т. 83. №4. С.291-299.

6. *Данилов-Данильян В.И., Дёмин А.П., Пряжинская В.Г., Покидышева И.В.* Рынки воды и водохозяйственных услуг в мире и Российской Федерации //Водные ресурсы. 2015. Т.42. №2. С. 229-239.

7. *Пряжинская В.Г., Левит-Гуревич Л.К., Ярошевский Д.М.* Научное обеспечение стратегических водохозяйственных решений // Сб. трудов Всеросс. научн. конф. «Устойчивость водных объектов, водосборных и прибрежных территорий; риски их использования». Калининград, 2011. С. 292–299.

8. Государственный доклад о состоянии и об охране окружающей среды РФ в 2012 году // НИА – Природа. М., 2013. 185 с.

9. *Думнов А.Д.* Федеральный бюджет и водное хозяйство в 2005–2007 гг. // Природно-ресурсные ведомости. 2008. №5.

10. Проблемы национальной безопасности. Экспертные заключения, аналитические материалы, предложения.– М.: Наука, 2008. 460с.

11. Основы государственной политики в области экологического развития Российской Федерации на период до 2030 года. Распоряжение Президента РФ №1102 от 28 апреля 2012 г.

О НЕКОТОРЫХ ФУНДАМЕНТАЛЬНЫХ ПРОБЛЕМАХ ГИДРОХИМИИ И ГИДРОЭКОЛОГИИ В СВЕТЕ РЕАЛИЗАЦИИ ВОДНОЙ СТРАТЕГИИ РОССИЙСКОЙ ФЕДЕРАЦИИ НА ПЕРИОД ДО 2020 ГОДА

Никаноров А.М.
Институт водных проблем РАН, Гидрохимический отдел,
г. Ростов-на-Дону
ghi8@aaanet.ru

В июле 2014 года был принят Федеральный закон, направленный на развитие водохозяйственного комплекса Российской Федерации. Среди многих мероприятий, включенных в программу реализации Водной стратегии на период до 2020 года, есть много плановых поручений, направленных на совершенствование системы природоохранного нормирования качества природных вод, на разработку и внедрение нормативно – методических документов, обеспечивающих благополучие водных экосистем в условиях антропогенного влияния.

Одним из важнейших мероприятий Водной стратегии до 2020 года должна быть *разработка единой нормативно-методической и метрологической базы управления качеством воды*. Имеется ввиду необходимость создания комплекса методик по определению химического состава поверхностных вод суши, предельно допустимых концентраций загрязняющих веществ в воде и донных отложениях, по оценке токсичности методами биоиндикации и биотестирования и другими показателями, используемыми для оценки качества вод и экологического благополучия. *Единство подходов и оценок*, которые должны быть законодательно оформлены в Российской Федерации, по нашему мнению, *является первым обязательным условием реализации Водной стратегии в программе качества воды*. Это позволит сравнивать характеристики состава вод суши в различных регионах страны и обеспечит эффективность Водной стратегии при оценке масштабов антропогенного воздействия и проведении природоохранных мероприятий.

Для выполнения указанных обязательных условий среди организационных мероприятий должны быть проведены аккредитация, аттестация и лицензирование аналитических лабораторий, входящих в государственную систему мониторинга качества вод. Это по-

зволит разработать и создать единый реестр сопоставимых методик определения обязательных показателей химического состава поверхностных вод суши. Впоследствии необходимо сформировать общедоступный банк гидрохимических данных для основных водных объектов нашей страны (важнейшие реки, озера и водохранилища Российской Федерации) [1, 2].

Таким образом, сформулируем одну из первых задач реализации Водной стратегии до 2020 года в части качества вод: *единый подход к аккредитации, лицензированию и аттестации всех лабораторий, проводящих исследования и наблюдения за загрязнением природных водных объектов и очищенных сточных вод по гидрохимическим, гидробиологическим, токсикологическим и гидрологическим показателям*.

Гарантом обеспечения этих условий является обязательное *проведение внешнего и внутреннего контроля точности определения химических, биологических и гидрологических показателей*.

В части создания унифицированных и сопоставимых методик анализа вод Гидрохимический институт внес свой вклад в Водную стратегию и опубликовал новое руководство по химическому анализу вод, полностью соответствующее европейским стандартам. Оно включает более 150 методик определения основных параметров качества вод.

Водная стратегия будет реализована с учетом известного постановления Правительства Российской Федерации № 219 (с изменениями от 05.06.2013 г.) и Водного Кодекса РФ (с изменениями от 28.07.2012 г.), которые направлены на совершенствование нормативной и законодательной базы водных отношений в стране. В них введены новые элементы государственного мониторинга водных объектов – мониторинг состояния дна и берегов, изменения морфометрических особенностей, режима использования водоохранных зон, водохозяйственных систем и гидротехнических сооружений. Впервые активное участие в мониторинге на своих территориях, в части организации и осуществления этих видов мониторинга, будут принимать органы исполнительной власти субъектов Российской Федерации. Задача ученых – создать нормативную базу для этих работ, которые впервые охватят малые реки и озера, наиболее подверженные воздействием изменениями климата, руслового режима рек, количества атмосферных осадков [4, 5].

В связи с существенным увеличением масштабов работ в рамках Водной стратегии, возникла острая необходимость создания атласа карт состояния водных ресурсов, их качества и загрязненности с использованием ГИС-технологий. Они должны представлять графо-математическую модель экологической обстановки водных объектов в виде обобщенного изображения качества природных вод, как фундаментальной основы совершенствования мониторинга и выявления источников поступления загрязняющих веществ. Другими словами пришло время для создания *нового Атласа качества водных ресурсов Российской Федерации*. Такой Атлас позволит выявить не только основные источники загрязнения, но и возможности самоочищения водных объектов, буферную емкость природных вод, учитывающую региональные особенности речных экосистем.

Следующей важной стратегической задачей, одобренной правительством РФ, является обеспечение своевременного предупреждения *об опасных гидрометеорологических явлениях и высоких уровнях загрязнения окружающей среды, включая водные ресурсы*. Сбросы загрязненных сточных вод в зависимости от их объема и состава могут представлять чрезвычайную опасность для водных объектов, особенно, если они являются источниками питьевого водоснабжения.

Несмотря на известное сокращение производства, в последние годы наблюдался рост случаев аварийного, экстремально высокого и высокого загрязнения водных объектов. Так, в 2008 г. экстремально высокие уровни загрязнения (ЭВЗ) поверхностных вод в РФ наблюдались на 114 водных объектах в 433 случаях, высокие уровни (ВЗ) были отмечены на 251 водных объектах в 1262 случаях; в 2007 г. был зарегистрирован 321 случай ЭВЗ на 89 водных объектах и 1289 случаев ВЗ на 246 водных объектах.

В настоящее время ситуация в целом по Российской Федерации только ухудшилась. В 2013 г. на водных объектах России отмечено 636 створов с высоким уровнем загрязненности воды, что на 7 створов больше, чем в 2012 г. Анализ динамики качества поверхностных вод за период 2012-2013 гг. показал, что в 2013 г. по сравнению с 2011 г. качество воды на водных объектах с высоким уровнем загрязненности практически не изменилось. Из указанных выше 636 створов качество воды улучшилось на 44 створах, ухудшилось на 43 створах; не претерпело существенных изменений на 549 створах [3].

При рассмотрении теоретических аспектов загрязнения водных экосистем, считаем важным учесть *избирательную реакцию водных объектов на антропогенное воздействие.* Избирательность связана с тем, что водные экосистемы являются неоднородными: отдельные мелководные участки характеризуются замедленным водообменом. К ним же относятся ветленды – периодически затапливаемые прибрежные зоны. Такие участки названы нами «слабыми местами» в водных экосистемах. Они отличаются минимальной метаболической мощностью и экологической емкостью, способностью к самоочищению и мобилизации экологических резервов водной толщи, донных отложений и гидробионтов. В «слабых местах» уязвимость водных объектов максимальная. Эти участки после интенсивной разовой нагрузки, например, тяжелыми металлами, возвращаются в начальное состояние по правилу экологического гистерезиса, но во всех случаях в них наблюдаются необратимые изменения [5]. Учет указанных особенностей исключительно важен для обоснования предельно допустимых объемов сброса загрязняющих веществ в наиболее уязвимые участки водных объектов.

В связи с вышесказанным предлагается ввести понятие *«слабые места экосистем» в число фундаментальных понятий гидроэкологии при антропогенном воздействии.* Следует провести исследования в этой области, имея ввиду и то обстоятельство, что, как показали наблюдения, оно может оказаться ключевым при решении проблемы выбора мест сброса сточных вод для минимизации их негативного влияния на всю экосистему. На практике эта особенность водоемов и водотоков не принимается во внимание, и сточные воды чаще всего сбрасываются именно в прибрежные зоны, которые являются самыми «слабыми местами» в большинстве водных объектов суши [5].

В настоящее время ущерб от аварийного загрязнения компенсируется (в значительной части) государством в виде централизованных затрат на проведение различного рода восстановительных работ, очистку и обеззараживание территории и лишь незначительная часть погашается (редко) за счет виновников. В будущем в условиях дефицита бюджета Российской Федерации, а также местных бюджетов, трудно рассчитывать на государственные средства. В то же время нереально возлагать бремя ответственности за аварийные загрязнения только на предприятия – источники аварийных выбросов.

Выходом из создавшегося положения может стать *разработка и реализация концепции приемлемого риска, в основе которой лежит принцип «предвидеть и предупреждать»*. Она основывается на детальном знании важнейших свойств водных объектов и объективно существующих опасностей аварийного загрязнения, закономерностях появления и снижения обусловленного ими ущерба. Для конкретной реализации такого подхода необходимо иметь систематизированную информацию о предприятиях, расположенных на территории водосбора, о характере данного вида производства, составе сточных вод, вероятности аварий и т.п. На основе такой информации будут разработаны принципы дальнейшего развития и совершенствования системы оперативного прогноза и оценки аварийного загрязнения водных объектов, а также методы, технические и программные средства для сбора, систематизации, анализа и моделирования на основе ГИС-технологии детальной информации о реальной опасности возможного аварийного загрязнения и снижения обусловленного этим загрязнением ущерба.

Токсическое действие загрязняющих веществ на гидробионты является одной из главных причин негативных последствий антропогенного загрязнения природных вод. Изучение процессов трансформации и миграции особо опасных загрязняющих веществ, отработка химико-биологических, оптических (дистанционных) методов посредством органичного сочетания современных методов получения, обработки, формализации исходных данных с использованием метода натурного моделирования при помощи мезокосмов, в которых воспроизводятся основные закономерности исследуемых явлений, послужат основным инструментом химико-биологического экспериментирования с водными экосистемами. Натурные эксперименты будут положены в основу «Рекомендаций по интегральной оценке загрязненности вод и состояния экосистем водных объектов особо опасными веществами комплексом методов», направленных на разработку путей снижения послеbдствий негативного воздействия.

Одной из важнейших задач Водной стратегии является оценка предельно допустимых воздействий и предельно допустимых нагрузок на водные объекты, то есть формирование научных основ системы нормирования.

Исследование особенностей трансформации загрязняющих веществ в водных объектах, изменение их токсических свойств и изу-

чение изменений биотической структуры водных экосистем под воздействием загрязнения сами по себе представляют важные направления в оценке качества воды и состояния водных объектов.

Литература

1. *Никаноров А.М., Назарова А.А.* Гарантии и контроль качества гидрохимической информации. Серия «Качество вод», Ростов-на-Дону, 2009 г., 108 с.

2. *Никаноров А.М., Минина Л.И.*, Трофимчук М.М. Пути совершенствования мониторинга качества вод в свете реализации Водной Стратегии РФ до 2020 года// Материалы Всероссийской научной конференции. Калининград, 2011 г., «Касипрос» 2011. С. 276-285.

3. Качество поверхностных вод Российской Федерации / Под ред. чл.-корр. РАН, А.М. Никанорова, Ростов-на-Дону, 2014. 147 с.

4. *Никаноров А.М., Хоружая Т.А., Назарова А.А., Минина Л.И.* Организация и проведение наблюдений за содержанием загрязняющих веществ в донных отложениях водных объектов, РД 52.24.609-2013, Ростов-на-Дону, 2013. 39с.

5. *Никаноров А.М., Минина Л.И., Косменко Л.С.* Организация и ведение мониторинга водных объектов за состоянием дна, берегов и изменениями морфометрических особенностей, состоянием и режимом использованием водоохранных зон, водохозяйственных систем и гидротехнических сооружений. РД 52.24.788-2013, Ростов-на-Дону, 2013, С.35.

6. *Никаноров А.М.* Об избирательной реакции водных экосистем на антропогенное воздействие.// Доклады РАН, 2014, Т. 459, №4, С. 504-506.

ДИАГНОЗ И ПРОГНОЗ ИЗМЕНЕНИЯ ГИДРОЛОГИЧЕСКОГО РЕЖИМА И ЭКОСИСТЕМ КРУПНЫХ ОЗЕР ПОД ВЛИЯНИЕМ АНТРОПОГЕННЫХ ФАКТОРОВ[2]

Филатов Н.Н[1]., Панин Г.Н.[2], Дианский Н.А.[3], Ибраев Р.А.[3], Баклагин В.Н.[1],Выручалкина Т.Ю.[2], Гусев А.В.[3], Назарова Л.Е.[1], Соломонова И.В.[2], Фомин В.В.[3]
[1]Институт водных проблем Севера КарНЦ РАН, г. Петрозаводск
[2]Институт водных проблем РАН, г. Москва
[3]Институт вычислительной математики РАН, г. Москва
nfilatov@rambler.ru

Введение. Представлены результаты совместных исследований ИВПС КарНЦ, ИВМ РАН и ИВП РАН по диагнозу и прогнозу изменения гидрологического режима и экосистем крупнейших озер России (Ладожского, Онежского и Каспийского моря-озера), имеющих стратегическое значение для развития экономики России. Важность сохранения и восстановления ресурсов этих водных объектов были объявлены в Решении Совета Безопасности РФ 20.11.2013 г. «о необходимости разработки закона об охране ресурсов Ладожского и Онежского озер». На Саммите Каспийских государств в ноябре 2014 г., отмечена ключевая роль гидрометеорологического обеспечения исследований Каспийского моря. Поэтому обоснование методов диагноза и прогноза состояния исследуемых озер при разном комплексе условий – важная научная и практическая проблема. Были выявлены особенности изменений элементов водного баланса, уровня исследуемых водоемов за период инструментальных измерений (XIX-XXI века). На основе выявленных закономерностей поставлена задача: оценить взаимосвязи гидрологического режима и экосистем Ладожского, Онежского озер и Каспийского моря с климатическими изменениями и разработать оценочный прогноз изменения их экосистем на ближайшие десятилетия.

Реализация поставленных задач диагноза и прогноза изменения гидрологического режима и экосистем для указанных крупных озер под влиянием антропогенных факторов и климата представлена на рис. 1.

[2]Работа выполнена при финансовой поддержке Российского научного фонда (проект №14-17-00740).

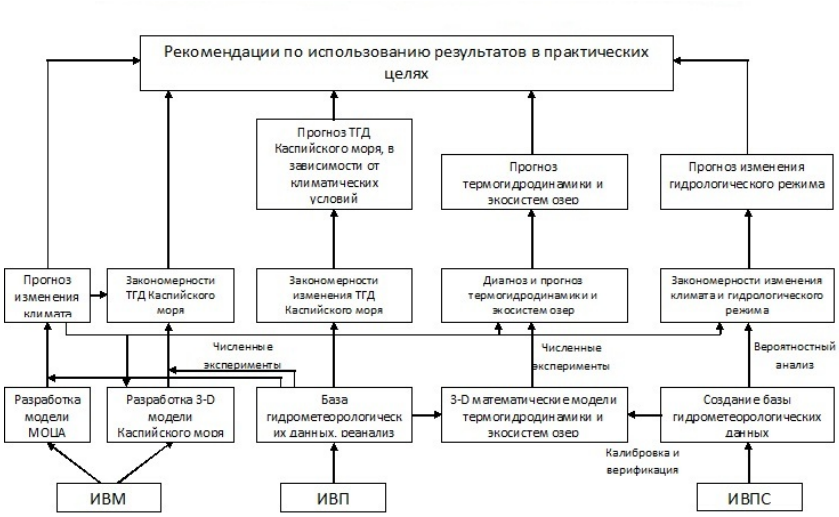


Рис. 1 – Алгоритм реализации диагноза и прогноза изменения гидрологического режима и экосистем крупных озер под влиянием антропогенных факторов и климата

Результаты. По данным длительных наблюдений изучены закономерности изменений климата на водосборе, а также гидрологического режима Ладожского, Онежского озер и Каспийского моря-озера. Особое внимание уделено оценке реакции гидрологического режима озерных систем на климатические изменения. Выполнен вероятностный анализ данных длительных рядов гидрометеорологических наблюдений, который дает возможность выявить закономерности изменения климата в регионе, оценить трендовую составляющую, определить доминирующие циклические изменения климата, элементов водного баланса во временных масштабах от месяцев до внутривековых колебаний. Полученные данные использовались для калибровки, верификации 3-D моделей термогидродинамики (ТНД) [1-4] и более совершенной модели термогидродинамики (ТГД), разработанной в Институте вычислительной математики РАН [5]. С использованием разработанных моделей будут даны прогнозы изменений гидрологического режима и экосистем озер при разном комплексе условий.

Анализ данных изменений климата на водосборе Ладожского и Онежского озер показал, что в течение XX и первого десятилетия XXI веков в целом отмечается положительная тенденция изменения

средней годовой температуры воздуха [6, 7]. На рис. 2 показаны изменения уровня воды этих озер за период 1880–2014 гг.

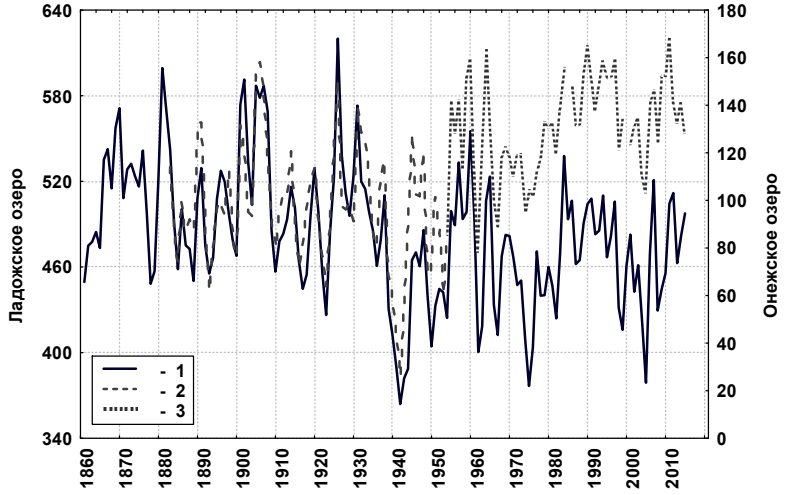


Рис.2 – Уровни воды (см) в Ладожском (1) и Онежском озерах (2 - до и 3 - после зарегулирования) по данным за 1860-2014 гг.

По результатам вероятностного анализа данных за указанный период выявлены квазициклические колебания уровня с временными масштабами около 60-ти, 11-ти, 5-ти и 2-х лет.

В связи с возросшим интересом к объяснению внутри- и межгодовой изменчивости ледового режима крупнейших озер Европы, поставлена задача исследования связи основных характеристик гидрологического режима Ладожского, Онежского озер и Каспийского моря с различными атмосферными процессами.

Значительно сложнее оказалась задача диагноза и прогноза изменений уровня Каспия. Согласно ранее проведенным исследованиям уровня Каспийского моря [8] после 1995 г. он должен понижаться, хотя в работах [9, 10] прогнозировался подъем уровня моря в этот же период. Однако данные наблюдений свидетельствуют о более сложных изменениях уровня моря. Прогнозирование уровня Каспия, основанное на работе [11] не было успешным. В [12] предлагалось учитывать нелинейность отклика испарения с поверхности моря системы. В монографии [13] предлагается так называемый адаптивный подход при прогнозировании уровня моря, учитывающий происходящие и уточняющие перспективные изменения параметров природных и антропогенных процессов.

Было показано, что использование моделей общей циркуляции атмосферы и океана (МОЦАО) на региональном уровне также часто приводит к противоречивым результатам. Например, в работе [14] проанализированы изменения в гидрологическом цикле нескольких бассейнов, включая Каспийское море. Отмечалось увеличение атмосферных осадков и поверхностного стока и подъем уровня Каспийского моря в XXI в., хотя позднее эти же авторы, используя три модели МОЦАО, прогнозировали постоянство уровня моря вплоть до окончания XXI века. Исследования этого региона, выполненные в [15] для разных сценариев IPCC (A2 и A1b) показали, что в течение XXI в. наоборот, ожидается устойчивое снижение уровня Каспийского моря. Исследования [16] с помощью семи моделей (IPCC) показали, что уровень моря в XXI веке не будет значимо изменяться. Использование МОЦАО на региональном уровне требует особой тщательности, так как зачастую приводит к противоречивым результатам. Вероятно, одна из причин отмеченных противоречий связана с использованием разных параметризаций для испарения, поэтому в наших исследованиях уделено специальное внимание этому вопросу.

Развиваются модели параметризации поверхностных потоков и, в частности, испарения, как с водной поверхности, так и с суши [17]. Решение поставленной задачи проводится как в рамках совместного анализа уравнений водного баланса моря и баланса влаги региона, включающего конкретный водоем и его бассейн, так и путем проведения экспериментов с помощью модели общей циркуляции атмосферы и океана, разработанной в ИВМ РАН [18] с целью исследования влияния Атлантического океана на формирование климатической изменчивости озер Европейской территории РФ. При этом используются индексы Североатлантического колебания (САК), Атлантической мультидекадной осцилляции (АМО), интенсивности Атлантической термохалинной циркуляции (АТХЦ), Арктического колебания (АО), транспорт влаги с Северной Атлантики на Евразию в результате западного переноса и др.

В процессе исследований применялось несколько видов реанализов NCEP, ERA-Intrim, CORE, а также результаты моделирования по воспроизведению современного климата и океанической циркуляции на моделях ИВМ РАН [19]. В качестве основных индикаторов климатических изменений, влияющих на изменение уровня водоемов, используются индексы Североатлантического колебания

(САК), Атлантической мультидекадной осцилляции (АМО), интенсивности Атлантической термохалинной циркуляции (АТХЦ), испарения и влажности над Северной Атлантикой. Необходимость привлечения климатических изменений в регионе Северной Атлантики обусловлена тем, что до сих пор без этого не удавалось получить физически полное объяснение причин изменения уровня крупных озер, включая Каспийское море, Ладожское и Онежское озера, и, следовательно, сформировать его прогноз.

Расчет среднего уровня Каспийского моря проводился по 4-м постам: г. Махачкала, г. Баку, г. Красноводск и п. Форт-Шевченко. Режим уровня Каспийского моря за период 1837-2013 гг. представлен на рис. 3.

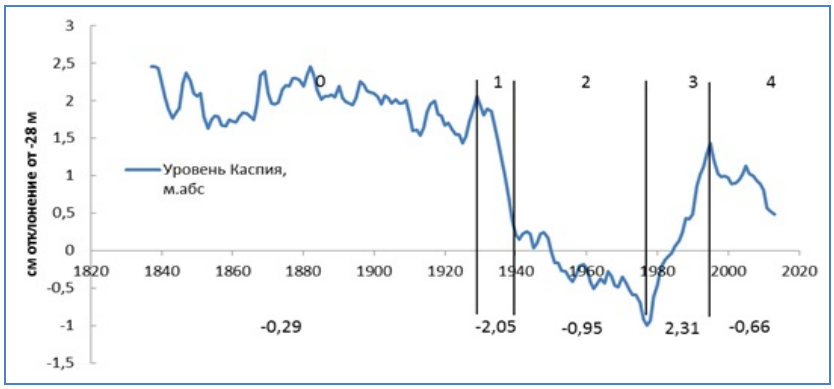


Рис. 3 – Изменения уровня Каспийского моря-озера за 1840-2013 гг.

Последние десять лет уровень моря как и Ладожского и Онежского озер, заметно падал (см. рис. 2). Корреляционный анализ показал, что значимые связи между среднегодовым уровнем Каспийского моря и индексами атмосферной циркуляции отмечаются только для East Atlantic Pattern (EA).

Для поставленных в проекте задач сравнивались несколько баз данных (БД) реанализа: CORE (Datasets for Common Ocean-ice Reference experiments, NCEP/NCAR и Era-interim. БД CORE и NCEP/NCAR имеют период с 1948 по 2009 гг., Era-interim – с 1979 по 2009 гг. Сравнение рядов данных подтверждает синхронность их межгодовых колебаний. Наилучшее соответствие из всех рассмотренных БД дает база Era – interim, очевидно из-за более мелкой сетки. Существенный минус данной базы – это короткий период наблюдений (1979–2013 гг.), по сравнению с другими БД, имеющими

период с 1948 г. Поскольку для решения дальнейших задач по проекту необходим период наблюдений минимум 60 лет, предполагается использовать данные CORE, так как в рассматриваемом регионе они лучше соответствуют натурным данным, чем БД NCEP/ NCAR.

В рамках проекта выполнена постановка эксперимента по реконструкции климата Каспийского моря во второй половине XX века и проведена верификация и корректировка входных и начальных данных; подготовлен эксперимент по воспроизведению циркуляции Каспийского моря в 1958-2001 гг. [20]. Проанализированы данные о состоянии приводного слоя атмосферы ECMWF ERA 40, уточнены коэффициенты коррекции полей ERA 40, сформирован входной файл с атмосферным форсингом; выполнены предварительные расчеты модели динамики океана Сигма-Z-КОМПАС, использующей по вертикали гибридную координату [20].

Важным этапом исследований по проекту является воспроизведение циркуляции Мирового океана с помощью МОЦО для оценки климатической изменчивости характеристик АТХЦ, которая участвует в формировании меридионального переноса тепла в высокие широты Северного полушария и тем самым воздействует на климат Евразии. Приведем результаты, полученные при воспроизведении циркуляции Мирового океана с помощью МОЦО INMOM (Institute of Numerical Mathematics Ocean Model) [19]. Эта модель ИВМ РАН участвует в программе МГЭИК по прогнозированию изменений климата. Сценарий эксперимента был взят в соответствии с международной программой CORE (Coordinated Ocean-ice Reference Experiments) II по воспроизведению циркуляции Мирового океана. Результаты расчётов показывают хорошее совпадение модельных и наблюдаемых значений индекса АМО, что позволяет их использовать для оценки климатической изменчивости циркуляции Северной Атлантики. Начавшееся снижение интенсивности АТХЦ в начале XXI века может способствовать возможному грядущему похолоданию в западной Арктике. Корреляции между зимними значениями температуры воздуха и зимними значениями индекса САК и зоны их распространения при разных тенденциях в изменении индексов АТХЦ и МПТ также свидетельствуют о непосредственном влиянии последних на вариации климата Евразии и ход уровня Каспийского моря. Действительно, увеличение зоны воздействия САК на Европейскую территорию России (ЕТР) в период с 70-ых

по 90-ые годы XX века согласуется с активизацией индексов АТХЦ и МПТ, увеличением стока р. Волги и ростом уровня моря. Падение уровня моря согласуется со снижением зоны воздействия САК на ЕТР, снижением стока р. Волги и снижением индексов АТХЦ и МПТ в период с 50-х по 70-е годы XX века и в начале XXI века, соответственно.

Литература

1. *Меншуткин В.В., Руховец Л.А., Филатов Н.Н*. Моделирование экосистем пресноводных озер (обзор) // Водные ресурсы, т. 40, № 6. 2013. С.1-17.

2. *Меншуткин В.В., Л.А. Руховец, Н.Н. Филатов*. Состояние и перспективы развития моделирования экосистемы пресноводных озер. Использование моделей для решения задач сохранения водных ресурсов. СПб.: Нестор-История, 2014. 120 с.

3. *Меншуткин В.В., Руховец Л.А., Филатов Н.Н*. Моделирование экосистем пресноводных озер (обзор) 2. Модели экосистем пресноводных озер // Водные ресурсы, Том 41, № 1, 2014, С. 24-38.

4. *Меншуткин В.В*., *Руховец Л.А.* , *Филатов Н.Н*. Математические модели водных экосистем в задачах управления ресурсами озер.// Водное хозяйство России: проблемы, технологии, управление. № 3. 2014. С. 100-108.

5. *Ибраев Р.А.* Математическое моделирование термогидродинамических процессов в Каспийском море. Российская акад. наук, Ин-т вычислительной математики, Российский фонд фундаментальных исследований. Москва, 2008.

6. Ладога // Под. ред. В.А. Румянцева, С.А. Кондратьева. СПб.: Нестор-История, 2013. 468 с.

7. *Филатов Н.Н., Руховец Л.А. , Назарова Л.Е., Георгиев А.П. , Ефремова Т.В., Пальшин Н.И.* Влияние изменений климата на экосистемы озер севера Европейской территории России.// Ученые записки РГГМУ. № 34. СПб. 2014. С. 48-55.

8. *Раткович Д.Я., Болгов М.В*. Исследование вероятностных закономерностей многолетних колебаний уровня Каспийского моря// Водные ресурсы, 1994, №4, С. 389-404.

9. *Голицын Г.С.* др. О современном подъеме уровня Каспийского моря// Водные ресурсы .1998. Т.25. №2. С. 133-139.

10. *Казанский А.Б*. Возможный подход к прогнозу возрастания уровня Каспийского моря// Доклады РАН. 1994. Т .338. №4. С.531.

11. *Будыко М.И., Ефимова Н.А., Лобанов В.В.* Будущий уровень Каспийского моря.// Метеорология и гидрология. №5.1988. С. 86-94.

12. *Хубларян М.Г., Найденов В.И.* Нелинейная теория колебаний уровня природных водоемов//В кн.: Воды суши: проблемы и решения. М.: ИВП РАН, 1994. С.193-216.

13. *Фролов А.В*. Моделирование многолетних колебаний уровня Каспийского моря: теория и приложения. – М.: Геос. 2003.170 с.

14. *Arpe, K. and E. Roeckner*. Climate simulations: Impacts of increased greenhouse gases for Europe. Advances in Water Resources, 23, 1999. 105-119.

15. *Elguindi, N, and Giorgi, F*. Projected changes in the Caspian Sea level for the 21st century based on the latest AOGCM simulations. Geophysical Research Letters 33: 2006. doi: 10.1029/2006GL025943. issn: 0094-8276.

16. *Мелешко В.П., Катцов В.М., Мирвис В.М., Говоркова В.А., Павлова Т.В.* Климат России в XXI веке. Часть 1. Новые свидетельства антропогенного изменения климата и современные возможности его расчета //Метеорология и гидрология. 2008. № 6. С. 5-19.

17. *Панин Г.Н., Соломонова Т.Ю.*, *Выручалкина И.В.* Режим составляющих водного баланса Каспийского моря // Водные ресурсы. Т. 41. № 5. 2014. С. 488-495.

18. *Володин Е.М., Дианский Н.А., Гусев А.В*. Воспроизведение и прогноз климатических изменений в XIX-XXI веках с помощью модели земной климатической системы ИВМ РАН // Известия РАН. Физика атмосферы и океана. 2013. Т. 49. № 4. С. 379-400.

19. *Гусев А.В., Дианский Н.А*. Воспроизведения циркуляции Мирового океана и её климатической изменчивости в 1948-2007 гг. //Физика атмосферы и океана. Т.50. №1. 2014 . С. 3-15.

20. *Калмыков В.В., Ибраев Р.А.* Программный комплекс совместного моделирования системы океан-лед-атмосфера-почва на массивно-параллельных компьютерах //Вычислительные методы и программирование: новые вычислительные технологии. 2013. Т. 14. № 2 (28). С. 88-95.

О ВЫПОЛНЕНИИ ПРОГРАММЫ ПРИОРИТЕТНЫХ НАУЧНЫХ ИССЛЕДОВАНИЙ В ОБЛАСТИ ВОДНЫХ РЕСУРСОВ ДЛЯ РЕАЛИЗАЦИИ ВОДНОЙ СТРАТЕГИИ РОССИЙСКОЙ ФЕДЕРАЦИИ ДО 2020 ГОДА

Болгов М.В.
Институт водных проблем РАН, г. Москва
bolgovmv@mail.ru

Важнейшей проблемой водопользования в Российской Федерации является нерациональное и неэффективное использование воды на нужды населения и всех секторов экономики с высокой водоемкостью, а также ухудшающееся качество природных вод. Острота проблемы сохранения водных ресурсов в последние годы значительно усиливается в центральных и южных регионах Европейской части России, особенно в речных бассейнах Волги, Дона, Кубани, Терека. Водохозяйственные балансы для этих бассейнов в маловодных условиях сводятся с дефицитом, а возможности для дальнейшего увеличения располагаемых водных ресурсов за счет совершенствования правил регулирования речного стока и территориального перераспределения водных ресурсов здесь практически исчерпаны. Основной источник обеспечения растущих потребностей в водных ресурсах – экономия воды и оптимизация водопользования в целом на основе научно обоснованных подходов, методов и моделей, развития мониторинговых проектов.

Потребности технического и экономического развития водохозяйственных систем еще 15-20 лет назад рассматривались как, безусловно, приоритетные. Ущербами, наносимыми природной среде, либо пренебрегали, либо полагали, что это неизбежная «плата» за технический прогресс. Такой подход в определенной мере правомерен лишь при условии, что антропогенные нагрузки на природные объекты остаются незначительными, не приводят к деградации экосистем и разрушению естественных механизмов воспроизводства природных ресурсов. Однако в России в настоящее время влияние хозяйственной деятельности на природные процессы стало соизмеримым с их естественной изменчивостью, а на локальном уровне часто превосходит ее. Задачи о допустимом уровне нагрузки на водный объект являются весьма сложными ввиду неопределенности

многих параметров и зависимостей, которые необходимо принимать во внимание.

Реализация задач Водной стратегии Российской Федерации до 2020 года [1] требует развития научно-технической и технологической базы водохозяйственного комплекса на основе передовых мировых достижений и технологий. Необходимы исследования в области разработки принципов и механизмов комплексного (интегрированного) подхода к управлению использованием и охраной водных объектов, а также методов и моделей долгосрочного прогнозирования изменения климата и водности рек. В частности, для обеспечения водными ресурсами устойчивого социально-экономического развития Российской Федерации осуществляется разработка следующих научных направлений: создание методологических, нормативных и технологических основ экосистемного водопользования; оценка ресурсов поверхностных и подземных вод в условиях антропогенной нагрузки; совершенствование технологий подготовки питьевой воды, очистки сточных вод и реабилитации водных объектов; проведение комплексных научных исследований по повышению эффективности технологических процессов очистки и кондиционирования воды в системах сельскохозяйственного водоснабжения; исследование условий реализации конкурентных преимуществ водноресурсного потенциала РФ, в том числе возможности размещения на её территории водоемких производств.

Реализация программы научно-исследовательских работ в 2012-2015 гг. В рамках Федеральной целевой программы «Развитие водохозяйственного комплекса Российской Федерации в 2012-2020 годах» [2] в целях совершенствования государственного управления в области использования и охраны водных объектов, реализации научно-технических решений, направленных на обеспечение развития водохозяйственного комплекса, проводились научные исследования и выполнялись опытно-конструкторские работы, соответствующие потребностям развития водного хозяйства.

В рамках Программы по направлению «Прикладные научные исследования и экспериментальные разработки, выполняемые по договорам на проведение научно-исследовательских, опытно-конструкторских и технологических работ» по результатам реализации конкурсных процедур в 2012–2013 годах было заключено 54 государственных контракта по шести основным направлениям научных исследований:

1. изучение проблем использования и охраны водных объектов Российской Федерации;

2. правовое обеспечение и государственное управление, экономика водопользования, международные отношения;

3. интегрированное управление использованием и охраной водных объектов;

4. проблемы качества вод и разработка нормативов допустимого воздействия на водные объекты;

5. предотвращение негативного воздействия вод;

6. решение региональных водохозяйственных проблем.

В настоящее время продолжаются работы по нескольким государственным контрактам, в том числе по контракту на разработку «Научного обоснования мероприятий, обеспечивающих рациональное использование водных ресурсов и устойчивое функционирование водохозяйственного комплекса Нижней Волги, сохранение уникальной системы Волго-Ахтубинской поймы», выполняемому Государственным океанографическим институтом имени Н.Н. Зубова совместно с другими организациями-соисполнителями.

Упомянутые контракты исполнялись научно-исследовательскими коллективами различного уровня и не всегда полученные результаты соответствовали целям, заявленным в технических заданиях. Некоторые государственные контракты были прекращены по причине невозможности получения необходимых результатов. В целом надо отметить, что предусмотренные научной программой работы существенно продвинули научное обоснование решений, принимаемых в водохозяйственной отрасли. Государственным гидрологическим институтом выполнены фундаментальные обобщения современных (за последние 25 лет) данных гидрологического мониторинга, что весьма важно при наблюдающихся климатических и антропогенных изменениях стока. Коллективами научных организаций исследованы основные физические процессы и закономерности формирования гидрологического режима водных объектов в условиях потепления климата и разработан прогноз вероятных изменений на перспективу, отражающий современный уровень развития климатических сценариев.

Научные исследования в области экономики водопользования были ориентированы на разработку современных норм водопотребления и водоотведения для водоемких отраслей экономики в целях снижения антропогенной нагрузки на водные экосистемы и рацио-

нального использования водных ресурсов; а также на разработку научно-методических основ перехода к принципу наилучших доступных технологий (НДТ).

В области интегрированного управления использованием и охраной водных объектов научные исследования включали следующие основные направления: разработку научно-методического обоснования разделов схем комплексного использования и охраны водных объектов (СКИОВО) в части обеспечения водными ресурсами агропромышленного комплекса (АПК) Российской Федерации; совершенствования технологий водных мелиораций на базе имитационных моделей оросительных систем, обеспечивающих рациональное использование водных ресурсов; разработку научно-методических основ прогнозных расчетов подземных компенсационных водозаборов (ПКВ) в речных бассейнах с дефицитным поверхностным стоком и ряд других аспектов совершенствования нормативно-правового обеспечения создания СКИОВО.

Научные исследования проблем качества вод были посвящены рассмотрению важных аспектов, в их числе: создание научно-аналитического обеспечения оптимизации нормативно-методической базы управления качеством вод поверхностных водных объектов России; оценка последствий влияния зарегулирования и безвозвратного изъятия речного стока на условия естественного размножения гидробионтов; разработка методологии прогнозирования влияния водного фактора на медико-экологическую ситуацию; изучение путей поступления и миграции лекарственных средств в системы водоснабжения.

Экологизации методов нормирования посвящена разработка показателей и критериев оценки состояния водных и околоводных экосистем и возможных норм допустимой нагрузки на водный режим по экологическим показателям. Выявление механизмов переноса загрязняющих веществ изучалось в рамках тем «Создание методологии экспериментального и натурного изучения процессов аккумуляции и выноса тяжелых металлов в донных отложениях водохранилищ и озер» и «Исследование процессов и механизмов поступления и выноса загрязняющих веществ от диффузных источников загрязнения на водосборных территориях водных объектов на основе моделирования массообмена в системе водосбор – водный объект».

Научные исследования в области предотвращения негативного воздействия вод включали разработку новых подходов, основанных на методологии планирования водохозяйственных мероприятий и принятия управленческих решений на основе оценок риска. Существенный инженерно-гидрологический результат получен при обобщении по территории Российской Федерации данных гидрологического мониторинга в виде справочных изданий и актуализированных карт расчетных гидрологических характеристик рек бассейнов Верхней Волги, Камы и Нижней Волги. Созданы научно-прикладные справочники основных гидрологических характеристик упомянутых бассейнов.

Из региональных проблем необходимо рассмотреть более подробно Концепцию рационального использования водных ресурсов и устойчивого функционирования водохозяйственного комплекса Нижней Волги, сохранения уникальной системы Волго-Ахтубинской поймы (далее Концепция), разработанную в соответствии с основными принципами Водной Стратегии РФ до 2020 г. и Федеральной целевой программы «Развитие водохозяйственного комплекса Российской Федерации в 2012-2020 годах».

Концепция рационального использования водных ресурсов и устойчивого функционирования водного хозяйства Нижней Волги содержит анализ всех водохозяйственных проблем региона в их взаимосвязи, выявление необходимых аспектов решения водных проблем и анализ перспективного развития региона в отношении функционирования водохозяйственного комплекса. Концепция содержит мероприятия по поддержанию и улучшению состояния водных объектов Нижней Волги и действия по управлению водными ресурсами, поступающими в Нижнюю Волгу из Волгоградского водохранилища.

Для выполнения задач социально-экономического развития региона необходимо обеспечить:

- гарантированное снабжение населения и объектов экономики водными ресурсами высокого качества;
- улучшение качества окружающей среды, включая водную; сохранение уникальной экологической системы и биоразнообразия Волго-Ахтубинской поймы, повышение экологической безопасности;
- защиту населения и объектов экономики от чрезвычайных ситуаций природного и техногенного характера;
- устойчивое функционирование региона в таких сферах, как аграр-

ный сектор и переработка водных биоресурсов, транспорт, энергетика, рекреация и расширение конкурентных преимуществ региона за счет решения задач надежного водообеспечения и рационального использования водных ресурсов.

На Нижней Волге одной из наиболее важных водохозяйственных задач является создание оптимального гидрологического режима ниже Волгоградского гидроузла, прежде всего в Волго-Ахтубинской пойме и дельте р. Волги. Важной задачей является также создание и поддержание условий обводнения Западных подстепных ильменей.

В зоне устьевого взморья р. Волги необходимо создание оптимальных условий для прохода на нерест и обратно осетровых рыб, выращивания их мальков в зоне мелководья, а также поддержание судоходных глубин на Волго-Каспийском канале и необходимых глубин на рыбоводных каналах.

Необходимы также защита застроенных берегов р. Волги от размыва и затопления, восстановление малых водотоков, поддержание судоходных глубин на отдельных участках коренного русла р. Волги, а также защита отдельных территорий от подтопления.

Достижение целевых показателей развития региона Нижней Волги потребует реализации комплекса мер, направленных на развитие водохозяйственного комплекса по так называемому модернизационному сценарию. Такой сценарий предусматривает осуществление комплекса водохозяйственных мероприятий, связанных с восстановлением и охраной водных объектов, ликвидацией дефицитов воды, а также с развитием и модернизацией сети мониторинга.

Основными целями Концепции являются:

- гарантированное обеспечение водными ресурсами высокого качества социально-экономического развития Нижней Волги, включая воспроизводство водных биоресурсов;
- сохранение и восстановление водных объектов до состояния, обеспечивающего экологически благоприятные условия жизни населения, условия функционирования водных и околоводных экосистем;
- обеспечение защищенности населения и объектов экономики от наводнений и иного негативного воздействия вод;
- сохранение уникальной экосистемы Нижней Волги и ее биоразнообразия.

Для достижения поставленных целей и решения задач в рамках реализации концепции предусматривается выполнение комплекса мероприятий по следующим направлениям:

- реконструкция гидроузлов действующих водохранилищ для создания дополнительных возможностей обеспечения экологических и обводнительных попусков, увеличения водоподачи в районах, испытывающих дефицит водных ресурсов; строительство новых гидротехнических сооружений, обеспечивающих вододеление и перераспределение стока;

- строительство систем водоподачи комплексного назначения из поверхностных источников для нужд сельского хозяйства в рамках восстановления фонда мелиорируемых земель и проведения водохозяйственных мероприятий для обеспечения доступа речной воды к мелиоративным системам;

- восстановление и экологическая реабилитация водных объектов, включая малые реки; расчистка и дноуглубление протоков р. Волги как основа улучшения экологических, санитарно-эпидемиологических и социально-экономических условий проживания населения и развития отраслей экономики, в том числе восстановление каналов-рыбоходов, обеспечивающих естественные пути миграции рыб из Каспийского моря в р. Волгу и, в первую очередь, в дельту р. Волги; обводнение нерестилищ дельты и поймы, создание условий для развития прудового рыбоводства;

- снижение антропогенной нагрузки на водные объекты и водосборы, уменьшение объемов поступления загрязняющих веществ в поверхностные водные объекты путем строительства и модернизации очистных сооружений жилищно-коммунального хозяйства и промышленности;

- реализация мероприятий по обеспечению эксплуатационной надежности и безопасности гидротехнических сооружений, а также строительство объектов инженерной защиты населенных пунктов и стратегически важных объектов экономики, обеспечивающих их защиту от негативного воздействия вод;

- развитие системы мониторинга водных объектов;

- проведение научных исследований и методических работ, соответствующих потребностям развития водного хозяйства региона;

- осуществление мероприятий, направленных на просвещение и информирование населения по вопросам использования и охраны водных объектов Нижней Волги.

Ресурсное обеспечение предлагаемых мероприятий в части финансирования должно обеспечивать реализацию мероприятий, направленных на достижение ее целей и задач.

Литература

1. Водная стратегия Российской Федерации до 2020 г. Утверждена распоряжением Правительства Российской Федерации от 27 августа 2009 г. N 1235-р.

2. Федеральная целевая программа «Развитие водохозяйственного комплекса Российской Федерации в 2012–2020 годах». Утверждена постановлением Правительства РФ № 350 от 19 апреля 2012 г.

АКТУАЛЬНЫЕ ПРОБЛЕМЫ КАЧЕСТВА ВОД И УПРАВЛЕНИЯ КАЧЕСТВОМ[3]

Веницианов Е.В.
Институт водных проблем РАН, г. Москва
eugeny.venitsianov@gmail.com

В «Водной стратегии Российской Федерации на период до 2020 г.» отмечается, что «сложившийся уровень антропогенного загрязнения является одной из основных причин, вызывающих деградацию рек, водохранилищ, озерных систем, накопление в донных отложениях…»

За последние годы произошло существенное изменение концепции качества вод.

1. **Источники загрязнения**. Обосновано, что основными источниками загрязнения водных объектов во многих случаях является неконтролируемый, в основном диффузный сток с территорий. Трудности его регулирования связаны с отсутствием прямого контроля поступления в водные объекты и апробированных технологий охраны вод от диффузного стока. Обнаружено значительное влияние вторичных загрязнений в водоемах. Существенную роль для ряда водохозяйственных участков играет атмосферный перенос.

Требуется перестройка самой информационной системы контроля состава и объемов сбросов. Для сосредоточенных сбросов

[3]Работа выполнена при финансовой поддержке Российского научного фонда (проект № 14-17-00672).

имеется только один источник – годовая форма федерального статистического наблюдения N 2-ТП (водхоз) «Сведения об использовании воды» [1]. Для неконтролируемых источников подобной информации нет; единственным источником ее могут быть только данные Государственного гидрохимического мониторинга и наблюдения в зоне деятельности бассейновых водных управлений (вместе около 3,5 тыс. створов). Пространственно-временной структуры этих данных недостаточно для получения надежной информации о влиянии диффузных источников на качество воды.

Оценка вклада неконтролируемых источников в загрязнение водного объекта по данным наблюдений на указанной сети невозможна вследствие невозможности одновременного учета другого фактора влияния – процессов самоочищения в водных объектах. При этом под самоочищением следует понимать ряд факторов: снижение концентрации за счет внутриводоемных процессов, осаждение взвесей, несущих сорбированные загрязняющие вещества, разбавление неконтролируемым латентным стоком (например, грунтовым) с территории. Если учесть вклад контролируемого стока на качество воды в водном объекте, то на основе разности показателей качества в соседних створах можно оценить неконтролируемый сток только вместе с самоочищением. Определение этих факторов в отдельности невозможно. Иногда используют опубликованные коэффициенты неконсервативности некоторых компонентов или модули стока с территорий. Однако анализ условий, при которых были получены эти характеристики, демонстрирует их неуниверсальность, так что широкое использование их не обосновано.

Существуют методики прямого определения диффузного стока и расчета коэффициентов неконсервативности компонентов, однако они весьма трудоемки и могут быть применены только к конкретным объектам (см. например, работы [2, 3]).

Корректная оценка концентраций компонентов также должна учитывать их стохастический характер. К сожалению, единственная методика, имеющая правовой статус [4], для расчета норматива допустимых воздействий, на основе которой можно было бы оценивать вероятностный характер показателей качества, имеет серьезные методические недостатки.

Упомянутая выше годовая форма федерального статистического наблюдения N 2-ТП (водхоз) «Сведения об использовании воды», которую представляют юридические лица и граждане, осуще-

ствляющие предпринимательскую деятельность, в форме самоконтроля, была утверждена приказом Федеральной службы государственной статистики от 19 октября 2009 г. № 230 «Об утверждении статистического инструментария для организации Росводресурсами федерального статистического наблюдения об использовании воды. Однако в сопроводительных документах не указаны требования к анализу отводимых в водный объект компонентов, а также обоснованности данных. Надежность этой информации вызывает серьезные сомнения.

2. **Состав загрязнений**. Вследствие трансформации структуры экономики в мире и, в том числе, России, все большей проблемой становится поступление в водные объекты ксенобиотиков разного типа: как органических (техническая химия, лекарства, средства гигиены, моющие средства), так и неорганических (металлы, в том числе ранее экзотические редкоземельные элементы). Значительная часть их поступает в водные объекты с поверхностным стоком, но более всего – в коммунальную канализацию и далее на коммунальные очистные сооружения (КОС). Однако эти сооружения изначально ориентированы на традиционные бытовые загрязняющие вещества (ЗВ). Большинство ксенобиотиков являются чуждыми биоценозу ОС и деструктурируются в малой степени. Попадая в водные объекты, они устойчиво мигрируют и/или накапливаются в донных осадках. Если водный объект используется не только для водоотведения, но и как источник питьевого водоснабжения (а многие водные объекты России именно такие), то возникает та же проблема: технологии водоподготовки не ориентированы на очистку от ксенобиотиков, что приводит к их появлению в питьевой воде.

Другим актуальным ЗВ являются нефтепродукты, особенно в водных объектах, дренирующих территории добычи, переработки или транспортировки нефти. Заметим, что нефтепродукты являются смесью десятков углеводородов, солей металлов, в том числе редких и редкоземельных. Они отличаются токсичностью и среди них – сильные токсиканты, мутагены и пр. Поэтому в развитых странах анализируется не сумма нефтепродуктов, как в России, а индивидуальные компоненты нефти, приоритетные по влиянию на биоту и здоровье человека. Это особенно важно в связи с тем, что в водном объекте происходит фракционирование нефти, причем разные компоненты обладают различными свойствами (плотностью, окисляемостью, биодеградацией), поэтому ниже по течению видоизменяет-

ся состав так называемых нефтепродуктов [5]. Впрочем, многие другие органические ксенобиотики в водном объекте также трансформируются под влиянием окисления и взаимодействия с биотой, в основном с микроорганизмами.

3. **Процессы.** Исследования последних лет показали, что водный объект представляет собой биохимический реактор, в котором важную роль играют физико-химические условия и сложившийся биоценоз. Водный объект следует рассматривать как единство водной массы и донных осадков при существенной роли водосбора. Следует отметить огромную роль гидробиоценозов в трансформации качества вод. Физико-химические условия (pH, Eh, температура, минерализация) влияют на жизнедеятельность биоты. В частности, они способствуют развитию тех или иных групп фитопланктона (прежде всего диатомовых, зеленых и сине-зеленых). Интенсивно размножаясь при наличии в воде биогенных веществ, прежде всего минеральных форм фосфора, они определяют эвтрофирование. Донные осадки играют роль не только как депоненты загрязнений, но и как источники вторичного загрязнения водных объектов. В последние годы выполнены работы, которые позволяют выделить макроскопические критерии, характеризующие способность водного объекта являться источником вторичных загрязнений (табл. 1).

Таблица 1 – Критерии состояния водоема для оценки вероятности вторичного загрязнения

Критерий	Процесс, характеризуемый критерием
1. Вертикальный градиент температуры	Наличие термоклина, оценка перемешивания воды
2. Вертикальный градиент содержания кислорода	Наличие придонной анаэробной зоны, выход поровых вод с высоким содержанием Mn из ДО
3. Вертикальный градиент электропроводности	Оценка внутреннего водообмена

Возникла новая научно-технологическая проблема – управление самоочищением, чему способствует формирование искусственного биоценоза реки путем соответствующего управления режимом работы ОС, влияющего на состав очищенных коммунальных сточных вод.

4. Проблемы анализа. Вследствие интенсивного развития аналитической химии значительно увеличились чувствительность и избирательность методов, что позволяет расширить перечень изме-

ряемых компонентов. Возникла новая проблема – идентификация компонентов смеси, априори неизвестных. В хозяйственном обороте находится перечень из десятков тысяч веществ, поэтому их идентификация возможна только с использованием современных математических методов и соответствующих баз данных.

5. Оценка биологической активности загрязняющих веществ. Ориентация на системы нормативов качества (ПДК) не позволяет решить эту проблему. Разработка новых ПДК – трудоемкий и длительный процесс, который в принципе не позволяет решить проблему оценки воздействия ЗВ на живые организмы. Начат переход на новые методы оценки экологических рисков, основанные на решении обратных задач (оценка опасности для организмов по структуре вещества) и информационных технологиях. Разработаны соответствующие программы, позволяющие оценить вероятность проявления у конкретных веществ тех или иных видов биологической активности. Это, кроме оценки опасности контролируемого вещества, позволяет ввести понятие об интегративных рисках качества воды водного объекта, что может стать новой методологией оценки размеров штрафных санкций и экологического страхования.

6. **Нормативно-правовое обеспечение качества**. Фактически в России продолжают действовать подход к оценке качества, разработанный 70 лет назад (Строганов, Черкинский), основой которого является концепция ПДК. Введение этой концепции, основанной на единых общегосударственных ПДК для отдельных видов водопользователей, значительно упростило проблему регламентации техногенных воздействий, сводя ее в значительной мере к инженерной задаче. Однако последующий широкий опыт использовании концепции единых общегосударственных ПДК показал ее существенную ограниченность. Наибольший общественный резонанс имела крайняя неэффективность данной системы регламентации для Байкальского целлюлозно-бумажного комбината.

Стали активно прорабатываться системы регламентации, строящиеся на учете гидрологических, гидрохимических, гидробиологических особенностей конкретных водных объектов, т.е. наметился существенный крен в сторону подхода, исходным базисным положением которого является обеспечение устойчивого функционирования биоценоза водного объекта. В Водном кодексе РФ 2006 г. [6] (ст. 3) было зафиксировано, что «регулирование водных отношений осуществляется исходя из представления о водном

объекте как о важнейшей составной части окружающей среды, среде обитания объектов животного и растительного мира (пп.1)» и «использование водных объектов не должно оказывать негативное воздействие на окружающую среду (пп. 2)».

Если использовать такой подход, то необходимо, в первую очередь, установление диапазонов допустимого изменения эндогенных поллютантов в рассматриваемых водных объектах на основе теории устойчивого функционирования гидробиоценозов в условиях существенной изменчивости естественных абиотических факторов. Из этого следует вывод о необходимости введения региональных нормативов качества воды, которые должны базироваться на оценке фоновых показателей качества. Учитывая, что концентрации компонентов в водном объекте имеют стохастическую природу, при установлении нормативов следует ориентироваться на допустимый уровень экологического риска, который зависит, в том числе, от зонирования водных объектов. Это могут быть зоны нереста и нагула мальков ценных видов рыб; зоны, в которых обитают ценные виды рыб; зоны, находящиеся под воздействием сточных вод; зоны, находящиеся под воздействием сточных вод и не относящиеся к категории рыбохозяйственных. Такое зонирование в условиях реальных антропогенных нагрузок позволило бы дифференцировать требования к качеству вод для разных зон водного объекта.

21.07. 2014 г. был принят Федеральный закон № 219-ФЗ «О внесении изменений в Федеральный закон "Об охране окружающей среды" и отдельные законодательные акты Российской Федерации» (далее – 219-ФЗ). Его цель – выведение природоохранной деятельности Российской Федерации на новый эффективный и сочетаемый с мировой практикой уровень государственного управления. Согласно положению статьи 4.1 219-ФЗ перечень загрязняющих веществ устанавливается Правительством Российской Федерации.

С целью реализации этого положения разработан проект Постановления Правительства Российской Федерации «О перечне загрязняющих веществ, в отношении которых применяются меры государственного регулирования в области охраны окружающей среды». Речь идет о перечне веществ, в отношении которых применяются меры государственного регулирования в области охраны окружающей среды. В список веществ входят стойкие органические загрязнители (25 компонентов), загрязняющие вещества (86), микробиологические показатели (5), радионуклиды (30), физико-хими-

ческие показатели (8), а также нефтепродукты (нефть) как сумма компонентов.

Введение и применение Перечня напрямую связано с такими мерами государственного регулирования, как нормирование негативного воздействия на окружающую среду, платежи за негативное воздействие на окружающую среду, государственный и производственный экологический надзор и контроль, моделирование и прогноз состояния природных вод в Российской Федерации. Очевидно, что этот перечень вновь игнорирует региональные особенности водных объектов. Возникает вопрос: каков статус веществ, не попавших в перечень?

Попытки перевода регламентации на федеральный уровень противоречит современному подходу к качеству воды и ее оценке, основанному на учете географических (региональных) особенностей каждого водного объекта, где осуществляется регулирование качества.

Литература

1. Приказ Федеральной службе государственной статистики от 19.10.2009 № 230 «Об утверждении статистического инструментария для организации Росводресурсами федерального статистического наблюдения об использовании воды».

2. *Кирпичникова Н.В*. Исследование неконтролируемых источников загрязнения (на примере Иваньковского водохранилища) – Автореферат дис. на соис. к.т.н. – М., ИВП РАН. 1991, 24 с.

3. *Гордин И.В., Кирпичникова Н.В*. Сравнительная оценка экологической опасности поверхностных стоков с промышленных площадок и городских территорий //Промышленная энергетика. 1993. № 1. С. 32-39.

4. Методические указания по разработке нормативов допустимого воздействия на водные объекты. Утверждены приказом Министерством природных ресурсов России от 12.12.2007 № 328 (зарегистрированы в Минюсте России от 23.01.2008 № 10974).

5. *Avandeeva O.P., Barenboim G.M., Borisov V.M., Saveka A.Yu., Stepanovskaya I.A., Khristoforov O.B*. A Toxicity Estimation System for Individual Hydrocarbons in the Monitoring Loop of Emergency Oil Spills on Water Bodies//Automation and Remote Control, 2014, Vol. 75, No. 11, pp. 2023–2033.

6. Водный кодекс РФ от 03.06.2006 N 74-Ф.

ОСНОВНЫЕ ТЕНДЕНЦИИ ИЗМЕНЕНИЯ ЗИМНЕГО СТОКА РЕК ЕВРОПЕЙСКОЙ ЧАСТИ РОССИИ[4]

Джамалов Р.Г., Фролова Н.Л., Сафронова Т.И., Телегина Е.А.
Институт водных проблем РАН, г. Москва
dzhamal@aqua.laser.ru

Введение. Характерные черты изменения климата для Европейской части России (ЕЧР) – это повышение температуры воздуха в приповерхностном слое, особенно значительное в январе – марте, при незначительных изменениях температуры теплого периода и некотором увеличении количества осадков. Общий рост приземной температуры воздуха обусловлен, прежде всего, ее многолетним повышением в области отрицательных значений. С другой стороны, для снежного периода характерно многолетнее увеличение периода с положительными температурами воздуха на фоне роста жидких осадков, что снижает величину снегозапасов и повышает величину зимнего стока.

Рост осадков в холодное полугодие за 1976–2013 гг. статистически достоверен. Однако в течение последних десятилетий число дней с устойчивым снежным покровом значительно меньше, чем в среднем за предшествующие десятилетия (1936–1976). Вместе с тем наблюдаемые в течение последних десятилетий зимние оттепели приводят к сокращению продолжительности залегания снежного покрова в северной и южной частях ЕЧР [1].

На водосборах рек юга ЕЧР, таких как Дон, снегозапасы характеризуются весьма большой изменчивостью. Это обусловлено наличием жидких осадков, сильным влиянием оттепелей, имеющих большую повторяемость, особенно в лесостепной и степной зонах. Здесь тенденция к увеличению зимних осадков подтверждается наличием значимых возрастающих трендов по критерию Спирмена (для 35 метеостанций из 57). Для всего бассейна Дона наблюдается увеличение количества жидких и твердых осадков холодного периода с коэффициентом линейного тренда для зимних осадков в среднем 15–20 мм/10 лет [2].

[4] Работа выполнена при финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (проект №14-05-00341).

Анализ особенностей изменения зимнего стока рек ЕЧР. Пространственная и временная изменчивость параметров зимнего стока рек ЕЧР рассмотрена на примере бассейнов основных ее рек: Печора, Мезень, Онега, Северная Двина, Волга, Дон. Большое разнообразие условий формирования минимального зимнего стока этих бассейнов обусловливает различие в сроках и продолжительности зимней межени.

Наблюдаемое увеличение зимнего стока на территории России после 1975-1978 гг. [3] связано с направленной изменчивостью формирующих его факторов, прежде всего, со «смягчением» температурного режима зим, увеличением количества оттепелей, происходящим в последние десятилетия.

Анализ изменения величины стока за зимний период выполнен за период с 1978 по 2010-2012 гг. по отношению к периоду 1946–1977 гг. Увеличение расходов воды за зимнюю межень приводит к уменьшению объема и значений максимальных расходов весеннего половодья, что вызвано частичным оттаиванием зоны аэрации во время оттепелей. В результате водность рек и уровень подземных вод в холодный сезон увеличиваются, т.е. для большей части ЕЧР с ноября по март [4]. Однако на некоторых реках южной ее части половодье может начаться и в феврале. Для северных рек ЕЧР зимняя межень может затянуться и до апреля-мая. Кроме того, для бассейнов рек Дона и Волги иногда отмечаются высокие значения стока в ноябре и декабре, которые связаны не с влиянием зимних оттепелей, а с запоздалыми или продолжающимися осенними паводками.

Для исследуемых 140 гидрологических постов за каждый год рассматриваемого периода с 1946 по 2012 гг. выделялись границы периода зимней межени и получена их продолжительность, за которую по данным среднемесячных расходов рассчитывался средний за зимнюю межень расход воды и объем стока. Изменение величины зимнего стока для гидрологических постов рассчитывалось по среднемесячным значениям расходов воды в процентах за период с 1978 по 2012 гг. по сравнению с периодом 1946–1977 гг. По полученным данным проводилась оценка пространственно-временной изменчивости величины зимнего стока и его основных характеристик.

Расчеты показали, что более чем на 95 % постов наблюдается повышение величины зимнего стока, т.е. положительный тренд в его изменении. Для 82 % постов рек бассейна Волги (Верхняя Вол-

га, Нижняя Волга, бассейны Камы, Оки) и Дона и для 43 % рек Севера ЕЧР (Онега, Мезень, Печора, Северная Двина) этот тренд оказался значимым по критерию Спирмена. Изменения в водном режиме рек выражены тем ярче, чем южнее находится их водосбор. Для рек бассейна Дона увеличение водности за зимний период с 1975 по 2010 г. составило от 20 до более чем 100 %. Для рек бассейна Камы в среднем изменение составляет 40 %, Верхней Волги – 50, Нижней Волги – 70 %. Для северных рек оно не превышает 30%. Об этой тенденции можно судить из предложенной на рис. 1 картосхемы, где кругами различного масштаба и цвета отображены изменения величины зимнего стока.

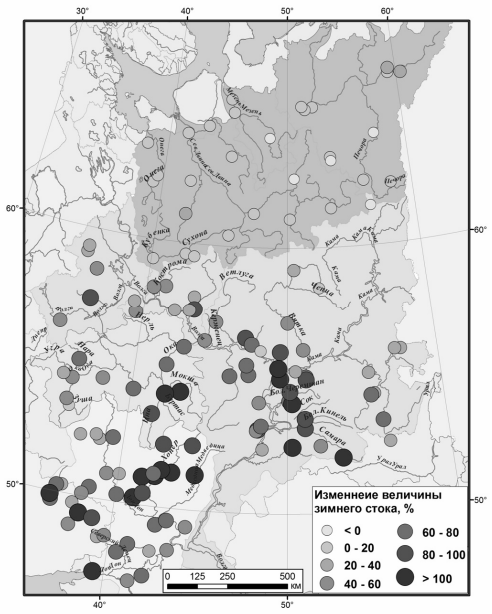


Рис. 1 – Изменение величины зимнего стока рек севера ЕЧР, бассейна Волги и Дона за период с 1978–2012 гг. по сравнению с 1946–1977 гг., (%)

На примере бассейна Волги проведена оценка слоя стока и коэффициента вариации за зимний сезон и доли зимнего стока в процентах от годового и ее изменения для 1946–1977 гг. и 1978–2010 гг. (рис. 2). Бассейн Волги занимает около трети территории ЕЧР и для удобства его можно разделить на три зоны: бассейн Нижней Волги (для анализа использовались 37 постов), Камы (68 постов), Верхней Волги (102 поста). На всех реках рассматри-

ваемого региона зимний меженный период по сравнению с летним меженным стоком является лимитирующим при обосновании схем использования водных ресурсов, так как зимний сток меньше летне-осеннего.

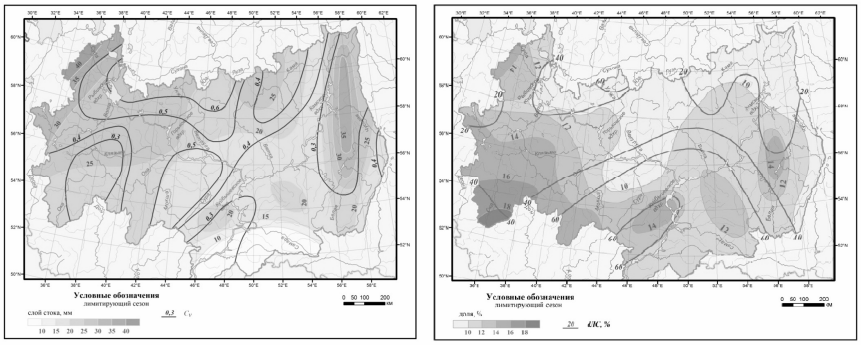


Рис. 2 – Слева: слой стока (мм) и коэффициент вариации за зимний сезон (ноябрь–март) для рек бассейна Волги за 1978–2010 гг.;
Справа: доля стока за зимний сезон (в % от годового) за 1978–2010 гг. и ее изменение в 1978–2009 гг. по сравнению с 1946–1977 гг., (%)

Для бассейна Камы доля зимнего стока в годовом стоке колеблется от 5–10% на севере территории до 10–15% на остальной ее части. На малых водотоках зимой сток может отсутствовать. Величина слоя стока за зимний лимитирующий сезон (ЛС) колеблется от 15 до 25 мм в равнинной части бассейна и в верховьях Белой, Чусовой, достигая максимальных значений (40–50 мм) в районе расположения карста (бассейн Уфы, Быстрого Таныпа, Сылвы и других рек). Увеличение доли зимнего стока за последние тридцать лет для лимитирующего периода на севере бассейна не превышает 0–10%, а в юго-восточной его части достигает 40–60%.

Величина слоя зимнего стока для бассейна Нижней Волги изменяется от 5 мм на крайнем юге до 10–15 мм на севере. Однако в бассейнах рек Шешмы, Кичуя, Сока сток достигает 35–40 мм; доля зимнего стока в годовом колеблется от 5% на юге территории до 10–15% на северо-западе и северо-востоке. За последние тридцать лет увеличение доли зимнего стока для ЛС достигает 40–60% и более; коэффициент вариации стока за ЛС – в среднем 0,3–0,4.

Зимний сток рек Верхней Волги колеблется от 10–15 мм на юго-востоке (бассейн Суры) до 35–40 мм на северо-западе. Для Верхней Оки доля зимнего стока в годовом — 16-18%, а в верховь-

ях р. Ветлуги всего — 5–10%. Увеличение доли зимнего стока за последние тридцать лет в этом бассейне достигает 40–60% и более, особенно в юго-восточной части. Коэффициент вариации стока за ЛС составляет в среднем 0,3–0,4 на юго-западе и 0,5–0,6 на севере территории. Таким образом, распределение зимнего стока по территории в целом подчиняется географической зональности, однако влияние местных азональных факторов (озерности, карста, песчаных почв и т. д.) нередко нарушает эту закономерность.

Для водохозяйственных целей помимо оценок средних величин стока за зиму важна оценка основной гидрологической характеристики, лимитирующей возможность забора воды из реки – минимального среднемесячного расхода. Для подавляющего числа рассмотренных гидрологических постов за период с 1975 г. наблюдается положительный тренд не только для величины среднего зимнего стока, но и для его среднемесячных максимальных и минимальных значений. Последние в свою очередь характеризуют изменение глубины зимней межени и интенсивность истощения зимнего стока. Амплитуда колебаний зимних расходов определяется изменчивостью их максимальных и минимальных значений в течение холодного сезона. Под продолжительностью истощения зимнего стока понимается период между датами наступления максимального расхода воды и последующего за ним минимального расхода или полного прекращения стока. Интенсивность истощения зимнего стока отражает среднее за сезон суточное уменьшение расхода воды в реке и определяется отношением амплитуды зимней межени к продолжительности периода истощения.

Следует отметить, что выполненный анализ коэффициентов вариации глубины зимней межени показал, что их распределение по территории ЕЧР подчиняется природной зональности. При этом наибольшей изменчивостью глубина зимней межени характеризуется в районах недостаточного увлажнения, к которым в основном относится бассейн Дона и нижней Волги, а наименьшей – север ЕЧР. Изменчивость амплитуды колебаний зимних расходов определяется главным образом изменчивостью их максимальных значений, наблюдаемых в самом начале сезона [5].

Положительный тренд характерен не только для зимней межени, но и для среднемесячного минимального стока. Прежде всего, это связано с наблюдаемым потеплением, сказывающемся на динамике снеготаяния и активности эпизодического протаивания зоны

аэрации, что способствует более интенсивному питанию подземных и почвенных вод талыми водами и в результате приводит к повышению минимальных расходов рек за зимний период (рис. 3). Наиболее существенные изменения минимального и максимального месячного расхода за зимнюю межень происходят в центральных и южных областях европейской России.

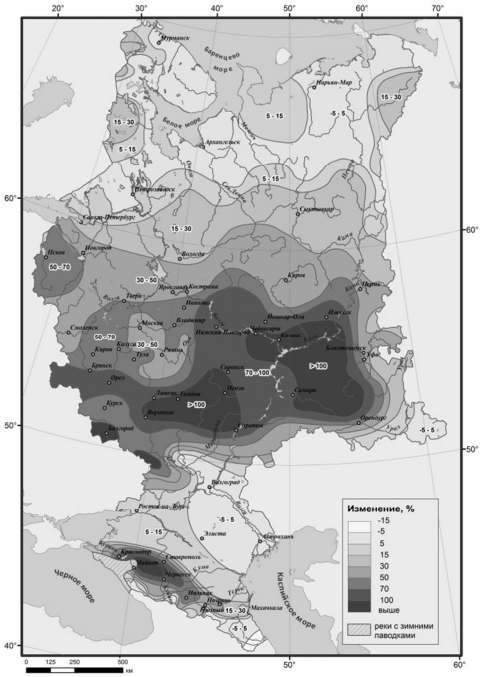


Рис. 3 – Распределение изменения минимального месячного модуля стока зимней межени рек ЕЧР в период 1978–2012 по сравнению с периодом 1945–1977 гг.

Многолетние колебания минимального месячного расхода воды зимней межени достоверно отражают временную динамику минимальной водности рек. Это доказано сопоставлением многолетних колебаний минимальных месячных расходов воды с многолетними колебаниями минимальных 30-суточных, 10-суточных расходов воды (рис. 4). Они практически повторяют друг друга на всех исследованных реках ЕЧР. Таким образом, интенсивный рост минимальных месячных расходов воды, наблюдающийся со второй половины 70-х годов, обусловлен увеличением именно базисного, подземного питания.

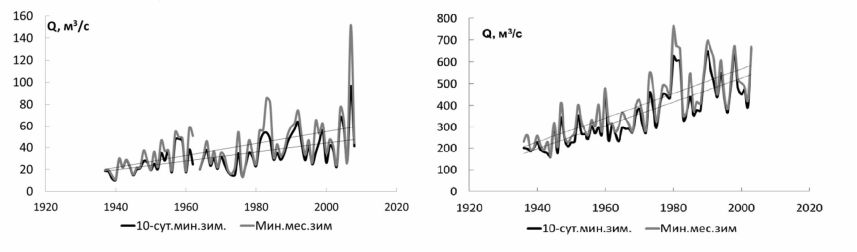


Рис. 4 – Сопоставление многолетних колебаний характеристик минимального месячного и минимального 10-суточного расхода воды рек: слева – Молога–Устюжна; справа – Ока–Муром

Заключение. Значимое увеличение стока рек ЕЧР за зимний период, характерное для последних десятилетий, прежде всего, вызвано смещением дат установления зимней межени и участившимися оттепелями в это время. Увеличивающееся количество оттепелей обусловлено повышением средней температуры воздуха, ростом суммы отрицательных и положительных температур за холодный период, что определяет условия перехода температуры через 0°С, и выпадением жидких осадков. Помимо этого, на увеличение зимнего стока могло повлиять уменьшение водопотребления, отмечаемое с 1990-х. Однако эти проработки требуют более внимательного анализа исходной базы данных, что будет сделано в дальнейшем.

Распределение зимнего стока по территории ЕЧР в целом подчиняется географической зональности, что обусловлено ландшафтно-климатическими факторами в сочетании с особенностями геолого-геоморфологического строения водосборов и их гидрогеологическими условиями. Установленные вариации зимнего стока свидетельствуют об изменениях естественных ресурсов подземных вод. Именно зимний сток и его минимальные значения могут служить нижним пределом использования водных ресурсов на территории данного водосбора, что следует учитывать при планировании размещения водоемких производств.

Литература

1. Доклад об особенностях климата на территории Российской Федерации за 2012 год. М.: Росгидромет, 2013. 86 с

2. *Джамалов Р.Г., Фролова Н.Л., Киреева М.Б.* Современные водные ресурсы и режим стока рек бассейна Дона. //Водные ресурсы, 2012, том 40, № 6, С. 573-584.

3. *Джамалов Р.Г., Фролова Н.Л., Киреева М.Б., Телегина А.А.* Изменения поверхностного и подземного стока рек России и их режимов в условиях нестационарного климата. //Вестник РФФИ, том 6, № 78, с. 34-42. 2013 г.

4. *Георгиевский В.Ю.* Изменение стока рек России и водного баланса Каспийского моря под влиянием хозяйственной деятельности и глобального потепления. Автореф. дисс. на соискание ученой степени доктора географических наук, 2005. СПб, ГГИ, 39 с.

5. Водные ресурсы России и их использование – под ред. И.А. Шикломанова, 2008, ГГИ, Санкт Петербург, – 598 с.

ПЕРСПЕКТИВЫ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ ПРЕСНЫХ ПОДЗЕМНЫХ ВОД ДЛЯ ВОДОСНАБЖЕНИЯ В ЧРЕЗВЫЧАЙНЫХ СИТУАЦИЯХ

Зекцер И.С.
Институт водных проблем РАН, г. Москва
zektser@aqua.laser.ru

В настоящее время подземные воды являются основным источником хозяйственно-питьевого водоснабжения (ХПВ) во многих странах Европы – в Австрии, Бельгии, Венгрии, Литве, Германии, Белоруссии, Дании, Румынии, Швейцарии и бывшей Югославии, где доля подземных вод в хозяйственно-питьевом водоснабжении составляет более 70%, а в Болгарии, Италии Нидерландах, Португалии, Франции, Чехии и Словении эта величина варьирует от 50 до 70 %. Так, на подземных водах полностью или почти полностью основано водоснабжение городов Гамбург, Будапешт, Вена, Копенгаген, Мюнхен, Рим, Минск, Вильнюс; а в Амстердаме, Брюсселе, Лиссабоне и др. подземные воды покрывают больше половины потребности в воде для хозяйственно-питьевых целей [1].

В настоящее время на территории России разведано более 11-ти тысяч месторождений подземных вод, из которых эксплуатируются только 63%. Общие утвержденные запасы подземных вод составляют 93,0 млн $м^3$/сут, из них 15% приходится на Московскую область и Краснодарский край [2]. Соотношение прогнозных ресурсов, утвержденных запасов и использования подземных вод приведено на рис. 1.

Превышение утвержденных запасов подземных вод над их использованием справедливо только для крупных территорий: феде-

ральных округов, областей и т.д., при этом не учитывается большая неравномерность их распределения. Эта неравномерность наглядно проявляется при оценке водообеспеченности подземными водами отдельных городов, особенно крупных. Такие города, хотя и находятся в «благополучных» регионах с точки зрения наличия утвержденных запасов подземных вод, не обеспечены резервными и утвержденными запасами питьевых подземных вод, в том числе на перспективу, и вынуждены использовать для ХПВ поверхностные воды. Например, полностью не обеспечены подземными водами города: Екатеринбург, Набережные Челны, Ижевск, Ставрополь, Курган, Северодвинск, Череповец и др., а Санкт-Петербург, Пермь, Челябинск, Омск, Ростов-на-Дону, Петрозаводск, Псков, Астрахань, Таганрог и др. обеспечены лишь частично.

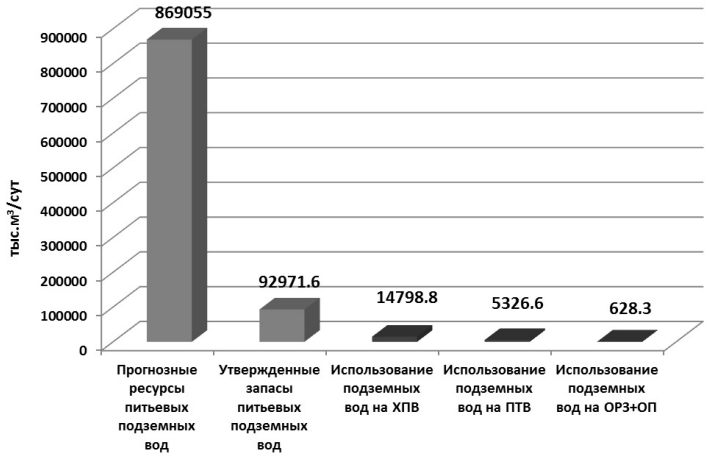


Рис. 1 – Соотношение ресурсов и использования пресных подземных вод на территории России

В последние годы в практике гидрогеологических исследований используется понятие «ресурсный потенциал подземных вод» [3]. Этот термин обозначает часть естественных ресурсов, представляющая собой максимально возможную величину отбора подземных вод определенного качества и целевого назначения, которая может быть получена в пределах гидрогеологических районов, речных бассейнов или административных территорий при условии их освоения по всей площади распространения продуктивных водоносных горизонтов с учетом заданных ограничений. Оценка ресурсного потенциала, продемонстрированная на карте ресурсного

потенциала Российской Федерации масштаба 1:5 000 000, выполнена компанией «ГИДЭК» и Федеральным агентством по недропользованию «Роснедра» [4].

При определении возможности и, главное, перспектив отбора подземных вод для водоснабжения всегда возникает вопрос: сколько и до каких пределов можно отбирать подземные воды из водоносного горизонта, чтобы не вызвать его истощения? Основным показателем в этом отношении служат среднегодовая и минимальная величины естественных ресурсов подземных вод, характеризующие их возобновляемую часть за многолетний период или, иными словами, питание подземных вод. В России и ряде других европейских стран различают понятия «истощение подземных вод» (водоотбор превышает питание и происходит сработка емкостных запасов подземных вод) и «истощение эксплуатационных запасов подземных вод», иными словами – «сверхэксплуатация» (снижение уровня превышает предельно допустимое, установленное при оценке эксплуатационных запасов подземных вод).

Геологической службой штата Гавайи в США введено понятие «сбалансированный отбор подземных вод» обозначающее усредненный отбор воды из водоносного горизонта, не наносящий ущерб ресурсам подземных вод, не ухудшающий качество вод и не уменьшающий дебит водозаборов и водоисточников. Этот термин используется в ряде регионов США применительно к скважинам, колодцам, галереям. Применительно к водоносным горизонтам это понятие выражает соотношение между питанием водоносных горизонтов, естественной разгрузкой подземных вод и объемом воды в горизонте, т.е. емкостными (статическими) запасами пресных подземных вод.

При анализе существующего использования пресных подземных вод в России установлена связь численности городского населения и использования ресурсов пресных подземных вод. Чем крупнее город (по численности населения), тем меньше вклад подземных вод в хозяйственно-питьевое водоснабжение, что объясняется, прежде всего, нехваткой местных ресурсов подземных вод для водоснабжения крупных городов. Такая прямая связь не является статистически значимой, не носит характер закономерности и значительно нарушается при рассмотрении степени использования подземных вод по отдельным городам и населенным пунктам в пределах конкретных субъектов Федерации, или в пределах одной

группы по численности населения. Это объясняется неоднородностью гидрогеологических условий, определяющей возможность использования подземных вод в хозяйственно-питьевых целях.

В городах Москва, Санкт-Петербург, Нижний Новгород, Екатеринбург, Омск, Волгоград, Челябинск, Ростов поверхностные воды являются практически единственным и не защищенным от загрязнения источником хозяйственно-питьевого водоснабжения. Эти крупные города России с большой численностью населения живут в условиях угрозы выхода из строя или разрушения системы хозяйственно-питьевого водоснабжения населения (аварии, наводнения, землетрясения, теракты и др. причины) и отсутствия даже резервного источника питьевого водоснабжения, основанного на использовании защищенных от загрязнения подземных вод. В связи с этим справедливым и обоснованным является утверждение, что хозяйственно-питьевое водоснабжение средних и крупных городов должно базироваться не менее чем на двух независимых источниках, и для этих целей должны быть привлечены все имеющиеся ресурсы пресных подземных вод. Это положение, закрепленное в водном законодательстве России, разделяется большинством специалистов гидрологов и гидрогеологов, но, к сожалению, не реализуется на практике.

В период чрезвычайных ситуаций (ЧС), так называемый «особый период», пресные подземные воды особенно важны для водоснабжения населения. Под периодом ЧС понимается время, когда в результате разрушения гидротехнических сооружений, водопроводов, технических средств водоснабжения или последствий террористических актов, катастрофического загрязнения существующих источников водоснабжения (рек, каналов), а также в результате природно-климатических катастроф, включая землетрясения, обвалы, разрушительные наводнения, сели, когда использование поверхностных вод становится невозможным. Именно поэтому в первую очередь необходимы резервные источники водоснабжения. В такие периоды пресные подземные воды (в основном глубоких водоносных горизонтов) – единственный источник обеспечения населения питьевой водой.

В условиях ЧС водообеспечение осуществляется за счет резервных источников питьевого и хозяйственно-бытового водоснабжения на основе использования «защищенных от загрязнения и засорения подземных водных объектов» [5, 6]. В [7] устанавлива-

ется, что системы ХПВ в средних и крупных городах должны базироваться не менее чем на двух независимых источниках и для этих целей необходимо привлекать все имеющиеся ресурсы пресных подземных вод.

Для расчета потребности населения в питьевой воде на период ЧС современные и прогнозные значения численности населения умножались на установленные в [8] нормы водопотребления на одного человека по различным климатическим зонам. Таким образом, авторским коллективом работы определены современные и прогнозные (на 2030 г.) потребности населения федеральных округов в целом и отдельных городов в питьевой воде в период ЧС. Указанные величины сравнивались с разведанными и утвержденными эксплуатационными запасами подземных вод на 01.01.2013 г.; при этом также рассматривались три варианта продолжительности ЧС: 10, 30 и 100 сут.

Результаты расчета обеспеченности населения 16-ти крупных и средних городов утвержденными запасами пресных подземных вод [2], выбранных экспертным путем из всех федеральных округов России показывают, что города: Москва (с учетом новых разведанных месторождений, указанных выше), Рязань, Махачкала, Тюмень, Красноярск, Новосибирск, Омск, Хабаровск в современных условиях и на перспективу до 2030 гг. надежно обеспечены утвержденными запасами пресных подземных вод при любой продолжительности ЧС, а города: Набережные Челны, Ижевск, Пермь, Екатеринбург, Челябинск – не обеспечены.

Для оценки водообеспеченности городов использованы следующие градации: «достаточно обеспеченные» – города, для которых утвержденные запасы питьевых подземных вод превышают потребность населения в ХПВ при ЧС не более чем в два раза; «надежно обеспеченные» – города, для которых запасы превышают потребность более чем в два раза.

Основные задачи дальнейших научных исследований по проблеме оценки и использования пресных подземных вод в России в условиях ЧС могут быть сформулированы следующим образом:

- усовершенствование методики количественной оценки естественных ресурсов подземных вод различных водоносных горизонтов речных бассейнов;

- региональная оценка и картирование защищенности пресных подземных вод от загрязнения с поверхности земли по отдельным артезианским бассейнам;
- оценка перспективы искусственного восполнения пресных подземных вод на действующих и проектируемых водозаборах;
- гидрогеологическое обоснование мероприятий по созданию резервных источников питьевого водоснабжения крупных городов России, основанного на использовании экологически чистых, защищенных от загрязнения пресных подземных вод;
- гидрогеологическое обоснование региональных Схем комплексного использования и охраны водных объектов отдельных крупных речных бассейнов.

В заключение следует подчеркнуть, что приведенные выше результаты оценки водообеспечения населения указанных городов России подземными водами хозяйственно-питьевого назначения являются весьма приближенными по следующим причинам.

1. Прогнозная оценка численности населения городов определена с применением анализа изменчивости населения за предыдущий период в 16 лет (1998-2014 гг.) и последующим расчётом прогнозной численности известными статистическими методами. Такой подход в настоящее время является единственно возможным. Результаты такой оценки признаются ведущими специалистами – демографами страны, и во многих случаях они совпадают или близки к данным ООН по прогнозной численности населения отдельных городов России.

2. Обеспеченность отдельных крупных и средних городов РФ ресурсами пресных подземных вод показана как отношение утверждённых эксплуатационных запасов подземных вод к современной или перспективной потребности населения указанных городов с учётом установленных норм водопотребления в различных климатических зонах, как в современных условиях, так и в условиях чрезвычайных ситуаций различной продолжительности. При этом не учитывалось, что по существующим положениям государственной комиссии по запасам полезных ископаемых (ГКЗ) эксплуатационные запасы пресных или слабоминерализованных подземных вод оценивались на 25 лет эксплуатации. Для многих действующих водозаборов эти 25 лет уже истекли, поэтому в ряде случаев неизвестно, какие изменения произошли в утверждённых эксплуатационных запасах данных водозаборов, и можно ли их экстраполиро-

вать на последующий период, в частности до 2030 г. Таким водозаборам требуется переоценка утверждённых ранее эксплуатационных запасов подземных вод с учётом опыта их работы в последние годы; для ряда водозаборов эта работа уже проводится.

Полученные результаты, несмотря на приближенный характер, имеют важное практическое значение, прежде всего для условий чрезвычайных ситуаций и определения направлений дальнейших социально-экологических возможностей использования подземных вод в качестве стратегического источника водоснабжения городов Российской Федерации.

Литература

1. *Зекцер И.С*. Подземный сток и ресурсы пресных подземных вод. Современное состояние и перспективы использования в России. – М.: Научный мир, 2012. 428 с.

2. Информационный бюллетень Федерального агентства по недропользованию о состоянии недр на территории Российской Федерации в 2012 г. Вып. 36. М., 2013.

3. *Боревский Б.В., Данилов-Данильян В.И., Зекцер И.С., Палкин С.В*. Использование пресных подземных вод для улучшения водообеспеченности городского населения // Сборник научных трудов Всероссийской научной конференции «Устойчивость водных объектов, водосборных и прибрежных территорий; риски их использования». Калининград: Капрос, 2011. С. 55–62.

4. Карта ресурсного потенциала пресных подземных вод России. Масштаб 1: 5 000 000. М., ГИДЭК. 2013.

5. Водный кодекс Российской Федерации. 03.06.2006 № 74-ФЗ в редакции от 29.12. 2014.

6. Федеральный закон от 21.02.1992 «О недрах» № 2395-1 с дополнениями, вступившими в силу с 01.01.2014 г.

7. ГОСТ Р. 226.01-95 «Безопасность в чрезвычайных ситуациях. Защита систем хозяйственно-питьевого водоснабжения. Общие требования».

8. ГОСТ 22.3.006-87. В «Система стандартов гражданской обороны СССР. Нормы водообеспечения населения».

СПЕЦИФИКА ЗОЛЬ-ГЕЛЬ ПРОЦЕССОВ В БАССЕЙНЕ ЛАДОЖСКОГО ОЗЕРА

Крюков Л.Н., Поздняков Ш.Р., Румянцев В.А.
Институт озероведения РАН, г. Санкт-Петербург
lake@limno.org.ru

Основы мониторинга поверхностных вод были заложены более полувека назад. За прошедшие полвека был достигнут определенный прогресс в понимании происходящих в пресноводных объектах природных процессов и в воздействии антропогенных факторов на качество воды и гидробиологические сообщества. Возникло стремление к учету максимального количества показателей, что вело к усложнению и увеличению объема выполняемых при мониторинге работ. Как итог, требования руководящих документов по осуществлению государственного мониторинга вошли в противоречие с реальными возможностями его проведения на конкретных водных объектах.

Тем временем золь-гель процессы, основанные на самоорганизации и самосборке веществ в коллоидных системах (размер частиц 1-1000 нм), нашли широкое применение при получении разнообразных наноматериалов, покрытий, пленок и новых лекарственных форм. Закономерно, что с течением лет концепция конвергенции неорганического, органического и биологического миров в области нанометрической шкалы получает всё новые подтверждения не только при развитии новых технологий, но и при изучении природных процессов. Одной из убедительных иллюстраций этого является простое сопоставление результатов атомно-силовой микроскопии взвесей донных отложений Ладожского озера [1] и поверхностей искусственных покрытий, как продуктов золь-гель синтеза в лабораторных условиях [2], рис. 1.

При этом общей чертой известных золь-гель процессов является гидролиз солей металлов или алкоксидов кремния, железа, алюминия, титана, олова, циркония и других металлов. В любом случае с течением времени начинается процесс перехода гомогенного раствора веществ в золь (размер наночастиц 1-100 нм) и агрегации содержащих металл частиц с образованием гелей. Скорость и результаты этих превращений зависят от водородного показателя, температуры, давления, концентраций неорганических и органических соединений в дисперсионной среде, для естественных водоемов –

наличия экзометаболитов гидробионтов, примесей стойких органических загрязнителей воды и особенно от содержания гумусовых веществ.

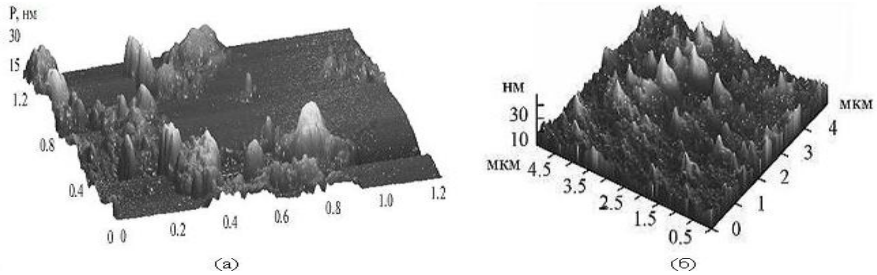


Рис. 1 – Изображения результатов атомно-силовой микроскопии одной из проб донных отложений Ладожского озера (а) и поверхности покрытия подложки на основе эпоксидно-силоксанового золя (б)

Недавно в результате экспериментальных исследований вод зоны северной тайги были установлены следующие закономерности сродства металлов к природным соединениям типа гумусовых веществ – Fe > Cu > Pb > Al > Co > Ni > Cd > Zn > Cr > Mg > Sr > Ca > Mn [3]. Оказалось, что ионы железа и алюминия обладают более высокими условными константами устойчивости комплексов с гумусовыми веществами в отличие от ионов щелочноземельных металлов, свинца, меди и цинка. В этой связи при оценке качества воды Ладожского озера, как основного источника питьевого водоснабжения Санкт-Петербурга, было обращено пристальное внимание на динамику золь-гель процессов образования наноразмерных частиц соответствующих металлов.

Начиная с 1982 г., в Институте озероведения РАН (ИНОЗ РАН) проводятся систематические наблюдения за содержанием и распределением различных форм существования железа, алюминия, марганца, меди, цинка, свинца, кобальта, кадмия и ртути, наличия гумусовых веществ, экзометаболитов гидробионтов и стойких органических загрязнителей в воде бассейна Ладожского озера [4]. Содержание металлов определялось в нефильтрованных пробах воды методом атомной абсорбции. Было установлено, что повышенными концентрациями железа, алюминия и марганца характеризуются воды прибрежной зоны, находящейся под прямым влиянием вод притоков Ладоги. Особенно обогащены этими металлами воды рек Волхов, Олонка, Тулокса, Сясь, Паша и Оять, табл. 1.

Таблица 1 – Пределы концентраций металлов (мкг/л) в воде притоков Ладожского озера

Реки	Fe	Al	Mn
Волхов	360-1900	56-905	78-400
Свирь	170-960	52-272	22-87
Бурная	101-378	64-237	9-63
Тулокса	1280-1756	36-344	65-187
Олонка	753-2209	46-397	64-210
Оять	502-2186	18-423	60-295
Паша	447-1530	31-410	53-118
Сясь	526-1754	43-392	50-167

В тридцатилетнем ряду наблюдений наибольшая межгодовая изменчивость содержания в воде свойственна алюминию (до 9 раз), наименьшая – железу (до 2 раз). В р. Нева происходит концентрирование примесей воды Ладоги и по мере продвижения к побережью Финского залива концентрации металлов возрастают и, к примеру, модуль выноса железа достигает 800 кг Fe $км^{-2}год^{-1}$.

Известно, что избыток железа способствует онкологическим заболеваниям (ферроптоз), вызывает болезни крови, печени, кожи и подкожной клетчатки у человека [5]. Сильными токсическими свойствами обладают наночастицы алюминия размером 30-103 нм, которые способны подавлять синтез м-РНК, вызывать пролиферацию клеток, индуцировать проатерогенное воспаление и нарушение функций митохондрий [6]. Заметим, что результаты зарубежных изысканий достоверно подтверждают значение наночастиц металлов в этиологии онкологических заболеваний человека [7].

К настоящему моменту накоплен значительный экспериментальный материал по токсикологической характеристике многих видов наночастиц и методам их тестирования [8]. Зафиксированы основные пути поступления, распределения и выведения наночастиц из живых организмов. Стало очевидным, что опасность наночастиц зависит от их количества и площади поверхности, а не от их суммарной массы или объёма. В отличие от ионных форм металлов с высокой острой токсичностью наночастицы металлов, как правило, обладают хронической активностью. Они способны проникать в межклеточные структуры и в сами клетки за счет золь-гель превращений, диффузии через мембраны, фагоцитоз и последующих эндоцитоз.

Закономерно, что в настоящее время индикатором медико-экологической безопасности территорий является уровень онкологических заболеваний [8]. В этой связи представляется целесообразным далее рассмотреть материалы медицинской статистики онкологической и общей заболеваемости населения на различных территориях бассейна Ладожского озера, табл. 2 [9].

Таблица 2 – Заболеваемость взрослых жителей и детей (до 14 лет) Санкт-Петербурга, Ленинградской области, республ. Карелия и Новгородской области в сравнении с заболеваниями населения РФ (на 1000 чел.)

Болезни взрослых/детей	Россия	Санкт-Петербург	Ленинградская обл.	Республика Карелия	Новгородская обл.
Новообразования	11 / 5	16 / 9	10 / 2	14 / 8	14 /5
Хромосомные нарушения	2 / 12	2 / 16	1 / 5	4 / 20	3 / 19
Болезни мочеполовой системы	49 / 32	51 / 39	33 / 16	75 / 42	34 / 22
Болезни кожи	48 / 89	57 / 136	34 / 61	67 / 123	58 /125
Болезни органов пищеварения	33 / 82	23 / 89	22 / 48	46 / 103	53 / 107
Инфекционные и паразитарные болезни	32 / 81	42 / 131	23 / 64	47 / 120	34 / 98

Из анализа данных табл. 2 отчетливо видно, что общая заболеваемость, включая новообразования и хромосомные нарушения, населения Санкт-Петербурга, республики Карелия и Новгородской области по ряду показателей значительно превышает соответствующий уровень по России в целом. Территория этих регионов совпадает с водосборами указанных выше рек Нева (Санкт-Петербург), Волхов (Новгородская область), Олонка и Тулокса (республика Карелия), где были зафиксированы повышенные концентрации железа, алюминия и марганца. Естественно, что в воде перечисленных рек содержатся в вариабельных концентрациях и неорганические соединения, и гумусовые вещества, и экзометаболиты гидробионтов, и стойкие органические загрязнители воды. То есть, необходимые компоненты золь-гель процессов образования потенциально опасных наночастиц и наноассоциатов металлов.

Естественно, что в ИНОЗ РАН была проведена большая работа по реализации методических указаний и рекомендаций, разработан-

ных в рамках ФЦП «Развитие инфраструктуры наноиндустрии в Российской Федерации на 2008-2011 годы» для оценки опасности нанообъектов в природных водах [10]. Оказалось, что выполнение стандартных операционных процедур по отбору, стабилизации и хранению проб, физико-химическому инструментальному анализу, токсиколого-гигиенической оценке проб из водных объектов, к примеру, на культурах водорослей (Chlorella vulgaris), рачков (Daphnia magna), рыб (Danio rerio) и лабораторных крысах (Wistar) даже в сокращенном варианте требует значительных финансовых затрат и времени.

В ИНОЗ РАН было показано, что наиболее приемлемым для реализации анализа гидрозолей или частиц наномасштабного диапазона в природных водах и обработки больших массивов данных является комплект оборудования, состоящий из прибора qNano (IZON Science) и сканирующего анализатора подвижности частиц SMPS (Scanning Mobility Particle Sizer™ SPectroMeter Model 3936). Интересно отметить, что идентичный инструментальный комплекс был использован для характеристики аэрозолей [11] Применение перечисленных приборов позволяет определять в полидисперсных системах размеры, форму, дзета-потенциал и количество не только наночастиц и наноассоциатов металлов, органических и неорганических веществ, но и фиксировать вирусы (15-150 нм) и бактерии минимального размера (~200 нм).

Возможность соблюдения постоянства регламента анализа частиц (размерами от 2 нм до 300 нм) позволил в первом приближении провести математико-статистическую обработку полученных данных и сделать важные выводы. При переходе от одного водного объекта к другому имеют место весьма значительные колебания количества наноразмерных частиц (от 1000/см^3 до 3700/см^3). В этом плане максимальные значения зафиксированы на всем протяжении р. Волхов и на притоках озера Ильмень. Поступление наноразмерных частиц в исток р. Нева с Онежско-Свирского вторичного водосбора в большинстве случаев маловероятно. Значительные сезонные и гидродинамические изменения в количестве наночастиц свойственно водным средам истока р. Нева, откуда ниже по течению вода попадает на водозабор Санкт-Петербурга. Дифференциальное распределение по крупности наноразмерных частиц в воде разных притоков Ладоги, к примеру, с низкой (р. Свирь) и высокой

(р. Волхов) концентрацией металлов существенно отличается, рис. 2 (табл. 1).

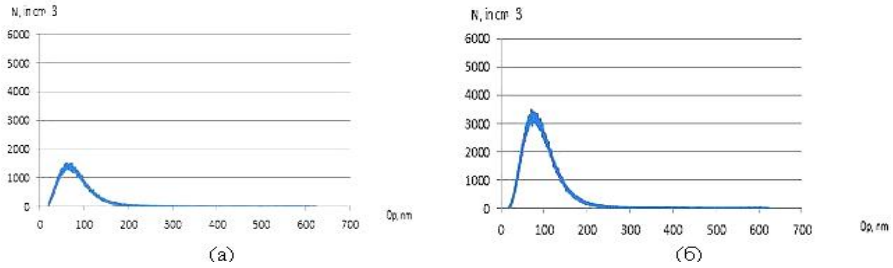


Рис. 2 – Кривые дифференциального распределения наноразмерных частиц по крупности в воде рек Свирь (а) и Волхов (б)

Исследуемые пробы водных сред диализовали (пленка MWCO 12000-14000), лиофилизировали и определяли химический состав остатка. Полученные результаты анализа достоверно подтверждают, что после удаления из проб ионов неорганических и низкомолекулярных органических соединений путем диализа в бидистиллированную и деионизированную воду остается железо- и алюминий содержащая гель. Иными словами, в водных средах бассейна Ладоги содержатся наночастицы и наноассоциаты металлов, о вреде которых говорилось выше.

Таким образом, впервые с учетом антропогенного влияния, геохимических особенностей территорий водосбора, гидродинамических и сезонных изменений был получен набор профилей распределения потенциально опасных нанообъектов металлов в водных средах бассейна Ладоги. При этом напомним, что в диапазоне от 1 нм до 100 нм нанометрической шкалы формируются не только наночастицы металлов, но и жизненно важные белки, ДНК, РНК, антитела и вирусы. Изложенные выше материалы могут стать одним из элементов новой методологии мониторинга пресноводных объектов.

Литература

1. *Румянцев В.А., Крюков Л.Н., Поздняков Ш.Р., Рыбакин В.Н.* Наномасштабные элементы лимнологии // Вестник Российской академии наук. 2011. Т. 81. № 9. С. 819-824.

2. *Хамова Т.В., Шилова О.А., Ладилина Е.Ю., Любова Т.С., Есипова Н.Е., Пугачев К.Э., Антипов В.Н., Кручинина И.Ю.* Золь-

гель синтез и исследование поверхности эпоксидно-силоксановых и эпоксидно-титановых покрытий // Физика и химия стекла. 2013. Т.39. № 5. С. 764-773.

3. *Дину М.И.* Взаимодействие ионов металлов в водах с гумусовыми веществами глееподзолистых почв // Геохимия. 2015. № 3. С. 276-288.

4. Ладога / Ред. В.А.Румянцев, С.А.Кондратьев. – СПб.: Нестор-История, 2013. – 468 с.

5. *Иванов С.Д.* Железо и рак: роль ионов железа в процессе канцерогенеза и при лучевой терапии опухоленосителей // Успехи современной биологии. 2013. № 5. С. 481-494.

6. *Song H.M.* Elastomieric nanoparticle composites covalently bound to Al2O3/GaAs surfaces/ H.M. Song, P.D., Ye, A.Ivanisevic // Langmin. 2007. № 23. P. 9472-9480.

7. *Gatti A.M.* Risk assessment of micro and nanoparticles and the human health // Chapter of Handbook of Nanostructured biomaterials and their applications ed American Scientific Publisher USA. 2005. № 12. P. 347-369.

8. *Проданчук Н.Г., Балак Г.М.* Нанотоксикология: состояние и перспективы исследований // Современные проблемы токсикологии. 2009. № 3-4. С. 4-20.

9. *Архипова О.Е., Черногубова Е.А., Тарасов В.А., Лихтанская Н.В., Кит О.И., Еремеева А.А., Матишов Д.Г.* Уровень онкологических заболеваний как индикатор медико-экологической безопасности территорий (на примере Ростовской области) // Вестник Южного научного центра. 2013. Т. 9. № 3. С. 7-14.

10. Федеральная служба государственной статистики (Росстат). Здравоохранение в России – 2013. Москва. 2013. Табл. 2.22-2.25, 2.66.

11. *Михайлов Е.Ф., Меркулов В.В., Власенко С.С., Рышкевич Т.И., Пушель У.И.* Дифференциальный анализатор гигроскопических свойств аэрозольных частиц, осажденных на фильтр // Известия РАН. Физика атмосферы и океана. 2011. Т. 47. № 6. С. 809-822.

ПРОБЛЕМЫ ВЫБОРА МОДЕЛЕЙ ФОРМИРОВАНИЯ СТОКА ДЛЯ РЕШЕНИЯ ПРАКТИЧЕСКИХ ЗАДАЧ

Кучмент Л.С.
Институт водных проблем РАН, г. Москва
kuchment@mail.ru

Расширение наземной сети гидрометеорологический наблюдений, совершенствование методов измерения пространственно-временных метеорологических воздействий на водосбор (радарные измерения интенсивности осадков, аэрокосмическая съемка полей снегозапасов и влажности почвы, спутниковые методы измерения эвапотранспирации) и создание геоинформационных систем открывают широкие возможности для разработки моделей формирования стока с распределенными параметрами, позволяющих воспроизводить пространственную картину составляющих гидрологического цикла в речном бассейне и рассчитывать их в тех точках, где нет измерений этих составляющих.

Детальные физико-математические модели процессов гидрологического цикла позволяют описывать пространственные процессы формирования снежного покрова и снеготаяния, вертикального влагопереноса в системе «почва-растительность-атмосфера», промерзания почвы и впитывания талых вод, взаимодействие поверхностных и подземных вод, стекание воды по поверхности водосбора, подповерхностный и грунтовый сток, движения воды в речных системах, формирования и развития опасных гидрологических явлений в реальном времени. Большая часть физических констант и параметров физико-математических моделей может быть задана по данным прямых измерений. При наличии наблюдений за составляющими гидрологического цикла остальные параметры находятся путем подбора (калибровки). Физико-математические модели формирования стока с распределенными параметрами играют важную роль при качественном исследовании гидрологических процессов и организации экспериментальных наблюдений; они стали использоваться для расчетов неустановившегося движения в крупных речных системах, предвычисления возможных катастрофических наводнений, оценки влияния деятельности человека на гидрологический цикл и управление им, описания формирования качества воды на водосборе и во многих других гидрологических задачах, где необ-

ходимо пространственное воспроизведение основных физических процессов. Однако пространственная неоднородность условий на речном водосборе, отсутствие достаточной информации об этих характеристиках и внешних воздействиях на гидрологические системы, разнообразие гидрологических процессов и их недостаточная изученность значительно затрудняют построение физико-математических моделей формирования стока и отражаются на их точности. Чем более детальной является физико-математическая модель, тем более трудной становится задача задания ее параметров и, таким образом, уточнение описания физических процессов, происходящих на водосборе, необязательно должно вести к повышению точности моделирования стока.

При практическом применении моделей формирования стока с распределенными параметрами приходится выбирать структуру модели оптимальной сложности, которая при имеющейся обеспеченности исходной информации может гарантировать наибольшую точность расчетов. В связи с этим для многих практических расчетов и прогнозов характеристик речного стока в настоящее время в основном применяются модели формирования стока с сосредоточенными параметрами, где водосбор рассматривается как система, сосредоточенная в одной точке, и используются осредненные по водосбору метеорологические воздействия на водосбор и характеристики водосбора. Структура таких моделей может выбираться на основе эмпирических зависимостей и общих априорных представлений (концепций) (такие модели часто принято называть концептуальными). Параметры концептуальных моделей являются агрегированными константами, которые варьируют в больших диапазонах и не могут быть определены путем непосредственных измерений. Число калибруемых параметров в этих моделях может быть весьма значительным, что отражается на точности и надежности определения параметров и самих моделей.

Все это делает весьма естественной гипотезу о том, что физико-математические модели формирования стока с распределенными параметрами при их должном использовании могут обеспечивать бóльшую точность, чем модели с сосредоточенными параметрами. Следует признать, что до сих пор разработка моделей формирования стока для решения тех или иных гидрологических задач велась без исследования возможностей выбора оптимальной структуры модели и эффективного способа определения параметров.

С позиций этой гипотезы большой интерес имеет уникальные экспериментальные исследования, которые были проведены под эгидой Национальной службы погоды США (НСП США) [1-5]. НСП США в течение несколько десятилетий выпускает с помощью унифицированной модели с сосредоточенными параметрами ежедневные краткосрочные прогнозы стока более чем по 4000 речных створов. Успехи в разработке моделей с распределенными параметрами, а также внедрение в оперативную практику по всей территории США метеорологических радаров нового поколения NEXRAD, позволяющих измерять дождевые осадки по часовым интервалам с пространственным разрешением 4 км, сделали актуальными исследования возможностей повышения на этой основе точности и надежности гидрологических прогнозов, а также выбора наиболее подходящей для краткосрочных прогнозов модели с распределенными параметрами. В связи с этим НСП США организовала в 2002 г. международный проект по сравнению эффективности моделей стока с сосредоточенными и распределенными параметрами при использовании их в оперативных краткосрочных гидрологических прогнозах (DMIP 1) [1,2]. Наблюденные гидрографы в замыкающих створах 8 речных бассейнов площадью от 65 до 2484 кв. километров, расположенных в штатах Оклахома (7) и Миссури (1), сравнивались с гидрографами, рассчитанными по 12 моделям с распределенными параметрами и по модели с сосредоточенными параметрами НСП США. Среди моделей с распределенными параметрами были как развитые физико-математические модели с детальным описанием процессов формирования стока, так и модели, где физико-математические моделирование применяется только для описания горизонтального движения между частными водосборами, а для описания вертикального движения на частных водосборах применялись концептуальные модели. Участникам проекта были предоставлены следующие исходные данные:

1) данные о измерениях расходов воды по часовым интервалам;
2) радарные измерения осадков по часовым интервалам по квадратам 4 на 4 км;
3) два комплекта 6-часовых метеорологических наблюдений – по данным измерений наземных метеорологических станций и по результатам реанализа данных численного прогноза погоды;
4) месячные денные о суммарно испаряемости;
5) компьютерные данные о рельефе с 30-метровым разрешением;

5) данные о текстуре почв;
6) карты растительности с разрешением 1км.

Калибровка моделей в основном производилась их авторами по наблюдениям в замыкающих створах. Результаты сравнения рассчитанных и наблюденных гидрографов не выявили модель, которая была заметно лучше для всех водосборов. Некоторые модели оказывались лучшими для одного или двух бассейнов. Однако статистические оценки по всем водосборам неожиданно показали, что среднем модели с распределенными параметрами дали улучшение точности расчета объемов стока по сравнению с моделью НСП США в 14% случаев, улучшение точности расчета максимального расхода в 33% случаев и времени наступления пика гидрографов в 22% случаев. В связи с этим НСП США приняла решение провести вторую фазу проекта на большом числе водосборов и с более качественными данными наблюдений.[3-5]. Было добавлено два небольших водосбора и увеличено количество створов для того, чтобы лучше оценивать расчеты стока во внутренних точках речных бассейнов. Добавлены также наблюдения за влажностью почвы и снегом. Удлинены периоды наблюдений, и увеличено число рассчитываемых паводков.

В новых экспериментах участвовали 14 моделей с распределенными параметрами и 2 модели с сосредоточенными параметрами (кроме модели НСП США использовалась концептуальная французская модель CEMAGREF). Десять из этих моделей не использовалась в первой фазе проекта. Исследования проводились по данным наблюдений на 16 расположенных в Оклахоме равнинных водосборах с площадями от 37 до 2484 кв. километров и на 2 горных водосборах с площадями 922 и 826 кв. километров, расположенных в штате Сьерра-Неваде. Кроме сопоставления гидрографов в замыкающих створах речных бассейнов, сравнивались гидрографы, полученные по калиброванным и некалиброванным моделям, гидрографы во внутренних створах водосборов, составляющие водного баланса за заданные периоды, рассчитанные и измеренные значения почвенной влаги. Выявить модель, которая бы давала наилучшие результаты для всех водосборов, и в этом случае не удалось. Из моделей с распределенными параметрами лучшие результаты дали модели, в которых объединялись концептуальные модели формирования стока на водосборе с физико-математическими моделями стекания воды по водосбору (применялись главным образом уравнения

кинематической волны). Две модели дали удовлетворительное совпадение рассчитанных значений влажности почвы на разных глубинах с данными измерений, несмотря на то, измерения включали два засушливых периода. Если модели с сосредоточенными параметрами обеспечивали необходимую точность расчета гидрографа стока в замыкающем створе, то модели с распределенными параметрами позволили с удовлетворительной точностью рассчитать гидрографы и в промежуточных створах. Калибровка моделей в целом заметно улучшала качество расчетов, однако при использовании априорных значений параметров во многих случаях были получены вполне удовлетворительные результаты. Несколько моделей с распределенными параметрами без калибровки дали лучшие результаты, чем другие модели с калибровкой.

Статистические оценки экспериментов DMIP 2 оказались близкими к тем, которые были получены в первой фазе проекта. Модели с распределенными параметрами позволили улучшить расчеты: объема стока равнинных рек – для 18% гидрографов, максимального расхода – для 24% и времени наступления пика – для 28%. Для горных рек получено улучшение результатов расчетов объема стока – для 24%, максимального расхода – для 12% и времени наступления пика – для 41%. Предполагается, что физическая обоснованность модели, определения параметров и опыт модельера сыграли большую роль в определении точности моделей, чем зависимость от того, являются ли модели с сосредоточенными или распределенными параметрами [4].

По мнению [4], несмотря на то, что улучшение качества расчетов, которые дали модели с распределенными параметрами, оказалось заметно меньше, чем можно было ожидать, тот факт, что во многих случаях, эти расчеты близки к тому, что дают модели с сосредоточенными параметрами, можно считать обнадеживающим, и накопление опыта работы с моделями с распределенными параметрами позволит повысить точность гидрологических прогнозов. Однако пока нет оснований для массового перехода от выпуска краткосрочных гидрологических прогнозов по моделям с сосредоточенными параметрами к прогнозам по моделям с распределенными параметрами [4,5] В то же время модели с распределенными параметрами дают ценную информацию, которая может быть дополнением к прогнозам по моделям с сосредоточенными параметрами.

Проведенные эксперименты указывают на то, что при выборе модели для практических расчетов необходимо учитывать такие факторы как наиболее важные для решаемой задачи характеристики стока, которые предстоит рассчитывать, имеющиеся исходные данные наблюдений, интервалы времени, по которым они заданы, и размеры водосбора. Во многих случаях детальные физико-математические модели процессов гидрологического цикла оказываются избыточными и недостаточно обеспеченными исходной информацией. В качестве примера, где видна необходимость выбора модели, соответствующей решаемой задаче и исходным данным, можно привести такую часто решаемую задачу как расчет неустановившегося движения в речном русле.

Как показал наш опыт расчетов по данным специальных наблюдений в нижнем бьефе Ново-Тверецкой ГЭС [7], применение уравнений Сен-Венана с использованием детальных топографических измерений речного русла без соответствующих измерений его шероховатости приводит к значительным ошибкам в расчетах расходов и уровней в замыкающих створах выбранных участков реки. И в этом случае лучшие результаты дают модели с сосредоточенными параметрами типа Калинина-Милюкова или Кюнжа-Маскингама [7, 8]

Из рассмотренного выше следует, что разработка моделей стока для прикладных задач (гидрологических прогнозов, динамико-стохастических расчетов, оценки влияния деятельности человека на сток и др.) требует дополнительной работы по выбору оптимальных структуры и метода задания параметров. Наиболее полная физико-математическая модель с априорным приближенным заданием параметров может быть применена для оценки влияния различных составляющих водного баланса на рассчитываемые для практического использования величины. Результаты таких исследований могут привести к необходимости сравнения нескольких моделей по имеющимся данным наблюдений. Такое сравнение должно производиться одновременно с процессом калибровки параметров. Оценку моделей и их калибровку желательно проводить путем усложнения моделей. Важную роль при калибровке должны играть априорные значения параметров. Оптимизация параметров по обычно принятым критериям качества моделей может приводить к тому, что находятся параметры, которые дают хорошие результаты для гидрометеорологических условий, близких к средним, и при этом

плохо воспроизводятся редкие гидрологические события. В связи с этим оптимизацию параметров желательно проводить по нескольким критериям.

Литература

1. *Smith, M.B., Seo, D.-J., Koren, V.I., Reed, S., Zhang, Z., Duan, Q.-Y., Moreda, F., Cong, S.* The distributed model intercomparison project (DMIP): motivation and experiment design. J. Hydrol. 2004. 298 (1–4), 4–26.

2. *Reed, S., Koren, V., Smith, M., Zhang, Z., Moreda, F., Seo, D.-J.* DMIP, Participants, Overall distributed model intercomparison project results. J. Hydrol. 2004. 298 (1–4), 27–60.

3. *Smith, M.B., Koren, V., Reed, S., Zhang, Z., Zhang, Yu., Moreda, F., Cui, Z., Mizukami, N., Anderson, E.A., Cosgrove, B.A*. The distributed model intercomparison project – Phase 2: motivation and design of the Oklahoma experiments. J. Hydrol. 2012. 418–419, 3–16.

4. *Smith, M., Koren, V., Zhang, Z., Zhang, Y., Reed, S., Cui, Z., Moreda, F., Anderson, E., Cosgrove, B., Mizukami, N*. DMIP 2 Participants, Overall results of the DMIP 2 Oklahoma experiments. J. Hydrol. 2012. 418–419, 17–48.

5. *Smith, M., V. Koren, Z. Zhang, F. Moreda, Z. Cui, B. Cosgrove, N. Mizukami, D. Kitzmiller, F. Ding, S. Reed, E. Anderson, J. Schaake, Y. Zhang, V. Andréassiane, C. Perrine, L. Coron, A. Valéry, B. Khakbaz, S. Sorooshian, A. Behrangi, B. Imam, K.-L. Hsu, E. Todini, G. Coccia, C. Mazzetti, E.O. Andres, F. Francés, I. Orozco, R. Hartman, A. Henkel, P. Fickenscher, and S. Staggs*, The distributed model intercomparison project – Phase 2: Experiment design and summary results of the western basin experiments. Journal of Hydrology, 2013. 507, 300-329.

6. *Калинин Г.П., Кучмент Л.С*. О численных методах решения уравнений Сен-Венана для расчета неустановившегося движения воды в реках. //Метеорология и гидрология, № 6, 1963.

7. *Кучмент Л.С*. Математическое моделирование речного стока. – Л.: Гидрометеоиздат. 1972 191 с.

8. Исследование неустановившегося движения воды на реках Тверце и Оредеж. – Л: Гидрометеоиздат. 1961. 287с.

Секция I. *СОВЕРШЕНСТВОВАНИЕ МЕТОДОВ И МОДЕЛЕЙ ОЦЕНКИ И ПРОГНОЗИРОВАНИЯ РЕСУРСОВ И РЕЖИМА ПОВЕРХНОСТНЫХ И ПОДЗЕМНЫХ ВОД В УСЛОВИЯХ НАРАСТАЮЩЕГО АНТРОПОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ И НЕОПРЕДЕЛЕННОСТИ КЛИМАТИЧЕСКИХ И ГИДРОЛОГИЧЕСКИХ ХАРАКТЕРИСТИК*

СОВРЕМЕННЫЕ МЕТОДЫ МАШИННОГО ОБУЧЕНИЯ В ГИДРОЛОГИЧЕСКОМ МОДЕЛИРОВАНИИ[5]

Айзель Г.В.
Институт водных проблем РАН, г. Москва
hydrogo@yandex.ru

Решение задач, связанных с уменьшением ущербов от затопления освоенной «Водная стратегия Российской Федерации на период до 2020 года», предусматривает ряд мер по реализации опережающего инновационного развития научно-технической и технологической базы водохозяйственного комплекса на основе передовых достижений и технологий. Тем не менее, за период, прошедший с подписания этого документа в 2009 году, примеры практического внедрения лучших доступных технологий и методик в практику водохозяйственного проектирования и управления можно пересчитать по пальцам. Не лучшим образом обстоят дела и с публикационной активностью российских гидрологов: несмотря на рост числа публикаций и показателей их цитируемости, применение в практике расчётов современных методов исследований (математических, географических, гидрологических) остается на низком уровне.

Спектр гидрологических и водохозяйственных задач, требующих внедрения современных методов машинного обучения, охватывает почти всю предметную область, связанную с водными ресурсами суши. Виллиам Сье [1] выделяет три наиболее перспективные области применения указанных методов в приложении к гидрологическим задачам:

1. Обработка космических снимков высокого разрешения с выделением на них основных паттернов распределения характери-

[5] Работа выполнена при финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (проект № 14-05-00027).

стик почвенного и растительного покровов с последующим построением карт самоорганизующихся признаков;

2. Моделирование процессов тепло - и влагообмена поверхности суши с атмосферой (в том числе с учетом возможного изменения климата);

3. Моделирование водохозяйственных систем оперативного управления располагаемыми водными ресурсами.

В данной работе рассмотрено решение задачи поиска параметров физико-математической модели SWAP [2], необходимых для моделирования процессов формирования стока с неизученных водосборов. Модель SWAP разработана авторским коллективом лаборатории физики почвенных вод Института водных проблем РАН (руководитель д.б.н. Е.М. Гусев) с помощью алгоритма машинного обучения – аппарата искусственных нейронных сетей (ИНС), наиболее распространённого в практике гидрологических исследований [3].

Поскольку информационная база для российских водосборов, необходимая для разработки методологии использования методов машинного обучения, отсутствует, использовались данные наблюдений на 323-х речных водосборах (рис. 1), входящих в перечень объектов, предложенных организаторами проекта MOPEX (MOdel Parameter Estimation Experiment [4]).

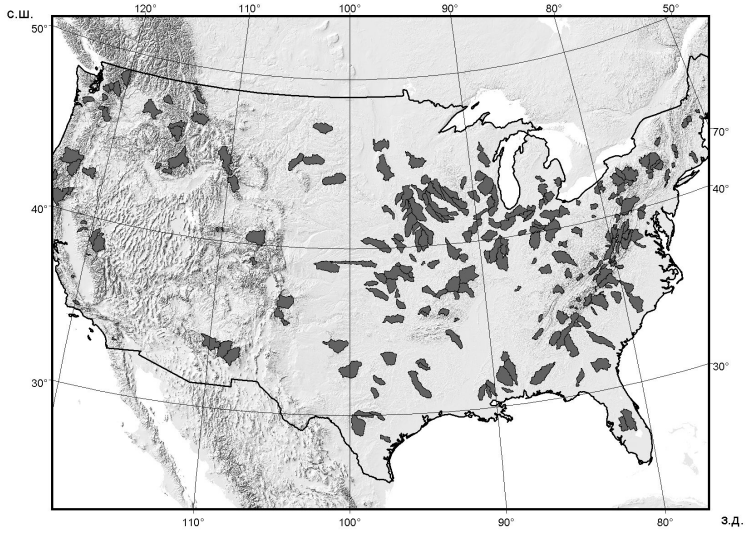


Рис. 1 – Расположение 323-MOPEX бассейнов на территории США

ИНС представляют собой систему соединённых и взаимодействующих между собой простых процессоров (искусственных нейронов). Каждый процессор подобной сети имеет дело только с сигналами, которые он периодически получает, и сигналами, которые он периодически посылает другим процессорам. Будучи соединёнными в достаточно большую сеть с управляемым взаимодействием (рис. 2), такие локально простые процессоры вместе способны выполнять довольно сложные задачи.

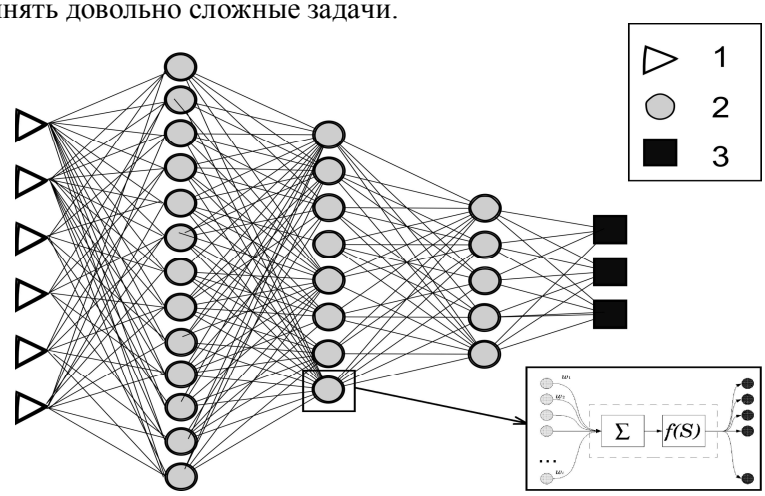


Рис. 2 – Пример структуры полной нейронной сети:
1 – нейроны входного слоя, 2 – нейроны скрытого (промежуточного слоя),
3 – нейроны выходного слоя

Нейронные сети не программируются в привычном смысле этого слова, они обучаются. Возможность обучения — одно из главных преимуществ нейронных сетей перед традиционными алгоритмами. Технически обучение заключается в нахождении коэффициентов связей между нейронами. В процессе обучения нейронная сеть способна выявлять сложные зависимости между входными и выходными данными, а также выполнять обобщение. Это значит, что в случае успешного обучения, сеть сможет воспроизвести верный результат на основании данных, которые отсутствовали в обучающей выборке, а также неполных или частично искаженных данных, что характеризует свойство адаптивности нейронных сетей к изменениям окружающей среды.

Задачей, на которую направлено исследование, является построение ИНС, связывающих модельные параметры водосбора с его

природными характеристиками. Соответственно этому, необходимое информационное обеспечение метода ИНС также делится на две группы: предиктанты (калибруемые параметры модели SWAP); предикторы (физико-географические дескрипторы водосбора из глобальных баз данных). В качестве последних были выбраны характеристики почвы (пористость, наименьшая влагоемкость, B-параметр Клэппа и Хорнбергера, коэффициент фильтрации, матричный потенциал почвенной влаги, толщина почвенной колонки); растительности (глубина корнеобитаемой зоны, средний размер листа, высота растительности, относительная площадь листьев, альбедо поверхности суши); климата (амплитуда среднемесячной температуры воздуха, среднегодовая приземная температура воздуха, среднегодовые осадки); геоморфологии (площадь бассейна, уклон, высота над уровнем моря.), взятые из глобальных баз данных метеорологических элементов и параметров подстилающей поверхности (всего 17 предикторов).

Обучение нейронных сетей для каждого из выбранных модельных параметров происходило на группе из 210 водосборов (65% от всей выборки), включающих подгруппу непосредственного обучения и подгруппу кросс-проверки. При построении искусственных нейронных сетей в работе использовались две базовые архитектуры ИНС – многослойный персептрон (МП) и радиальная базисная функция (РБФ). Также было принято решение не ограничиваться одной архитектурной реализацией, а использовать четыре реализации на базе МП и три на базе РБФ, что позволило шире освоить описанный инструментарий решения поставленной задачи и наметить пути установления и обоснования схемы выбора наиболее устойчивого решения.

Для нахождения модельных параметров для проверочной группы из 113 водосборов, отнесенных к группе «не обеспеченных информацией», необходимо в качестве входного слоя найденных ИНС задать предикторы этих водосборов из глобальных баз данных, которые, трансформируясь соответственно оптимизированной архитектурной схеме ИНС, дадут на выходе искомые значения параметров модели SWAP.

Расчеты речного стока с помощью модели SWAP для бассейнов, относящихся к указанной выше группе, с использованием параметров, полученных путем применения методов ИНС, производились для периода с 1986 по 1995 гг. Для всей группы (113 водо-

сборов) были последовательно рассчитаны суточные гидрографы стока, затем для данной выборки вычислены статистики качества расчетов *Eff* и |*Bias*| (см. рис. 3 и 4).

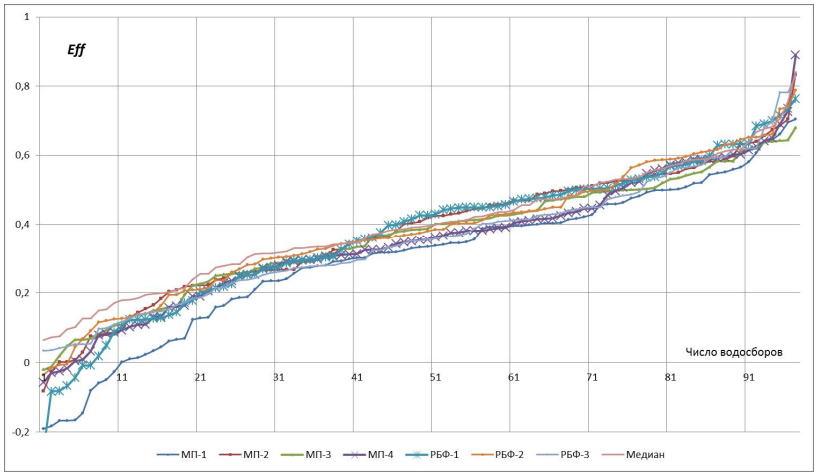


Рис. 3 – Эффективности *Eff* расчета суточных значений речного стока моделью SWAP для каждого из 113 водосборов по всем вариантам используемых архитектур ИНС (значения упорядочены по возрастанию)

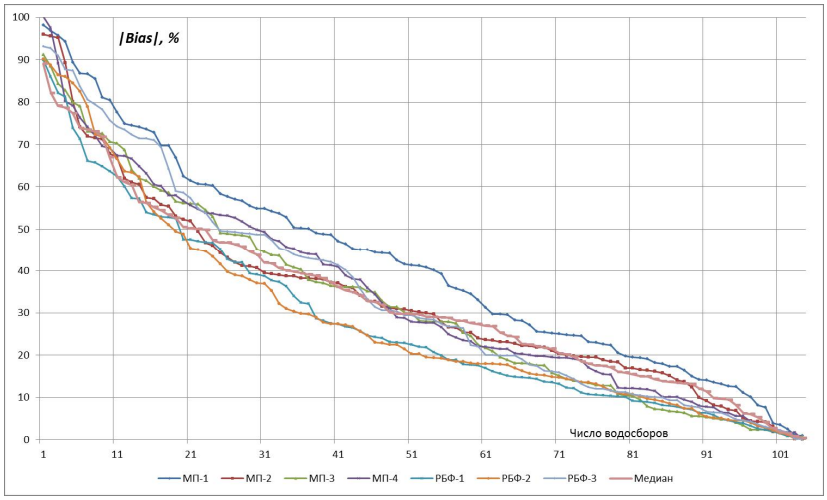


Рис. 4 – Систематические ошибки |*Bias*| расчета суточных значений речного стока моделью SWAP для каждого из 113 водосборов по всем вариантам используемых архитектур ИНС (значения упорядочены по убыванию)

Из полученных результатов следует, что лучшее качество расчетов стока для всей выборки «не обеспеченных информацией» бассейнов доступно при применении архитектуры РБФ-2 ко всем модельным параметрам – эффективность расчета 0,348 стремится к нижней границе допустимого «удовлетворительного» интервала, в то время как среднеквадратическая ошибка в 22,5% стремится к своей верхней планке.

Отметим также, что все вариации архитектуры РБФ показывают в среднем лучшие результаты, чем сети, построенные на архитектуре МП. Это может быть объяснено тем, что структура РБФ не производит экстраполяцию данных, в противовес МП. Таким образом, разброс модельных параметров, полученных с помощью РБФ, будет всегда в рамках соответствующего разброса на обучающей выборке. Данные результаты можно считать удовлетворительными. Географический охват исследуемых водосборов настолько широк, разнообразие стокоформирующих комплексов настолько велико, что применение единой архитектуры ИНС для расчета всех бассейнов дает большие ошибки в итоговых расчетах.

Следуя концепции «исключительности» водосбора, заключающейся в соответствии каждому из них своей единственной базовой архитектуры ИНС, применение которой позволяет получить лучший и приемлемый результат, для каждого водосбора была выделена архитектура ИНС, дающая лучший результат в терминах *Eff* и |*Bias*| (рис. 5).

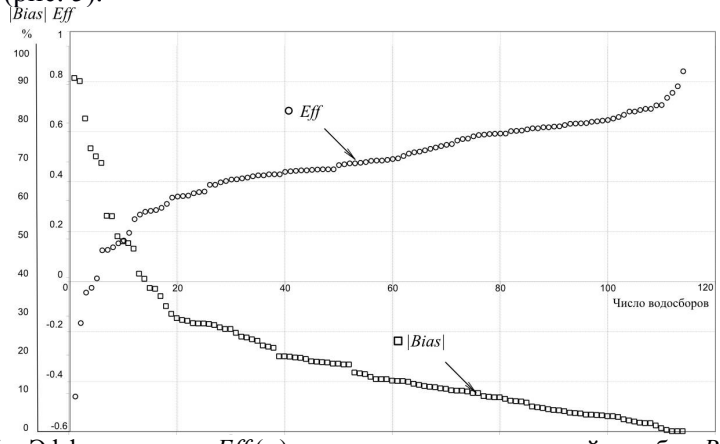


Рис. 5 – Эффективности *Eff* (○) и модули систематической ошибки *Bias* (□) расчета суточных значений стока по модели SWAP для каждого из 113 водосборов

Рассчитанные медианы *Eff* и |*Bias*| равны 0,484 и 13,7%, что подтверждает удовлетворительное качество вычислений.

Показанная в работе перспектива получения модельных параметров с высокой степенью достоверности их определения, необходимых для оценки характеристик речного стока для неизученных водосборов, открывает широкие горизонты по улучшению методик оценки водно-ресурсного потенциала территории, оценки ресурсов поверхностных вод, в том числе и в условиях изменяющегося климата.

Литература

1. *Hsieh W.W*. Machine learning methods in the environmental sciences: neural networks and kernels. – Cambridge university press, 2009. p. 364.

2. *Гусев Е.М., Насонова О.Н*. Моделирование тепло- и влагообмена поверхности суши с атмосферой. М.: Наука, 2010. 327 с.

3. *Rasouli K., Hsieh W.W., Cannon A.J*. Daily streamflow forecasting by machine learning methods with weather and climate inputs // Journal of Hydrology. 2012. Т. 414. С. 284-293.

4. *Schaake J., Cong S., Duan Q*. The US MOPEX Data Set // IAHS Publications. 2006. № 307. С. 9-28.

СОВРЕМЕННЫЕ ИЗМЕНЕНИЯ КЛИМАТИЧЕСКИХ ХАРАКТЕРИСТИК В БАССЕЙНЕ АМУРА

Болгов М.В., Трубецкова М.Д., Филиппова И.А.
Институт водных проблем РАН, г. Москва
trubets@mail.ru

Введение. Катастрофическое наводнение, произошедшее на Амуре летом 2013 г., поставило перед исследователями вопрос о необходимости оценки возможности повторения явлений такого рода в будущем. В настоящее время отличительной особенностью климата на планете является его нестационарный характер, причем в различных районах климатические изменения различны, они неравномерны во времени, и интенсивность их неодинакова. Для оценки возможности повторения экстремального паводка 2013 г. на р. Амур, прежде всего, необходимо получить представление о современных тенденциях изменения климата на территории бассейна

Амура. В настоящее время наиболее выраженной тенденцией климатических изменений является рост температуры воздуха.

Особенности изменений основных климатических характеристик на территории бассейна Амура: температуры воздуха и количества осадков – детально изучались в работах П.В. Новороцкого, В.А. Обязова [1–3]. Однако упомянутые авторы провели свои исследования на материале до 2005 г. В настоящей работе использованы данные до 2013 г. включительно. Для получения статистических характеристик осадков, на основании которых впоследствии можно оценивать сток, рассмотрены вопросы выделения на территории бассейна Амура районов, однородных с точки зрения изменения осадков внутри них.

Материалы и методы исследования. Использованы данные наблюдений за температурой воздуха и осадками на 80 российских, китайских и монгольских метеостанциях, расположенных в бассейне Амура, за период наблюдений с начала до 2013 г. включительно.

Исследован многолетний ход аномалий температуры за центральные месяцы сезонов и средней за год. Аномалии температуры определялись как отклонения от нормы, за которую принято значение температуры воздуха, осредненное за период 1961–1990 гг.

Проведен комплексный статистический анализ рядов летних осадков (с мая по сентябрь). Для анализа выбран период с 1966 по 2013 гг., только с этого момента условия наблюдений на российских метеостанциях не изменялись и ряды можно считать однородными. Анализ стационарности производился с помощью программного продукта HydroStatCalc2012.

Ряды стока исследованы на стационарность. Проанализированы хронологические графики рядов максимальных уровней для 27 постов р. Амур, и для подтверждения выводов ряды проанализированы на стационарность с помощью критериев Фишера и Стьюдента также на базе программного продукта HydroStatCalc2012.

Для бассейна р. Амур проведен анализ синхронности колебаний средних многолетних сумм осадков за летние месяцы. С целью выделения однородных районов применен модифицированный алгоритм классификации полей гидрометеорологических характеристик по синхронности их многолетних колебаний типа кластер-анализа [4]. В основе метода лежит анализ корреляционной матрицы по всем рассматриваемым пунктам наблюдений. Кластеры выделяются на основании того предположения, что теснота связи объ-

ектов внутри группы должна быть не ниже некого заданного уровня $r_{кр.}$ При исследовании для районирования был выбран уровень $r_{кр.}$=0.5. Анализ проводился для летних месяцев: с мая по сентябрь.

Результаты и обсуждение. П.В. Новороцким [1] определено, что в росте приземной температуры воздуха в Приамурье, начавшемся в начале прошлого века, хорошо выражена неравномерность по времени, наблюдается смена периодов потепления и похолодания. Авторами настоящей работы установлено, что по сравнению с периодом, рассмотренным в [1], за последнее десятилетие тенденции изменений температуры воздуха на территории Амура в целом сохранились во все сезоны, однако темпы потепления в последнее десятилетие снизились. Наиболее существенное потепление отмечено в зимний период, наименее выражено оно летом.

На рис. 1 приведены примеры графиков многолетних изменений сумм атмосферных осадков теплого периода (май-сентябрь) на нескольких метеостанциях Приамурья. Графики наглядно показывают отсутствие тренда в изменении осадков. Проведенный статистический анализ показал, что ряды сумм осадков практически на всех метеостанциях, данные которых использовались для исследования, являются стационарными и по среднему, и по дисперсии.

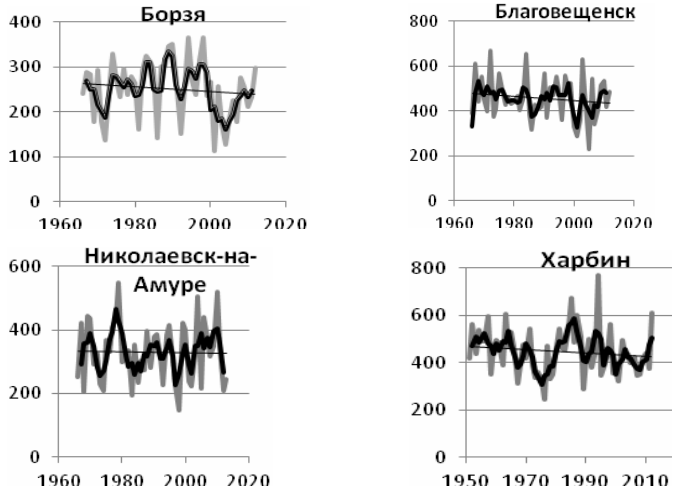


Рис. 1 – Многолетние колебания летних сумм осадков (мм) на метеостанциях. Серая линия – суммы осадков, черная линия – трехлетние скользящие средние, прямая – линейный тренд

Исследование временных рядов характеристик стока дало следующие результаты. Визуальный анализ хронологических графиков и разностно-интегральных кривых (РИК) рядов стока рек бассейна Амура позволяет предположить нарушение однородности (стационарности), относящееся к 1973-1975 гг., а на ряде постов, приуроченное к 1974-1975 гг. (ряды относятся к среднему течению реки). К этому периоду приурочено наполнение Зейского водохранилища, одна из задач которого – регулирование стока на данном участке.

Таким образом, статистическими методами обнаружено влияние хозяйственной деятельности в бассейне, что означает неоднородность и нерепрезентативность имеющихся рядов максимальных уровней. Другими словами, исследовать ряды максимальных уровней в бассейне среднего Амура за весь период наблюдений не представляется возможным, поэтому целесообразно анализировать имеющиеся нестационарные ряды по частям, выбрав за дату разбиения на части 1975 г. Влияние собственно климатических изменений на максимальные уровни не обнаружено.

Вопрос о выделении районов, однородных с точки зрения колебания сумм осадков, чрезвычайно важен для исследования стока в условиях недостаточности данных наблюдений, что характерно для бассейна Амура. Известно несколько попыток такого роды районирования. В [5] для построения рядов редукции осадков по площади на территории бассейна Верхнего и среднего Амура выделено 13 районов при районировании по принципу физико-географической однородности. Однако проведенный нами анализ синхронности колебаний многолетних рядов осадков за летние месяцы выявил слабую связанность сумм осадков на территории бассейна (рис. 2).

За каждый из летних месяцев выделилось разное количество однородных районов: от 8 в августе до 13 в июне, причем границы их изменялись от месяца к месяцу. В состав некоторых из полученных районов вошло только 2–3 метеостанции, в то время как достаточно большие участки верхнего и среднего Амура вообще невозможно было отнести к какому-либо району. Даже для июля и августа – месяцев со сходными синоптическими процессами, в период максимального развития летней муссонной циркуляции, районирование по критериям связности не получилось. Конечно, трудности в процедуре районирования обусловлены еще и недостаточно густой и неравномерной сетью метеостанций: крайняя восточная и центральная части бассейна плохо освещена данными наблюдений.

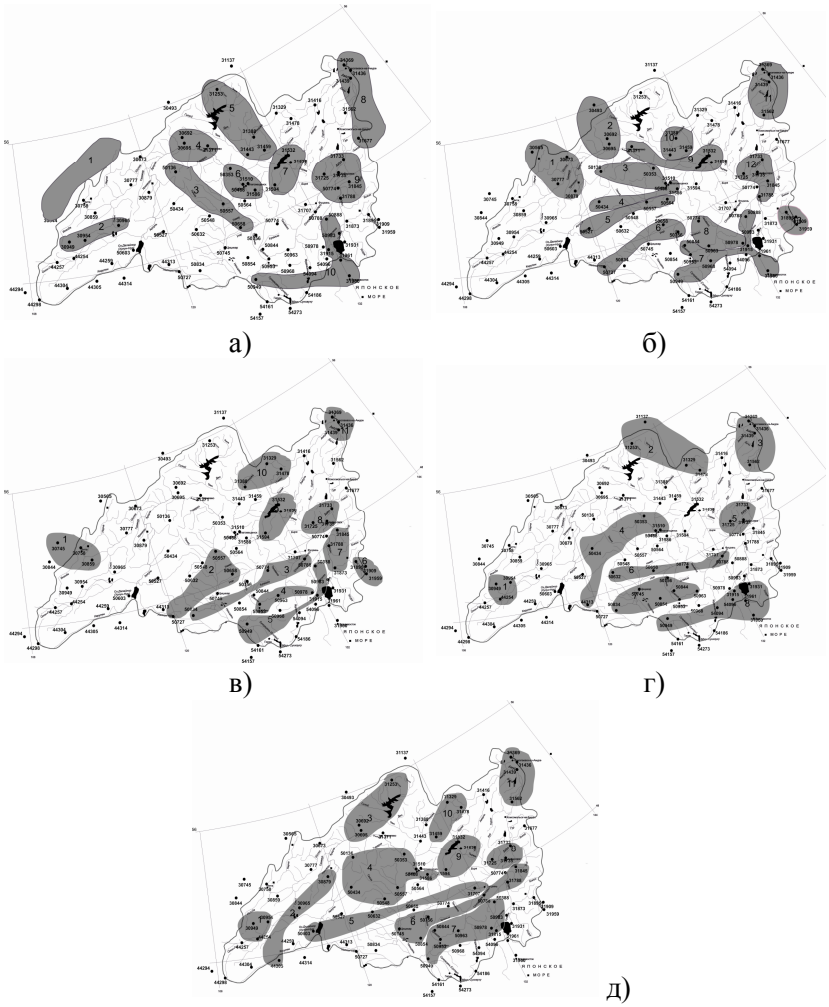


Рис. 2 – Схема расположения районов с синхронными колебаниями количества осадков за: а) – май; б) – июнь, в) – июль, г) – август, д) – сентябрь

Однородные районы выделяются в основном на равнинных территориях. Центральная часть бассейна, занятая поднятиями большого Хингана, характеризуется асинхронностью колебаний осадков. Границы выделенных нами районов не совпали с районированием, предложенным в [5]. Более того, колебания осадков на метеостанциях, входивших в однородные районы, выделенные в

этой работе, оказались асинхронными. Таким образом, вследствие сложного рельефа и неоднородности синоптических процессов на территории бассейна Амура распределение осадков носит неоднородный, пятнистый характер. Наибольшей связностью характеризуются ряды осадков восточной части бассейна.

В [6] приведен иной подход к районированию территории бассейна Амура, основанный на изучении особенностей атмосферной циркуляции. Климат всего бассейна Амура имеет муссонные черты, однако они в разной степени выражены на территории бассейна: с удалением от побережья Тихого океана они стираются. В [7, 8] предложено районирование бассейна Амура по значениям индекса муссонности С.П. Хромова (J), который представляет собой полусумму повторяемостей преобладающих направлений ветра в январе и июле. Области, в которых J>40%, считаются муссонными районами, а области, где J=40%, – районами с муссонной тенденцией. По значениям индекса муссонности С.П. Хромова бассейн Амура можно разделить на три части: муссонная, с муссонной тенденцией и районы, где отсутствует муссонная циркуляция [6]. В соответствии с вышеупомянутым исследованием, устойчивая муссонная циркуляция характерна всего лишь для 1/5 территории Приамурья, а именно: для побережий Японского моря и Татарского пролива (хребет Сихотэ-Алинь), а также для равнинных участков нижнего течения р. Амур (Средне- и Нижнеамурская равнины, южная часть Приханкайской равнины). Именно на этой территории удалось выявить районы с синхронным колебанием сумм осадков. Очевидно, что эта синхронность объясняется однородными синоптическими процессами, являющимися причиной осадков в летний период на территории бассейна Амура. С удалением от побережья муссонная циркуляция ослабевает, она очень слабо выражена на севере Амурской области и в западных континентальных частях Амура (бассейны рек Шилки и Аргуни) [7, 8], и выпадение осадков в большей степени зависит от иных, более изменчивых атмосферных процессов.

Выводы. 1. За последнее десятилетие тенденции изменений температуры воздуха на территории бассейна Амура в целом сохранились, однако темпы потепления снизились.

2. В изменении сумм осадков не выявлены направленные изменения. Ряды сумм осадков на метеостанциях практически являются стационарными и по среднему, и по дисперсии.

3. На ряде гидропостов среднего Амура выявлено нарушение однородности (стационарности) временных рядов уровней воды, относящееся к 1973-1975 годам – времени наполнения Зейского водохранилища, однако влияние климатических изменений на максимальные уровни воды не обнаружено.

4. Проведенный анализ синхронности колебаний многолетних рядов осадков выявил слабую связанность их сумм на территории бассейна. Вследствие сложного рельефа и неоднородности синоптических процессов на территории бассейна Амура распределение осадков носит неоднородный, пятнистый характер. Только на востоке бассейна колебания осадков характеризуются синхронностью.

Литература

1. *Новороцкий П.В.* Климатические изменения в бассейне Амура за последние 115 лет. «Метеорология и гидрология», 2007, № 2. С. 43–53.

2. *Обязов В.А*. Изменения температуры воздуха и увлажненности территории Забайкалья и приграничных районов Китая // Природоохранное сотрудничество Читинской области (Российская Федерация) и автономного района Внутренняя Монголия (КНР) в трансграничных экологических регионах. Чита: Изд-во ЗабГГПУ, 2007. С. 247–250.

3. *Обязов В.А*. Адаптация к изменениям климата: региональный подход. // География и природные ресурсы. 2010. № 2. С. 34-39.

4. *Жук В.А., Романова Е.А.* Об одном методе автоматической классификации гидрометеорологических величин//Вестник Московского университета, серия 5, 1981. – №4. – С.33-38.

5. *Соловьева Н.Н*. Анализ и методика расчета осадков в бассейне Верхнего и Среднего Амура и методы расчета максимальных дождевых расходов воды. Труды ЛГМИ, 1961, вып. II, с. 28-81.

6. *Новороцкий П.В*. Изменение климата в бассейне Амура //Влияние изменения климата на экосистемы бассейна реки Амур. М.: WWF России, 2006, С. 22 – 41.

7. *Новороцкий П.В*. Распространение муссона над южной частью российского Дальнего Востока // Метеорология и гидрология, 1999, № 11. С. 40–46.

8. *Хромов С.П.* Муссоны в общей циркуляции атмосферы // А.И. Воейков и современные проблемы климатологии. – Л.: Гидрометеоиздат, 1956. С. 84–108.

РОЛЬ ДРЕЙФУЮЩИХ ЛЬДОВ В ФОРМИРОВАНИИ РЕЛЬЕФА ДНА И ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ СЕВЕРНОГО КАСПИЯ

Бухарицин П.И.
Институт водных проблем РАН, г. Москва
Астраханский государственный технический университет,
г. Астрахань,
astrgo@mail.ru

Подвижки и дрейф морских льдов в мелководной северной части Каспия способны оказывать существенное влияние на рельеф дна и формирование состава современных донных отложений, а также на водохозяйственную деятельность человека. Активизация работ нефтяных компаний по разведке углеводородного сырья на мелководьях Северного Каспия требует серьезного и всестороннего изучения этих процессов. Преобладающим типом современных донных отложений северной части Каспийского моря является алеврит (песчаный ил, ил). Мощные отложения мягкого ила находятся в предустьевых районах, которые формируются наносами рек. Во всех грунтах имеется примесь битой и целой ракуши, а на некоторых участках она является основной составной частью донных осадков (рис. 1, 2). Принято считать, что основной причиной разрушения раковин погибших моллюсков является морское волнение.

По условиям развития и характеру волнения Северный Каспий можно разделить на две части: восточную, представляющую собой мелководный водоем с наибольшими глубинами в ее центральной части (Гурьевская бороздина), и западную, напоминающую широкий залив, который на севере переходит в мелководное предустьевое взморье р. Волги.

Появление на Северном Каспии ледяного покрова ограничивает площадь открытой водной поверхности и, тем самым, сужает районы распространения ветровых волн. Уменьшается и длина разгона волн, что ведет к уменьшению их высоты. В соответствии с особенностями ветрового режима зимой на Северном Каспии преобладает волнение восточных направлений, при этом в северо-восточной части моря (при наличии открытой воды) высота волн не превышает 1 метра.

Несколько иные условия формирования ветровых волн в юго-западном районе Северного Каспия. Разгон ветра восточной четвер-

ти (особенно юго-восточного) здесь может достигать более ста километров, так как акватория Среднего Каспия при любом типе зим остается практически свободной ото льда. В связи с этим у кромки льда, при глубине моря 5 метров, высота волн может достигать 2,5-3,0 метра.

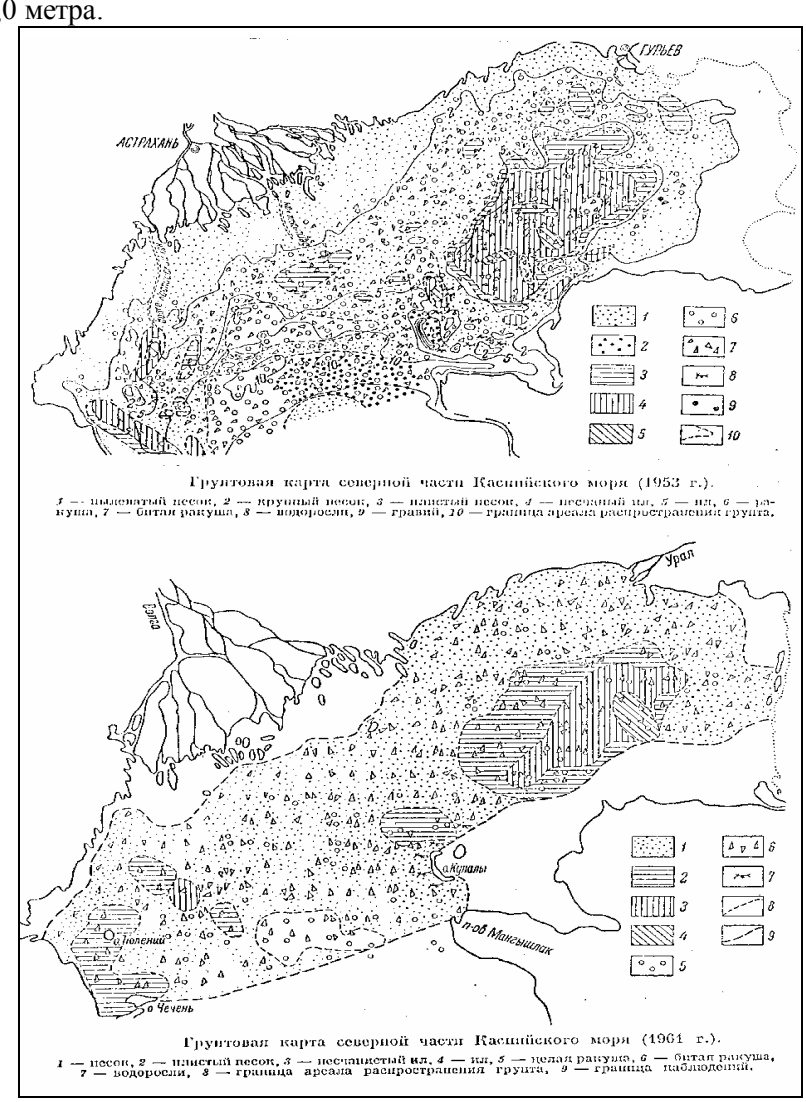


Рис. 1. Изменчивость состава донных отложений Северного Каспия по съемкам 1953 и 1961 гг. [1]

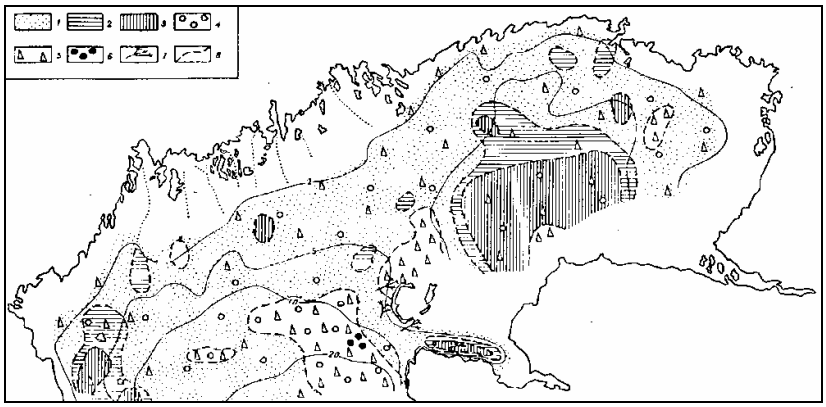


Рис 2 – Донные отложения Северного Каспия в 1973 г. (Хриптунов, 1983):
1 – пылеватый песок; 2 – илистый песок; 3 – песчаный ил;
4 – целая ракуша; 5 – битая ракуша; 6 – оолитовый песок; 7 – водоросли;
8 – границы ареалов распространения донных осадков

При выходе ветровых волн с открытой водной поверхности в область, покрытую льдом, происходит достаточно быстрое их гашение (на расстоянии 1-3 мили) от кромки льда. При этом происходит сплочение кромки дрейфующего льда, сортировка льдин по размерам (тертый лед и мелкие обломки льдин концентрируются у самой кромки, чем крупнее льдины, тем дальше они от кромки). При ветрах северной четверти высота волн у кромки льда не превышает 1 метра, причем происходит разрежение кромки и вынос льда в районы Среднего Каспия.

Таким образом, режим волнения в ледовый период зависит от ветровых условий конкретной зимы, морфологических особенностей района, распространения и состояния ледяного покрова. Последний, в свою очередь, зависит от ряда термических и динамических факторов, в том числе и от волнения, то есть имеется взаимосвязь волновых и ледовых процессов, а также происходящих при этом изменений [2].

Результаты многочисленных наблюдений в прибойной береговой зоне и на островах, расположенных в мелководной северной части Каспийского моря, говорят о том, что при воздействии волн на раковины моллюсков происходит их постоянное возвратно-поступательное перемещение и трение относительно друг друга, что приводит к постепенному перетиранию, сглаживанию острых углов, истончению и разрушению. В обнаруженных авторами об-

разцах осколки раковин имеют признаки раздробления в результате быстрого механического воздействия, имеют острые углы, что совершенно не характерно при волновом воздействии. На наш взгляд главной причиной механического разрушения раковин являются дрейфующие льды. При исключительной мелководности Северного Каспия – преобладающие глубины здесь не превышают 10 м (рис. 3), ледовому выпахиванию (взаимодействию дрейфующих льдов с морским дном) подвержено более 50% его акватории. На эти процессы дополнительное влияние оказывают объемные и сгонно-нагонные колебания уровня, амплитуда которых достигает 5 метров.

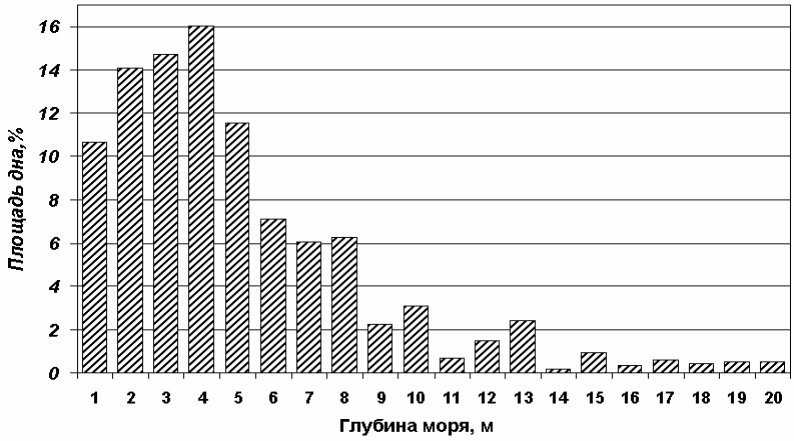


Рис. 3 – Распределение глубин в Северном Каспии

Для прибрежных мелководий Северного Каспия с ровным и пологим дном характерна такая форма донного рельефа, как следы выпахивания, или борозды, впервые описанные Б.И. Кошечкиным [3]. Они имеют вид длинных, часто прямолинейных борозд протяженностью от нескольких десятков метров до нескольких километров, образуются при воздействии на дно торосистых дрейфующих льдов (рис.4), ориентированы в направлении преобладающих в эти периоды восточных, юго-восточных и северо-западных ветров и представляют собой как бы проведенные по дну векторы дрейфа льда. Ширина борозд колеблется от нескольких метров до 50-100 м (и более), встречаются борозды, постепенно расширяющиеся в направлении движения льда. Некоторые из них представляют собой кривые или ломаные линии, что говорит о постепенном или резком

изменении направления дрейфа льда. Все борозды оканчиваются валами, образованными выпаханным грунтом, их высота нередко превышает глубину моря, иногда валы могут выходить на дневную поверхность в виде островков (рис. 5).

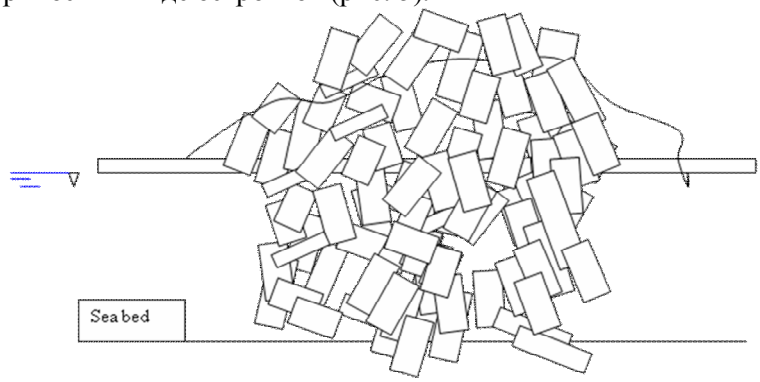


Рис. 4 – Схема взаимодействия торосистых льдов с морским дном [4]



Рис. 5 – Эфемерный остров, образовавшийся из донного грунта в результате выпахивающего воздействия льда севернее о. Кулалы, (фото авт).

Выпахивающее действие дрейфующих льдов характерно также для береговой зоны. Во время нагонов дрейфующие с моря льды, попадая на сушу, выпахивают верхний слой почвы, оставляя следы выпахивания глубиной до 20 см и длиной до нескольких километров. На островах Северного Каспия во время интенсивного дрейфа

льда вдоль берега образуются мощные навалы льда. Обломки льдин, проникающие при этом в грунт на глубину до полуметра, сохраняются до конца мая. Эти процессы носят массовый (хотя и сезонный) характер, и потому играют важную роль в экологии Каспийского моря (рис.6).



Рис. 6 – Шрамы выпахивания на морском дне к востоку от о. Кулалы [3]: аэрофотоснимок, масштаб - 1: 10 000

Более чем 30-ти летние исследования, выполненные автором на Северном Каспии в ледовые периоды, подтвердили предположения об угнетающем влиянии ледовых процессов на условия формирования и развития биоценозов. Установлено, что возникновение мелкомасштабных зон гипоксии на мелководье в зимний период, в местах интенсивного торосообразования и скопления стамух, явление весьма распространенное. Оно приводит к резкому сокращению видового состава и общей биомассы фитопланктона в заморных зонах, а в некоторых случаях и к полному его исчезновению. Поскольку ледовому выпахиванию (взаимодействию дрейфующих льдов с морским дном) подвержено практически вся акватория Северного Каспия, можно утверждать, что эти процессы имеют массовый характер и поэтому играют важную роль в экологии водоема.

Заключение. Наряду с чисто механическим перемещением огромных масс донного грунта и дроблением раковин моллюсков, под воздействием дрейфующих торосистых льдов происходит угнетение донной, островной и прибрежной растительности и организмов. Например, подводные исследования показали, что каспийские раки не строят своих нор на участках морского дна, эпизодически под-

вергающихся выпахивающему воздействию льдов. В период весеннего разрушения ледяной покров может играть и положительную роль, очищая устьевое взморье Волги, Урала и прибрежные мелководья от отмершей прошлогодней растительности, снижая тем самым вероятность возникновения здесь заморных явлений в теплый период года.

В связи с вышеизложенным, представляется целесообразным в ходе дальнейших зимних исследований, а также гидрологических работ в весенне-летние периоды проводить подводные обследования морского дна для выявления его нарушений дрейфующими льдами, особенно в местах крупных стамух, обнаруженных в зимний период.

Литература

1. *Катунин Д.Н., Хриптунов И.А*. Динамика грунтов северной части Каспийского моря // Известия Всесоюзного географического общества. Том 103, вып. 5, 1971. – С.469-473.

2. *Бухарицин П.И*. Опасные гидрологические явления на Северном Каспии // Водные ресурсы. 1994. Т. 21, № 4. –С. 444-452.

3. *Кошечкин Б.И*. Следы деятельности подвижных льдов на поверхности дна мелководных участков Северного Каспия // Труды лаборатории аэрометодов АН СССР. – М.–Л.: 1958. Т. 6. С. 227-234.

4. *Buharitsin P., Ayazbayev E*. The role of drifting ice in building the bottom landscape and sediment composition in the shallow waters of north Caspian sea // Material of the 22nd International Conference on Port and Ocean Engineering under Arctic Conditions (June 9-13, 2013, Espoo, Finland). Finland, Helsinki 2013. (электронный вариант, на флэш-карте) – 4с.

ОЦЕНКА ПРЕДСКАЗУЕМОСТИ ГИДРОЛОГИЧЕСКИХ ПРОЦЕССОВ

Гельфан А.Н.
Институт водных проблем РАН, г. Москва
hydrowpi@aqua.laser.ru

Введение. Исследование предсказуемости динамики природных систем – традиционная задача для многих геофизических дисциплин. В метеорологии, например, такие исследования опираются на развитые в классических работах Э. Лоренца [1, 2] фундамен-

тальные представления о двух типах предсказуемости: предсказуемости первого рода, обусловленной внутренней неустойчивостью атмосферных процессов, их высокой чувствительностью к малым возмущениям начальных условий и предсказуемости второго рода, связанной с изменчивостью внешних по отношению к атмосфере воздействий (океан, поверхность суши). Изучение физических механизмов и факторов предсказуемости, определение ее пределов в зависимости от пространственно-временных масштабов исследуемых процессов, идентификация потенциально предсказуемых структур – эти и другие задачи научной метеорологии решаются на базе развитых уже полвека назад фундаментальных представлений об анализе предсказуемости как проблеме математической физики (см., например, [3]).

В гидрологии суши понятие предсказуемости на протяжении многих лет ассоциируется, как правило, с возможностью построения методики оперативного прогноза, соответствующего заданным критериям точности и заблаговременности (см., например, [4-6]). Такое понимание предсказуемости близко к принятому в метеорологии понятию «эффективной предсказуемости» [7] или прогнозируемости (“forecastability”), которая зависит, в том числе, от субъективных факторов, включая опыт и методические предпочтения разработчиков, особенности имеющейся сети наблюдений и т.п. Интерес к анализу предсказуемости, как объективному свойству гидрологической системы, возник в последние годы и связан, прежде всего, с исследованиями макромасштабной изменчивости характеристик влажности почвы и снежного покрова, направленными на углубление представлений о вкладе низкочастотной изменчивости этих характеристик в динамику климатической системы (например, [7-10]). Кроме того, появились публикации, в которых исследуются факторы, влияющие на предсказуемость гидрологических процессов в масштабах речного бассейна, такие как: пространственное усреднение процессов [11], нелинейность гидрологических систем [12], погрешности задания начальных условий [13], гидравлические свойства бассейна [14]. Влияние неопределенности начальных и граничных условий на предсказуемость быстроразвивающихся дождевых паводков и сезонных характеристик речного стока рассмотрено в работах [6], [15]. Есть основания полагать, что построение концептуальных основ анализа предсказуемости гидрологических систем становится одной из ключевых проблем научной гидрологии

[16, 17], что подтверждается, в частности, программой нового гидрологического десятилетия, инициированного Международной Ассоциацией гидрологических наук [18, см. также сайт рабочей группы МАГН по проблеме гидрологической предсказуемости http://www.phyp-wg.ru/participants.html].

Значительные возможности создания методов изучения физических механизмов и оценки предсказуемости гидрологических систем связаны с использованием достижений в области анализа динамики стохастических систем [3, 10, 19]. В настоящей статье такие возможности реализованы на примере оценки предсказуемости влагосодержания мерзлой почвы – основного фактора потерь талого стока при формировании весеннего половодья в бассейнах равнинных рек с преимущественно снеговым питанием.

Методика оценки предсказуемости гидрологической системы. Рассмотрим динамико-стохастическую систему, описываемую уравнением [3]:

$$\frac{dW}{dt} = B(W) + \varepsilon(t) \tag{1}$$

$$W\big|_{t=0} = W_0\,, \tag{2}$$

где $W = W(t)$ – переменная состояния системы; $B(W)$ – динамический оператор, $\varepsilon(t)$ – дельта-коррелированный во времени гауссов случайный процесс $\left\langle \varepsilon_i(t) \times \varepsilon_j(t') \right\rangle = 2d_{ij}\delta(t-t')$, $d_{ij} > 0$; $\langle\ \rangle$ – оператор усреднения.

В гидрологических задачах динамико-стохастическое уравнение (1) используется для описания динамики увлажнения территорий, межгодовых изменений речного стока, колебаний уровней бессточного озера, динамики объема горных ледников (см., например, [10, 20, 21].

В работе [19] показано, что при условии $d_{ij} \equiv d$ для уравнения (1) может быть записано уравнение Фоккера-Планка для функции плотности вероятности $\rho(W)$

$$\frac{d\rho}{dt} + div\left(B(W)\rho\right) = d\Delta\rho \tag{3}$$

$$\rho \geq 0, \int \rho dW = 1 \tag{4}$$

Учитывая начальное условие (2), аналогичное начальное условие для уравнения (3) записывается как:

$$\rho\big|_{t=0} = \delta(W - W_0). \qquad (5)$$

Показано (см., например, [3]), что с течением времени функция плотности вероятности состояния системы $\rho(W)$ будет сходиться к стационарному решению $\overline{\rho}$, и информация о начальном условии будет системой теряться. Временной интервал, в течение которого система сохраняет информацию о своем начальном состоянии, может быть задан временем сходимости заданной вероятностной меры к ее устойчивому значению и определяет потенциальную предсказуемость системы.

Для сложной, нелинейной системы реализация описанного методического подхода возможна путем вычислительных экспериментов с численной динамико-стохастической моделью со случайными входами, описывающей динамику состояний этой системы. Указанная возможность будет иллюстрирована ниже на примере динамико-стохастической модели неизотермического влагопереноса в мерзлой почве.

Динамико-стохастическая модель неизотермического влагопереноса в мерзлой почве, организация и результаты численных экспериментов. Общие подходы к построению динамико-стохастических моделей гидрологических процессов, использованные в настоящей статье, предложены в монографии [22].

В структуре разработанной динамико-стохастической модели объединены два компонента: (1) физико-математическая (динамическая) модель вертикального влагопереноса в мерзлой почве учетом накопления и таяния снежного покрова на поверхности почвы и (2) стохастические модели внутрисезонных изменений суточных величин осадков, температуры и влажности воздуха.

Физико-математическая модель основана на системе нелинейных уравнений тепло- и влагопереноса в частных производных и описывает гидротермический режим почвы в процессе ее промерзания, оттаивания и инфильтрации талой воды с учетом фазовых переходов вода-лед, влияния переохлажденной влаги. Используемая система уравнений и методы их численного интегрирования, результаты испытаний модели по данным лабораторных и натурных экспериментов в гидрофизической лаборатории Государственного гидрологического института и натурных наблюдений на Нижнедевицкой воднобалансовой станции описаны в работе [23]. Система стохастических моделей (т.н. «стохастический генератор погоды»),

позволяющих воспроизводить методом Монте-Карло многолетние искусственные последовательности метеорологических переменных суточного разрешения для задания их на входе физико-математической модели, описана в [24]. Там же приведены результаты калибровки и тестирования генератора погоды по данным метеорологических измерений на территории лесостепной зоны ЕТР.

Численные эксперименты для оценки потенциальной предсказуемости влагозапасов почвы в осенне-зимний период проводились с использованием данных наблюдений на Нижнедевицкой воднобалансовой станции и были организованы следующим образом.

Расчеты велись для периода с 1 ноября по 31 марта. Начальные условия для решения уравнений тепло- и влагопереноса задавались в виде постоянных по глубине 1-метровой почвенной колонки значений суммарной (жидкая вода + лед) влажности и температуры. С помощью стохастического генератора погоды моделировался ансамбль из 1000 реализаций значений метеорологических переменных суточного разрешения за период с 1 ноября по 31 марта. Температура воздуха, осадки и рассчитанное по влажности воздуха испарение почвенной влаги задавались в качестве граничных условий для расчетных уравнений тепло- и влагопереноса при отсутствии снега. При наличии на поверхности почвы снежного покрова (его характеристики рассчитывались по сгенерированным метеорологическим «входам») граничные условия задавались в виде потоков тепла и влаги на границе снег-почва.

В результате с помощью динамико-стохастической модели был рассчитан ансамбль из N=1000 траекторий изменения суточных значений влажности $W_{ijk} = W_k\left(z_i, t_j\right)$ и температуры почвы $T_{ijk} = T_k\left(z_i, t_j\right)$ на разных глубинах в период с 1 ноября по 31 марта (здесь k - номер расчетной траектории, k=1,2,…, N; z_i – i-й расчетный 10-см слой по глубине 1-метровой почвенной колонки от ее поверхности; i=1,2…,10; z_i=[10(i-1);10i] [см]; t_j – j-й суточный интервал времени от начала расчетов j=1,2…,151; t_j=[(j-1); j] [сут]). Каждая из 1000 траекторий рассчитывалась, таким образом, при заданных (одинаковых для всех расчетов) начальных и случайных граничных условиях Рассчитанные траектории изменения суммарного влагосодержания верхнего 10-см слоя почвы при постоянной по глубине z начальной объемной влажности, равной 0.15 и

температуре почвы, равной 3^{O}C, показаны на рис. 1 (в качестве примера показаны 50 из 1000 траекторий).

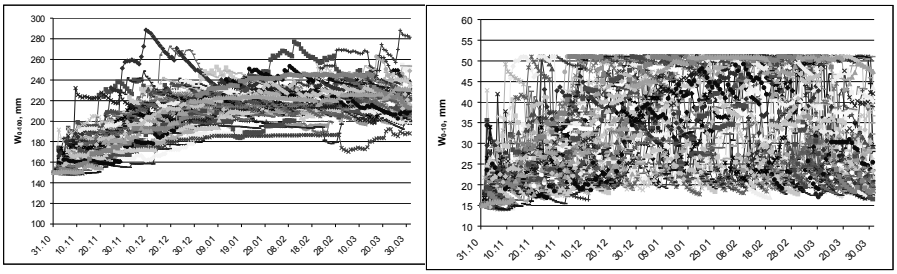


Рис. 1 – Ансамбль траекторий значений суммарного влагосодержания (мм) метрового (слева) и верхнего 10-см (справа) слоев промерзающей почвы, рассчитанных при одинаковых начальных ($W(z,0)$=0.15; $T(z,0)$ =3^{O}C) и смоделированных методом Монте-Карло граничных условиях

Для каждого расчетного шага t_j и почвенного слоя z_i рассчитывалось среднеквадратическое по ансамблю N=1000 траекторий отклонение $\sigma_{ij}(W)$ влажности почвы:

$$\sigma_{ij}(W)=\sqrt{\sum_{k=1}^{N}\left(W_{ijk}-\overline{W}_{ij}\right)^2\times(N-1)^{-1}} \qquad (6)$$

где $\overline{W}_{ij}=N^{-1}\sum_{k=1}^{N}W_{ijk}$ – среднее по ансамблю траекторий значение влажности почвы в слое z_i и на временном шаге t_j.

Величина $\sigma_{ij}(W)$ задавалась в качестве вероятностной меры, по времени сходимости которой к устойчивому значению определялась потенциальная предсказуемость влажности почвы. Горизонт потенциальной предсказуемости $\Delta_i(W)$ влажности почвенного слоя z_i оценивался из условия:

$$\Delta_i=\min(j):\left|\frac{\sigma_{ij}-\sigma_{i(j-1)}}{\sigma_{ij}}\right|\le\alpha,\ j=1,2\ldots,151 \qquad (7)$$

На рис. 2 показано, как меняется величина $\sigma_{ij}(W)$ по мере удаления от начальной расчетной даты расчета (1 ноября) при разных начальных условиях (на примере суммарных влагозапасов метрового слоя промерзающей почвы).

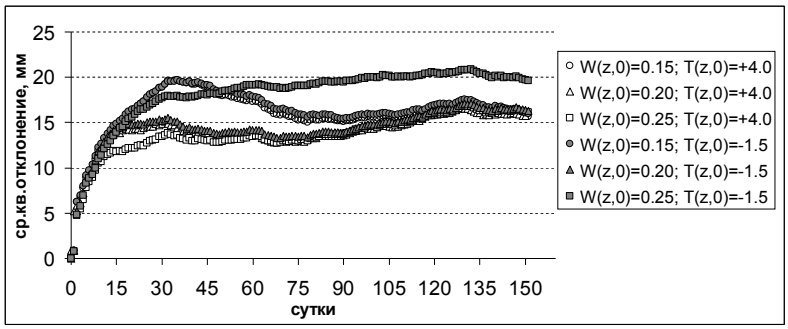


Рис. 2 – Изменение среднеквадратического по ансамблю 1000 траекторий отклонения рассчитанной влажности метрового слоя промерзающей почвы по мере удаления от начальной расчетной даты расчета (1 ноября) при разных начальных условиях

Оказалось, что предел предсказуемости суммарных влагозапасов почвенной колонки, рассчитанный по формуле (7) при α=1%, меняется в довольно узком диапазоне - от 31 до 42 суток, при заданных значительных изменениях начальных условий ($W(z,0)$=0.15÷0.25; $T(z,0)$=-1.5÷+4^{O}C). В целом, полученные оценки предсказуемости запаса влаги для отдельных 10-см слоев промерзающей почвенной колонки показали, что предсказуемость растет с увеличением глубины слоя: для нижнего слоя 90-100 см предсказуемость достигает 74 суток. Предсказуемость растет также с ростом толщины почвенного слоя.

Проведены две серии численных эксперимента по оценке чувствительности рассчитанного предела предсказуемости запаса влаги метрового слоя промерзающей почвы: (1) к изменениям ее механического состава, влияющего на гидравлические и теплофизические параметры уравнений тепло- и влагопереноса, а также (2) к изменениям климатических норм температуры и осадков, задаваемых в качестве параметров стохастического генератора погоды. Результаты численных экспериментов показаны на рис.3. Проведенные эксперименты показали, что предсказуемость влагозапаса метрового слоя промерзающей почвы растет для почв более тяжелого механического состава, достигая для тяжелого суглинка 51 суток. Вместе с тем, изменения климатических характеристик не повлияли на предсказуемость влагозапаса почвы.

Таким образом, важным свойством рассматриваемой системы является то, что ее предсказуемость зависит от внутренних свойств

системы в большей степени, чем от характеристик вынуждающего процесса. Аналогичный результат для линейной динамико-стохастической системы получен аналитически в работе [10].

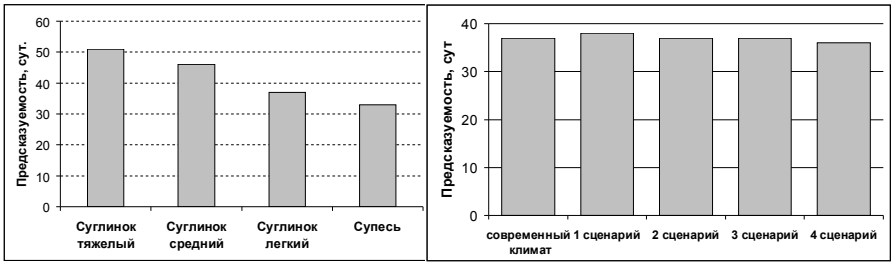


Рис. 3 – Предсказуемость влагозапаса метрового слоя промерзающей почвы в зависимости от ее механического состава (слева) и климатических норм (справа) температуры воздуха T_a и осадков P: (сценарии: **1** – T_a увеличена на 2^{O}C; **2**– T_a – на 1^{O}C; **3** – P увеличена на 10%; **4** – P – на 20%)

Заключение. В работе предложен метод оценки потенциальной предсказуемости гидрологической системы на основе динамико-стохастической модели со случайными входами, основанный на расчете времени сходимости дисперсии состояния системы к ее устойчивому значению. Метод применен для оценки предсказуемости запасов влаги в промерзающей почве. С помощью численных экспериментов с разработанной моделью показано следующее.

1. Предсказуемость влагозапасов промерзающей почвы растет с увеличением толщины рассматриваемого слоя почвы и его глубины.

2. В почвах легкого гранулометрического состава предсказуемость влагозапасов меньше, чем в более тяжелых почвах.

3. Предсказуемость влагозапасов почвы зависит от гидравлических свойств почвы в значительно большей степени, чем от параметров вынуждающего процесса (климатических норм осадков и температуры воздуха).

Литература

1. *Lorenz, E. N.* (1963) The predictability of hydrodynamic flow. Trans. N.Y. Acad. Sci., Ser. II, 25, No. 4, 409-432.

2. *Lorenz, E. N.* (1975), Climatic predictability, in The Physical Basis of Climate and Climate Modelling, edited by B. Bolin et al., GARP Publ. Ser., vol. 16, pp. 132–136, World Meteorol. Organ., Geneva, Switzerland.

3. *Дымников В.П.* (2007) Устойчивость и предсказуемость крупномасштабных атмосферных процессов. М., ИВМ РАН, 283 с.

4. *Maurer, E.P., Lettenmaier, D.P.* (2004) Potential Effects of Long-Lead Hydrologic Predictability on Missouri River Main-Stem Reservoirs. J. Climate, 17, 174–186.

5. *Shukla, S., Sheffield, J., Wood, E. F., Lettenmaier, D. P.* (2013) On the sources of global land surface hydrologic predictability. Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss., 10, 1987–2013.

6. *Collier, C.G.* (2007) Flash flood forecasting: What are the limits of predictability? Q. J. R. Meteorol. Soc. 133: 3–23

7. *Douville, H.* (2010) Relative contribution of soil moisture and snow mass to seasonal climate predictability: a pilot study. Climate Dynamics. 34(6), 797-818

8. *Schlosser, C.A., Milly, P. C. D.* (2002) A Model-Based Investigation of Soil Moisture Predictability and Associated Climate Predictability. J. Hydrometeor, 3, 483–501.

9. *Dirmeyer, P.A., Schlosser, C.A., Brubaker, K.L.* (2009) Precipitation, Recycling, and Land Memory: An Integrated Analysis. J. Hydrometeor, 10, 278–288.

10. *Демченко* П.Ф., *Кислов* А.В. (2010) Стохастическая динамика природных объектов: броуновское движение и геофизические приложения. М.: ГЕОС. 189 с.

11. *Blöschl, G. and Sivapalan, M.* (1995) Scale issues in hydrological modelling: A review, Hydrol. Processes, 9, 251–290

12. *Zehe, E., Elsenbeer, H., Lindenmaier, F., Schulz, K., Blöschl, G.* (2007) Patterns of predictability in hydrological threshold systems. Water Resources Research, 43, W07434, doi:10.1029/ 2006WR005589.

13. *Zehe, E. and Blöschl, G.* (2004) Predictability of hydrologic response at the plot and catchment scales: Role of initial conditions. Water Resources Research, 40, W10202, doi:10.1029/ 2003WR002869.

14. *Kumar, P.* (2011) Typology of hydrologic predictability. Water Resources Research, 47, W00H05, doi:10.1029/2010WR009769.

15. *Mahanama, S., Livneh, B., Koster, R., Lettenmaier, D., Reichle, R.* 2012: Soil Moisture, Snow, and Seasonal Streamflow Forecasts in the United States. *J. Hydrometeor*, 13, 189–203.

16. *Blöschl, G.* (2006) Hydrologic synthesis: Across processes, places, and scales, Water Resources Research, 42, W03S02, doi:10.1029/2005WR004319.

17. Report of a Workshop on Predictability & Limits-To-Prediction in Hydrologic Systems Nation. Acad. Press, Washington, D.C. 2002.138p.

18. *Ehret, U., Gupta, H. V., Sivapalan, M., Weijs, S. V., Schymanski, S. J., Blöschl, G., Gelfan, A. N et al.*. (2014) Advancing catchment hydrology to deal with predictions under change, Hydrol. Earth Syst. Sci., 18, 649-671, doi:10.5194/hess-18-649-2014.

19. *Кляцкин В.И.* Стохастические уравнения глазами физика (Основные положения, точные результаты и асимптотические приближения). М.: Физматлит, 2001, 528 с.

20. *Фролов А.В.* Динамико-стохастические модели многолетних колебаний гидрологических процессов. М., Наука, 2007.

21. *Музылев* С.В. *Привальский* В.Е. *Раткович* Д.Я. Стохастические модели в инженерной гидрологии. М.: Наука, 1982, 184 с.

22. *Кучмент Л. С., Гельфан А.Н.* Динамико-стохастические модели формирования речного стока. М. Наука, 1993. 104 с.

23. *Gelfan A. N.* (2006) Physically based model of heat and water transfer in frozen soil and its parametrization by basic soil data./ In: M. Sivapalan et al. (Eds) Predictions in Ungauged Basins: Promises and Progress. Proceedings of symposium S7 held during the Seventh IAHS Scientific Assembly at Foz do Iguazu, Brazil, April 2005. IAHS Publ., 303, pp. 293-304.

24. *Гельфан А.Н.* Динамико-стохастическое моделирование формирования талого стока. – М.: Наука, 2007. 294 с.

ОСОБЕННОСТИ МНОГОЛЕТНИХ ИЗМЕНЕНИЙ РЕЧНОГО СТОКА ВОЛГИ И ДОНА ПОД ВЛИЯНИЕМ КЛИМАТИЧЕСКИХ И АНТРОПОГЕННЫХ ФАКТОРОВ[6]

Георгиади А.Г., Коронкевич Н.И., Барабанова Е.А.,
Вишневская И.А., Зайцева И.С., Долгов С.В.,
Кашутина Е.А., Ясинский С.В.
Институт географии РАН, г. Москва
hydrology-igras@yandex.ru

Введение. Рассмотрены произошедшие в период инструментальных наблюдений и вероятные в будущем изменения речного стока в бассейнах рек Волги и Дона, обусловленные климатически-

[6]Работа поддержана Российским фондом фундаментальных исследований в рамках грантов №13-05-41437, №14-05-00761 и №15-05-04207.

ми и социально-экономическими факторами. При этом большое внимание уделено методологии и основанным на ней оценкам долговременных изменений речного стока в течение более чем столетнего периода (начиная с конца XIX до начала XXI века).

Выбранные в качестве основного объекта исследований бассейны рек Волги и Дона исторически играют очень важную роль в жизни нашего государства, и в ходе хозяйственного освоения они подвергались существенным антропогенным преобразованиям. Причем условия формирования стока и характер антропогенного воздействия на водные ресурсы в этих бассейнах существенно различаются.

Основная цель работы – исследовать долговременные тенденции произошедших изменений стока в бассейнах рассматриваемых рек. Развивается концепция долговременных фаз повышения и снижения стока и влияния на них антропогенных факторов и рассмотрены основы подхода к оценке вклада климатических и антропогенных факторов в наблюденных изменениях годового и сезонного стока.

Методические основы. Концепция исследования современных изменений стока исходит из двух независимых подходов [1, 2]. В одном из них интегральная оценка влияния природно-климатических и антропогенных факторов стока основана на восстановлении естественного (точнее условно-естественного) годового и сезонного стока. Оно проводится с помощью регрессионных связей указанных характеристик стока крупных рек и их притоков (рек-индикаторов климатических изменений), находящихся в области формирования стока главной реки в условиях относительно небольшого антропогенного воздействия, и сравнения восстановленного стока с фактическим. Другой подход, включающий в основном балансовые методы и данные водохозяйственной статистики, позволяет оценить влияние на сток отдельных антропогенных факторов и всего их комплекса. В результате применения этих двух подходов получены в целом близкие между собой значения суммарного антропогенного уменьшения годового стока Волги и Дона по сравнению с условно-естественным периодом [2].

Подход к исследованию долговременных фаз многолетних изменений годового и сезонного стока рек, обусловленных изменениями климата и антропогенных воздействий, основан на использовании разностно-интегральных кривых, восстановлении рядов ус-

ловно-естественных годового и сезонного стока и сравнительном анализе долговременных фаз изменения условно-естественного (восстановленного) и антропогенно-измененного (фактического) стока. Он позволяет исследовать многолетнюю динамику вклада природно-климатических и антропогенных факторов в наблюдаемые изменения стока [1-4].

Многолетняя динамика соотношения природных и антропогенных факторов в современных изменениях речного стока исследуется для набора периодов, отличающихся между собой особым характером природно-климатических условий и динамики антропогенных воздействий. С этих позиций интерес представляют следующие периоды. С позиций воздействия климата – период теплого десятилетия в 1930–1940 гг., многолетние фазы повышения (ФПС) и снижения (ФСС) стока, последняя из которых, начавшаяся в 1970–1980 гг., приурочена к периоду современного потепления климата.

С позиций антропогенных воздействий выделяются условно естественный период (окончание которого условно отнесено к 1930 г.), когда эти воздействия были относительно невелики, 1980-ые гг. – время наибольшей антропогенной нагрузки на водные ресурсы (за исключением изъятия воды на заполнение водохранилищ) и период, начиная с 1991 г., характеризующийся резким ослаблением этой нагрузки на сток.

Влияние климатических факторов. Начиная с конца XIX до начала XXI века условно-естественный годовой и сезонный сток (восстановленный на основе регрессионных связей с реками-индикаторами климатических условий) характеризовался сменой долговременных фаз их повышения и снижения продолжительностью, достигавшей почти 90 лет. Наиболее выражены такие фазы в многолетних изменениях стока половодья, зимы и лета-осени. При этом фазы изменений зимнего стока и стока летне-осеннего периода весьма синхронны между собой, тогда как фазы многолетних изменений стока половодья противоположны им. Указанные фазы годового стока (который включает в себя генетически разнородные гидрологические сезоны года) сильно «зашумлены» более короткопериодными ритмами и, поэтому гораздо менее выражены.

Многолетние долговременные фазы изменения восстановленного речного стока приурочены к соответствующим фазам изменения температуры воздуха и атмосферных осадков. Начало последней многолетней фазы изменений восстановленного стока сопряже-

но с начавшимся в 1970–1980 гг. современным потеплением климата. До этого преобладала долговременная фаза понижения температуры воздуха и уменьшения атмосферных осадков. Отметим, что период инструментальных наблюдений за характеристиками водного режима рек на основной массе гидрометрических станций на Русской равнине до 1970–1980 гг. относился именно к этой фазе изменений климата. При этом долговременная фаза потепления климата последних десятилетий сопровождается ростом зимнего и летне-осеннего стока Дона и Волги. На Волге годовой сток и сток половодья в этот период также повышался, тогда как на Дону происходило их снижение.

Разница среднемноголетнего условно-естественного стока Волги и Дона между долговременными фазами его повышения и снижения достигает соответственно для годового стока более 10%, стока половодья 10 и 50%, зимнего стока около 50% и 100%, а летне-осеннего стока 25 и 50%.

Влияние антропогенных факторов. Антропогенное воздействие на сток и Волги и Дона имело место в течение всего периода инструментальных наблюдений. Но до начала 1930 гг. оно было сравнительно невелико. Начиная с 1930-х гг. в том и другом бассейнах оно становится существенным, причем состав антропогенных факторов различался. В обоих бассейнах в числе основных факторов фигурировали гидротехническое воздействие, водопотребление на различные нужды, неорошаемое земледелие с комплексом агротехнических и агролесомелиоративных приемов (в основном в лесостепной и степной зонах), рост урбанизированных площадей. В бассейне Дона практически можно пренебречь влиянием таких факторов, получивших большое развитие в бассейне Волги, как лесное хозяйство, осушительные мелиорации. В обоих бассейнах влияние на сток отдельных факторов было неоднозначно, но большая их часть способствовала его уменьшению в отличие, например, от роста урбанизированных площадей, приводящего к увеличению стока. В целом же комплекс антропогенных факторов в обоих бассейнах приводил к уменьшению годового речного стока, причем размер этого уменьшения соизмерим в отдельные периоды с изменениями стока, обусловленными климатическими трансформациями.

С 1930 г. по 2005 г. сток Волги под влиянием комплекса антропогенных факторов снизился более чем на 1 тыс. км^3 (на 1044 км^3

при расчете по уравнению регрессии и на 1090 км^3 по воднобансовому методу и данным водохозяйственной статистики) или в среднем за год на 5% по отношению к восстановленному условно-естественному стоку за 1880-2005 гг. При расчете по уравнению регрессии весеннее половодье снизилось более, чем на 2600 км^3, зимний сток возрос почти на 1500 км^3, а сток летне-осенней межени – почти на 200 км^3. Уменьшение годового стока Волги на 1090 км^3, рассчитанное балансовым методом, складывалось из разнонаправленных воздействий: уменьшение на 1375 км^3, из которых на долю безвозвратных изъятий при водопотреблении приходится 34%, водохранилищ – 30%, лесохозяйственной деятельности, результатом которой стало омоложение лесов и рост из биологической продуктивности и испарения, а также неорошаемого земледелия – по 18%, и увеличение стока на 285 км^3 под влиянием урбанизации (197 км^3) и осушения земель (88 км^3).

Уменьшение годового стока Дона у Раздорской за это же время оценивается на основании уравнения регрессии на 196 км^3 (в среднем на 7,5% в год) при уменьшении стока половодья на 340 км^3 и увеличении стока межени, в основном летне-осенней, на 144 км^3. Уменьшение годового стока во всем бассейне Дона составило в результате воднобалансовых расчетов 352 км^3 (13,5% в среднем за год). Оно на 58% сформировалось в результате влияния водопотребления, в основном орошаемым земледелием, на 24% за счет водохранилищ и 18% – неорошаемого земледелия. Влияние комплекса указанных факторов в сторону уменьшения фактически больше приблизительно на 100 км^3, на которые сток возрос в результате увеличения площади урбанизированных земель.

В целом можно констатировать нарастание антропогенных воздействий во времени на речной сток в бассейнах рек Волги и Дона, продолжавшееся вплоть до начала 1990-х гг., после чего выявилась тенденция снижения этого воздействия, главным образом, со стороны водопотребления и неорошаемого земледелия.

Важно также отметить, что интегральное воздействие антропогенных факторов (главным образом регулирование стока водохранилищами), оцененное на основе нарастающих сумм разницы между восстановленным и фактическим стоком, приводит к значительному смещению начала последней долговременной фазы изменений стока на более ранние годы, что наиболее заметно для зимнего, летне-осеннего стока и стока половодья.

Соотношение климатических и антропогенных изменений стока. Соотношение изменений стока (за весь период интенсивных антропогенных воздействий в 1930–2006 гг., а также в течение долговременных фаз похолодания 1930-1980 гг. и потепления 1981-2006 гг.), обусловленных климатическими и антропогенными факторами, весьма различно применительно к стоку за год и основные его сезоны (см. рис. 1).

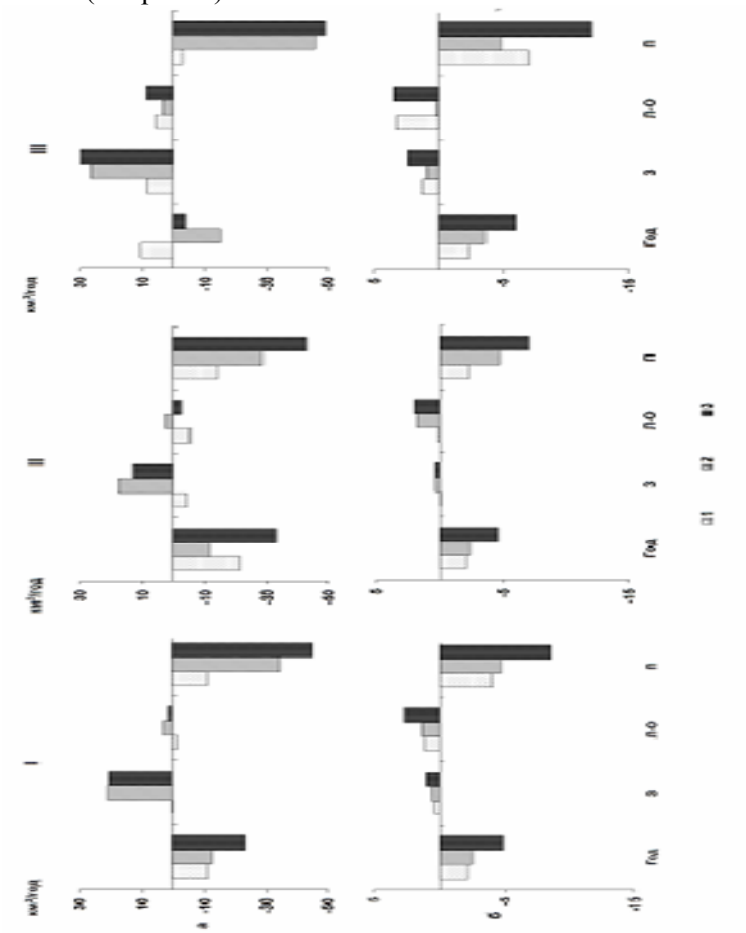


Рис. 1. Климатические и антропогенные изменения стока Волги у Волгограда - (а) и Дона у Раздорской - (б) за периоды 1930-2006 гг.: (I) 1930-1980 гг., (II) 1981-2006 гг., (III) по сравнению с 1891-1929 гг.; 1- климатические; 2 - антропогенные; 3 - суммарные изменения стока; З - зима; Л-О - лето-осень; П - половодье

Заключение. Развитие методических основ исследования современных изменений стока видится в совершенствовании комплекса методов, включающего наряду с методами восстановления стока с помощью рек-индикаторов климатических изменений и воднобалансовых оценок (для чего крайне актуальна реанимация работы воднобалансовых станций), математические модели водного цикла, регрессионные связи стока с его климатическими факторами, а также методы расчета трансформации гидрографов стока. Такой комплексный подход позволит получить достаточно надежные оценки на основе взаимного контроля их результатов.

Литература

1. *Георгиади А.Г., Коронкевич Н.И., Милюкова И.П., Кислов А.В., Анисимов О.А., Барабанова Е.А., Кашутина Е.А., Бородин О.О.* Сценарная оценка вероятных изменений речного стока в бассейнах крупнейших рек России. Часть 1. Бассейн реки Лены. М.: Макс Пресс, 2011. – 179 с.

2. *Георгиади А.Г., Коронкевич Н.И., Милюкова И.П., Кашутина Е.А., Барабанова Е.А.* Современные и сценарные изменения речного стока в бассейнах крупнейших рек России. Часть 2. Бассейны рек Волги и Дона: – М.:МАКС Пресс, 2014. – 214 с.

3. *Андреянов В.Г.* Гидрологические расчеты при проектировании малых и средних гидроэлектростанций. Гидрометеоиздат, Л.; 1957. – 524 с.

4. *Кузин П.С.* Циклические колебания стока рек Северного полушария. Л.: Гидрометеоиздат, 1970. 179 с.

ВОДНЫЕ РЕСУРСЫ БАССЕЙНА Р. АМУР И ИХ ИСПОЛЬЗОВАНИЕ: СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ, ДИНАМИКА, ПРОГНОЗ

Горбатенко Л.В.,
Тихоокеанский институт географии ДВО РАН, г. Владивосток
glv@tig.dvo.ru

Управление водными ресурсами, как совокупность процессов планирования, организации, контроля их использования и охраны, требует оценки как самого ресурса, так и параметров водопользования. Систематизация основных показателей временной динамики водопользования, сопряженный их анализ, в том числе в комплексе

с определяющими факторами влияния, позволяют оценить тенденции водопользования, а в дальнейшем – и общий механизм формирования проблем в области использования водных ресурсов.

Территория бассейна р. Амур не является вододефицитной. Поверхностные водные ресурсы, оцениваемые по стоку в устье реки, составляют 357 км^3 в год, ресурсы подземных вод 5,8 млн м^3/сут. Водопотребители территории бассейна обеспечиваются водой в полном объеме, доля используемых вод для года с водностью любой обеспеченности составляет менее 1% от имеющегося ресурса.

Динамика основных показателей водопотребления на территории бассейна р. Амур, как показывает анализ, зависит от изменения численности населения и объемов производства в водоемких отраслях промышленности и сельского хозяйства. Сопоставление динамики численности населения и объемов водопотребления за период с 1990 г. показывает, что, несмотря на различную глубину снижения, временные изменения этих параметров практически синхронны: коэффициент корреляции Пирсона r равен 0,95. Численность населения в субъектах РФ бассейна р. Амур начала плавно снижаться с 1992 г. средними темпами 50 тыс. человек в год, и к 2013 г. сократилась на 18%: с 6,52 млн. до 5,37 млн. человек. Общее водопотребление начало снижаться гораздо раньше, после 1985 г., и к 2012 г. сократилось почти в два раза (на 45%) с 2481 до 1376 млн м^3 в год. Одновременно снижались и объемы использования воды на душу населения (см. рис. 1).

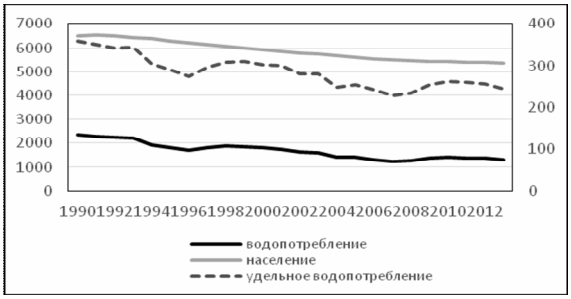


Рис. 1 – Динамика численности населения и удельного использования воды

На территории бассейна ранее были развиты такие водоемкие отрасли, как производство целлюлозы, стали, риса. В настоящее время производство целлюлозы, прекратилось полностью, сократилось производство стали, снизились объемы рисосеяния (см. рис. 2).

Связь объемов водопотребления с объемами производства продукции достоверно прослеживается для отраслей с низким коэффициентом использования оборотной воды. Наиболее тесно связаны объемы общего водопотребления и производства целлюлозы на момент существования отрасли (коэффициент корреляции Пирсона равен 0,89), риса (0,75), стали (0,54). Электроэнергетика – единственная водоемкая отрасль, показывающая увеличение объемов производства за последние более чем 30 лет, однако, на фоне этого увеличения после 1995 г. общее водопотребление продолжало снижаться (коэффициент корреляции -0,22). В электроэнергетике широко применяется оборотное водоснабжение, и коэффициент использования оборотной воды высокий, поэтому увеличение объемов выработки электроэнергии не требует существенного повышения водопотребления.

Общий объем водопотребления на территории бассейна после снижения в течение 20 лет достиг минимума в 2007 г. – 1247 млн м^3 и стабилизировался в последние годы на уровне 1300–1500 млн м^3 в год. Темпы спада в 1990-х и начале 2000-х гг. были выше, чем по РФ в целом. В период 2000-2006 гг. резко снижалось сельскохозяйственное водопотребление из-за уменьшения затрат воды на орошение риса вследствие сокращения его посевных площадей (рис. 2).

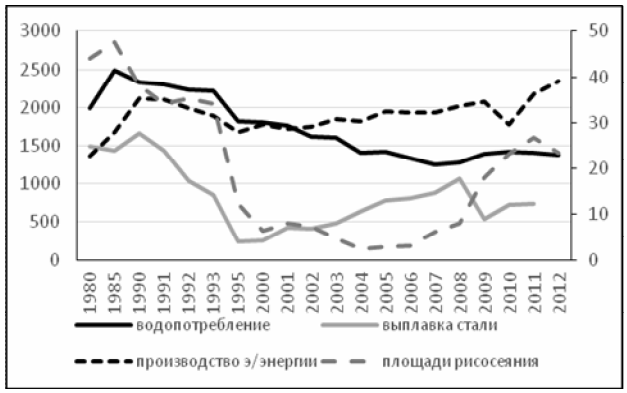


Рис. 2 – Динамика объемов производства в водоемких отраслях

Объемы водопотребления на питьевые и хозяйственно-бытовые нужды в настоящее время, несмотря на снижение численности населения, находятся на уровне 1980 г. (рис. 3). Более половины используемой воды расходуется на производственные нужды. В течение всего рассматриваемого периода доля производственных нужд

в общем водопотреблении превышала 50%, наиболее значительно – в 1980 и 2000-05 гг. (рис. 4).

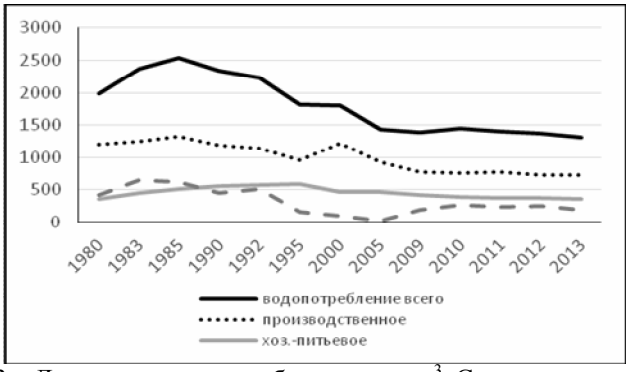


Рис. 3 – Динамика водопотребления, млн м^3. Составлено по: [1-4]

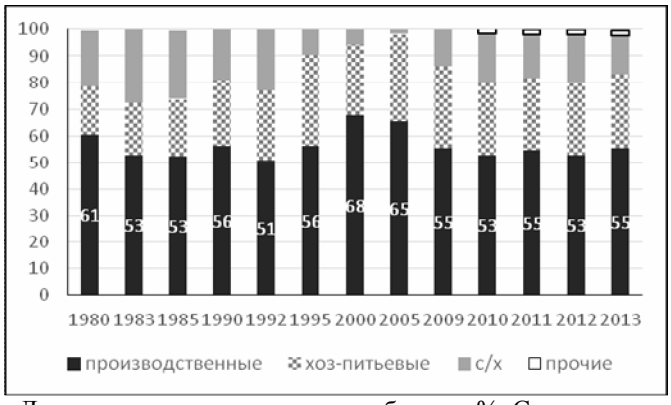


Рис. 4 – Динамика структуры водопотребления, %. Составлено по: [1-4]

В настоящее время в структуре использования свежей воды по видам экономической деятельности преобладает производство и распределение электроэнергии, газа и воды [4], см. рис. 5, где 1 – производство и распределение электроэнергии, газа и воды; 2 – добыча полезных ископаемых; 3 – обрабатывающие производства; 4 – сельское хозяйство; 5 – прочие отрасли.

Объемы оборотно-повторного водопотребления по данным за 2013 г. превышают уровень 1980 г., но находятся ниже наблюдавшихся в 1992 г. максимальных значений (рис. 6). С 1983 по 2013 г. коэффициент использования оборотной воды с 0,66 увеличился до 0,8. С 2001 г. снижаются как абсолютные значения потерь воды при транспортировке, так и их доля от общего объема забора воды.

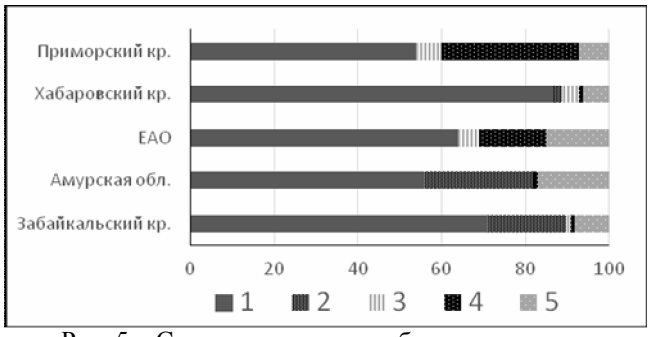


Рис. 5 – Структура водопотребления по видам экономической деятельности, на 2013 г., (%)

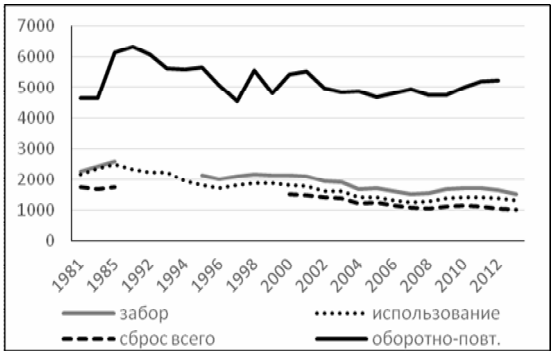


Рис. 6 – Динамика основных показателей водопользования [1-4], млн м^3

Объемы сброса сточных вод в течение последних более чем 30 лет снизились, при этом увеличилась доля загрязненных вод в общем объеме сбрасываемых, мощность же очистных сооружений постепенно растет (рис. 7).

В структуре сброса загрязненных сточных вод по отраслям экономической деятельности в настоящее время в Забайкальском крае преобладает добыча полезных ископаемых; в ЕАО, Хабаровском и Приморском краях – производство и распределение электроэнергии, газа и воды; в Амурской области – производство и распределение электроэнергии, газа, воды и добыча полезных ископаемых.

Объем сточных вод, требующих очистки, сопоставим с мощностью очистных сооружений, но при этом загрязненной сбрасывается большая часть сточных вод. В целом по бассейну в 2013 г. при общем объеме сточных вод 1018 и мощности очистных 718 млн м^3, сброшено загрязненных вод (без очистки и недостаточно очищенных) 641 млн м^3.



Рис. 7 – Динамика показателей сброса и очистки сточных вод [1-4], млн $м^3$

В большинстве случаев имеющиеся очистные сооружения не обеспечивают нормативной очистки сточных вод, многие из них перегружены, особенно сооружения биологической очистки. Схемой комплексного использования и охраны водных объектов (СКИОВО) бассейна р. Амур на период до 2020 г. в дополнение к существующим запланировано строительство очистных сооружений мощностью 170,45 тыс. $м^3$/сут. (62,2 млн $м^3$ в год), что позволит снизить загрязняющий эффект от хозяйственной деятельности на территории бассейна.

Прогноз водопотребления. Наличие взаимосвязи между численностью населения, производством и объемами использования свежей воды на территории бассейна р. Амур позволяет сделать предположение, что возврат численности населения и объемов производства в промышленности и сельском хозяйстве на уровень конца 1980-х – начала 1990-х гг. при условии применения прежних технологий вернет водопотребление к величине 2,5 $км^3$ в год.

Потребность в воде, в первую очередь, в промышленности, может также увеличиться в случае ускоренного развития территорий административных субъектов РФ, входящих в бассейн р. Амур, запланированного Программой «Социально-экономическое развитие Дальнего Востока и Байкальского региона» до 2025 г. Программа подразумевает реализацию ряда проектов, относящихся к водоемким отраслям хозяйства [5]. Согласно прогнозу, выполненному нами на основе анализа мероприятий Программы и с использованием укрупненных норм водопотребления [6], на реализацию таких про-

ектов к 2025 г. дополнительно к существующему потребуется расход до 9 км^3 свежей воды в год, что с учетом применения оборотно-повторного водоснабжения составит 1,8 км^3 в год.

Увеличение использования воды, главным образом, промышленностью, изменит относительную структуру водопотребления. В настоящее время на производственные нужды расходуется около 55% от общего объема использованной воды, при реализации же данного прогноза доля производственных нужд в общем водопотреблении может превысить 70%.

Если не все из заложенных в Программу проектов будут реализованы в запланированные сроки полностью, востребованный ими объем воды может быть меньше или потребуется для экономики региона после 2025 г.

Потенциальная возможность уменьшения объемов водопотребления существует за счет сокращения потерь воды при транспортировке и увеличении коэффициента использования оборотной воды, рационализации использования воды при возделывании риса.

Литература

1. Охрана окружающей среды в РСФСР в 1983 году. М.: ЦСУ РСФСР. 1984. 77 с.

2. Охрана окружающей среды в Российской Федерации в 1992 году: статистический сборник / Госкомстат России. М.: Республиканский информационно-издательский центр, 1993. 174 с.

3. Государственный доклад «О состоянии и использовании водных ресурсов Российской Федерации в 2008 году» – М.: НИА-Природа, 2009. – 457 с.

4. Информационный бюллетень о состоянии поверхностных водных объектов, водохозяйственных систем и сооружений на территории зоны деятельности Амурского БВУ за 2004, 2010, 2011, 2012, 2013 гг./ Амурское бассейновое водное управление. Хабаровск.

5. Программа «Социально-экономическое развитие Дальнего Востока и Байкальского региона». (http://base.garant.ru/).

6. Укрупненные нормы водопотребления и водоотведения для различных отраслей промышленности / Совет Экономической взаимопомощи ВНИИ водоснабжения и канализации, гидротехнических сооружений и инженерной гидрогеологии. 2-е изд., перераб. М.: Стройиздат, 1982. 528 с.

ВЛАГОЗАПАС СНЕЖНОГО ПОКРОВА ЕВРОПЕЙСКОЙ ЧАСТИ РОССИИ ПО ДАННЫМ СПУТНИКОВОЙ ГРАВИМЕТРИИ

Григорьев В.Ю., Телегина А.А.
Институт водных проблем РАН, г. Москва
vadim308g@mail.ru

Сезонный снежный покров является одним из важнейших компонентов водного баланса для Европейской части России (ЕЧР). Однако его оценка на основании наземных наблюдений или данных дистанционного зондирования сопряжена с множеством трудностей. Рассматривается возможность применения данных об изменении бассейновых влагозапасов, включающих подземные и поверхностные воды, а также ее твёрдую фазу, для оценки содержания воды в снежном покрове (S) речных бассейнов на ЕЧР.

Для определения величины изменения влагозапасов используются результаты эксперимента по спутниковой гравиметрии – Gravity Recovery and Climate Experiment (GRACE). Применительно к данным GRACE ежегодное изменение влагозапасов отдельного бассейна обозначается термином terrestrial water storage change (ΔTWS). Оценка содержания воды в снеге проводится на основе сопоставления данных GRACE по речному бассейну и измеренной величине поверхностного стока.

Используемые данные. Запущенная в 2002 г. система из 2-х спутников GRACE позволяет измерять изменения поля силы тяжести в пространственном масштабе десятков тысяч километров и временном диапазоне одного месяца с ошибкой 1 мм для определения аномалии поля силы тяжести и 1,5 см для TWS [1-3]. Период обращения спутников вокруг Земли составляет примерно 1 ч. 40 мин. Суточный период не обеспечивает достаточно густого покрытия всей поверхности Земли измерениями, поэтому выполняется накопление данных за 30-дневный период. Существуют методические подходы к оценке аномалий поля гравитации по изменению фиксируемых координат и скорости спутников.

Источником информации послужил сайт Jet Propulsion Laboratory [4], где размещены данные расчетной величины полного влагозапаса конкретной территории за вычетом атмосферной влаги (версия RL-05). Ежемесячные данные предоставляются в узлах градусной сетки 1×1. В процессе обработки первичной информации со

спутников GRACE появляются систематические ошибки [1], для их устранения используются поправочные коэффициенты для указанной сетки из архива GLDAS-2 [4].

Для контроля влагозапаса снежного покрова использованы материалы по режимным снегомерным съёмкам Росгидромета по 229 пунктам на ЕЧР (сайт *meteo.ru*). При сравнении данных снегомерной съемки с результатами дистанционного зондирования, имеющими площадное распределение, возникает ошибки связанные с распространением «точечных измерений» на некоторую площадь. Используя представленные в [5] результаты расчёта статистической структуры снежного покрова на ЕЧР, можно полагать что относительная погрешность распространения измерения одной станции средней величины влагозапаса снежного покрова на площадь 30 000 км^2 составляет примерно 15-20%.

Методы и первичные результаты. Для любой реки, полностью дренирующий свой бассейн, для любого промежутка времени Δt справедливо следующие уравнения водного баланса (УВБ):

$$W = X - E \pm \Delta TWS,$$

где X – слой осадков за рассматриваемый интервал времени (мм), E – слой испарения (мм), W – слой речного стока (мм), $\pm\Delta TWS$ – изменение бассейновых влагозапасов (мм).

При этом в зимний период, когда разница между твердыми осадками и испарением за Δt составляет изменение влагозапаса в снежном покрове (ΔS), при отсутствии водоотдачи из снежного покрова справедливо: $W = \Delta S - \Delta TWS$.

Существуют три основных центра обработки первичной информации со спутников GRACE: Center for Space Research (CSR), Jet Propulsion Laboratory (JPL) и GeoForschungs Zentrum Potsdam (GFZ), их результаты использовались в данной работе. Также отдельно для каждого узла сетки рассчитывались средние значения *TWS* по информации из трёх центров. Кроме того, в качестве исходных использовались данные всех четырех типов, дополнительно откорректированные с помощью поправочных коэффициентов из архива GLDAS-2 [4] и среднее из них. Таким образом, для каждого узла градусной сетки было получено 8 рядов данных за 2002-2011 гг. со значениями *TWS*: три неоткорректированных ряда из различных источников (CSR, JPL и GFZ), три ряда с учетом поправочных коэффициентов GLDAS и два, соответствующих их средним значениям.

Для определения степени связи ΔTWS и ΔS была проведена интерполяция описанных выше данных GRACE по четырем ближайшим узлам градусной сетки в участки проведения снегомерных съёмок. За ноябрь – апрель были получены совместные ряды TWS и влагозапаса в снежном покрове для 208 пунктов проведения снегомерной съёмки на территории ЕЧР, и посчитаны коэффициенты корреляции (табл.1).

В табл. 1 представлены коэффициенты корреляции (*r*) между измеренными влагозапасами и TWS, полученные по указанным 8-ми вариантам с осреднением по 208 пунктам.

Таблица 1 – Коэффициенты корреляции между измеренными влагозапасами и TWS

Центр обработки данных GRACE	Коэффициент корреляции для неоткорректированных данных GRACE	Коэффициент корреляции для откорректированных данных GRACE
CSR	0.49	0.35
JPL	0.53	0.32
JFZ	0.5	0.32
среднее	0.38	0.29

Наиболее тесная связь запасов воды в снежном покрове и общих бассейновых влагозапасов наблюдается при использовании неоткорректированных данных JPL. Для данных CSR и JFZ без учета поправочных коэффициентов значения коэффициента корреляции r ниже и отличаются незначительно. Использование откорректированных данных привело к ухудшению результатов в точках в среднем на 0,1. Следует заметить, что влияние поправочных коэффициентов на средние значения влагозапасов для водосборов площадью порядка десятков тысяч квадратных километров практически отсутствует, кроме того, коэффициенты постоянны во времени.

Географические факторы связи между наземными измерениями влагозапасов снега и общими влагозапасами по данным GRACE. Для дальнейшего анализа были выбраны данные JPL, которым соответствует наибольший коэффициент корреляции. На их основе можно судить об особенностях пространственного распределения *TWS* по территории ЕЧР. Для иллюстрации особенностей временного хода бассейновых влагозапасов в различных природных зонах были сопоставлены два временных ряда *TWS*, соответствую-

щие характерным точкам, расположенным на территории бассейнов Нижней Волги и Печоры (рис. 1).

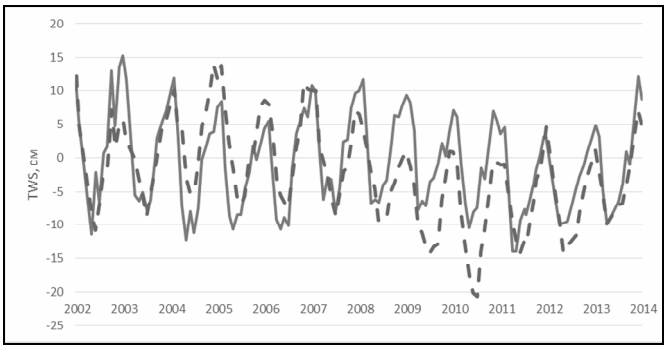


Рис. 1 – Совместный ход TWS в районе Нижней Волги (пунктиром) и Печоры (сплошная линия)

Как следует из рис. 1, сезонная и межгодовая изменчивость *TWS* в бассейне Нижней Волги превосходят соответствующую в районе Печоры. В многолетнем плане это хорошо согласуется с распределением Cv для среднегодовых осадков и испарения [6].

Для разных лет величина *TWS* на момент начала снегонакопления различна. Однако из-за низкого временного разрешения данных достаточно точно определить дату начала снегонакопления и соответственно величину *TWS* невозможно. Попытка учесть влияние предзимнего увлажнение территории, вычтя из значений TWS за ноябрь-апрель, значение TWS в октябре (как характеристику предзимнего увлажнения) к росту коэффициента корреляции не привела. Данная проблема является дополнительным источником погрешности при определении связи между бассейновыми влагозапасами и влагозапасами снежного покрова. Для зоны избыточного увлажнения, к которой относится бассейн Печоры, с устойчивым сезонным ходом *TW*S это не столь существенно, как для засушливой зоны, в нашем случае – бассейна Нижней Волги.

Помимо климатических причин, особенности сезонного хода *TWS* в бассейне Нижней Волги могут быть обусловлены изменением объёма воды в Саратовском и Волгоградском водохранилищах. Пространственное разрешение данных GRACE не позволяет отдельно оценить изменение величины бассейновых влагозапасов, связанное со сработкой/наполнением водохранилищ, при этом, не учитывая изменений, связанных с общим изменением увлажнённо-

сти бассейна. Это так же является одним из факторов, обуславливающих невысокое *r* для данного района.

Небольшие величины *r* (0,25-0,5) на северо-западе ЕЧР при относительно устойчивом росте S в течение зимы, вероятно, объясняются большим количеством озёр на данной территории, изменение объема воды в которых и играет главную роль в динамике *TWS* [6]. Наибольшие же значения *r* на северо-востоке обусловлены несколькими причинами. К ним относятся устойчивая зима с максимальной для ЕЧР средней мощностью снежного покрова, относительно малая мощность зоны аэрации, которая обуславливает небольшой диапазон колебания уровня грунтовых вод, а также средняя озёрность (2-3%) и небольшая многолетняя изменчивость *W*, *X* и *E* [6, 7].

Оценка содержания воды в снеге по данным о бассейновых влагозапасах и речном стоке. В зимний период, когда разница между твердыми осадками и испарением составляет изменение влагозапаса в снежном покрове, при отсутствии водоотдачи из него, содержание воды в снежном покрове может быть рассчитано как:

$$S_i = S_{i-1} + \left(TWS_i - TWS_{i-1}\right) + \left(W_i + W_{i-1}\right)/2\,, \qquad (1)$$

где S_i и S_{i-1} запас воды в снежном покрове за текущий и предшествующий месяц, TWS_i и TWS_{i-1} – бассейновый влагозапасы, W_i и W_{i-1} – речной сток.

Поскольку измерения *TWS* для ЕЧР относятся приблизительно к середине месяца, а исходные данные по расходам среднемесячные, то речной сток с территории бассейна считался как средний за два смежных месяца.

Формула (1) не учитывает возможность пополнения подземных вод за счёт водоотдачи из снежного покрова. На приведенном ниже рис. 2 заметно систематическое превышение рассчитанных значений S над измеренными, связанное вероятно с этой причиной. Зачастую объем потерь талого стока на пополнение подземных вод сопоставим с максимальными запасами воды в снеге (бассейн рек Дона, Оки).

Выводы. В настоящей работе исследована возможность применения данных GRACE при оценке общих бассейновых влагозапасов для получения информации о влагозапасе снежного покрова. Результаты позволили сформулировать следующие выводы.

1. Для согласованности *TWS* и *S* выбор центра обработки данных (CSR, JPL, GFZ) не играет большой роли. При этом поправоч-

ные коэффициенты для данных GRACE, полученные по данным архивам GLDAS, в большинстве случаев снижают величину коэффициента корреляции между общими бассейновыми влагозапасами и влагозапасом снежного покрова.

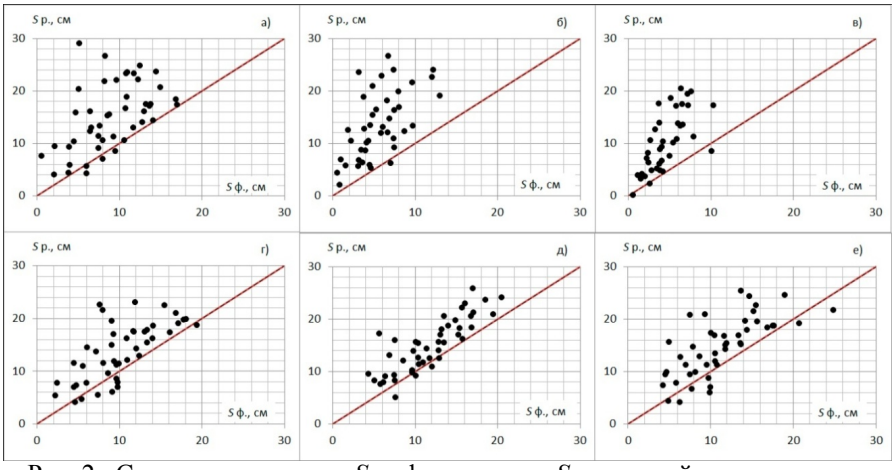


Рис. 2– Связь рассчитанных S_p и фактических $S_ф$ значений запаса воды в снежном покрове (см): а) р. Вятка – г. Вятские Поляны; б) р. Ока – г. Муром; в) р. Дон – ст. Раздорская; г) р. Северная Двина – с. Абрамково; д) р. Печора – с. Оксино; е) р. Мезень – д. Малонисогорская (прямая – линия равных значений между наблюдёнными и рассчитанными значениями S)

2. Характер пространственно-временной изменчивости *TWS* согласуется с прочими членами водного баланса.

3. При отсутствии оттепелей наблюдается тесная связь величин *TWS* и *S* в течение отдельных зим, а в течение более длительного периода, при отсутствии значимой многолетней изменчивости *TWS*.

4. Применение данных GRACE ограничено, в основном, их низким разрешением и необходимостью дополнительного использования данных по другим элементам водного баланса.

Литература

1. *Булычёв А.А., Джамалов Р.Г., Сидоров Р.В*. Применение данных спутниковой системы измерения поля гравитации Земли (GRACE) для изучения и оценки гидролого-гидрогеологических характеристик крупных речных бассейнов //Водные ресурсы, 2012, Т. 39. № 5. С. 476-484.

2. *Bridget R. Scanlon, Clark R. Wilson*. GRACE Hydrological esti-

mates for small basins: Evaluating processing approaches on the High Plains Aquifer, USA// Water Resources Research, 2010, №46.

3. https://media.gfz-potsdam.de/gfz/sec12/GSTM_2003.PDF

4. http://grace.jpl.nasa.gov/data/gracemonthlymassgridsland/

5. *Кислов А.В., Китаев Л.М., Константинов И.С.* Статистическая структура крупномасштабных особенностей полей снежного покрова//Метеорология и Гидрология, 2001, №8, С 98-104

6. *Жаков С.И.* Общие закономерности режима тепла и увлажнения не территории СССР. Л.: Гидрометеоиздат, 1982. 231 с.

7. Национальный Атлас России. Т. 2. Природа. Экология. – М.: Роскартография, 2007. 495 с.

НЕОПРЕДЕЛЕННОСТЬ РАСЧЕТОВ И ПРОГНОЗОВ СОСТАВЛЯЮЩИХ ВОДНОГО БАЛАНСА РЕЧНЫХ БАССЕЙНОВ, ВЫЗВАННАЯ КЛИМАТИЧЕСКИМ ШУМОМ[7]

Гусев Е.М.[1], Насонова О.Н.[1], Ковалев Е.Э.[1], Семенов В.А.[2]
[1]Институт водных проблем РАН, г. Москва,
[2]Институт физики атмосферы им. А.М. Обухова РАН, г. Москва,
[2]Институт географии РАН, г. Москва
sowaso@yandex.ru

Тематика, связанная с долговременными оценками влияния климатических изменений на геофизические, экологические и другие процессы, определяющие многолетние изменения природных условий в разных частях планеты, стала особенно актуальной в настоящее время, что объясняется отмеченными во многих публикациях, в том числе отчетах Межправительственной группы экспертов по изменению климата (МГЭИК), возможными изменениями климата. Увеличилось также число работ, посвященных влиянию указанных изменений на формирование гидрологического цикла суши. Вместе с тем, полученные в разных работах оценки гидрологических последствий, вызванных изменением климата, характеризуются значительным разбросом – неопределенностью, обусловленной как субъективными, так объективными причинами.

[7]Работа выполнена при финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (проект № 14-05-00027).

Субъективные неопределенности, в частности, ошибки прогнозов изменения составляющих гидрологического цикла и водных ресурсов суши, связанные с неопределенностью социально-экономических сценариев эволюции общества, несовершенством глобальных объединенных моделей общей циркуляции атмосферы и океана (МОЦАО) и др., со временем могут быть уменьшены путем уточнения описания соответствующих процессов и сценариев, а также повышения качества их информационного обеспечения. Однако имеется объективная неопределенность, которая не зависит от уточнений и является внутренним свойством системы «атмосфера – гидросфера – суша». Эта неопределенность обусловлена хаотическим характером атмосферных процессов (так называемым «климатическим шумом»), а также их неустойчивостью по отношению к малым ошибкам в задании начальных условий при расчете эволюции метеорологических характеристик.

Климатический шум в силу своей объективности в структуре климатической системы определяет нижний предельный уровень неопределенности метеорологических характеристик, который можно достичь при их моделировании в климатических моделях [1]. Очевидно, что в силу влияния на гидрологические процессы он определяет и нижний уровень неопределенности при оценке характеристик гидрологической системы. Исследование этого влияния (прежде всего климатического шума осадков) является предметом настоящей работы. Причина его появления – объективная неустойчивость по отношению к начальным условиям: малое изменение начального условия со временем приводит к достаточно большим изменениям динамики системы.

В качестве меры неопределенности *Un* той или иной положительно определенной геофизической характеристики *X*, имеющей случайную составляющую, в работе использован следующий показатель:

$$Un = (x_{0.975} - x_{0.025}) / M(X), \qquad (1)$$

где $x_{0.975}$ и $x_{0.025}$ – квантили 97.5 %-ой и 2.5 %-ой обеспеченности величины *X*, $M(X)$ – ее математическое ожидание. Указанная характеристика представляет собой отношение диапазона, в который может с 95%-ой обеспеченностью попасть случайная величина, к ее среднему значению. Будем называть ее неопределенностью в отличие от величины $Un_{abs} = (x_{0.975} - x_{0.025})$, которую назовем абсолют-

ной неопределенностью *X*. Данную характеристику (в отличие от *Un*) можно использовать при любых значениях *X*.

Исследование указанных неопределенностей смоделированных характеристик гидрологической системы проведено на основе расчета составляющих водного баланса речных бассейнов с помощью модели взаимодействия поверхности суши с атмосферой SWAP (Soil – Water Atmosphere – Plants) [2]. В качестве входных верхних граничных условий использовались результаты расчетов динамики метеорологических элементов, полученные на основе модели общей циркуляции атмосферы ECHAM5, разработанной в Метеорологическом институте им. Макса Планка. При этом с помощью модели ECHAM5 получено N=45 вариантов [3] начальных условий состояния атмосферы на 1 июля 1979 г., позволивших смоделировать климатический шум, провести анализ оценки неопределенности метеорологических характеристик (в первую очередь – осадков), а также вызванных ими неопределенностей рассчитанных гидрологических характеристик (речного стока и суммарного испарения с исследуемого бассейна). Расчеты указанных характеристик проводились на основе смоделированных значений составляющих водного баланса за период с 1980 по 2012 гг.; в результате получены оценки годовых и месячных величин осадков, речного стока и суммарного испарения для бассейнов рек Северной Двины, Лены и Индигирки, обусловленные климатическим шумом неопределенностей.

Неопределенность расчета осадков (напомним, что она обусловлена структурной неустойчивостью атмосферы по отношению к начальным условиям) проиллюстрирована на рис. 1, где в качестве примера показано изменение средних по бассейну р. Индигирки годовых сумм осадков *P*. Для этой переменной неопределенность *Un* оказалась равной 0.48, 0.31 и 0.47 для рек Северной Двины, Лены и Индигирки, соответственно.

Примеры решения главной задачи работы – оценке неопределенности гидрологических характеристик, вызванных климатическим шумом, показаны на рис. 2-4.

На рис. 2 показаны: линейные регрессии траекторий (тренды) годовых слоев стока *R* (осредненного по 45-ти экспериментам) и границы их неопределенностей U_{Ran} 95% обеспеченности для рек Северной Двины, Лены, Индигирки; ряды измеренных слоев стока; неопределенность *Un* годового стока оказалась равной 0.66, 0.35 и 0.43 для Северной Двины, Лены и Индигирки, соответственно.

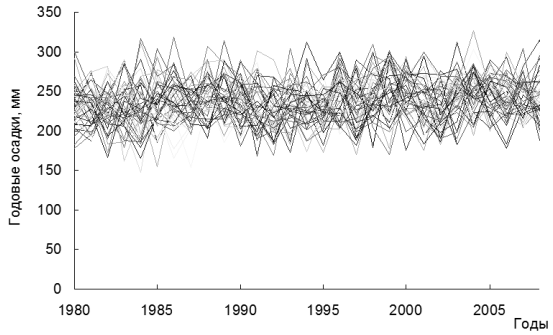


Рис. 1 – Динамика средних по бассейну р. Индигирки годовых осадков для 45-ти вариантов начальных метеорологических условий расчета эволюции метеорологических характеристик

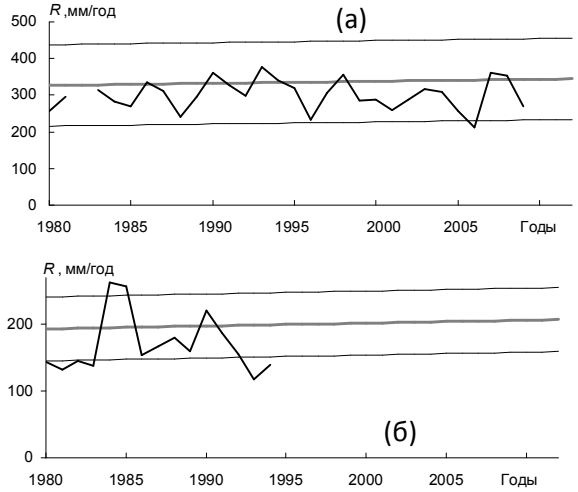


Рис.2 – Математическое ожидание годовых слоев стока *M(R)* (серая линия), границы их абсолютных неопределенностей Un_{Rabs} 95%-ой обеспеченности (тонкие черные линии) и измеренные слои годового стока рек Северной Двины (а) и Индигирки (б) (черные жирные линии)

Как следует из рис. 2, измеренные ряды стока находятся, как правило, в пределах указанных диапазонов, однако иногда выходят за них. Последнее неудивительно, поскольку, во-первых, сами неопределенности также являются случайными величинами указанной обеспеченности; во-вторых, расчеты средних значений стока и

неопределенностей получены на основе смоделированных метеорологических полей, что неизбежно вносит систематическую ошибку.

На рис. 3 показан пример многолетнего тренда осредненных по функции распределения (близкой к нормальной, что подтверждено статистическим анализом) годовых слоев суммарного испарения $M(ET_{an})$ для бассейна р. Северной Двины, а также границы диапазона, в который с 95%-ой обеспеченностью могут попасть значения ET_{an}. Согласно расчетам, абсолютные значения неопределенности годового суммарного испарения Un с бассейнов рек Северной Двины, Лены и Индигирки оказались равными 0.75, 0.35 и 0.43 мм, соответственно. Следует отметить существенные отличия расчётных величин суммарного испарения, что объясняется разницей климатических условий в рассмотренных бассейнах (для рек Лены и Индигирки природные условия гораздо суровее).

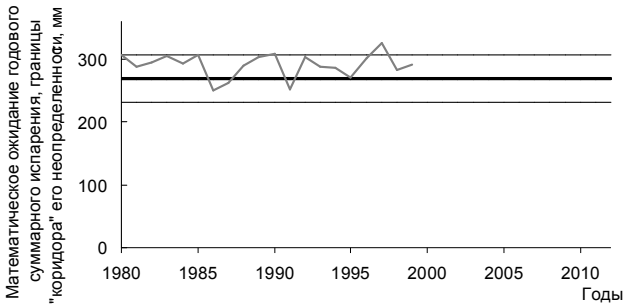


Рис. 3 – Пример многолетней эволюция математического ожидания слоя суммарного испарения $M(ET_{an})$ (черные жирные линии) с бассейна р. Северной Двины и диапазоны абсолютных значений их неопределенности $Un_{an,abs}$. (тонкие черные линии). Приведена также динамика испарения, рассчитанная для бассейна на основе данных наблюдений метеорологических станций (серая жирная линия)

Кроме оценок неопределенности основных составляющих водного баланса, представляет интерес анализ их спектральных плотностей $S(f)$, показывающих гармоники частот f, обладающих наибольшей интенсивностью при разложении временнòй эволюции соответствующей характеристики в ряд Фурье.

Рис. 4 иллюстрирует пример эволюции спектральных плотностей динамики осадков, стока и испарения для бассейна р. Лены. Представленные спектральные плотности отражают детерминированные и случайные составляющие во временнòй структуре гидрологического цикла. Так, у всех составляющих четко выражены пики

спектральных плотностей на частотах f, примерно равных 1/365 сут$^{-1}$ и 1/183 сут$^{-1}$, которые отражают большие амплитуды гармоник при разложении осадков в ряд Фурье с годовым и полугодовым периодами T (T=1/f), что в основном связано с детерминистической составляющей структуры осадков. В то же время по всему диапазону частот (начиная с высоких частот синоптических масштабов, соответствующих периодам 5-15 дней, и до частот, соответствующих периодам гармоник практически до года) наблюдаются значения $S(f)$, обусловленные климатическим шумом.

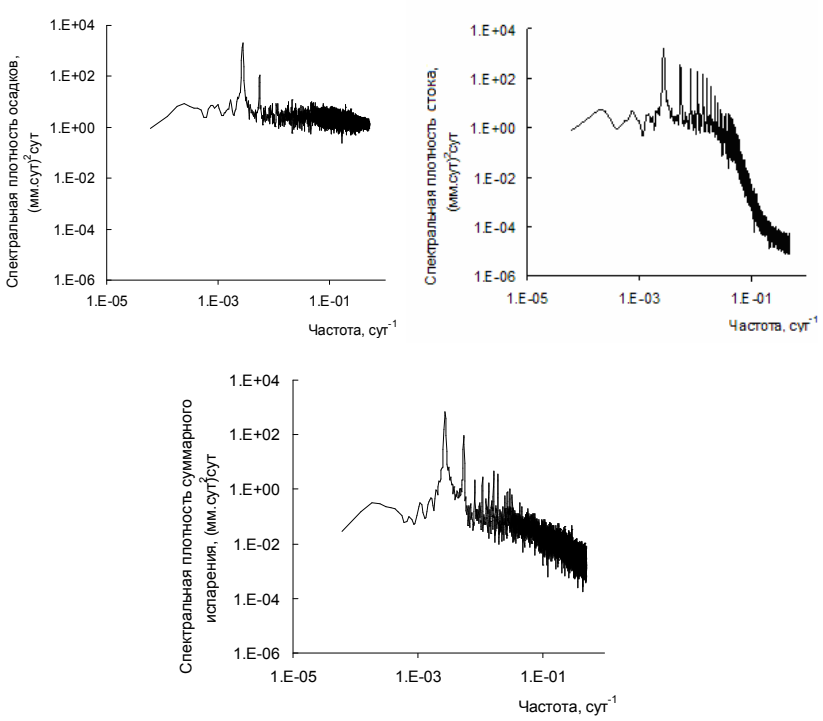


Рис. 4 – Спектральные плотности суточных значений осадков, стока и суммарного испарения для бассейна р. Лены

Нетрудно заметить, что $S(f)$ слоев стока отличаются от $S(f)$ осадков, выпадающих на территорию бассейна; из этого следует, что процессы, происходящие в речном бассейне, фильтруют влияние климатического шума. В частности, для спектральной плотности стока $S(f)$ осцилляции на высокочастотных гармониках (в диапазоне частот от 0.25 до 1.0 1/сут., что соответствует периодам от

1 -го до 10-15 суток) практически отсутствуют, в отличие от осцилляций осадков. Обусловлено это тем, что на сток реки в замыкающем створе влияет трансформация стокообразования на разных участках территории бассейна во время стекания воды в пределах расчетных ячеек и речной сети.

Спектральные плотности суммарного испарения в значительно меньшей степени отличаются от $S(f)$ осадков, чем от $S(f)$ речного стока. Несколько уменьшается амплитуда высокочастотных гармоник, соответствующих частотам синоптического временнòго масштаба (10-15 суток), что связано с наличием некоторого буфера, немного сглаживающего высокочастотные осцилляции испарения, вызванные климатическим шумом. Летом таким буфером являются влагозапасы почвы, от которых в определенной степени зависит значение суммарного испарения (особенно транспирации), зимой – снежный покров, поддерживающий влажность воздуха у подстилающей поверхности на уровне насыщения.

Литература

1. *Braun M., Caya D., Frigon A., Slivitzky, M.* Internal variability of Canadian RCM's hydrological variables at the basin scale in Quebec and Labrador, J. Hydrometeorol. 2012. V. 13, p. 443–462.

2. *Гусев Е.М., Насонова О.Н.* Моделирование тепло- и влагообмена поверхности суши с атмосферой. – М.: Наука. 2010. 328 с.

3. *Gelfan A., Semenov V. A., Gusev E., Motovilov Y., Nasonova O., Krylenko I., Kovalev, E.* Large-basin hydrological response to climate model outputs: uncertainty caused by the internal atmospheric variability. Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss., 12, p. 2305-2348, doi:10.5194/hessd-12-2305-2015, 2015.

ФИЗИКО-МАТЕМАТИЧЕСКАЯ МОДЕЛЬ ФОРМИРОВАНИЯ ТАЛОГО СТОКА РАВНИННОЙ РЕКИ
(на примере реки Дон)

Демидов В.Н.
Институт водных проблем РАН, г. Москва
balber@mail.ru

Введение. Представлена физико-математическая модель формирования талого стока р. Дон до замыкающего створа с. Казанская

(102000 км^2), включающая пространственное описание следующих процессов: формирование и таяние снежного покрова, вертикальный влагоперенос в талой почве, испарение, промерзание почвы, впитывание в мерзлую почву, задержание в бессточных формах рельефа, склоновый сток по поверхности водосбора, подповерхностное стекание, движение грунтовых вод в пределах речного склона, неустановившееся движение водных масс по разветвленной русловой сети. Для р. Дон характерна большая изменчивость потерь талых вод на впитывание в почву от года к году в зависимости от глубины промерзания и запасов влаги в почве. За 20 лет (1971-1990 гг.) наблюдений за стоком максимальный расход весеннего половодья у г. Лиски изменялся от 360 до 6220 м^3/с, а слой стока– от 28 до 149 мм.

Характеристика водосбора и его схематизация. Водосбор р. Дон до ст-цы Казанская расположен преимущественно в лесостепной зоне Европейской части России. Длина реки на изучаемом участке 1015 км. Дон является типичной равнинной рекой. Русло реки имеет плавный продольный профиль с уклонами, постепенно уменьшающимися вниз по течению. Почти на всем протяжении Дон имеет разработанную долину с широкой поймой. Долина реки имеет асимметричное строение: правый коренной берег высокий и крутой, а левый – пологий и низменный. Водный режим Дона типичен для рек степной и лесостепной зон. Для него характерно высокое весеннее половодье и низкая межень в остальное время года. В период весенних месяцев проходит более 70% годового стока. Осенний паводок выражен слабо. Летние паводки случаются крайне редко.

Конечно-элементная схематизация водосбора р. Дон до замыкающего створа с. Казанская проведена на основе топографических карт и Цифровой модели рельефа (ЦМР), а также почвенной карты и карты растительного покрова. При схематизации задавались геометрические (ширина, длина, площадь) и гидравлические (уклон, коэффициент шероховатости) характеристики элементов склонов и участков русловой сети. В подготовке и задании этой информации использовалась специальная сервисная программа, которая обрабатывает в определенном порядке координаты узлов и контролирует процесс конечно-элементной схематизации водосборной площади. В программном комплексе подготовки данных и организации расчетов предусмотрено задание до десяти различных информацион-

ных слоев: типы почв, характер землепользования, растительный покров, плотность растительного покрова, индекс площади листьев и другие; контролируется ввод и вывод информации, подключаются необходимые подпрограммы и настраиваются расчетные шаги по времени для разных гидрологических процессов.

В выполненной схематизации гидрография р. Дон представлена основным руслом и 16 притоками. Из них наиболее крупные правые притоки: Красивая Меча, Сосна с ее многочисленными притоками, Ведуга, Девица, Тихая Сосна, Черная Калитва. Среди левых притоков: Воронеж, Битюг, Осередь, Подгорная, Песковатка. В бассейне выделено два типа почв: серые лесные и черноземы выщелоченные.

Моделирование формирования талого стока. Формирование снежного покрова и снеготаяние описывается с помощью модели Ю.Г. Мотовилова [1], позволяющей рассчитывать изменения высоты и плотности снежного покрова от начала зимы до окончания весеннего снеготаяния с учетом поступления твердых и жидких осадков и фазовых переходов в толще снега. Интенсивность снеготаяния принимается пропорциональной положительной температуре воздуха и рассчитывается с использованием эмпирического коэффициента стаивания β, как

$$M = \begin{cases} \beta\left(T_a - T_{кр}\right), & T_a > T_{кр} \\ 0, & T_a \le T_{кр} \end{cases}, \qquad (1)$$

где $T_{кр}$ – температура воздуха, ниже которой таяние снега не наблюдается.

Динамика содержания и вертикальный перенос влаги в ограниченном водоупором верхнем почвенном горизонте рассчитывается с помощью уравнения диффузии почвенной влаги

$$\frac{\partial\theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z}\left(D(\theta)\frac{\partial\theta}{\partial z} - K(\theta)\right), \qquad (2)$$

где θ-объемная влажность почвы, $D(\theta)$ – коэффициент диффузии; $K(\theta)$-вертикальная гидравлическая проводимость.

Интенсивность впитывания воды J_0 определяется следующим образом

$$J_0 = \begin{Bmatrix} J_m = (-D(\theta)\dfrac{\partial\theta}{\partial z} + K)\,|_{z=0} & \text{при } \mathrm{J_m} \le R - E \\ R - E & \text{при } \mathrm{J_m} > R - E \end{Bmatrix}, \qquad (3)$$

где J_m - интенсивность инфильтрации при максимальной влажности верхнего слоя почвогрунтов. На нижней границе поток влаги принимается равным гидравлической проводимости.

Предполагается, что формирование подповерхностного стока в верхнем почвенном горизонте происходит при выполнении условия $\theta > \theta_{fc}$. Питание подповерхностного стока определяет накопленная в почвенной колонке влага

$$R_g = \frac{\partial}{\partial t}\left[\left(\theta - \theta_{fc}\right) z_P\right], \tag{4}$$

где z_P - толщина слоя, в котором $\theta > \theta_{fc}$.

Интенсивность испарения почвенной влаги E рассчитывается по формуле:

$$E = K_E d_a(t)\left(\frac{\theta_0 - \theta_r}{P - \theta_r}\right), \tag{5}$$

где d_a – дефицит влажности воздуха; K_E – эмпирический коэффициент, θ_0 – влажность верхнего слоя почвы, P – пористость, θ_r – остаточная влажность.

Потери талого стока C_p на задержание в бессточных формах рельефа определяются по формуле Е.Г. Попова [2]

$$C_p = P_{\max}\left(1 - \exp((R - J_0)/P_{\max}\right), \tag{6}$$

где P_{max} – эмпирический коэффициент задержания влаги.

Впитывание воды J_f в мерзлую почву рассчитывается по формуле В.И.Кулика [3]

$$J_f = J_0\left(\frac{P - I - \theta_r}{P - \theta_r}\right)^4 \left(1 + 8I\right)^2, \tag{7}$$

где I – объемное содержание льда (льдистость) в верхнем слое почвы.

Расчет промерзания почвы основывается на решении обыкновенного дифференциального уравнения, определяющего условия баланса тепла на фронте промерзания, при предположении, что роль миграции влаги в непромерзшей части почвы несущественная и потоком тепла к фронту промерзания можно пренебречь

$$-\lambda_f \frac{T_0}{\xi} = \rho_w L(\theta_+ - \theta_0)\frac{d\xi}{dt}, \qquad (8)$$

где λ_f- коэффициент теплопроводности мерзлой почвы, T_0- температура поверхности почвы, L- удельная теплота фазовых переходов в системе «лед-вода», θ_+-влажность на фронте промерзания со стороны непромерзшей почвы.

Глубина промерзания почвы на каждом шаге по времени определяется из решения уравнения (8) в виде

$$\xi^{t+1} = \left(\frac{2\lambda_f T_0 \Delta t}{\rho_w L(\theta - \theta_0)} + \xi^2 \right)^{0.5} \qquad (9)$$

При наличии снежного покрова температура поверхности почвы T_0 рассчитывается из условия равенства потоков тепла на границе снег-мерзлая почва, как

$$T_0 = T_a \left(1 - \frac{\lambda_f H_s}{\lambda_s \xi} \right)^{-1} \qquad (10)$$

Склоновый сток (движение поверхностных, подповерхностных и грунтовых вод) рассчитывается по уравнениям кинематической волны.

Неустановившееся движение воды в основном русле р. Дон рассчитывается с помощью адвективно – диффузионного уравнения [4], а на притоках – по уравнениям кинематической волны.

Организация расчетов и результаты. Расчеты формирования талого стока начинались 1 июня и заканчивались 31 мая в следующем году. Дата начала расчета формирования стока определялась возможностью использования в качестве начальной влажности почвы значения полевой влагоемкости, наблюдавшейся обычно после прохождения половодья. Расчеты охватывали формирование стока в летний, осенне-зимний период и в период половодья. В расчетах использовались ежедневные данные об осадках, температуре воздуха и среднемесячных значениях влажности воздуха по метеостанции г. Воронеж. Гидрофизические характеристики серых лесных почв на лесных участках и черноземов выщелоченных на полевых участках водосбора заданы на основании данных экспериментального материала, полученного Донской экспедицией ГГИ и представленного в [5] (табл. 1).

Таблица 1– Параметры физико-математической модели формирования стока

№п/п	Параметр	лес	поле
Заданные по измерениям и литературным данным			
1	Плотность почвы, г/см^3	1.30	1.10
2	Пористость почвы, см^3/см^3	0.51	0.54
3	Максимальная гигроскопичность, см^3/см^3	0.04	0.10
4	Полевая влагоемкость, см^3/см^3	0.25	0.32
6	Коэффициент горизонтальной фильтрации, м/с	0.01	0.01
7	Коэффициент вертикальной фильтрации в глубокие горизонты почвы, м/с	1.2E-08	1.2E-08
Полученные по результатам калибровки модели формирования снежного покрова			
1	Коэффициент стаивания, мм/с ^{0}C	2.0	3.0
2	Коэффициент k_e в формуле расчета испарения с поверхности снежного покрова, мм мб$^{-1}$сут$^{-1}$	0.20	0.20
Полученные по калибровке модели формирования стока по данным о водном режиме			
1	Коэффициент вертикальной фильтрации, м/с	4.63E-06	1.74E-06
2	Коэффициент K_E формуле расчета испарения с почвы, мм мб$^{-1}$сут$^{-1}$	1.6	1.6
3	Коэффициент задержания осадков, мм/сут	5.0	5.0
4	Коэффициент шероховатости Маннинга для русловой сети, м/с$^{1/3}$	0.07	0.07
5	Коэффициент шероховатости Маннинга для склонов, м/с$^{1/3}$	0.1	0.1

Коэффициент теплопроводности снежного покрова определяется в зависимости от его плотности по формуле Абельса. Коэффициенты теплопроводности мерзлой и талой почвы оцениваются в зависимости от влажности в процентах веса сухой почвы и плотности почвы ρ_s по формулам, предложенным в [5, 6].

Коэффициенты стаивания и испарения со снежного покрова были определены по результатам согласования измеренной и рассчитанной высоты снежного покрова. В подборе параметров использовались данные измерений высоты снежного покрова на метеостанции г. Воронеж за период 1971-1980 гг. Наилучшие результаты в расчетах высоты снежного покрова получены при значениях коэффициентов β=3 мм/(сут$^-$ ^{0}C), k_e=0.2 мм/(мб сут). Среднее значе-

ние коэффициента Нэша-Сатклифа, определенное по результатам расчетов высоты снежного покрова за 20 зимних периодов 1971-1990 гг. получено равным 0.77.

Три наиболее важных параметра: коэффициент вертикальной фильтрации K_0, коэффициент K_E в формуле (5) и коэффициент задержания осадков C_p. получены по результатам калибровки по данным о водном режиме р. Дон у г. Задонск, г. Лиски, ст-ца Казанская и притока Дона р. Сосна у г. Елец за 10 лет (1971-1980 гг.). О точности расчетов можно судить по сопоставлению рассчитанных и измеренных расходов воды самого высокого половодья 1979 г. в этих гидрометрических створах (рис. 1).

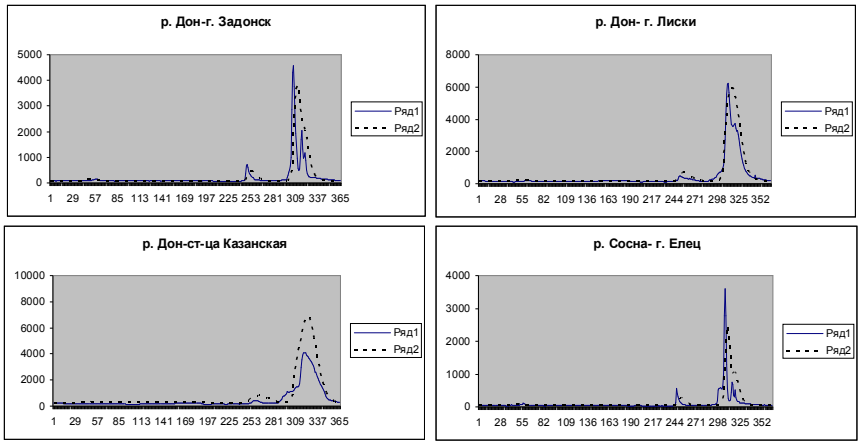


Рис. 1 – Измеренные (1) и рассчитанные (2) расходы воды самого высокого половодья 1979 г. на р. Дон

Проверка модели формирования талого стока на р. Дон проведена по наблюденям за стоком половодья за последующий десятилетний период (1981-1990 гг.) и результаты ее показаны на рис. 2.

Как показывает анализ рассчитанных гидрографов, в целом модель дает удовлетворительное соответствие рассчитанных и измеренных расходов, хотя для отдельных лет ошибки расчетов оказались значительными.

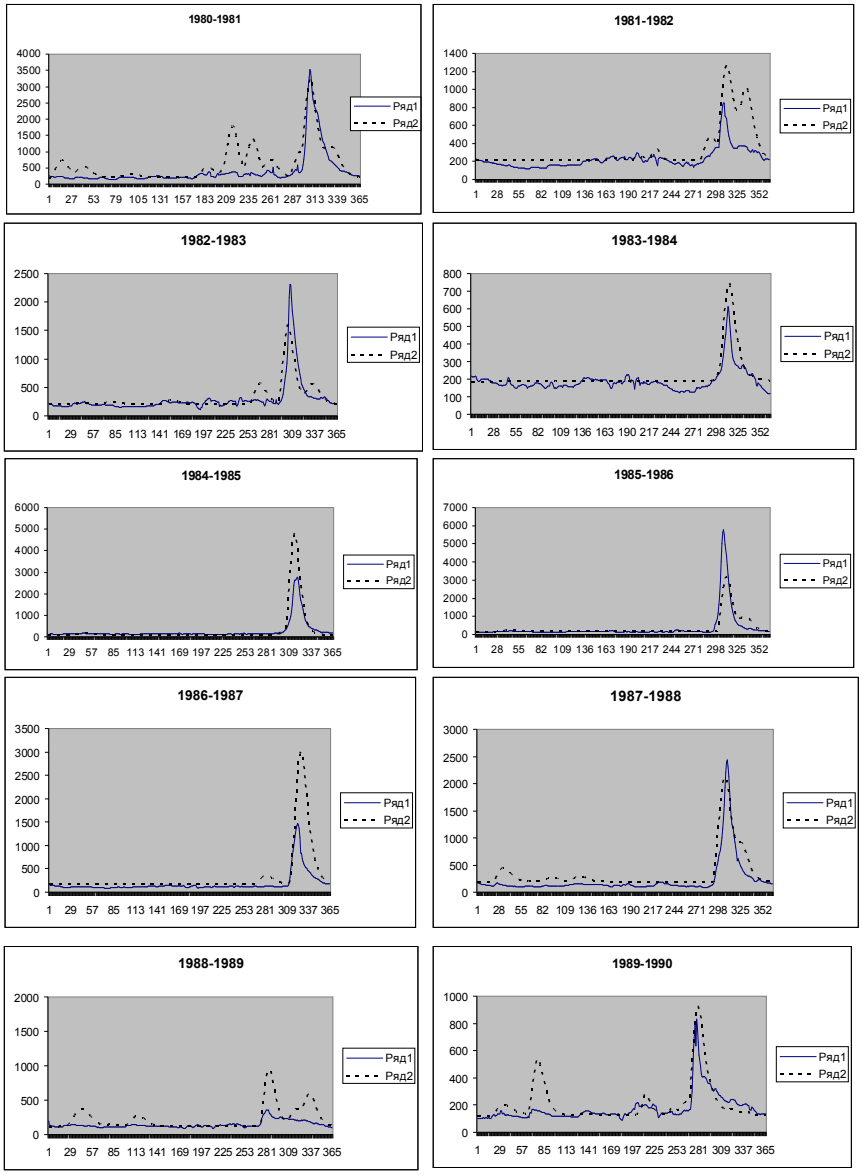


Рис. 2 – Измеренные (1) и рассчитанные (2) расходы воды
р. Дон у г. Лиски

Литература

1. *Мотовилов Ю.Г.* Моделирование снежного покрова и снеготаяние // Моделирование гидрологического цикла речных водосборов / под ред. Кучмента Л.С., Музылева Е.Л. Изд. НГК РАН, 1993. С. 9-37.

2. *Попов Е.Г.* Вопросы теории и практики прогнозов речного стока. М.: Гидрометеоизда. 1963. 395 с.

3. *Кулик В.Я.* Инфильтрация воды в почву.– М.: Колос, 1978, 93 с.

4. *Кучмент Л.С., Гельфан А.Н., Демидов В.Н.* Пространственная модель формирования тало-дождевого стока горной реки (на примере Верхней Кубани).// Метеорология и гидрология, 2010, № 12, с. 76-87.

5. *Калюжный И.Л., Лавров С.А.* Гидрофизические процессы на водосборе. – Санкт-Петербург: Нестор-История, 2012, 616 с.

6. *Иванов Н.С.* Тепло- и массоперенос в мерзлых горных породах. – М.: Наука. 1969, 240 с.

ОЦЕНКА НЕОПРЕДЕЛЕННОСТЕЙ ПРОГНОЗА СТОКА РЕК РОССИИ И МИРА В XXI ВЕКЕ С УЧЕТОМ ВОЗМОЖНОГО АНТРОПОГЕННОГО ПОТЕПЛЕНИЯ

Добровольский С.Г.
Институт водных проблем РАН, Москва,
sgdo@bk.ru

Основным методом сверхдолгосрочного прогноза изменений стока рек в настоящее время являются расчеты на численных моделях общей циркуляции атмосферы, соединенных с моделями океана, покровного оледенения и поверхности суши (МОЦАО или кратко КМ – климатические модели). Вместе с тем, современные КМ воспроизводят речной сток с заметными, зачастую большими ошибками. Существенными источниками неопределенности оценок изменений стока на протяжении XXI века являются следующие.

– Различия между имеющимися сценариями эмиссии парниковых газов в атмосферу.

– Различия между результатами моделирования климатической системы (в том числе речного стока) на различных КМ.

– Неопределенность в оценке среднего стока рек за «реперный»

период наблюдений (вследствие естественной межгодовой изменчивости), сравниваемого с оценками стока для будущих моментов времени.

– Неопределенность в оценках стока, полученных на КМ для будущих моментов времени, возникающая за счет межгодовой изменчивости стока внутри самих моделей, а также длиннопериодной нестационарности реализаций стока в моделях.

Задачей настоящего исследования была количественная оценка возможно большего числа неопределенностей расчетных величин стока на протяжении XXI века как для рек в глобальном масштабе (в терминах слоя стока), так и для важнейших российских рек – в виде хронологических графиков величин стока в ближайших к устью створах.

На первом этапе исследований была проведена работа по тестированию возможностей КМ воспроизводить реальные величины среднегодового, максимального и минимального стока за периоды имеющихся наблюдений. С этой целью были использованы результаты «исторических» экспериментов на 37 моделях проекта CMIP-5 (Coupled Model Intercomparison Project. Phase 5) [1]. Анализ показал, что наилучшие результаты, при моделировании стока разных рек, дают различные модели проекта. То есть, не существует одной модели или какой-то ее модификации, которая наилучшим образом описывала бы сток всех рассматриваемых рек России. Так, лучшее описание наиболее важного параметра – среднего многолетнего стока – для Волги дает модель MPI-ESM1, для Северной Двины – MPI-ESM-P, для Оби, как было сказано, – FGOALS-G2, для Енисея – MRI-ESM1, для Лены – INMCM4, для Амура – GFDL-ESM2G. Таким образом, как отмечалось, например, в [2] и других работах, наилучшие или обобщающие результаты описания речного стока следует ожидать, если модельные характеристики усреднить или рассмотреть медианы распределения по всем участвовавшим в проекте CMIP-5 моделям.

В табл. 1 приведены результаты сравнения моделированных (осредненных по 37 моделям и рассчитанных по каждой модели) параметров стока 6 рек России и его изменений. При этом использовались следующие обозначения: M – средняя величина; Δ – разность между оценкой по данным моделей и по данным наблюдений; σ – среднеквадратичное отклонение; C_V – коэффициент вариации; r_1 – коррелированность между смежными значениями ряда; P – порядок процесса авторег-

рессии; I_{SM} – индекс стационарности по среднему (математическое ожидание). Нижний индекс «набл» обозначает величины, рассчитанные по данным наблюдений, «мод» - по данным моделей. Выражение «σ( )» обозначает процедуру расчета размаха оценок соответствующего параметра (в среднеквадратичном) по 37 моделям, в следующей строке – та же величина, в процентах от среднего значения параметра по моделям. Размерность величин с индексом [1] – $м^3/с$; остальные величины – безразмерные или в %.

Таблица 1 – Параметры наблюденных и моделированных рядов годового стока основных рек России

Параметр	Волга	Сев. Двина	Обь	Енисей	Лена	Амур
$M_{набл}$ [1]	8136	3336	12617	18368	16697	9981
$M_{мод}$ [1]	8215	2731	12205	14401	14097	12608
ΔM, %	1	-18	-3	-21	-16	26
$\sigma (M_{мод})$ [1]	2901	762	3893	5254	5323	4234
$\sigma (M_{мод})$, %	35	28	32	36	38	34
$\sigma_{набл}$ [1]	1442	624	1894	1481	2033	2017
$\sigma_{мод}$ [1]	1505	508	1911	1543	1792	2335
$\Delta \sigma$, %	4	-19	1	4	-12	16
$\sigma (\sigma_{мод})$ [1]	426	128	641	530	552	725
$\sigma (\sigma_{мод})$, %	28	25	34	34	31	31
$C_{V\ набл}$	0,18	0,19	0,15	0,08	0,12	0,20
$C_{V\ мод}$	0,20	0,19	0,16	0,11	0,14	0,19
ΔC_V, %	13	0	7	36	15	-6
$\sigma (C_{V\ мод})$	0,03	0,04	0,05	0,03	0,04	0,04
$\sigma (C_{V\ мод})$, % [5]	30	21	31	27	29	21
$r_{1\ набл}$	0,35	-0,01	0,46	0,20	0,28	0,45
$r_{1\ мод}$	0,23	0,15	0,17	0,19	0,16	0,16
Δr_1, %	-35	1600	-63	-6	-42	-64
$\sigma (r_{1\ мод})$	0,20	0,16	0,17	0,16	0,16	0,14
$\sigma (r_{1\ мод})$,%	87	107	100	84	100	88
$P_{набл}$	1	0	1	0	2	1
$P_{мод}$	0,57	0,29	0,46	0,51	0,46	0,29
ΔP, %	-43	-	-54	-	-77	-71
$\sigma (P_{мод})$	0,69	0,57	0,52	0,73	0,61	0,57
$\sigma (P_{мод})$,%	160	197	113	143	133	197
$I_{SM\ набл}$	-2.59	0.21	1.15	1.76	1.08	-0.75
$I_{SM\ мод}$	0.85	0.62	0.29	0.89	0.24	-0.06
ΔI_S, %	133	195	-75	-49	-48	92
$\sigma (I_{SM\ мод})$	1,41	1,19	1,27	1,36	1,03	1,04
$\sigma (I_{SM\ мод})$,%	166	192	438	153	429	1733

Из табл. 1 видно, что сравнительно сносно осредненные по моделям величины оценивают лишь средний многолетний сток рек, стандарты и коэффициенты вариации годовых величин (средние по 6 рекам ошибки 13 – 14%). Структура изменений стока по времени – автокоррелированность, порядки авторегрессионных моделей, параметр стационарности ISM (о нем – см. в [3]) – описывается с чрезвычайно большими ошибками, измеряемыми десятками и сотнями процентов. С еще большими ошибками модели описывают все параметры максимально и минимального стока, включая средние многолетние значения этих видов стока (сток наиболее и наименее многоводного месяца). В связи с этим дальнейшие оценки и анализ в настоящей работе проводятся в отношении годовых величин стока.

На рис. 1 показаны оценки «индекса значимости», *ИЗ*, оценок возможных изменений годового слоя стока для конца первой четверти, середины, конца третьей четверти и конца XXI века. Введенный нами индекс значимости представляет собой частное от деления оценки изменения годового слоя стока на среднеквадратичную ошибку этой оценки, учитывающую определенным образом перечисленные выше неопределенности прогноза. В левой части рисунка помещены карты, построенные с использованием шести наиболее известных сценариев МГЭИК (см. отчет [4]), в правой части – в соответствии со сценарием эмиссии парниковых газов Московского энергетического института [5]. В обоих случаях пересчет климатологических прогнозов в прогнозы изменений слоя стока осуществлялся с использованием «гидрологического даунскейлинга» 21 модели МГЭИК [6]. Эти прогнозы трансформировались в другую пространственную сетку, сглаживались с целью устранения искусственной мозаичности, приспосабливались к различным климатическим сценариям и моментам времени, а также ошибки прогнозов рассчитывались в соответствии с процедурами, описанными в [7].

Из рис. 1 видно, что вплоть до конца первой четверти – первой трети 21 века почти на всей территории России не ожидается сколько-либо значимых изменений слоя годового стока вследствие парникового эффекта. Значительное увеличение стока фиксируется лишь во второй половине XXI века и только для крайних северо-восточных регионов России. (Эти суждения мы основывали преимущественно на сценарии МЭИ, представляющемся нам более адекватным по сравнению со сценариями МГЭИК).

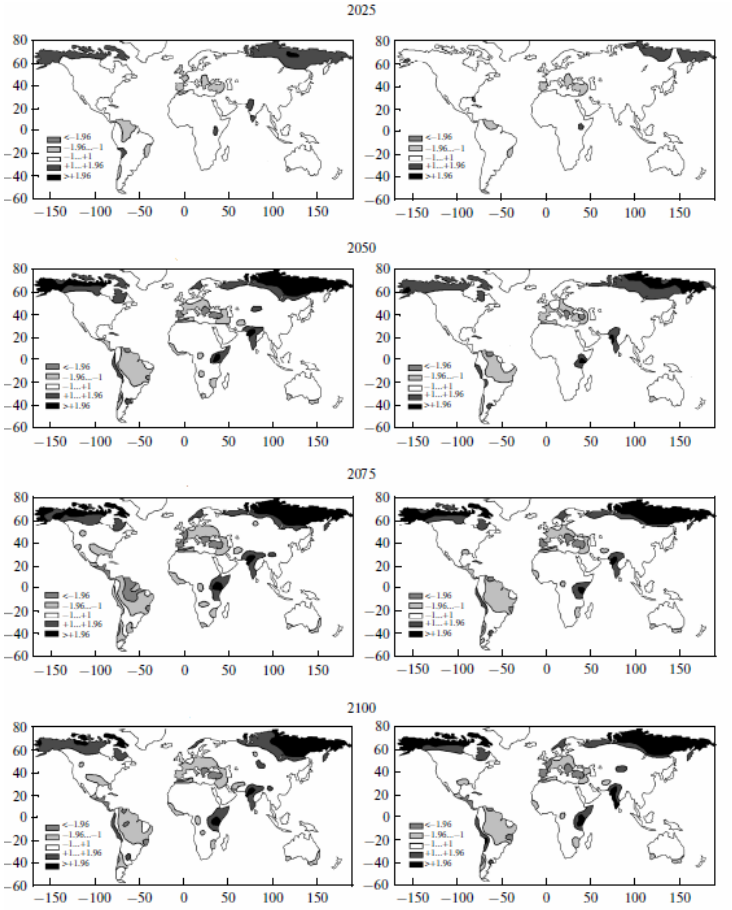


Рис. 1 – Индексы значимости (ИЗ) оценок изменений слоя стока. Слева – с использованием 6-ти сценариев МГЭИК; справа – с использованием сценария МЭИ

Представляют интерес также оценки возможных изменений стока конкретных рек – прежде всего, в близких к устью створах (рис. 2). Здесь полоса светло-серого цвета обозначает оценку среднего значения годового стока в соответствии со сценариями МГЭИК плюс-минус среднеквадратичную ошибку этой оценки, темно-серая полоса обозначает наблюденный за реперный период (1961–1990 гг.) средний годовой сток плюс-минус среднеквадратичное значение ошибки этой оценки. Тонкие лини обозначают границы

указанных полос. Сплошная жирная линия обозначает оценку среднего годового стока в соответствии со сценарием МЭИ.

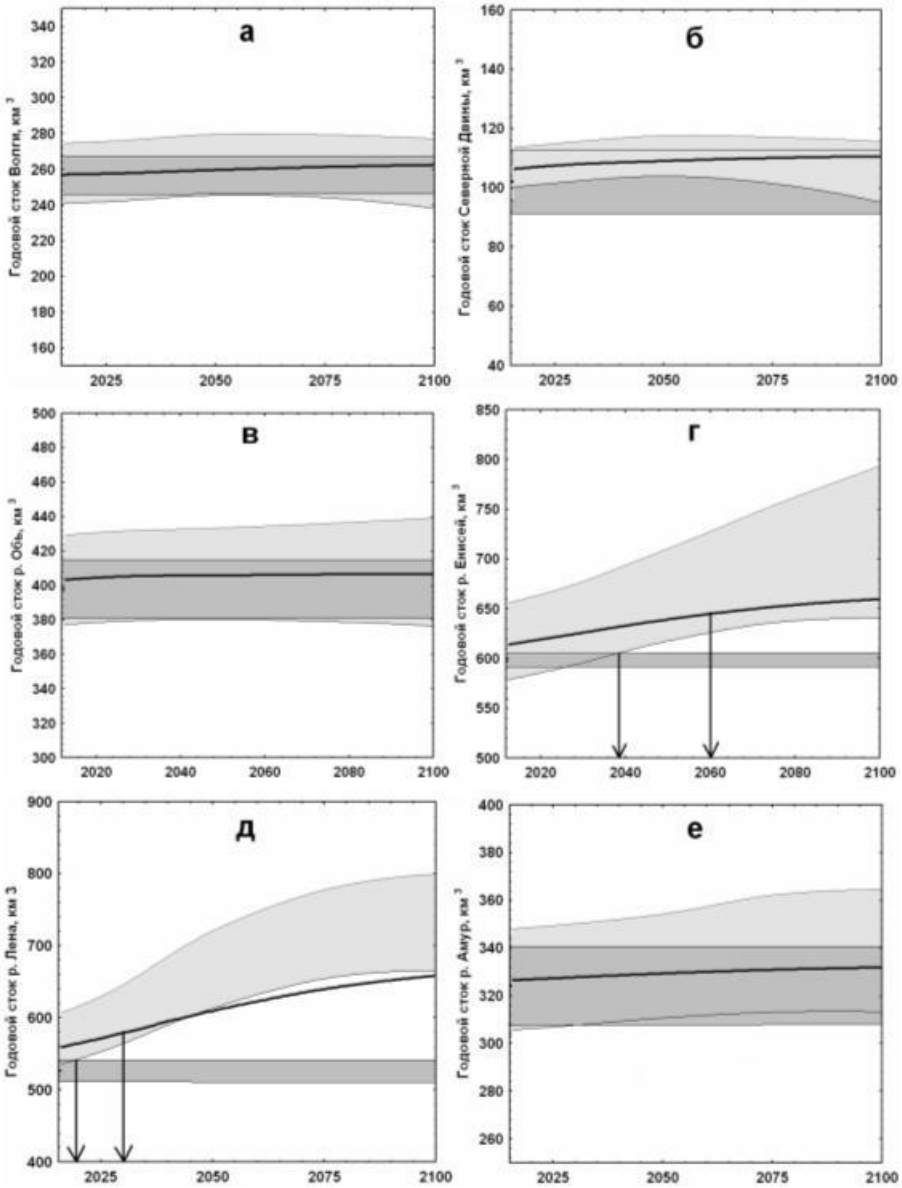


Рис. 2 – Оценки возможных изменений стока рек РФ в XXI веке: а– Волги, б – Северной Двины, в – Оби, г – Енисея, д – Лены, е –Амура.

Вертикальные стрелки на рис. 2 указывают моменты времени, когда «прогноз» стока и наблюденный сток расходятся в среднеквадратичных значениях соответствующих ошибок – если такое расхождение имеет место в XXI веке. При этом левая стрелка соответствует сценариям МГЭИК, правая – сценарию МЭИ.

Графики показывают, что для таких рек, как Волга, Северная Двина, Обь, Амур – статистически значимые изменения годового стока на всем протяжении XXI века не фиксируются при помощи рассмотренных выше подходов. Прогнозные «полосы» либо полностью включают полосы ошибок оценок наблюденного стока рек (Волга, Обь), либо в значительной степени перекрываются с последними (р. Северная Двина, р. Амур). Напротив, оценки стока рек Енисея и особенно Лены указывают на возможное значительное увеличение стока этих рек в предстоящие десятилетия – но, скорее всего, не ранее второй трети века.

Литература

1. WCRP Coupled Model Intercomparison Project – Phase 5: Special Issue of the CLIVAR Exchanges Newsletter, 2014. No. 56, 15**,** No. 2 .http://www.clivar.org/publications/exchanges/ Exchanges 56.pdf

2. *Nohara D., Kitoh A., Masahiro H., Oki T*. Impact of climate change on river discharge projected by multimodel ensemble. // J. of Hydrometeorology, 2006, V. 7, 1076-1089.

3. *Добровольский С.Г*. Глобальные изменения речного стока. М.: Геос, 2011, 660 с.

4. Climate Change 2013: The Physical Science Basis. http://www.climatechange2013.org/images/report/WG1AR5_ALL_FINAL.pdf

5. *Клименко В.В., Терешин А.Г., Микушина О.В.* Мировая энергетика и климат планеты в XXI веке в контексте исторических тенденций // Российский химический журнал. 2008. Т.LII. № 6. С.11-17.

6. *Gosling S.N., Bretherton D., Haines K., Arnell N.W*. Global hydrology modeling and uncertainty: running multiple ensembles with a campus grid // Philosophical Transactions of the Royal Socoety. A. Mathematical, Physical and Engineering Sciences. Vol. 368, 4005-4021. rsta.royalsocietypublishing.org on November 6, 2013.

7. *Dobrovolski S.G*. Assessment of the statistical significance of global changes in the annual river runoff in XXI century due to possible anthropogenic warming of climate // Water Resources, 2014. Vol. 41. No. 6, 728-737.

РАЗРАБОТКА МОДЕЛИ ФОРМИРОВАНИЯ СТОКА РЕКИ АМУР НА БАЗЕ ИНФОРМАЦИОННО-МОДЕЛИРУЮЩЕГО КОМПЛЕКСА ECOMAG

Калугин А.С.
Институт водных проблем РАН, г. Москва
kalugin-andrei@mail.ru

Бассейн р. Амур относится к паводкоопасным регионам. Масштабные катастрофические наводнения на всем водосборе наблюдались в 1897, 1928, 1953, 1958, 1959, 1972, 1984 и 2013 гг. При решении задач прогнозирования быстроразвивающихся паводков и своевременного предотвращения ущербов от наводнений ситуация осложняется тем, что для бассейна р. Амур характерна редкая сеть наблюдений за расходами воды. Например, на трансграничных участках рек Аргунь, Уссури и Амур выше г. Хабаровска ведутся регулярные наблюдения только за уровнями воды. Разработка модели формирования стока р. Амур является чрезвычайно актуальной, в том числе для получения информации о расходах воды на участках рек, не освещенных наблюдениями за стоком. Ранее на основе имеющихся данных наблюдений на сети Росгидромета была разработана модель формирования стока двух притоков р. Амур – рек Зеи и Буреи [1].

В рамках данной работы впервые представлена физически обоснованная модель формирования речного стока с распределенными параметрами для всего бассейна р. Амур, включая его китайскую часть, и описаны результаты испытаний модели по данным о ежедневных расходах воды на разных участках реки и ее притоков. Модель разработана на базе информационно-моделирующего комплекса ECOMAG (Ecological Model for Applied Geophysics) [2]. Этот комплекс включает в себя модель формирования речного стока с распределенными параметрами, специализированную геоинформационную систему Ecomag extension, почвенные, ландшафтные и гидрометеорологические базы данных. Модель описывает основные процессы гидрологического цикла суши в бассейнах рек со смешанным дождевым и снеговым питанием: формирование снежного покрова и снеготаяние, инфильтрацию воды в почву и испарение, термический и водный режим почвы с учетом процессов ее промерзания и оттаивания, формирование поверхностного, внутрипочвенного, грунтового и речного стока.

Схематизация водосбора и информационное обеспечение модели. Пространственная схематизация речного бассейна и русловой сети проводилась на основе цифровой модели рельефа разрешения 1 км с использованием модуля Ecomag в ГИС-пакете ArcView 3.2. При схематизации водосбора р. Амур выделялись элементарные речные водосборы площадью не менее 500 км^2. Рассчитанная по модельной структуре речной сети площадь водосбора р. Амур составила 1837000 км^2 с погрешностью определения менее 1% (по данным [3] площадь бассейна 1855000 км^2). Средняя площадь построенных элементарных речных водосборов 976 км^2.

Структура модели ECOMAG основана на частных речных водосборах, которые являются расчетными элементами модели. Это позволяет отразить пространственные неоднородности рельефа, почв, землепользования, гидрометеорологических полей. На основе почвенных и ландшафтных баз данных с разрешением 1 км определяются сочетания типов почв и землепользования на частных водосборах.

Характеристики механического состава 70 типов почв для модели бассейна р. Амур были взяты из глобальной почвенной базы данных HWSD. По величинам процентного содержания песка, глины, гравия и органического вещества с применением педотрансферных функций для каждого типа почв рассчитывались следующие почвенно-гидрологические константы, задаваемые как параметры модели: объемная плотность, пористость, наименьшая полевая влагоемкость, влажность завядания, коэффициент фильтрации.

Часть параметров модели заданы по данным международной базы типов землепользования Global Land Cover. Для каждого из 41 выделенных типов землепользования определялись следующие параметры модели: коэффициенты вертикальной фильтрации и стаивания, испарения почвенной влаги и промерзания почвы.

Кроме того, по данным ВНИИГМИ-МЦД для бассейна р. Амур и окрестности в 100 км была подготовлена база метеорологических характеристик, необходимых для модельных расчетов. Эта база включает среднесуточные величины температуры и влажности воздуха, количества осадков по 232 метеостанциям, из которых 169 приходятся на российскую часть бассейна (рис. 1).

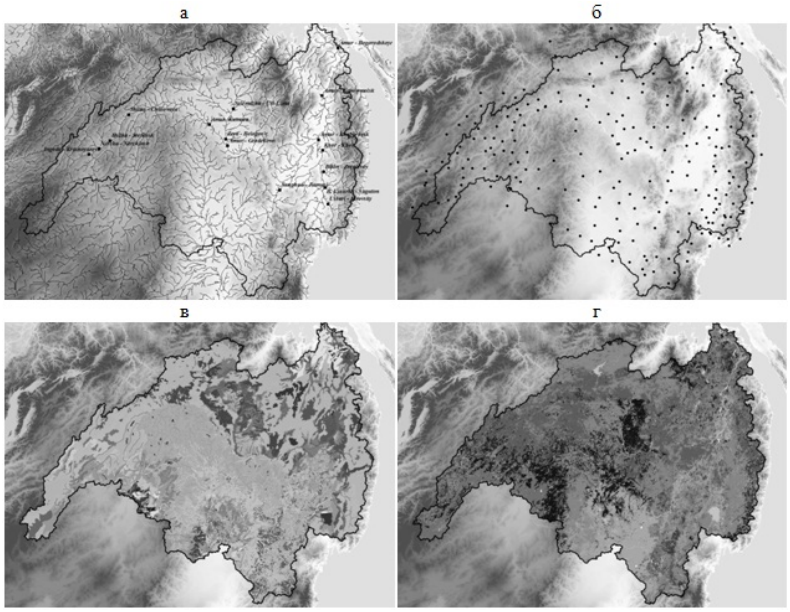


Рис. 1–Карта-схема бассейна р. Амур с обозначением источников исходных данных для моделирования: а - гидрологических постов, б – метеостанций, в – типов почв, г – типов землепользования

Калибровка и верификация модели. Для регулирования стока и борьбы с регулярными наводнениями на Дальнем Востоке в бассейне р. Амур были построены крупные водохранилища: Зейское на р. Зее (площадь водосбора F=83800 км^2), Бурейское на р. Бурее (F=65200 км^2) и несколько водохранилищ в бассейне р. Сунгари (Фэнмань, Байшань, Лианхуа, Ниэрцзы). В связи с этим при расчетах в качестве входного расхода были заданы сбросы Зейского и Бурейского гидроузлов в соответствующих створах, а также расходы р. Сунгари по г/п Цзямусы (F=528000 км^2), так как. данных по сбросам из китайских водохранилищ в свободном доступе нет. Расчет за 2000 г. используется как период установления параметров физико-математической модели. Калибровка параметров модели для бассейна р. Амур проводилась для периода с 2001 по 2005 гг. Для калибровки модели необходима информация по суточным расходам воды. Как уже отмечалось, выше г. Хабаровск ведутся измерения только уровней воды р. Амур, поэтому данные по расходам воды были восстановлены по кривым зависимостей $Q=f(h)$ на гидрометрических постах Кумара и Гродеково.

В модели ECOMAG калибруются не параметры частных речных водосборов, а параметры типов почв, растительности и подстилающей поверхности для всего речного бассейна. Поэтому, моделируя бассейн такой крупной реки как р. Амур в рамках единой модели, рассчитывается сток в любой точке речной системы, что позволяет учесть особенности формирования стока не только на главной реке, но и на притоках. Калибровка параметров проводилась по наилучшему совпадению рассчитанных и фактических суточных гидрографов стока.

В качестве критерия соответствия рассчитанных и фактических суточных гидрографов используется критерий Нэша-Сатклифа NS. Согласно практике гидрологических расчетов результаты считаются хорошими при NS>0.75 и удовлетворительными при 0.75>NS>0.35.

На рис. 2 представлены фактические и рассчитанные суточные гидрографы стока рек бассейна Амура. Значения критерия соответствия фактических и рассчитанных суточных гидрографов в створах гидрометрических постов для периода калибровки модели составили от 0.46 до 0.87 (см. табл. 1). Кроме расчета критерия Нэша-Сатклифа по суточным расходам для каждого гидрометрического поста оценена степень тесноты связи рассчитанных и фактических объемов стока за месяц с помощью корреляционного отношения R^2.

Проверка модели для бассейна р. Амур проводилась на независимых данных измерений за период с 2006 по 2010 гг. Как видно из рис. 2, модель позволила с удовлетворительной точностью воспроизвести гидрографы стока. Для периода верификации модели значения критерия соответствия фактических и рассчитанных суточных гидрографов варьируются от 0.49 до 0.86 (табл. 1). Корреляционное отношение линейной связи рассчитанных и фактических объемов стока за месяц в створах гидрометрических постов составило от 0.62 до 0.94.

Ухудшение критерия соответствия фактических и рассчитанных расходов воды в створах некоторых гидропостов (Кумара, Гродеково, Богородское 2003 г., Комсомольск-на-Амуре 2007-2010 гг.) во многом объясняется неточностью определения фактических расходов по информации об уровнях воды с помощью кривых зависимостей $Q = f(h)$.

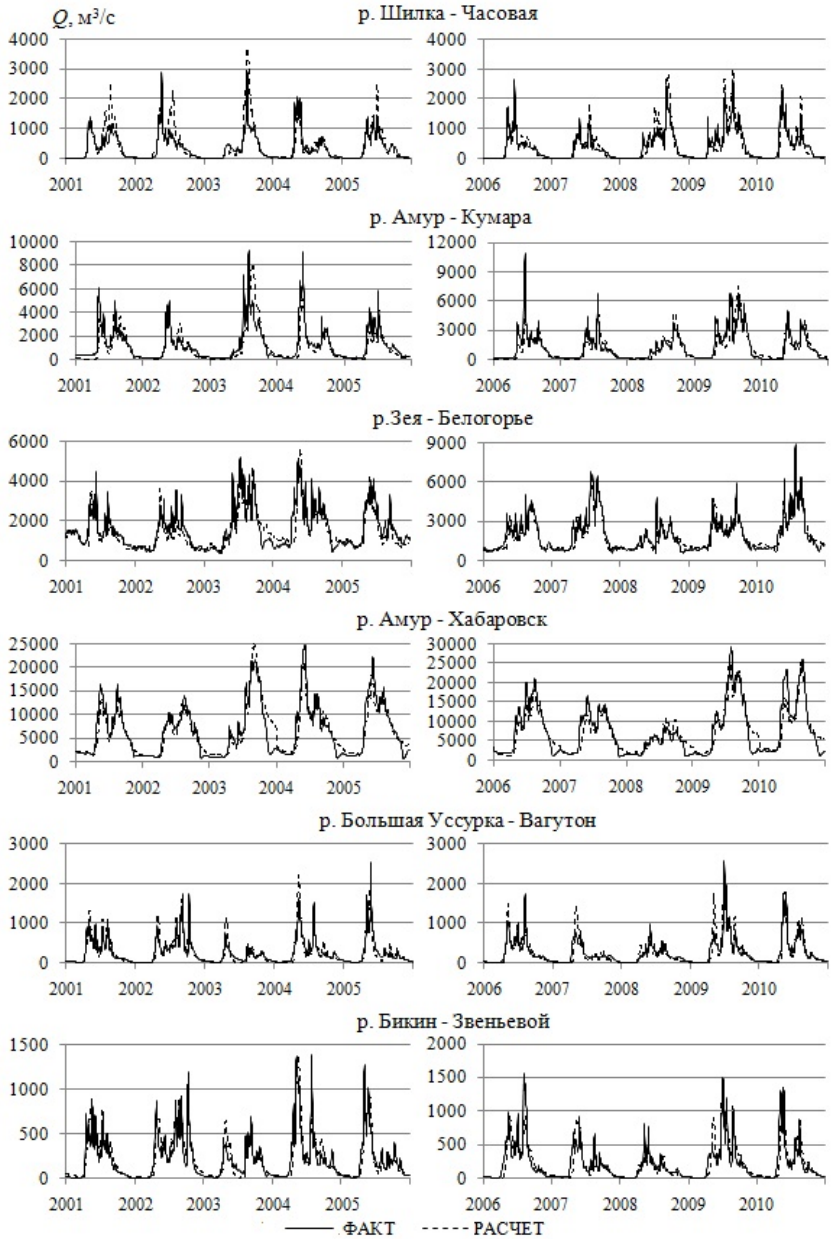


Рис. 2 – Фактические и рассчитанные гидрографы стока рек бассейна Амура за период калибровки и верификации модели

Таблица 1 – Значения критериев соответствия суточного и месячного стока в бассейне р. Амур

Река, гидрометрический пост	Площадь водосбора, тыс. км^2	Период калибровки 2001-2005 гг.		Период верификации 2006-2010 гг.	
		NS	R^2	NS	R^2
		сутки	месяц	сутки	месяц
Ингода - Красноярово	37	0.50	0.72	0.57	0.84
Нерча – Нерчинск	27.5	0.69	0.86	0.67	0.81
Шилка – Сретенск	175	0.52	0.79	0.70	0.82
Шилка – Часовая	200	0.46	0.80	0.71	0.87
Амур – Кумара	478	0.65	0.78	0.75	0.82
Зея – Белогорье	229	0.77	0.87	0.84	0.94
Селемджа – Усть-Ульма	67	0.78	0.91	0.69	0.89
Амур – Гродеково	726	0.73	0.85	0.81	0.90
Уссури – Кировский	24.4	0.52	0.61	0.49	0.62
Большая Уссурка – Вагутон	23	0.75	0.93	0.75	0.91
Бикин – Звеньевой	21.4	0.80	0.89	0.72	0.84
Хор - Хор	24.5	0.66	0.83	0.71	0.92
Амур – Хабаровск	1630	0.87	0.89	0.86	0.90
Амур – Комсомольск	1730	0.84	0.90	0.70	0.85
Амур - Богородское	1790	0.73	0.83	0.84	0.90

Оценка качества модельных расчетов по критерию NS для каждого гидрометрического поста формирует более жесткие требования к модели, настраиваемой не на отдельные речные бассейны (например, рек Зеи, Буреи, Уссури или замыкающего створа бассейна Амура), а на весь бассейн р. Амур в целом в рамках единого расчета. Ясно, что условия формирования стока в разных частях бассейна р. Амур существенно отличаются, но в тоже время физически обоснованная модель гидрологического цикла ECOMAG позволяет учесть эту неоднородность.

Литература

1. *Данилов-Данильян В.И., Гельфан А.Н., Мотовилов Ю.Г., Калугин А.С.* Катастрофическое наводнение 2013 года в бассейне реки Амур: условия формирования, оценка повторяемости, результаты моделирования // Водные ресурсы. 2014. Т.41. №2. С.111-122.

2. *Motovilov Yu.G., Gottschalk L., Engeland L., Rodhe A.* Validation of a distributed hydrological model against spatial observation // Agricultural and Forest Meteorology. 1999. V.98-99. P.257-277.

3. Многолетние данные о режиме и ресурсах поверхностных вод суши. Т.1. Вып.19. Бассейны Амура (без бассейнов Шилки, Аргуни, Уссури, Амазара) и Уды. Л.: Гидрометеоиздат, 1986. 411 с.

ВЛИЯНИЕ АНТРОПОГЕННЫХ ФАКТОРОВ НА ВОДНЫЕ РЕСУРСЫ ПРОМЫШЛЕННО РАЗВИТЫХ РАЙОНОВ СЕВРО-ЗАПАДНОГО ФЕДЕРАЛЬНОГО ОКРУГА (на примере Ленинградской области)

Каримова О.А., Миняева Ю.В., Четверикова А.В.
Институт водных проблем РАН, г. Москва
olga221271@yandex.ru

Ленинградская область является одним из промышленно развитых регионов России. По данным Росстата, в 2009 г. Ленинградская область занимала 19-ое место среди субъектов Российской Федерации по объему валового регионального продукта. В структуре промышленного производства преобладают черная и цветная металлургия, машиностроение и металлообработка, химическая, легкая и целлюлозно-бумажная промышленность, а также предприятия энергетики (рис. 1).

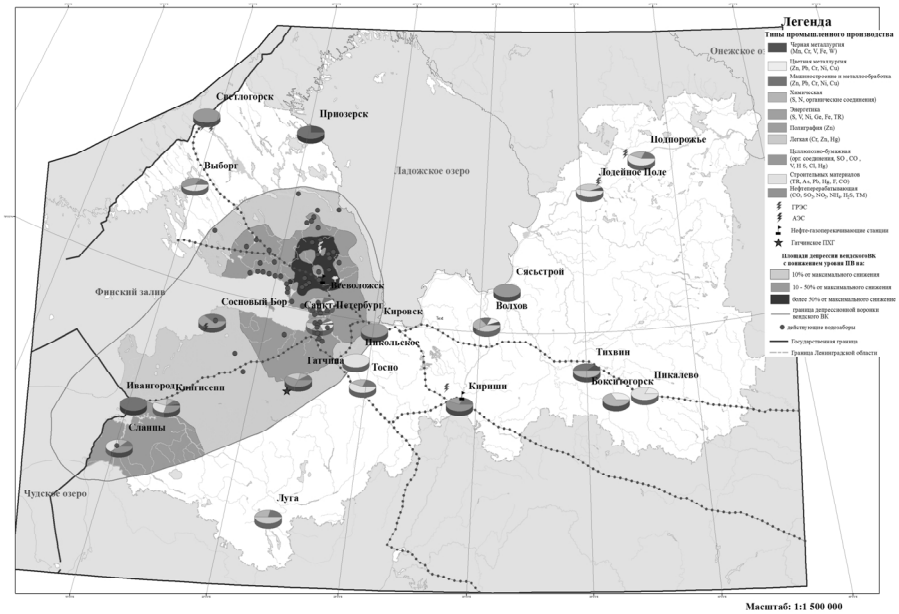


Рис. 1 – Карта техногенной нагрузки Ленинградской области

На территории Ленинградской области имеются большие запасы бокситов (Тихвинский бокситоносный район), глин, фосфоритов

(Кингисеппский район), сланцев (г. Сланцы), гранита, известняка, песка, а также залежи магнетитовых руд, олово-серебряной и урановой минерализации, цветных и отделочных камней, природного газа и битумов. В сельскохозяйственном секторе экономики Ленинградской области развиты преимущественно птицеводство, овощеводство и картофелеводство. В последнее время активно развивается тепличное хозяйство.

Ленинградская область имеет значительный водно-ресурсный потенциал. На территории региона находятся многочисленные естественные и искусственные водоемы, реки и каналы, Финский залив (восточная часть Балтийского моря), Ладожское озеро и часть Онежского озера. Поверхностные водные объекты области интенсивно используются в целях водоснабжения, в технологических циклах производств, для нужд энергетики, судоходства, рыболовства и рыбоводства, добычи полезных ископаемых и т.д.

Подземные воды питьевого и хозяйственно-бытового назначения на территории Ленинградской области приурочены ко всем подразделениям геологического разреза – от пород кристаллического фундамента до современных четвертичных образований, но основная техногенная нагрузка приходится на подземные воды четвертичного, нижнекаменноугольного, верхнедевонского, ордовикского, кембро-ордовикского и вендского водоносных комплексов. По данным Геомониторинга на 01.01.2014 г. суммарные эксплуатационные запасы подземных вод по области (включая г. Санкт-Петербург) составляют 584,4 тыс.м^3/сут. При этом добыча подземных вод составляет 298,1 тыс. м^3/сут, а использование на хозяйственно-питьевое водоснабжение – 188,2 тыс. м^3/сут [1,2].

Основными источниками загрязнения окружающей среды в Ленинградской области являются промышленные объекты (их в области насчитывается порядка 600), зона влияния которых распространяется на расстояние до 100 км в зависимости от типа промышленного производства и характеризуются загрязняющими веществами, типичными для данного вида производства (табл. 1).

Согласно данным Государственного доклада за 2013 г. по объему выбросов от стационарных источников Ленинградская область находится на 4-м месте по Северо-Западному Федеральному округу. При этом по выбросам от автомобильного транспорта (нестационарный источник выбросов) Ленинградская область занимает 2-е место (171,7 тыс. т) после г. Санкт-Петербурга (464,8 тыс. т) [3].

Таблица 1 – Зоны влияния и типичные загрязняющие вещества различных отраслей промышленности

Отрасли промышленности и транспорта	Основные элементы-загрязнители	Зона влияния
Черная металлургия	Mn, Cr, V, Fe, W	в радиусе до 50 км, в радиусе до 5 км 60-70% ТМ, 10 км 92-95% ТМ
Цветная металлургия	Zn, Pb, Cr, Ni, Cu (Sb, Ag, Mg, Cd, In, Bi, Sn, As, Ti, W, Mo, B)	
Машиностроение и металлообработка	Zn, Pb, Cr, Ni, Cu (W, Sn, Co, Mo, V, Sb, Mn, Bi, Se)	в пределах территории пред-тий (до 5 км)
Химическая	S, N, орг. соед. (W, Hg, Cd, Sb, Sn, Hf, Ag, Zn, Sn, Cu, Bi, Pb, Nb, Mo, Ni)	в радиусе до 5-6 км
Энергетика Энергетика (АЭС)	S, V, Ni, Ge, Fe, TR S, N_2O, CO, Co^{60}, Cs^{134}, Cs^{137}, I^{131}, TR	от 1,5-2 км до 7 км
Полиграфия	Zn	
Легкая	Cr, Zn, Hg	в радиусе до 2 км
Деревообрабатывающая и целлюлозо-бумажная	орг. соединения, SO_2, CO_2, V, H_2S, Cl, Hg	40-50 км (max кол-во ЗВ в радиусе 10-20 км
Производство строительных материалов	TR, As, Pb, Hg, F, CO	до 400 м от предприятия
Нефтеперерабатывающая	CO, SO_2, NO_2, NH_4, H_2S, ТМ	в радиусе до 3 км
Автотранспорт	в среднем за год до 800 кг CO, 40 кг NO, 200 кг ядовитых углеродов, 1 кг Pb в форме аэрозоля	
Железнодорожный транспорт	пыль, нефтепродукты и отходы их сгорания (NO, углеводороды, сажа), Pb, Zn, Co, Be, Cu, B и др.	придорожная полоса шириной до 100-200 м; загрязнение почв 200-300 м.
Судоходный транспорт	Нефтепродукты 0-6 ПДК (начало навигации) до 20 ПДК (ее окончание); не менее 200 т различных масел и бензина	

На территории области расположено большое количество полигонов и свалок бытовых, промышленных и строительных отходов. Особую опасность представляют объекты подземного захоронения промышленных отходов: ГУПП «Полигон Красный Бор», расположенный в 30 км на юго-запад от г. Санкт-Петербурга и предназначенный для утилизации токсичных отходов химических, медицин-

ских, промышленных предприятий, а также могильник радиоактивных отходов опытного завода РНЦ «Прикладная химия», расположенный на северо-востоке от г. Санкт-Петербурга. Модернизация хранилищ не проводилась более 40 лет, что, естественно, сказывается на защитных свойствах экранирующего глинистого слоя полигонов (имеют место аварии и утечки радиоактивных отходов, а также регулярные сильные пожары).

На территории области практически нет чистых поверхностных водных объектов, все реки, озёра, каналы, пруды и ручьи имеют ту или иную категорию загрязнения. Во многом оно обусловлено сточными водами, которые сбрасываются непосредственно в водные объекты, мелиоративные канавы, на поля фильтрации и на рельеф местности. Как результат, в поверхностных водных объектах отмечаются повышенные содержания солей тяжелых металлов, хлоридов, сероводорода, сероуглерода, спиртов, бензола, формальдегида, фенолов, поверхностно-активных веществ, карбамидов, пестицидов и ряда других, токсичных для организма веществ. В соответствии со спецификой организации водоотведения наибольший сброс в водные объекты осуществляется через сети ГУП «Водоканал Санкт-Петербурга». Наиболее загрязненными являются реки Нева, Тосна, Волхов, Луга, Оять, Паша, Свирь, Пярдомля, Сясь. Так, например, р. Нева и ряд ее притоков (реки Мга, Славянка, Охта и Черная речка) характеризуются как «сильно загрязненные» (4А класс загрязнения) из-за высокого содержания углеводорода (высокое значение $БПК_5(O_2)$), меди, цинка, марганца, нитритного азота и др., а также разлива нефти и нефтепродуктов [4].

Вода в реках Луга, Мга, Тихвинка, Волхов, Свирь и Вуокса характеризуется повышенным содержанием железа и марганца (до 7 ПДК), меди (до 4 ПДК), азота нитритного (до 3,2 ПДК). Это может быть связано как с попаданием сточных вод предприятий черной металлургии, машиностроения и металлообработки и химического производства, расположенных вблизи вышеперечисленных рек, так и сбросом коммунально-бытовых стоков. Ладожское озеро, являясь наиболее крупным источником водоснабжения области, одновременно служит приемником сброса вод от предприятий. Более 70% общего объема загрязнений поступает в Ладожское озеро от объектов Ленинградской области. Наибольшее количество сбросов сточных вод происходит от предприятий целлюлозно-бумажной, химической промышленности и цветной металлургии. Также

загрязнение Ладожского озера происходит под влиянием агропромышленного комплекса. Во многих местах в прибрежной зоне озера располагаются хранилища химикатов, нефти, навоза и свалки твердых бытовых отходов. В период ливневых дождей и снеготаяния в Ладожское озеро поступает весьма существенный объем загрязнителей с мест складирования химикатов и отходов с инфильтрующимися водами. В воде озера и донных отложениях выявлено повышенное содержание цинка, свинца, меди и марганца (до 9 ПДК).

Еще одна проблема Ладожского озера – процесс антропогенного эвтрофирования, происходящий в связи с поступлением фосфора и азота со сточными водами. Процесс вызывает нарушение функциональных связей экосистемы и приводит к ухудшению качества воды и, как следствие, – потере природных ресурсов водоема.

Подземные воды Ленинградской области испытывают техногенное воздействие вследствие карьерного, шахтного водоотлива и эксплуатации крупных водозаборов, что влечет за собой изменение их гидродинамического режима. На территории области в результате такого воздействия сформировались крупные депрессионные области и воронки: Чернореченская, Подпорожская (в вендском водоносном комплексе), Ломоносовская, Кингисеппская, Сланцевская (в нижнекембрийском водоносном комплексе), Лужская и Тосненская (в кембро-ордовикском водоносном комплексе). Наибольшей по глубине является Чернореченская депрессионная воронка – 60,4 м (см. рис. 1). При этом, несмотря на значительную площадь и глубину депрессионных воронок, на территории области не выявлено истощения или осушения водоносных горизонтов или комплексов, за исключением ордовикского водоносного комплекса в районе г. Сланцы. Он характеризуется нарушенным режимом, связанным с длительным шахтным водоотливом при добыче горючих сланцев, производимой на шахте им. Кирова ОАО «Ленинградсланец». [1].

Кроме того, на значительных территориях Ленинградской области подземные воды являются незащищенными или условно защищенными от загрязнения с поверхности. К значимым влияниям для загрязнения подземных вод следует отнести загрязнение атмосферных осадков, поверхности земли и зоны аэрации в результате деятельности крупных предприятий области, таких как: шламоотстойник Пикалевского глиноземного завода (ныне ПГЗ-СУАЛ), Северная ТЭЦ, ООО «Фосфорит», АОЗТ «КИНЕФ», ГРЭС-19, ОАО «Ленинградсланец», Выборгский и Приозерский целлюлозно-бу-

мажный и деревообрабатывающий комбинаты, предприятия горнодобывающей промышленности (Кингисеппский, Сланцевский и Бокситогорский районы), объекты сельскохозяйственного производства (Волосовский, Ломоносовский, Гатчинский районы). Подземные воды на этих территориях часто не соответствуют санитарным нормам, установленным для питьевых вод, по компонентам природного происхождения, а также по антропогено-привнесенным компонентам. Так в Ломоносовском районе и г. Сланцы обнаружено загрязнение мышьяком в концентрации до 2,3 ПДК, а в Гатчинском районе наблюдается загрязнение подземных вод веществами I, II, III и IV классов опасности в концентрациях от 2 до 251 ПДК.

Выполненный анализ антропогенной нагрузки на окружающую среду и водные объекты Ленинградской области позволяет сформулировать следующее. Как любой индустриально развитый регион, Ленинградская область, имеет ряд серьезных экологических проблем, таких как загрязнение атмосферного воздуха, почв, пород зоны аэрации, поверхностных и подземных вод сбросами и выбросами от промышленных предприятий и автотранспорта; образование обширной региональной воронки депрессии и нарушение гидродинамического режима подземных вод в результате их интенсивного водоотбора для целей водоснабжения, а также дренажа и шахтного водоотлива. Однако в последнее время наметилась тенденция к улучшению экологической обстановки в Ленинградской области, проявляющаяся в уменьшении сбросов и выбросов от стационарных источников, более рациональном использовании подземных вод, улучшении очистки сточных вод промышленных предприятий и коммунально-бытового сектора за счет усовершенствования методов очистки и пр. Несмотря на позитивные сдвиги в природоохранных мероприятиях, экологическая обстановка региона еще является неблагоприятной и требует проведения целого комплекса мер по улучшению состояния окружающей среды и водных объектов.

Литература

1. Информационный бюллетень о состоянии недр на территории Ленинградской области за 2013 г. 2014. Санкт-Петербург.

2. Информационный бюллетень о состоянии недр на территории г. Санкт-Петербурга за 2013 год. 2014. Санкт-Петербург.

3. Государственный доклад «О состоянии и об охране окружающей среды Российской Федерации в 2013 году».

4. http://ekovolga.com/resursy/vodnye-resursy/1016-ekologicheskie-problemy-reki-nevy.html

ГИДРОЛОГИЧЕСКИЕ ИЗМЕНЕНИЯ В БАССЕЙНЕ РЕКИ МОСКВЫ

Коронкевич Н.И., Мельник К.С.
Институт географии РАН, г. Москва
konsmelnik@gmail.com

С середины XIX века и по настоящее время изменения стока реки Москвы во многом обусловлены антропогенной нагрузкой на водные ресурсы рассматриваемого региона, одного из наиболее хозяйственно-освоенных в России. Отдельные части бассейна реки Москвы хорошо изучены в гидрологическом отношении, как и отдельные факторы формирования водных ресурсов. Вместе с тем, остается недостаточно изученным целый ряд вопросов. К их числу относится оценка влияния на годовой сток реки Москвы и его режим ряда антропогенных факторов, особенно Московской агломерации, в отдельные периоды прошлого и на современном этапе, когда произошла существенная перестройка в структуре хозяйственной деятельности на фоне климатических изменений.

Для рассмотрения выделяются следующие основные периоды:

- *середина XIX столетия* (1850-е гг.), когда условия формирования стока были близки к естественным;

- *начало XX столетия* (1900-1920-е гг.) – период, предшествующий быстрому росту антропогенных воздействий на водные ресурсы и существенным изменениям в характере ведения сельского хозяйства, связанным, в частности, с широким внедрением зяблевой пахоты под яровые культуры;

- *конец XIX столетия – до 60-х гг. XX столетия* – период, за который ранее исчислялась норма стока для большинства рек СССР [1-3] и для которого имеются обобщенные данные воднобалансовых станций [4]; принят в качестве исходного для расчетов гидрологических изменений в другие периоды. Для всего бассейна р. Москвы норма стока на основании карты его изолиний, содержащейся в [2], определена в работе в размере 180 мм.

- *середина второй половины XX столетия* (1960-1980-е гг.) – период наибольшего антропогенного воздействия на водные ресурсы, в целом;

- *начало XXI столетия* (2000-2010 гг.), характеризующееся выраженным разнонаправленным воздействием на водные ресурсы отдельных антропогенных факторов и наибольшим развитием урбанизированных площадей на фоне происходящих климатических изменений.

Кроме того, рассматривались и другие периоды, в частности 1930-1980 г., период, величина стока за который принята в последнее время в качестве нормы в Государственном гидрологическом институте (ГГИ) и Росгидромете. Однако эта норма ориентируется на годы значительного антропогенного воздействия на водные ресурсы и отчасти происходящих современных климатических изменений. Поэтому далее под термином «норма стока» подразумевается среднемноголетний сток за период с конца XIX столетия до 1960-х гг., а последняя норма обозначается как «норма за 1930-1980 г.». Тем не менее, эти нормы близки по величине стока. Так, в створе г. Звенигород по данным Государственного водного кадастра (ГВК) [5] они соответственно равны 32,3 и 31,7 $м^3/с$.

Бассейн реки Москвы издавна освоен человеком. Если судить по численности населения, то в бассейне происходило почти непрерывное нарастание общей антропогенной нагрузки на ее водосбор. Особенно быстро шел процесс урбанизации территории. При росте общей численности населения к настоящему времени по сравнению с серединой XIX века почти в 19 раз, численность городского населения возросла в 34 раза. Если в середине XIX века бассейн включал 7 городов, то в начале XXI – 40 (при уменьшении сельских населенных пунктов). Общая численность населения города Москвы за все рассматриваемые периоды возросла в 30 раз. Площадь городов увеличилась к 2010 г. почти в 20 раз, а к 2013 г. (в связи с расширением границ города) – более чем в 30 раз, хотя большую часть ее новой территории пока нельзя считать урбанизированной. При этом общая площадь водонепроницаемых территорий, занятых крышами домов, дорогами, тротуарами и пр. возросла почти в 20 раз. Общая площадь урбанизированных территорий бассейна реки увеличилась с середины XIX к началу XXI века почти в 68 раз.

Основные расчеты гидрологический изменений при учете *ландшафтных преобразований* показали, что среди них наибольшую роль в последнее время играло увеличение площади урбанизированных земель, особенно водонепроницаемых участков. Показано [6], что увеличение урбанизированных площадей в бассейне

р. Москвы на 1% приводит к такому же росту годового стока, а увеличение площади водонепроницаемых участков – к росту на 2-3%.

Гидротехническое освоение бассейна реки Москвы с середины XIX века по 30-е гг. XX века представлено в основном изменением количества прудов, наиболее крупные из которых можно считать малыми водохранилищами. Причем, в настоящее время общее их число (более 2000, с общей площадью 108 км^2) лишь немногим более того, что было в середине XIX столетия (около 1800, с общей площадью 89 км^2). При этом размер одного пруда составляет в среднем 0,05 км^2, а объем при средней глубине 2 м – 1 млн. м^3. Общий объем прудов составляет довольно большую величину, однако их водорегулирующая роль сравнительно невелика, учитывая малый полезный объем, частые прорывы плотин при больших половодьях. К тому же за рассматриваемые периоды времени общее число прудов относительно мало менялось, как и их регулирующий эффект [7].

С Истринского водохранилища, построенного в 1935 гг., началось создание основных объектов Москворецкого источника водоснабжения, завершившееся в 1977 г. запуском Вазузской системы (ВГТС). Общая площадь крупных водохранилищ, расположенных в бассейне реки Москвы, оценивается в 129 км^2, а суммарная величина их полезного объема в 770 млн.м^3. Полезный объем созданных к настоящему времени водохранилищ в бассейне реки Москвы составляет примерно 1/3 объема рекордного стока половодья 1908 г. приблизительно 1% обеспеченности на «входе» в г. Москву у Рублевского гидроузла, что позволяет соответственно уменьшить размеры подобного наводнения и в значительной мере избежать катастрофических затоплений. Вместе с тем, создание прудов и водохранилищ приводит к уменьшению годового стока за счет заполнения «мертвого объема», а, главным образом, дополнительных потерь на испарение с их акватории.

Наибольшее воздействие на годовой сток реки Москвы оказала переброска стока по каналу им. Москвы и отчасти по ВГТС, превышавшая в отдельные годы 2 км^3. В последнее время объемы перебрасываемой воды существенно снизились, хотя они по-прежнему значительно превышают величину безвозвратных изъятий при *использовании воды* на различные нужды. Общий безвозвратный расход воды в середине второй половины XX века оценивается в размере 557 млн м^3, несколько меньше он был в начале XXI века, но

поскольку и в период исчисления нормы безвозвратные изъятия тоже имели место, уменьшение стока реки Москвы в последние десятилетия оценивается лишь в 2-3% .

В табл. 1 представлена разница значений стока реки Москвы по сравнению с периодом исчисления его нормы, обусловленная различными видами хозяйственной деятельности. Ее анализ свидетельствует о том, что с течением времени влияние ландшафтных преобразований непрерывно нарастало в сторону увеличения стока, достигнув максимума в начале XXI столетия (почти 10% от нормы), в основном в результате роста урбанизированных площадей.

Таблица 1 – Изменение стока р. Москвы по сравнению с периодом исчисления его нормы (3170 млн. м^3) под влиянием основных видов хозяйственной деятельности при средних многолетних климатических условиях, млн м^3

Показатель*	Середина XIX века	Начало XX века	Середина второй половины XX века	Начало XXI века
Ландшафтные преобразования	-194/-6	-35/-1	88/3	282/9
Гидротехнические воздействия**	-5/ -<1	-2/-<1	1901/60	1589/50
Использование воды	58/2	18/<1	-102/-3	-54/-2
Всего	-141/-4	-19/-<1	1887/60	1817/57

* В числителе - изменения в млн. м^3; в знаменателе – в %

**Без учета гидротехнических воздействий в период исчисления нормы стока

Гидротехническое воздействие на годовой сток, обусловленное, главным образом, переброской по каналу им. Москвы с середины 1930-х годов, составило 60% общего стока реки Москвы во второй половине XX века, при максимуме на рубеже XX и XXI веков с последующим снижением до 50%. Сравнительно невелико в последнее время, как отмечено выше, воздействие на годовой сток реки Москвы в результате безвозвратных изъятий воды, уступающее по размерам другим видам хозяйственной деятельности, представленным выше в табл. 1.

В два последних периода можно отметить практически одинаковое воздействие *комплекса антропогенных факторов* на речной сток, однако изменилась их структура, главным образом, за счет увеличения доли ландшафтных преобразований (в основном урба-

низация территории) на современном этапе и снижении доли гидротехнического воздействия. Применительно к стоку реки Москвы в замыкающем створе сток в отдельные периоды можно представить следующим образом (табл. 2). Итого, с учетом всех изменений в середине второй половины XX века он превысил 5 км^3/год, а в начале XXI века – приблизился к этой величине.

Таблица 2 – Средний годовой сток реки Москвы в замыкающем створе при средних многолетних климатических условиях, млн. м^3

Показатель	Середина XIX века	Начало XX века	Середина второй половины XX века	Начало XXI века	Период исчисления нормы стока
Объем стока	3029	3151	5057	4987	3170

Осредненный водохозяйственный баланс реки Москвы в начале XXI века, отталкиваясь от величины стока в середине XIX века, можно представить следующим образом (табл. 3). Приведенные здесь значения антропогенных воздействий определены по разнице с аналогичными показателями на уровне середины XIX века.

Таблица 3 – Водохозяйственный баланс реки Москвы в начале XXI в. при средних климатических условиях, млн. м^3

Приходная часть		Расходная часть	
Условно-естественный сток р. Москвы на уровне XIX в.	3029	Потери на дополнительное испарение с прудов и водохранилищ	6
Ландшафтные преобразования	475	Безвозвратные изъятия в процессе использования воды	363
Переброска стока	1600	Дополнительная фильтрация в подземные горизонты	137
Забор подземных вод	389		
Всего	5493	Всего	506
Баланс: 4987 млн. м^3			

Вместе с тем, очевидно, что климатические условия существенно изменились в последнее время, способствуя в целом увеличению стока. Под их влиянием в створе г. Звенигород сток р. Москвы в 2000-2010 гг. возрос в среднем на 22%. Для оценки же увеличения стока реки Москвы в целом были привлечены сведения о местном стоке Московской области, содержащиеся в ГВК и свидетельствующие об его увеличении в этот период в основном под влиянием климата по сравнению с нормой за 1930-1980 г. на 17%. Учитывая, что обе нормы стока близки, можно очевидно, распространить это

относительное изменение (17%) и на весь бассейн реки Москвы, находящийся в центре Московской области.

В объеме стока это возрастание выражается в 539 млн.м^3. Итого, с учетом же климатических изменений и всех видов хозяйственной деятельности фактический сток в бассейне реки Москвы в начале XXI века оценивается в среднем в 5526 млн. м^3 (174 м^3/с), что в 1,7 раза превышает за период исчисления его нормы. Из общего увеличения стока на 2356 млн. м^3 более 77% (1817 млн. м^3) приходится на долю антропогенных воздействий, а 23% – на влияние климата. Однако в самые последние годы отмечается тенденция снижения стока реки Москвы.

Кардинально в целом изменилось сезонное распределение стока. Сток в зимнюю межень, увеличившись по сравнению с нормой более чем в 3 раза, возрос в долевом участии внутригодового распределения в 2 раза, сток летне-осенней межени – соответственно в 2 и 1,3 раза. Сток весеннего половодья в объемном выражении вырос сравнительно мало – менее чем на 10%, при снижении доли вклада в годовой сток в 1,4 раза.

При учете современных климатических изменений в полном объеме (частично представлены в данных по гидротехническому регулированию стока), происходивших, согласно [8-11], в последние десятилетия и способствовавших усилению естественной зарегулированности стока, можно полагать, что доля зимней и летне-осенней межени еще выше, а доля весеннего половодья ниже полученных нами результатов, что требует дальнейших исследований.

Литература

1. *Воскресенский К.П.* Норма и изменчивость годового стока рек Советского Союза. Л.: Гидрометеоиздат. 1962. – 548 с.

2. Ресурсы поверхностных вод СССР. Гидрологическая изученность. Том. 10. Книга 1. Верхне-Волжский район. М.: Московское отделение Гидрометоиздат., 1973. – 475 с.

3. Водные ресурсы и водный баланс территории Советского Союза /Л.: Гидрометеоиздат, 1967. – 200 с.

4. *Коронкевич Н.И.* Водный баланс Русской равнины и его антропогенные изменения - М.: Наука, 1990. – 205 с

5. Государственный водный кадастр. Ресурсы поверхностных и подземных вод, их использование и качество. Ежегодное издание, 1982-2012 гг.

6. *Коронкевич Н.И., Мельник К.С.* Трансформация стока под влиянием ландшафтных изменений в бассейне реки Москвы и на территории города Москвы // Водные ресурсы, 2015, Т. 42, № 2, С. 133-143.

7. *Мельник К.С.* Гидротехническое воздействие на водные ресурсы в бассейне реки Москвы//Фундаментальные исследования, 2015, №2(6). С. 1230-1237.

8. *Георгиевский В.Ю.* Изменение стока рек России и Водного баланса Каспийского моря под влиянием хозяйственной деятельности и глобального потепления. Автореф. диссерт. на соискание ученой степени доктора географических наук. Спб: ГГИ, 2005, 39 с.

9. *Шикломанов И.А., Георгиевский В.Ю.* Влияние изменений климата на гидрологический режим и водные ресурсы рек России/ В кн.: Гидрологические последствия изменения климата. Новосибирск: 2007. С. 192-204 .

10. Атлас возобновляемых водных ресурсов Европейской части России/. М.: ИВП РАН, 2014. – 96 с.

11. *Джамалов Р.Г., Фролова Н.Л., Телегина Е.А., Рец Е.П.* Максимальные и минимальные значения современного подземного стока как показатель естественных ресурсов подземных вод// Недропользование – XXI век. 2014. № 5. С. 27–33.

ГИДРАВЛИЧЕСКОЕ МОДЕЛИРОВАНИЕ ШАРДАРИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Кузенбаев К.М.
Республиканское государственное предприятие
«Казгидромет», г. Алматы, Казахстан
Kaxan2909@mail.ru

Исследуется оценка гидравлического режима Шардаринского водохранилища на основе экспериментов на пространственной гидравлической модели при отметке НПУ.

Исходными данными для исследований послужили материалы, полученные от дирекции Шардаринской гидроэлектростанции «АО ШГЭС» и Алматинского Института энергетики и связи (АИЭС): техническое задание на гидравлические исследования и топография водохранилища. На гидравлической модели изучались процессы внутреннего водообмена, определяемые динамикой перемещения водных масс внутри водохранилища, гидравлические особенности

движения потока, общая картина течений. По результатам исследований построена модель транзитной струи.

Предусмотренные расчетные расходы Шардаринского водохранилища [1] приведены в табл. 1.

Таблица 1– Обеспеченность расчетных расходов воды, %

Показатели	Обеспеченность, %		
	1	10	50
Среднемесячные расходы, $м^3/с$			27,3
Максимальные расходы, $м^3/с$	23,30	16,70	
Минимальные среднемесячные расходы, $м^3/с$			13,3

Методика проведения исследований. Моделирование водохранилищ имеет свои специфические особенности. На гидравлической модели изучалась кинематика потока в водохранилище. Расходы воды измерялись объемным способом в начале и конце периода моделирования. Уровни воды фиксировались мерными иглами. Визуально определялся план течений в водохранилище (положение транзитных струй, местоположение и размеры водоворотных зон). Для замера скорости распространения транзитных струй их поток окрашивался и фотографировался контур окрашенных струй. Частота кадров изменялась в пределах 5-60 сек. в зависимости от интенсивности растекания потока. На модели устанавливался секундомер, который фиксировался в каждом кадре, что давало возможность оценить интервал времени между каждой парой кадров. Обработка полученных фотографий позволила определить размеры транзитной струи и скорости распространения краски в ней. Местные скорости течения потока измерялись путем фотографирования святящихся поплавков широкоугольной камерой «CANON A3788». Фиксировалось время проникновения краски из транзитной струи в боковые застойно-водоворотные зоны.

Масштаб модели. Для соблюдения кинематического подобия и подобия турбулентного обмена, необходим неискаженный масштаб модели 1:100 или 1:200. Шардаринское водохранилище имеет протяженность 16,8 км, ширину 0,8 км, максимальную глубину 21,9 м. В условиях лаборатории для модели понадобилась бы площадка размером 168х8 м или 84х4 м, но такими возможностями автор не располагает. Поэтому исследования проводились на модели, построенной с искажением масштабов. Такой прием в моделировании находит распространение в гидравлических лабораториях. Искажение масштабов влечет за собой изменение соотношений между си-

лами инерции и силами трения, что в свою очередь приводит к соответствующим изменениям шероховатости модели. До настоящего времени нет допустимой величины искажения масштабов. Некоторые исследователи считают, что допустимо шестикратное искажение. Опыт моделирования водохранилищ с искажениями масштаба приведен в [2].

Анализ результатов исследований Крапивинского водохранилища, выполненных в КазНИИЭнергетики и ОГИ НИСа Гидропроекта, Шульбинского водохранилища, а также опубликованные в литературе материалы приводят к выводу, что физически наиболее обоснованными и подкрепленными материалами многочисленных лабораторных и натурных исследований являются результаты, полученные Я.З. Маневичем [3]. Примененный метод обеспечивает подобие средних по сечению скоростей, уровней и расходов воды; при его использовании не возникает существенных искажений плана течений. Данная методика положена в основу моделирования Шардаринского водохранилища.

При моделировании должны выполняться следующие соотношения:

$$\left(\lambda \beta / H\right)_M \rangle \left(\lambda \lambda / H\right)_{kp} = 1{,}6 \div 1{,}9 \quad (1)$$

$$\left(\lambda \beta / H\right)_H \rangle \left(\lambda \lambda / H\right)_{kp} = 1{,}6 \div 1{,}9 \quad (2)$$

$$Re_M > Re_{KP} \quad (3)$$

$$\left(\beta / H\right)_M \geq 6 \quad (4)$$

Здесь индексы (м) и (н) означают модельные и натурные величины. Неравенство (4) предложено А.А. Сабанеевым [4] для обеспечения кинематического подобия.

По очертаниям Шардаринского водохранилища (см. табл. 2) и конструктивным возможностям принят плановый масштаб модели $M_Г$ 1:2000, вертикальный масштаб – $M_В$ 1:500. Искажение составило 4. Модель разместилась в закрытом помещении, имела длину 6,8 м, ширину 0,32 м.

*Обоснование выбора масштаба***.** Как отмечалось выше, для гидравлической модели принят искаженный масштаб: $M_{гор.}$ 1:2000, $M_{верт.}$ 1:500, при искажении масштаба должны выполняться условия (1) и (4).

Шардаринское водохранилище имеет следующие характеристики: шероховатость ложа водохранилища n =0,08, гидравлический радиус $R_Н$=$H_Н$=2,0 м, средняя ширина $B_Н$=0,2 км, глубина $H_Н$=2,0 м.

Таблица 2 – Морфометрические характеристики водохранилища

Характеристики	НПУ 1770 м	УМО 1727 м
Площадь акватории, км^2	10,45	1,6
Полный объем, млн.м^3	238	20,0
Полезный объем, млн.м^3	218	-
Средняя глубина, м	21,9	12,5
Средняя ширина, км	0,8	0,26
Длина	16,8	6,5
Длина береговой линии	45,0	13,7

Коэффициент Шези находится из формулы Павловского $G = \frac{1}{\eta} R^y$:

$$y = 2{,}5\sqrt{\eta} - 0{,}13 - 0{,}75\left(\sqrt{\eta} - 0{,}10\right)\sqrt{R} \qquad (5)$$

Расчет проводится для начального сечения параболического типа. При у=0,386 коэффициент С=14,25 мм ^{0,5}/с. Коэффициент гидравлического трения равен:

$$\lambda = {8g}\big/{G^2} = 0{,}386. \qquad (6)$$

Величина $\left(\lambda\,{\beta}\big/{H}\right)$=38,6, т.е. условие $\left(\lambda\,{\beta}\big/{H}\right)_M \rangle \left(\lambda\,{\lambda}\big/{H}\right)_{kp}$ выполняется.

Для модели, как и для натуры, расчет ведем для начального сечения (входного). Коэффициент шероховатости принят для бетона n=0,015, $B_М$=10 см, $H_М$=0,4 см, R=0,37 см. При у=0,174 коэффициент Шези С=25,166 м^{0,5}/с, коэффициент $\lambda_М$=0,124. Величина $\left(\lambda\,{\beta}\big/{H}\right)_M$ =3,095, выполняется условие (1)

$$\left(\lambda\,{\beta}\big/{H}\right)_M \rangle \left(\lambda\,{\lambda}\big/{H}\right)_{kp} = 1{,}6 \div 1{,}9.$$

Проверяем условие (3) по числу Рейнольдса: площадь живого сечения равна $\omega_M = 2/3 \cdot BH = 0{,}000266$ м^2, при $Q_М$=0,02085 л/с, $\upsilon = \frac{Q}{\omega} = \frac{0.0002085}{0.000266} = 0{,}0782, м/с$. При этом число

$$\mathrm{Re}_M = \frac{\upsilon \cdot h}{\upsilon} = \frac{0{,}0782 \cdot 0{,}04}{0{,}0000013} = 241 .$$

По данным Хопфа [5] и А.М. Латышенкова [6] критическое число Re_{KP} равно 300 для открытых цилиндрических потоков. Как отмечает Р.Р. Чугаев [7] «на величину Re_{KP} в значительной мере влияет степень отклонения формы потока от цилиндрической. При сужающихся по длине потоках ламинарное движение с увеличением скоростей переходит в турбулентное позже, чем при расширяющихся (при одинаковых прочих условиях)».

В условиях проводимого эксперимента имеется и расширяющийся поток, поэтому в зависимости от формы поперечного сечения потока имеют место числа Re, близкие к Re_{KP}. В сужающихся участках поток будет переходить в зону турбулентного режима (зона квадратичного сопротивления) позже, чем в расширяющихся. Во всех случаях это касается транзитной струи. Масштабные множители: $\alpha_Q = \frac{1}{\alpha e^{0.5} \cdot \alpha_h^2} = \frac{1}{11175000}$; $Q_M = \alpha_Q \cdot Q_H$; $\alpha_\upsilon = \frac{\alpha h}{\sqrt{\alpha e}} = 11{,}2107$;

$\alpha_t = \frac{\alpha e^{1.5}}{\alpha h} = 178{,}4$.

Описание модели. В лаборатории гидротехнических сооружений электростанций ранее проводились исследования по гидравлическому моделированию Капчагайского и Шульбинского водохранилищ. На основе обобщения этого опыта принята жесткая модель с искаженным масштабом. Моделировалось водохранилище протяженностью 12 км (без учета волны нагона).

Лабораторная модель длиной 6 м формовалась из бетонного раствора. Расход воды измерялся объемным способом. Уровень воды в водохранилище фиксировался мерной иглой, установленной перед плотиной. Опыты проводились при двух расходах: $Q_{max1\%}$=233 м^3/с и $Q_{min10\%}$=67 м^3/с и, соответственно, уровнях: НПУ=1770 м и УМО=1727 м. На модели имеем:

$Q_{1\%}$=0,02085 л/с = 20,85 г/с; $Q_{10\%}$ = 0,0149 л/с = 14,9 г/с.

Результаты модельных исследований. Исследования режима течения, измерение скоростей течения в водохранилище проводились только при расходе $Q_{1\%}$ = 233 м^3/с, что на модели соответствовало Q_M = 20,85 г/с. Расход $Q_{10\%}$ = 167м^3/с на модели не пропускался, т.к. в пересчете на принятый масштаб получалась весьма малая величина (Q_M =14,9 г/с). Измерение скоростей течения проводилось

путем окрашивания потока в водохранилище раствором марганцовки и скоростью продвижения фронта облака марганцовки (рис.1).

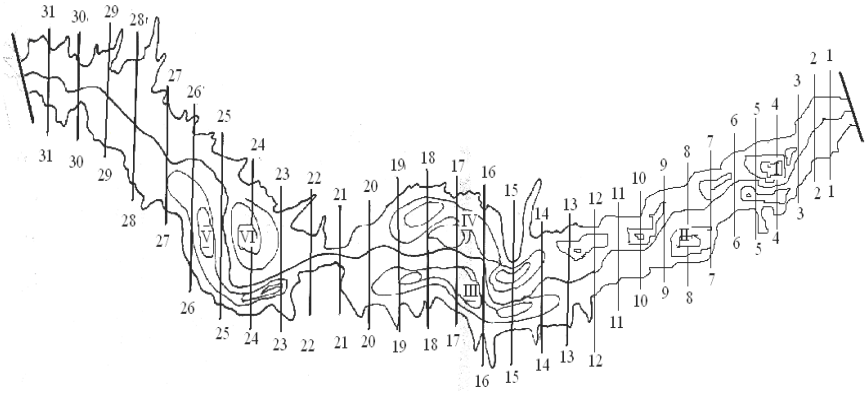


Рис. 1 – Плановая схема течений в Шардаринском водохранилище

Сопоставляя полученные значения скоростей с измеренными другим способом (путем фотографирования поплавков) можно сказать, что оценка скоростей течения потока по продвижению красящего вещества (например, марганцовки) вполне приемлема для водохранилищ со скоростями течения не менее 2-3 м/с. В этом случае поперечное растекание струи не оказывает существенного влияния, что подтверждается и исследованиями на водохранилищах Крапивинской ГЭС, проведенными в ОГИ НИСа Гидропроекта в 1973 г. и Щульбинского ГЭС, проведенными в КазНИИЭ.

Скорости течения в транзитной струе и в водоворотных областях были получены путем фотографирования светящихся поплавков. В картине течения водохранилища наблюдаются не менее 4-5 устойчивых водоворотных зон при наличии четко выраженной транзитной струи.

На рис. 2 приводится график изменения средних по сечению скоростей течения в транзитной струе по длине Шардаринского водохранилища при расходе Q_H=233 м^3/с и отметке наполнения 1770 м. (скорости пересчитаны для натурных условий с учетом принятого для модели искаженного масштаба).

Возможность использования искаженного масштаба (вертикального) на подобных моделях подтверждается также данными ОГИ НИСа Гидропроекта и лабораторией гидросооружений электростанций КазНИИЭ, полученными на моделях Крапивинского водохранилища (1973 г.) и Шульбинского водохранилища (1981 г.).

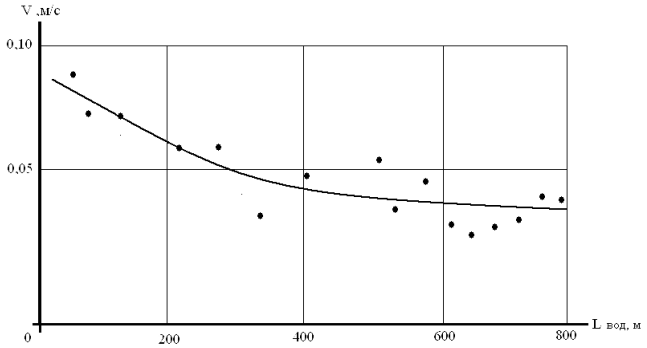


Рис. 2 – График изменения скоростей течения в транзитной струе при пропуске Q=233 м^3/с; НПУ 1770 м

Для оценки интенсивности водообмена между транзитной струей и водоворотными зонами были поставлены следующие опыты: вначале подкрашивалась поступающая на модель вода, и фиксировалось время окраски водоворотных зон, а также всего объема водохранилища. Затем на модель подавалась чистая вода, и измерялось время осветления. Оценка осветления проводилась визуально, поэтому не следует претендовать на большую точность. Время осветления фиксировалось секундомером.

При работе водохранилища с расходом Q=233 м^3/с на отметке 1770 м (рис. 1) левобережный водоворот (I) осветлялся за одни сутки, правобережный и левобережный водовороты (II) – за 3-е суток, левобережный (III) – за 15 суток, водоворотные зоны (IV) – за 14 суток, а (V) и (VI) – за 27. На модели определялось также и время полного водообмена в водохранилище при пропуске Q=233 м^3/с.

Проведенные опыты подтвердили, что скорости течения в приплотинной части водохранилища были в пределах 0,05 м/с, полного водообмена на модели не наблюдалось. Краска оставалась на дне водохранилища, но по глубине вода шла осветленная. Промывалась модель в течение 7 час. 15 мин., что соответствует в натуре 54 сут.

Заключение. Гидравлические исследования режимов работы Шардаринского водохранилища выполнены на модели с искажением масштаба, принятый плановый масштаб 1:200; искажение составило 3. Определено время водообмена в транзитной струе и в водоворотных зонах и проведена оценка скоростей течения в транзитной струе двумя способами (по фронту облака краски – марганцовки и путем фотографирования святящихся поплавков). Все опыты, в пе-

ресечете на натурные условия, дали вполне согласующиеся результаты по скоростям течения и времени водообмена.

Литература

1. *Ержан К.Т., Кузенбаев К.М*. Стратегия управления водными ресурсами бассейна реки Сырдарьи //Энергетика, телекоммуникации и высшее образование в современных условиях. Труды конференции. – Алматы, 2004. – 175 с.

2. Наставление Гидрометеорологическим станциям и постам. – Л.: Гидрометеоиздат, 1957. Вып. 6, Ч.1. – С 32-131.

3. *Маневич Я.*З. О гидравлическом моделировании с искажением масштабов моделей.- Изв. ВНИИГ, Л.: 1977, т.115, С. 67-72.

4. *Сабанеев А.А*. Универсальная формула для коэффициента Шези, Известия ВНИИГ, т.32, 1947. – С.27-44.

5. *Хофман В.Д.* Машинные методы математических вычислении. – М.: Мир, 1980. –278 с.

6. *Латышенкова А.М*. Формирования характеристик расхода воды в реках и озерах. – Л.: Гидрометеоиздат, 1984. – С.54-89.

7. *Чугаев Р.Р*. Гидравлика. Л.: Гидрометеоиздат, 1975. С.85-100.

АНАЛИЗ ДИНАМИКИ ГОДОВОГО ПРИТОКА В РЫБИНСКОЕ ВОДОХРАНИЛИЩЕ И ЕГО МОДЕЛИРОВАНИЕ[8]

Литвинов А.С., Кучай Л.А., Соколова Е.Н.
Институт биологии внутренних вод им И.Д. Папанина РАН, Борок
litvinov@ibiw.yaroslavl.ru

В настоящее время все большее внимание уделяется естественным причинам изменения климата и природной среды Земли в целом и их региональному отражению. Факт глобального потепления в XX веке фиксируется с семидесятых годов столетия. Потепление глобального климата приводит к изменению циркуляционных процессов в атмосфере и, как следствие, водных ресурсов бассейнов рек, в первую очередь подверженных воздействию климатических факторов.

[8]Работа выполнена при финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (проект №14-05-00346).

Материалом для анализа изменений стока Верхней Волги в створе Рыбинского гидроузла послужили данные водного баланса водохранилища за период с 1947-2013 гг., вычисляемый Рыбинской ГМО, и восстановленные данные по притоку в водохранилище за период с 1881 по 1940 гг. [1].

Речной сток непрерывно изменяется во времени в зависимости от колебания климатических факторов и увлажненности территории. За период с 1881 по 2013 гг. отмечено 18 экстремально многоводных и 12 маловодных лет в 4-х многоводных и 4-х маловодных периодах различной продолжительности (рис. 1). При этом минимальный приток составлял 12.2 км^3, максимальный – 53.4 км^3 при средней величине 31.4 км^3. В целом за период 1890-2013 гг. наблюдается слабая тенденция увеличения стока.

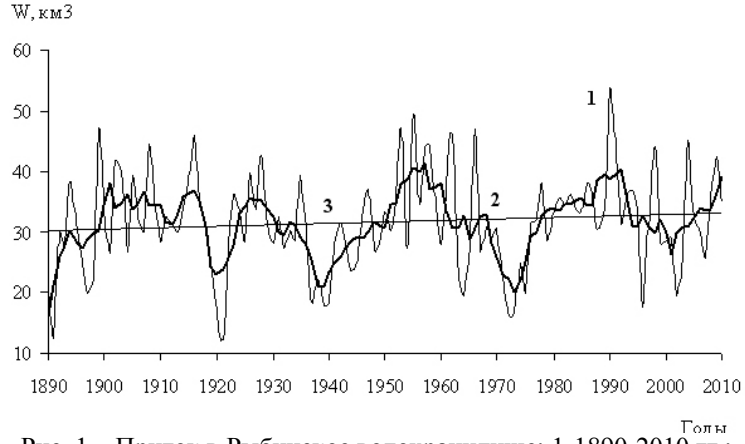


Рис. 1 – Приток в Рыбинское водохранилище: 1-1890-2010 гг.;
2- то же, сглажено с периодом осреднения 5 лет; 3 – линия тренда

За период нормальной эксплуатации водохранилища (1947-2013 гг.) минимальный приток составлял 16.2 км^3, максимальный – 53,4 км^3, при этом, отмечено два маловодных и три многоводных периода. Экстремально многоводных лет было 11, экстремально маловодных – 6; их максимальные различия в объеме притока – 37.19 км^3.

Анализ колебаний стока рек в Верхнее-Волжском бассейне за период нормальной эксплуатации водохранилища показывает, что для всего водосбора одновременно многоводными были 1955-1958 гг., а маловодными – 1971-1975 гг. В промежуточные годы, на фоне общей тенденции уменьшения стока, наблюдались отдельные

нарушения синхронности колебаний водного режима, т.е. увеличение расходов на одних реках могло сопровождаться уменьшением на других.

В период 2000-2013 гг. в бассейне водохранилища минимальный поверхностный приток составлял 18.73 км^3, максимальный – 45.17 км^3 (табл. 1). В 2000–2003 гг. водность была ниже средней, 2002 год – экстремально маловодный. С 2004 г., водность превышала среднюю (за исключением 2006 и 2008 гг.). 2004 год был экстремально многоводный. Различия в объеме притока между экстремальными годами (2002 и 2004) составили 26.44 км^3.

Таблица 1 – Характеристики основных составляющих водного баланса Рыбинского водохранилища за 2000-2013 гг., км^3

Приход				**Расход**		
Годы	Приток	Осадки	Σ	Сброс	Испарение	Σ
2000	28.50	2.11	30.61	25.61	1.79	27.40
2001	29.10	2.16	31.26	31.87	1.72	33.59
2002	18.73	1.62	20.35	22.21	1.75	23.96
2003	26.26	2.16	28.42	18.55	0.96	19.51
2004	45.17	2.90	48.07	45.5	1.26	46.76
2005	33.89	1.72	35.61	38.72	1.48	40.20
2006	29.83	2.55	32.38	21.83	1.47	23.30
2007	26.00	2.68	28.68	31.86	1.70	33.56
2008	35.50	2.33	37.83	27.52	1.80	29.32
2009	42.48	2.58	45.06	42.47	1.77	44.24
2010	34.89	2.82	37.71	38.31	1.42	39.73
2011	33.98	2.20	36.18	33.33	1.80	35.13
2012	42.640	3.09	45.73	38.00	1.74	39.74
2013	38.94	1.97	40.91	42.40	1.10	43.50
Среднее	32.84	2.35	35.19	32.73	1.55	34.28

Для оценки периодов многоводных и маловодных лет различной продолжительности в многолетней динамике годового притока в Рыбинское водохранилище был построен теоретический ряд притока большей продолжительности, который по своим статистическим характеристикам соответствует исходному ряду фактических наблюдений. Эта идея лежит в основе метода статистических испытаний (метода Монте-Карло), который используется в различных областях физики, химии, математики, экономики. Основан он на кибернетической идее “черного ящика”, смысл которой состоит в том, что исследуемый процесс моделируется путем многократного повторения его случайных реализаций [2].

Колебания годового стока (так же, как и других его характеристик) во времени рассматриваются как случайные, т.е. обусловленные изменениями большого числа действующих факторов (запаса влаги в бассейне, температуры, осадков), которые в свою очередь вызваны рядом других действующих факторов (радиационным балансом, теплообменом с атмосферой, циркуляцией воздушных масс). В основу моделирования рядов годового стока положено предположение, что распределение вероятности случайных величин, установленное по ряду фактических данных, сохраняется за пределами этого ряда [3].

Модельный ряд строится с использованием кривой обеспеченности стока и серии случайных чисел, равномерно распределенных в интервале (0;1), принимающихся за обеспеченности годовых величин стока на основании одного и того же закона распределения этих величин. Для построения теоретического ряда годового стока необходимыми статистическими параметрами служили: среднее значение ряда (Wcp), стандартное отклонение (σ), коэффициент вариации (Cv) и коэффициент асимметрии (Cs), которые определялись по исходному ряду наблюдений.

При асимметричном распределении исходного ряда кривая распределения приводится к симметричной (нормальной) с помощью различных преобразований. Распределение рассматриваемых нами рядов притока в Рыбинское водохранилище принимается за симметричное: его модальное значение практически совпадает с центральным значением, а медианная точка сдвинута чуть вправо.

Построение биномиальной кривой в интегральном виде (кривой обеспеченности) может быть произведено при помощи таблицы интеграла биномиальной кривой, в которой приводятся нормированные значения ординат кривой

$$Y_i = F\left(P, C_S\right) = \left(K_i - 1\right) / C_V \qquad (1)$$

Здесь K_i – модульный коэффициент стока, i – число членов ряда обеспеченности, C_S и C_V – коэффициенты асимметрии и вариации, соответственно [4]. Отсюда следует:

$$K_i\left(P_i\right) = Y_i \cdot C_V + 1 \qquad (2)$$

Алгоритм моделирования представляется следующей схемой:

- серия псевдослучайных чисел ξ_i, вырабатываемых датчиком случайных чисел, равномерно распределенных в интервале (0;1), принимается за ряд обеспеченности притока – P_i ;

- по заданным величинам обеспеченности (P_i) и величины C_S определяются ординаты кривой Фостера-Рыбкина по таблице для C_V =1;

- по формуле (2) определяется $K_i(P_i)$ (модульный коэффициент) с поправкой на величину C_V ряда наблюдений и производится сдвиг на 1, так как таблица построена для ряда модульных коэффициентов с началом координат в 1;

- полученный ряд модульного коэффициента умножается на среднюю величину притока, в результате чего определяется теоретический ряд величин годового притока.

С помощью модельного ряда, состоящего из 1000 членов, может быть произведена оценка периодов различной продолжительности водности и уточнена кривая обеспеченности притока в Рыбинское водохранилище.

В табл. 2 представлены статистические характеристики рядов наблюдения притока и теоретического ряда. Расхождения наблюдаются в величинах минимального и максимального притока, в связи с чем изменяется значение C_S и теоретическая кривая обеспеченности уходит дальше при очень малых и очень больших значениях обеспеченности стока (P<5%, P>95%) (см. рис. 2).

Таблица 2 – Статистические характеристики модельного ряда и рядов наблюдений годового притока в Рыбинское водохранилище

Ряды наблюдений	Характеристики						
	N	W_{min}	W_{max}	$W_{ср.}$	σ_w	C_s	C_v
		км^3					
Ряд наблюдений I (1947-2012)	66	16.199	53.39	32.963	8.1	0.198	0.246
Ряд наблюдений II (1890-2012)	123	12.204	53.39	31.727	8.03	0.196	0.253
Теоретический ряд (модель)	1000	10.136	61.475	32.476	7.92	0.194	0.244

Для исходных рядов характерно преобладание периодов с притоком выше среднего: 58% против 44%, приходящихся на маловодные годы. В модели также отмечено преобладание периодов с объемом притока выше среднего: 55% против 49.5%, приходящихся на маловодные периоды. При этом выявлены маловодные периоды: 12-ти, 16-ти и 18-ти лет (в рядах наблюдений) и 11-ти, 14-ти и 24-х лет (в модели); многоводные периоды: 9-ти, 16-17, 27 лет (в рядах

наблюдений) и 9-ти, 19-ти и 25 лет (в модели). Указанные характеристики приведены в табл. 3.

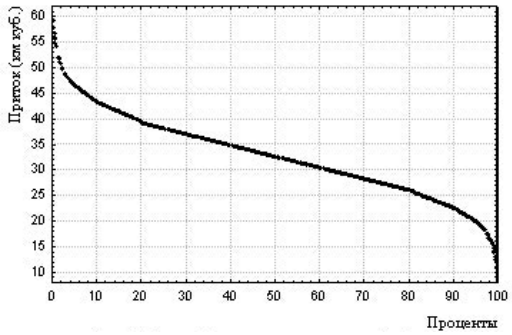


Рис.2 – Кривая обеспеченности притока в Рыбинское водохранилище (модель)

Таблица 3 – Продолжительность периодов водности в анализируемых рядах

Годы	1890-1901	1902-1928	1929-1946	1947-1962	1963-1977	1978-1995	1996-2003	2004-2012
Продолжительность периодов водности	12	27	18	16	16	17	8	9
Модульный коэффициент стока *K*i	<1	>1	<1	>1	<1	>1	<1	>1

Кроме того, анализ показал, что наиболее вероятной группировкой маловодных и многоводных периодов является период продолжительностью в 18-19 лет. Необходимо отметить одну особенность, которая наблюдается в каждом из отмеченных продолжительных периодах – наличие группы лет (продолжительностью 3-4 года) с модульным коэффициентом, близким к среднему. Это означает, что в многоводном периоде непременно есть группа лет с модульным коэффициентом <1, и, наоборот – в маловодном периоде присутствует группа лет с модульным коэффициентом >1.

В заключение отметим, что теоретический ряд притока, обладающий теми же статистическими параметрами, что и наблюденный, может быть служить входной информации для разрабатываемой имитационной модели экосистемы водохранилища.

Литература

1. *Бюриг Р.Ф.* Приток и сток Рыбинского водохранилища// Труды ГГИ. Рыбинское водохранилище. Вып. 7, ч. II. Гидрометеоиздат. 1950. С.134-178.

2. *Войтишек А.В., Михайлов Г.А*. Численное статистическое моделирование: Метод Монте-Карло. ИЦ Академия. 2006. С.368.

3. *Сванидзе Г.Г.* Основные расчеты регулирования речного стока методом Монте-Карло. Тбилиси. Мецинереба. 1964

4. *Соколовский Д.Л.* Речной сток. – Л.: Гидрометеоиздат. 1968. С. 491.

ДОЛГОСРОЧНЫЙ АНСАМБЛЕВЫЙ ПРОГНОЗ ВЕСЕННЕГО ПОЛОВОДЬЯ И ЛЕТНЕЙ МЕЖЕНИ НА ОСНОВЕ ДИНАМИКО-СТОХАСТИЧЕСКОЙ МОДЕЛИ ФОРМИРОВАНИЯ РЕЧНОГО СТОКА[9]

Морейдо В.М.
Институт водных проблем РАН, г. Москва
moreido@mail.ru

Введение. Долгосрочное (квартальное, сезонное) прогнозирование притока воды к водохранилищам является важным фактором повышения эффективности управления водохозяйственнми системами. При регулировании стока зачастую требуется решить сложную задачу сохранения бесперебойной выработки электроэнергии на ГЭС и водоснабжения потребителей, при условии сохранения режима экологического стока для обводнения поймы в весенний период и поддержания уровней воды в период навигации [1]. Все это делает задачу долгосрочного прогнозирования притока чрезвычайно актуальной.

В последнее время в мировой практике долгосрочного гидрологического прогнозирования происходит постепенный переход от традиционно применяемых детерминистических прогнозов речного стока с использованием эмпирических (регрессионных, физико-статистических) зависимостей между стоком и стокообразующими факторами [2; 3] к ансамблевым прогнозам с использованием моделей формирования речного стока [4–6]. При использовании последнего подхода в качестве начальных условий в модели задаются: измеренные или рассчитанные на дату выпуска прогноза данные о предшествующем состоянии водосбора (характеристики снежного

[9] Работа выполнена при финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (проект №13-05-00562).

покрова, влажности почвы, запасов воды в русловой сети и др.); а метеорологические воздействия на водосбор за период заблаговременности – в виде ансамбля возможных сценариев погоды, определяемых, как правило, по данным наблюдений за предшествующие годы. Такая методика позволяет на выходе модели получить ансамбль прогнозируемых гидрографов стока, что создает возможность выпуска прогноза в вероятностной форме ─ в виде распределений вероятности характеристик стока (объема стока, максимальных и минимальных расходов и др.). В качестве ансамблей входных метеорологических величин за период заблаговременности прогноза могут быть использованы не только данные наблюдений прошлых лет (ограниченные, как правило, несколькими десятками лет), но и искусственные последовательности указанных величин, рассчитанные с помощью стохастических моделей временных метеорологических рядов (т.н. «стохастического генератора погоды»). Впервые возможности долгосрочного прогноза весеннего половодья на основе динамико-стохастической модели – физико-математической модели формирования стока в сочетании со стохастическим генератором погоды – были показаны в работах Л.С. Кучмента и А.Н. Гельфана [5, 6].

В настоящей работе методика построения ансамблевых прогнозов на основе динамико-стохастической модели формирования стока применена для долгосрочного прогнозирования незарегулированного притока воды к Чебоксарскому водохранилищу в период половодья и летней межени. Проверка методики прогноза производилась по данным о незарегулированном притоке воды к водохранилищу за 29 лет с момента наполнения водохранилища в 1982 году по 2010 год.

Описание динамико-стохастической модели формирования бокового притока воды к Чебоксарскому водохранилищу. В основе структуры разработанной динамико-стохастической модели лежит физико-математическая модель формирования стока в речных бассейнах с распределенными параметрами ECOMAG (ECOlogical Model for Applied Geophysics), созданная Ю.Г. Мотовиловым [7] на базе достижений школы физико-математического моделирования гидрологических процессов Института водных проблем РАН [8]. С 2002 года комплекс ECOMAG используется в системе Федерального агентства водных ресурсов для сценарных рас-

четов боковой приточности к водохранилищам Волжско-Камского каскада.

Калибровка и проверка модели ECOMAG производилась по данным о ежедневных расходах притока воды в Чебоксарское водохранилище за период с 01.01.1982 г. по 31.12.2010 г. Получено удовлетворительное соответствие между фактическими и рассчитанными гидрографами стока: критерий эффективности Нэша-Сатклиффа за 29-летний период получился равным 0.86.

На рис. 1 представлены графики связи фактических и рассчитанных объемов притока за весенний (март-май) и летний (июнь-август) сезоны: коэффициент линейной корреляции между рядами получился выше 0.8.

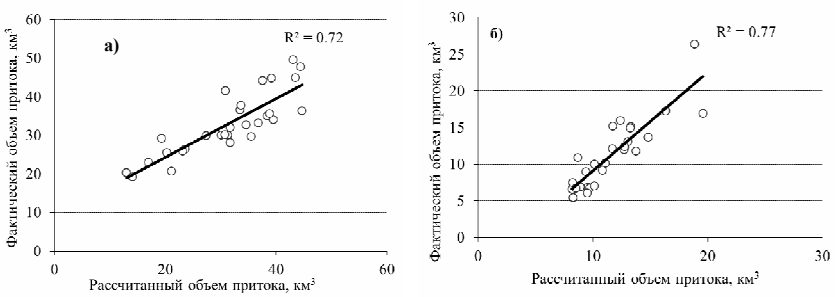


Рис. 1 – Связь рассчитанных и фактических объемов притока воды в Чебоксарское водохранилище за весенний (а) и летний (б) сезоны.

В качестве стохастического компонента динамико-стохастической модели был использован пространственно распределенный генератор погоды SFRWG, описанный в статье [9]. Оценка параметров пространственно распределенного генератора производилась на основе данных наблюдений на 15 метеорологических станций в бассейне и вокруг границ Чебоксарского водохранилища за период с 1966 по 2010 годы. На этой основе были рассчитаны 1000-летние ряды среднесуточной температуры воздуха, суточной суммы осадков и среднесуточного дефицита влажности воздуха. Адекватность моделирования проверялась путем сопоставления средних многолетних и сезонных величин, полученных по исходному и рассчитанному ряду, но не задававшихся в генератор в качестве параметров. Также была оценена адекватность воспроизведения пространственной структуры полей метеорологических величин путем сопоставления пространственных корреляционных функций фактических и рассчитанных характеристик (рис. 2).

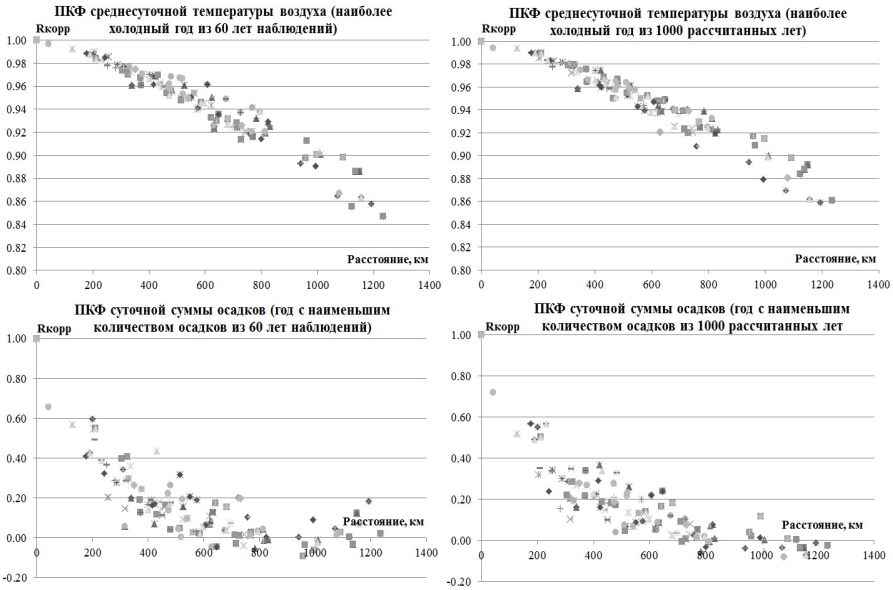


Рис. 2 – Сопоставление пространственных корреляционных функций (ПКФ) метеовеличин по данным наблюдений и рассчитанных по генератору SFRWG

Методика и результаты прогноза. Методика построения ансамблевого долгосрочного прогноза притока воды в Чебоксарское водохранилище с помощью описанной динамико-стохастической модели состоит в следующем. Вначале по модели ECOMAG рассчитывались показатели предшествующего состояния бассейна на дату составления прогноза (1 марта для половодья и 1 июня для межени) с использованием рядов фактически наблюдавшихся метеорологических величин за несколько месяцев до даты прогноза. Далее с помощью пространственно распределенного стохастического генератора погоды SFRWG рассчитывался ансамбль из 500 сценариев погоды за период заблаговременности прогноза (3 месяца). По этим сценариям с помощью модели ECOMAG рассчитывался ансамбль из 500 гидрографов ежедневного притока воды в Чебоксарское водохранилище в течение рассматриваемого сезона.

Проверка предлагаемой методики осуществлялась на основании проверочных прогнозов незарегулированного бокового притока воды в водохранилище за 29 лет – с 1982 года (год заполнения водохранилища) по 2010 год. На рис. 3 представлены графики связи фактических и спрогнозированных, осредненных по ансамблю из

500 членов, объемов притока воды к Чебоксарскому водохранилищу за весенний и летний периоды.

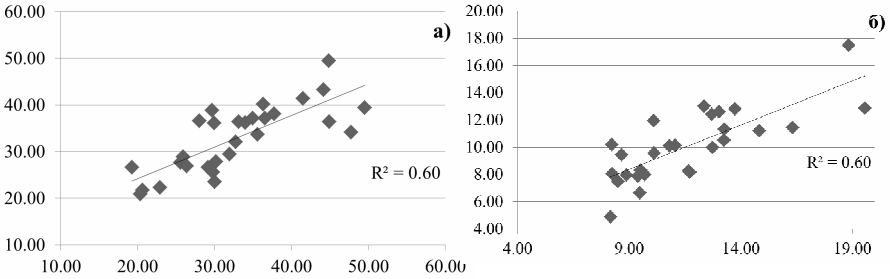


Рис. 3 – Связь фактических и спрогнозированных (средних по ансамблю гидрографов стока) объемов притока воды к Чебоксарскому водохранилищу за весенний (а) и летний (б) периоды, куб. км.

Отношения среднеквадратических погрешностей прогноза среднего объема к среднеквадратическим отклонениям соответствующих фактических величин получились равными 0.65 и 0.80 для весеннего и летнего сезонов соответственно.

Результаты ансамблевых прогнозов могут быть проиллюстрированы графиками функций распределения прогнозируемых характеристик (рис. 4). Ординаты интегрального распределения величины $y_{пр}$ для j-го половодья из проверочного ряда рассчитываются как: $F_m(j) = \sum_{i=1}^{m} f_i(j)$, m=1,…,M; j=1,…,N (M – число интервалов вероятностей, на которое разбивается распределение; N – число проверочных прогнозов; f_i – вероятность попадания прогнозируемой величины в заданный интервал); ординаты распределения величины $y_{факт}$ для того же половодья, как: $O_m = \sum_{i=1}^{m} o_i$, где $o_i = 1$ для интервала с наблюденной величиной и $o_i = 0$ – для остальных.

Информативной характеристикой, которая может быть получена благодаря применению кривых распределения объемов притока воды к водохранилищу, является доверительный интервал прогноза. Так, например, для низкой межени 1992 года доверительный интервал составил 6,5 – 15,1 км^3 при фактическом притоке 8,2 км^3, а для экстремально высокого половодья 1986 года прогнозный интервал составил 35 – 54 км^3 при фактически наблюденном притоке 44 км^3.

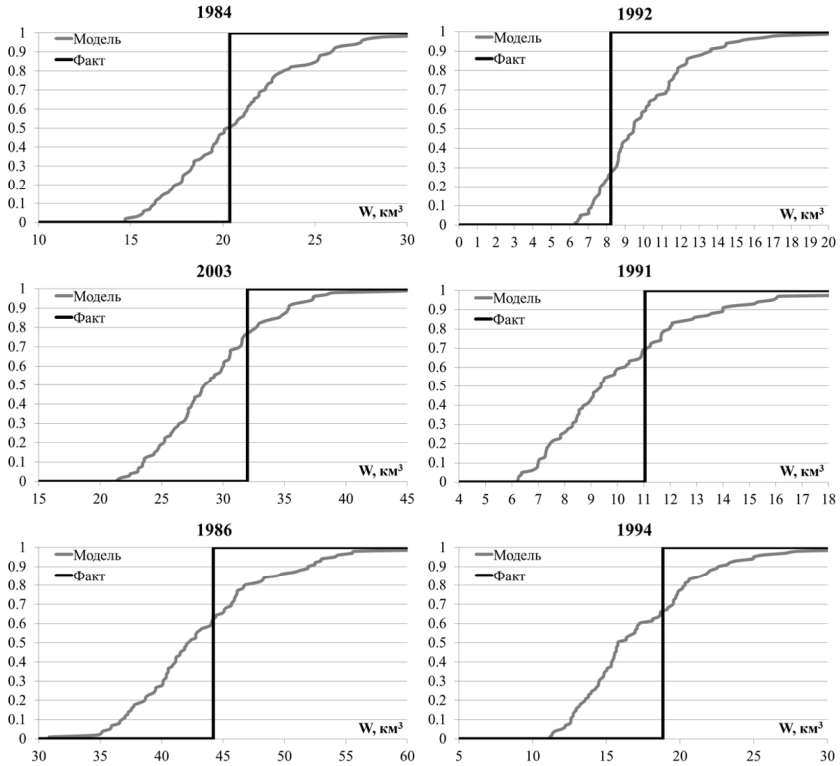


Рис. 4 – Функции распределения вероятности долгосрочных прогнозов (тонкие линии) объема притока воды к Чебоксарскому водохранилищу в сравнении с функциями распределения фактических характеристик стока (жирные линии) характерных половодий (левый столбец) и межени (правый)

Литература

1. *Арсеньев Г.С.* Основы управления водными ресурсами водохранилищ. СПб. Изд-во РГГМУ, 2003 г. - 78 с.

2. *Попов Е.Г.* (ред.) Руководство по гидрологическим прогнозам. Вып. 1. Долгосрочные прогнозы элементов водного режима рек и водохранилищ. Ленинград, Гидрометеоиздат, 1989. - 359 с.

3. U.S. Army Corps of Engineers. Runoff from Snowmelt. – University Press of the Pacific: Honolulu, HI; F–14. – 1998. – 142 p.

4. *Franz J K Hartmann H C Sorooshian S and Bales R.* Verification of National Weather Service Ensemble Streamflow Predictions for water supply forecasting in the Colorado River Basin. – J. Hydrometeorology. – 2003. – V.4. – P. 1105–1118.

5. *Кучмент Л.С., Гельфан А.Н.* Ансамблевые долгосрочные прогнозы весеннего половодья с помощью физико-математических моделей формирования стока. Метеорология и гидрология, №2, 2007, С. 83–95.

6. *Gelfan A.N., Motovilov Yu.G.* Long-term hydrological forecasting in cold regions: retrospect, current status and prospect. Georgaphy Compass 3(5), 2009, Pp. 1841-1864.

7. *Motovilov, Yu. G., Gottschalk, L., Engeland, K. and Belokurov, A.:* ECOMAG – regional model of hydrological cycle. Application to the NOPEX region. Department of Geophysics, University of Oslo, Institute Report Series. no.105, 1999. 88 p.,

8. *Кучмент Л.С., Демидов В.Н., Мотовилов Ю.Г.* Формирование речного стока. – М.: Наука, 1983. -230 с.

9. *Гельфан А.Н., Морейдо В.М.* Описание макромасштабной структуры поля снежного покрова равнинной территории с помощью динамико-стохастической модели его формирования //Лед и Снег, 2015 (в печати).

МОДЕЛИРОВАНИЕ ВОДНОГО И ТЕПЛОВОГО РЕЖИМОВ КРУПНОГО СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННОГО РЕГИОНА С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ ДАННЫХ СЪЕМКИ С МЕТЕОРОЛОГИЧЕСКИХ СПУТНИКОВ

Музылев Е.Л.[1], Старцева З.П.[1], Успенский А.Б.[2], Волкова Е.В.[2]
[1]Институт водных проблем РАН, г. Москва
[2]Научно-исследовательский центр космической гидрометеорологии "Планета" Росгидромета, г. Москва
muzylev@aqua.laser.ru

Перспективный путь получения корректных оценок компонент водного и теплового балансов значительных по размерам территорий заключается в настоящее время в создании физико-математических моделей вертикального влаго- и теплообмена подстилающей поверхности с атмосферой (LS-моделей, Land Surface Model) и разработке методов расчета этих компонент для указанных территорий с помощью таких моделей. Разработка версии LS-модели для теплого периода года, адаптированной к спутниковой информации о состоянии подстилающей поверхности (ПП) и метеоусловиях, и расчет с ее помощью компонент водного и теплового балансов территории регионального масштаба для сезона вегетации составляли

цель настоящей работы. Основной задачей при создании данной версии модели являлась разработка процедур использования в модели в качестве параметров или входных переменных оценок характеристик растительного покрова и метеорологических характеристик для исследуемой территории, полученных путем тематической обработки спутниковых данных, при учете пространственной неоднородности полей этих оценок. Исследования проводились на примере находящейся в лесостепной зоне территории части сельскохозяйственного Центрально-Черноземного региона (ЦЧР) России площадью 227300 км^2 с координатами 49º 30´-54º с.ш. и 31º -43º в.д., включающей Курскую, Белгородскую, Орловскую, Воронежскую, Липецкую, Тамбовскую и Брянскую области.

Разрабатывавшаяся LS-модель предназначена для расчета влагозапасов почвы W (в том числе запасов продуктивной почвенной влаги), суммарного испарения Ev (испарения с голой почвы и транспирации растительности), вертикальных потоков скрытого LE и явного тепла, а также распределений влажности и температуры почвы по глубине, температуры поверхностей почвы и растительного покрова T_f, радиационной температуры подстилающей поверхности (ТПП) T_s. Подстилающая поверхность (ПП) рассматривалась в модели как совокупность двух слоев – почвы и растительности. Основу модели составляют уравнение диффузии влаги в почву, учитывающее поглощение воды корнями растений, полуэмпирические формулы для определения испарения с поверхности голой почвы и транспирации растительности, уравнение теплопроводности для почвы и уравнения теплового баланса для ее поверхности и растительного покрова. Верхние граничные условия для этих уравнений задавались в виде потоков влаги и тепла на поверхностях растительного покрова и почвы, а нижние – в виде градиентов влажности и температуры почвы на нижней границе ее деятельного слоя. Входными переменными модели являются суммарная радиация, температура и влажность воздуха, атмосферное давление, осадки, облачность, скорость ветра, температура поверхности почвы, значения которых определялись по данным стандартных срочных наблюдений на 48 агрометеорологических станциях региона с последующей интерполяцией для разных участков его территории. Разнообразие свойств ПП описывается с помощью параметров, являющихся характеристиками почв и растительности. При реализации модели для исследуемой территории оценки ряда характери-

стик ПП и метеорологических характеристик были получены по данным измерений радиометров AVHRR (ИСЗ серии NOAA), MODIS (ИСЗ EOS Terra и Aqua) и SEVIRI (геостационарные ИСЗ Meteosat-9, -10) По спутниковым данным строились оценки вегетационного индекса NDVI, листового индекса LAI, проективного покрытия растительностью B, излучательной способности ПП и ее радиационной температуры T_{ls}, температуры поверхности растительного покрова T_a, облачности и осадков. Значения всех входных переменных и параметров модели, определявшихся по наземным и спутниковым данным, а также результатов моделирования – компонент водного и теплового балансов и температур поверхностей растительного покрова и почвы – рассчитывались в узлах регулярной сетки с ячейкой, равной по размерам фрагменту спутникового изображения радиометра AVHRR (3x3 пиксела (~ 5x7 км^2)).

При создании версии LS-модели, адаптированной к оценкам характеристик ПП и метеорологических характеристик по спутниковым данным, разработаны следующие процедуры использования всех этих оценок (при учете их распределений по площади) [1-4].

1. *Замена оценок листового индекса LAI и проективного покрытия B (являющихся параметрами модели) по данным наземных наблюдений на их спутниковые оценки*. Допустимость такой замены проверена путем сравнения временных ходов LAI, определенных по данным нескольких спутников и по наземным данным (рис.1); результатов расчета влагосодержания почвы W и суммарного испарения Ev по модели с результатами наземных измерений (рис.2а, в), результатов смоделированных значений ТПП T_s и воздуха на границе растительного покрова T_f с их спутниковыми аналогами T_{ls} и T_a и данными наземных наблюдений.

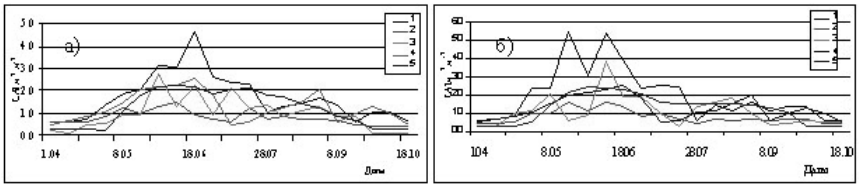


Рис. 1 – Временные ходы LAI за сезон вегетации 2012 г. на агрометеорологических станциях Обоянь (а) и Рыльск (б) по данным AVHRR для зерновых (1) и трав (2), MODIS (3), SEVIRI (5) и по наземным данным (4)

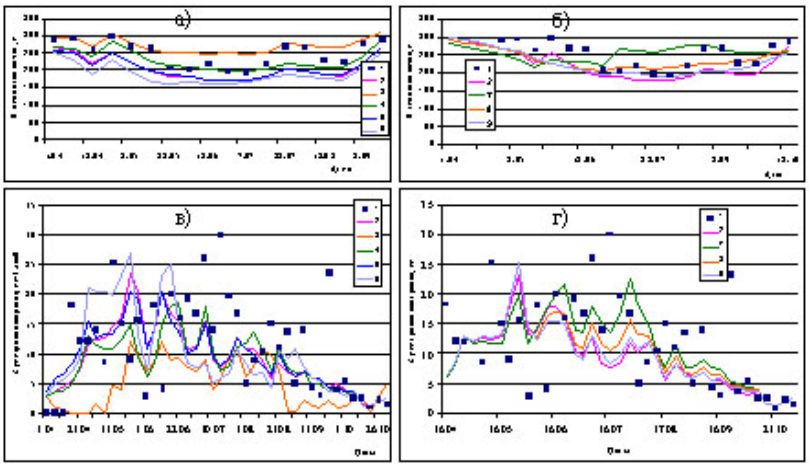


Рис. 2 – Влагозапасы почвы W (а), (б) и суммарное испарение Ev (в) и (г) за пентаду для сезона вегетации 2012 г., измеренные на участке с многолетними травами на воднобалансовой станции Нижнедевицк (1) и рассчитанные по модели для агрометеорологической станции Рыльск: при оценках осадков по наземным данным (2-6) и оценках LAI по данным AVHRR для зерновых (2) и травяных (3) культур, по данным MODIS (4), SEVIRI (6) и наземным данным (5); при оценках осадков по спутниковым данным AVHRR (за сутки) (7) и SEVIRI (за сутки) (8) и за три часа (9).

2. *Ввод в модель в качестве входных переменных значений* ТПП T_{ls} *и* T_a*, определенных по данным* AVHRR, MODIS *и* SEVIRI (рис.3), *вместо их оценок по наземным данным* с проверкой адекватности результатов моделирования при такой замене путем сравнения рассчитанных и измеренных значений влагосодержания почвы и суммарного испарения.

Прямое введение в модель данных SEVIRI с большой частотой съемки позволило произвести расчеты влагосодержания почвы, суммарного испарения и других компонент водного и теплового балансов с погрешностью, меньшей стандартной, особенно в первый месяц вегетационного периода. При этом значения ТПП определяются по этим данным с большей точностью, чем по данным AVHRR/ NOAA или MODIS/Terra и Aqua. Однако при использовании данных SEVIRI, получаемых раз в 15 минут и осредняемых по трехчасовым интервалам, возникают определенные затруднения, обусловленные сложностью отыскания для обширной территории безоблачных периодов большой продолжительности, что обеспечи-

вало бы возможность формирования длинного многодневного ряда непрерывных внутрисуточных измерений.

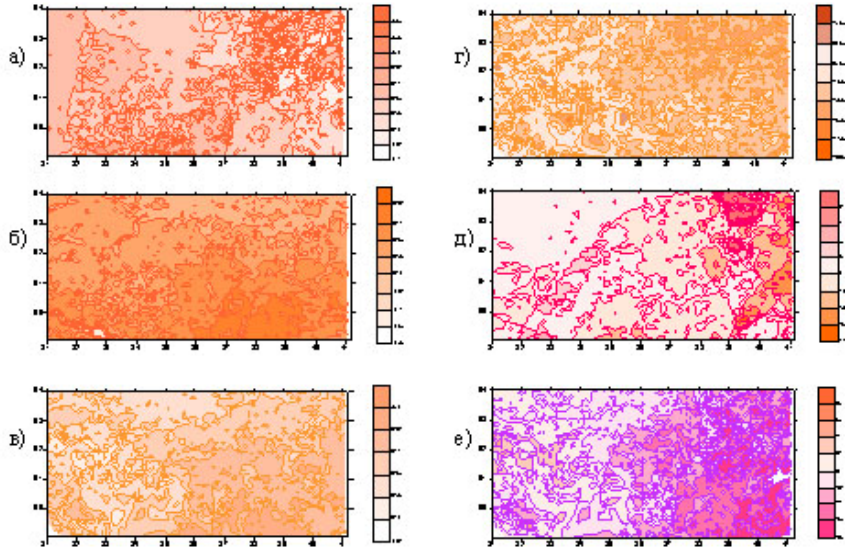


Рис. 3 – Температура поверхности растительного покрова, рассчитанная по модели по данным срочных трехчасовых наземных наблюдений T_f (а), определенная по данным AVHRR T_a(AVHRR)(б) и SEVIRI T_a(SEVIRI) (в), и разности T_a(AVHRR) - T_a(SEVIRI) (г), T_f - T_a(AVHRR) (д), T_f - T_a(SEVIRI (е) для территории части ЦЧР площадью 227300 км^2 на 15 ч местного времени 30.07.2012

3. *Ввод в модель величин осадков за вегетационный период, определенных для района исследований по данным измерений* AVHRR/NOAA *и* SEVIRI/Meteosat-9, -10. (Методика оценки осадков по этим данным разработана в НИЦ “Планета” Росгидромета [5]). Ключевым моментом предложенного способа является переход от оценки интенсивности осадков к оценке их суточных величин. Реализация такого перехода требует проверки корректности полученных оценок на каждом временном шаге, включающей сравнение площадных распределений полей осадков, построенных по данным AVHRR и SEVIRI и при интерполяции данных сетевых наземных наблюдений (рис.4).

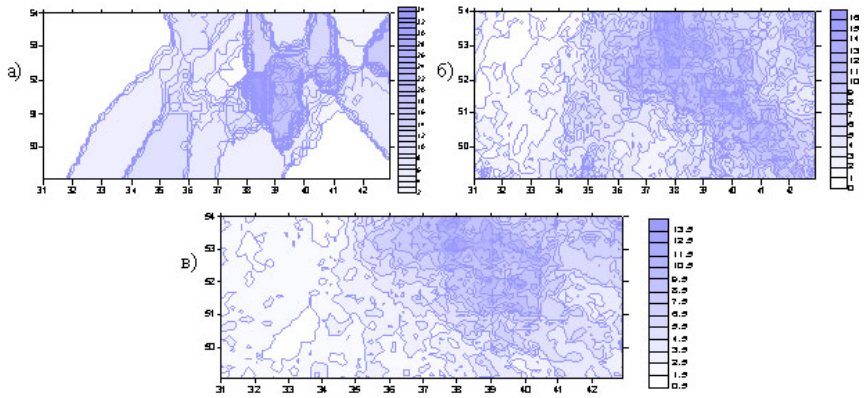


Рис. 4 – Распределения по площади исследуемого региона суточных сумм осадков за 09.10.2012 г., построенные по: данным наземных наблюдений (а), AVHRR/NOAA (б) и SEVIRI/Meteosat-10 (в)

Вероятность определения зон осадков по спутниковым данным при сопоставлении с данными наземных наблюдений на метеостанциях составила 75-85 %. Спутниковые оценки суточных и месячных сумм осадков, согласуясь между собой, оказываются несколько сглаженными по сравнению с соответствующими оценками, полученными по данным наземных наблюдений. Различия характерны в основном для локализованных осадков значительной интенсивности и не очень большой продолжительности, спутниковые оценки которых по величине меньше наземных, что может быть обусловлено разными пространственными масштабами площадных спутниковых и точечных наземных оценок и особенностями примененной интерполяционной процедуры. Значения влагозапасов почвы и суммарного испарения, рассчитанные по модели с использованием спутниковых оценок осадков вместо их оценок по наземным данным, неплохо согласуются с результатами измерений на агрометеорологических станциях (рис.2 б, г).

Таким образом, реализована версия LS-модели для обширных территорий, используемая для спутниковых оценок характеристик растительного покрова и метеорологических. С помощью модели получены оценки компонент водного и теплового балансов за сезоны вегетации 2010-2012 гг. для территории части ЦЧР площадью 227300 км^2 при использовании значений листового индекса LAI, проективного покрытия растительностью B, температур подстилающей поверхности T_{ls} и верхней границы растительности T_a и

осадков, определенных по данным радиометров AVHRR/NOAA, MODIS/Terra и Aqua и SEVIRI/Meteosat-9, -10. Выходными продуктами являются: влагосодержание почвы W, суммарное испарение Ev (значения представлены в виде распределений по площади исследуемой территории, рис. 5 и 6), инфильтрация воды в почву, поток влаги из ее верхнего метрового слоя в нижележащие горизонты, потоки скрытого LE и явного тепла, температуры подстилающей поверхности T_s и растительного покрова T_f.

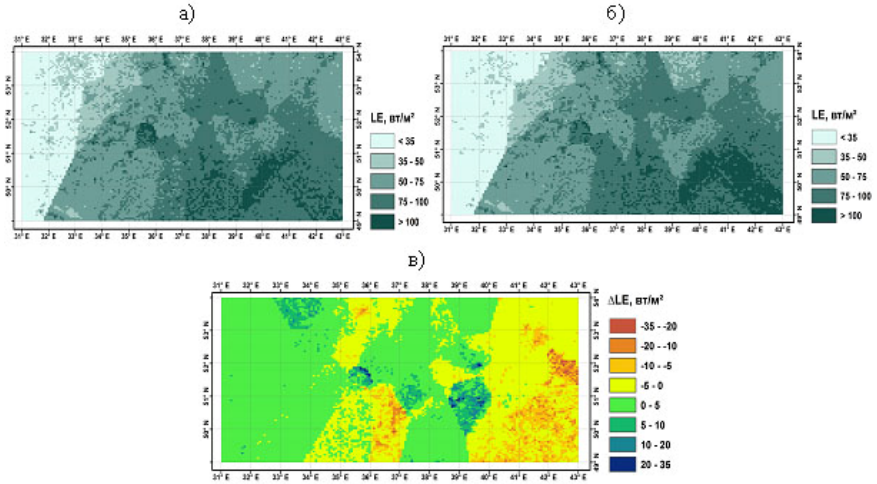


Рис. 5 – Потоки скрытого тепла за сутки LE (Вт/м^2)), рассчитанные по модели с использованием оценок суточных сумм осадков, построенных по данным наземных измерений (а) и данным SEVIRI (б), и их разность (в) для исследуемой территории площадью 227300 км^2 на 15 мая 2012 г.

Точность оценок Ev и W проверялась путем сравнения с результатами измерений на агрометеорологических станциях. Погрешность результатов расчета Ev для разных временных интервалов при всех вариантах задания параметров и входных переменных не превышала стандартной ошибки его оценки (~ 20-25%), а ошибки оценки величин W для разных вариантов расчетов находились в пределах 10-15%. Подобная точность оценки Ev и W является вполне приемлемым результатом.

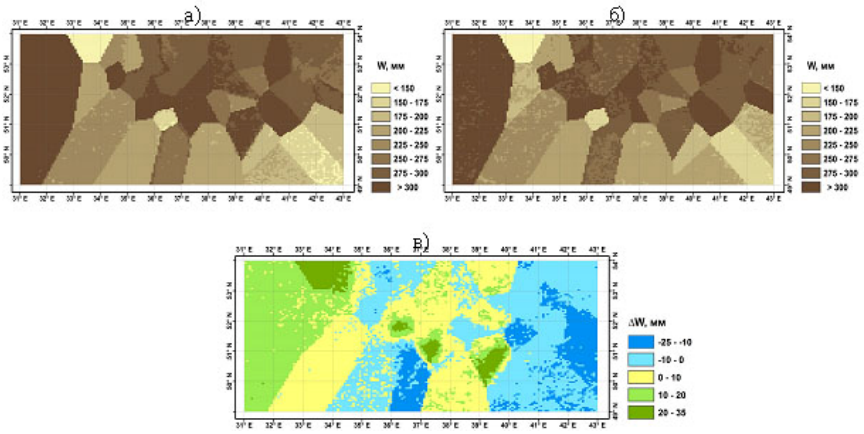


Рис.6 – Влагозапасы почвы W (мм), рассчитанные по модели с использованием оценок суточных сумм осадков, построенных по данным наземных измерений (а) и данным SEVIRI (б), и их разность (в) для исследуемой территории площадью 227300 км^2 на 15 мая 2012 г.

Основной вывод настоящей работы заключается в возможности построения с приемлемой точностью пространственных распределений влагосодержания почвы, суммарного испарения и других компонент водного и теплового балансов для территории обширного сельскохозяйственного региона с помощью разработанной LS-модели, пригодной для использования спутниковых оценок характеристик растительности и метеорологических характеристик.

Литература

1. *Музылев Е.Л., Успенский А.Б., Старцева З.П., Волкова Е.В., Кухарский А.В.* Моделирование составляющих водного и теплового балансов для речного водосбора с использованием спутниковых данных о характеристиках подстилающей поверхности // Метеорология и гидрология. 2010. № 3. С.118-133.

2. *Gelfan A., Muzylev E., Uspensky A., Startseva Z., Romanov P.* Remote Sensing Based Modeling of Water and Heat Regimes in a Vast Agricultural Region // Remote Sensing – Applications. Ed. Boris Escalante-Ramirez. InTech – Open Access Publisher, Rijeka, Croatia. 2012. Chapter 6. P.141–176.

3. *Музылев Е.Л.,Успенский А.Б., Старцева З.П., Волкова Е.В., Кухарский А.В. Успенский С.А.* Моделирование водного режима территории крупного сельскохозяйственного региона с использова-

нием данных измерений геостационарных метеорологических спутников //Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса. 2013. Т.10. № 3. С.53-65.

4. *Zoya Startseva, Eugene Muzylev, Elena Volkova, Alexander Uspensky, Sergey Uspensky.* Water and heat regimes modelling for a vast territory using remote-sensing data// International Journal of Remote Sensing. 2014. V.35. N 15. P. 5775-5799.

5. *Волкова Е.В.* Определение сумм осадков по данным радиометров SEVIRI/Meteosat-9,10 и AVHRR/NOAA для Европейской территории России // Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса. 2014. Т.11. № 4. С. 163-177.

НЕКОТОРЫЕ АСПЕКТЫ НЕОПРЕДЕЛЕННОСТЕЙ В ПРОГНОСТИЧЕСКИХ ОЦЕНКАХ КЛИМАТИЧЕСКИ ОБУСЛОВЛЕННОГО ИЗМЕНЕНИЯ СТОКА СЕВЕРНЫХ РЕК РОССИИ[10]

Насонова О.Н.[1], Гусев Е.М.[1], Володин Е.М.[2], Ковалев Е.Э.[1]
[1]Институт водных проблем РАН, г. Москва
[2]Институт вычислительной математики РАН, г. Москва
nasonova@aqua.laser.ru

На современном этапе для оценки влияния возможного изменения климата на речной сток наибольшее распространение получил подход, основанный на использовании гидрологических моделей и результатов расчетов по моделям общей циркуляции атмосферы и океана (AOGCMs: Atmosphere-Ocean Global Climate Models). Последние являются основным инструментом для получения физически обоснованных сценариев изменения климата, в свою очередь основанных на сценариях эмиссии парниковых газов в атмосферу. С помощью AOGCMs рассчитывается соответствующая заданным сценариям динамика метеорологических элементов в XXI веке, значения которых используются затем в гидрологических моделях для получения прогностических сценариев изменения гидрологических характеристик. Если пространственное разрешение расчетной сетки климатических моделей оказывается более грубым по сравнению с

[10]Работа выполнена при финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (проект № 14-05-00027).

масштабом гидрологических объектов, осуществляется приведение полей метеорологических элементов посредством процедуры статистического или динамического даунскейлинга для устранения несоответствия масштабов. Кроме того, для устранения систематических ошибок в рассчитанных метеорологических характеристиках осуществляется корректировка их значений или используется ансамблевый подход. Очевидно, что конечный продукт – гидрологические прогнозы будет содержать неопределенности, связанные с каждым из указанных этапов.

В данной работе рассматриваются неопределенности в оценках изменения речного стока ряда северных рек России, связанные с применением различных сценариев, моделей и методов, в том числе: сценариев эмиссии парниковых газов в атмосферу – RCP8.5 и RCP4.5, использованные при подготовке 5-го оценочного доклада IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change); различных моделей – AOGCM INMCM4.0 (Institute of Numerical Mathematic Climate Model, version 4.0) и LSM SWAP (Land Surface Model Soil Water – Atmosphere – Plants); разных методов корректировки прогностических метеорологических полей, рассчитанных по модели AOGCM INMCM4.0.

Глобальная климатическая модель AOGCM INMCM4.0, разработанная в Институте вычислительной математики РАН, состоит из двух основных блоков – моделей общей циркуляции атмосферы (с пространственным разрешением по долготе и широте 2°×1.5°) и общей циркуляции океана (с разрешением 1°×0.5°) [1]. LSM SWAP – физико-математическая модель взаимодействия подстилающей поверхности суши с атмосферой с распределенными параметрами [2-4]. Обе модели, наряду с другими гидрометеорологическими переменными, воспроизводят сток в каждой расчетной ячейке. Для получения стока в замыкающем створе авторами использована модель трансформации стока в речной сети (RRM: River Routing Model).

Настоящая работа выполнена на примере бассейнов двух рек Панарктического региона – Северной Двины и Колымы, расположенных в разных физико-географических условиях.

Северная Двина находится на севере Европейской части России. Для территории бассейна (площадью 357 000 км^2) характерны избыточное увлажнение (среднемноголетняя годовая сумма осадков изменяется от 650 мм на севере до 800 мм на юге-западе при сред-

негодовом потенциальном испарении ~ 400-500 мм). Среднемноголетний слой стока в замыкающем створе составляет около 310 мм/год.

Бассейн р. Колымы площадью 644 000 км^2 расположен в северо-восточной части Сибири; его характерными чертами являются экстремально низкие зимние температуры воздуха и наличие многолетней мерзлоты. Среднемноголетние годовые суммы осадков возрастают к югу от 150 мм до 250-300 мм. Среднемноголетний слой стока в замыкающем створе составляет около 190 мм/год.

Для модельных расчетов бассейн р. Северной Двины (до стоковой станции Усть-Пинега) был схематизирован в виде совокупности 62 ячеек с пространственным разрешением 1°×1° [5], а бассейн р. Колымы (до стоковой станции Колымская) – в виде 101 ячейки [6]. Для каждой расчетной ячейки были получены трехчасовые значения метеорологических элементов (включающих в себя осадки, приходящие потоки коротковолновой и длинноволновой радиации, температуру и влажность воздуха, атмосферное давление и скорость ветра) на основе расчетов по модели INMCM4.0 для исторического периода (1971-2005 гг.) и двух прогностических периодов (2026-2045 гг. и 2081-2100 гг.). Прогностические расчеты проводились для двух различных сценариев эмиссии парниковых газов в атмосферу: RCP8.5 (высокая эмиссия при отсутствии мер по ограничению выбросов парниковых газов в атмосферу) и RCP4.5 (умеренная эмиссия при умеренных ограничениях). Значения метеорологических полей использовались в качестве входной информации для расчетов речного стока по модели SWAP.

Необходимые для расчетов априорные значения модельных параметров были получены на основе одноградусных глобальных баз данных, подготовленных в рамках международного проекта GSWP-2 (Global Soil Wetness Project, phase 2) [7]. Для улучшения качества расчетов осуществлялась оптимизация ряда параметров с использованием суточных значений измеренного стока в замыкающих створах обеих рек. Оптимизация проводилась на основе автоматизированного алгоритма поиска глобального оптимума целевой функции SCE-UA (Shuffled Complex Evolution method, Университет Аризоны) [8]. В качестве целевой функции использовалась эффективность расчета *NS* суточного стока по Нэшу-Сатклифу [9]. При этом поиск максимума целевой функции проводился при условии, что систематическая ошибка расчета стока находится в пределах 5%.

Восемь модельных параметров были откалиброваны с использованием «реальной метеорологии» (данных наблюдений метеорологических станций) [10]. Полученный при этом набор оптимальных значений параметров назовем OPRM-8.

Помимо этого, для уменьшения возможных систематических ошибок в метеорологических полях были введены четыре корректирующих множителя к наиболее важным метеорологическим элементам (жидким и твердым осадкам и приходящим потокам радиации), которые калибровались одновременно с параметрами подстилающей поверхности. В этом случае калибровалось 11 параметров, поэтому полученный набор их оптимальных значений назовем OPRM-11.

Следует подчеркнуть, что указанные два набора оптимальных значений параметров были получены для «реальной метеорологии». Для их использования в расчетах по данным AOGCM INMCM4.0 последние необходимо привести в соответствие с указанной метеорологией, т.е. устранить систематические ошибки, неизбежно возникающие при расчетах по глобальным климатическим моделям. Это было сделано тремя способами.

Первые два способа представляли собой гибридизацию рассчитанных метеорологических полей с измеренными. При этом в рассчитанные значения метеорологических элементов были введены поправочные множители. В первом случае они определялись как отношения измеренных значений, осредненных по каждому бассейну и за весь расчетный период, к рассчитанным с помощью INMCM4.0 значениям. Откорректированные таким образом метеорологические поля назовем COR1. Во втором случае корректирующие множители для всех метеорологических элементов (за исключением коротковолновой радиации) представляли собой отношения среднемесячных измеренных значений к соответствующим рассчитанным по INMCM4.0. Для коротковолновой радиации при расчете корректирующих множителей принимался во внимание суточный ход радиации. Гибридизированные таким образом трехчасовые метеорологические поля назовем COR2. Отметим, что второй подход был описан и реализован в [11].

Наконец, третий подход состоял в перекалибровке модели SWAP с использованием метеорологических полей, рассчитанных по INMCM4.0 для современного периода. При этом калибровалось 11 параметров и было получено два набора их оптимальных значе-

ний: OPGM-11 и OPHM-11. Первый соответствует нескорректированным, а второй – гибридизированным (вторым способом) метеорологическим полям.

Все полученные наборы оптимальных параметров были использованы для расчетов гидрографов речного стока обеих рек с помощью модели SWAP. Прежде всего, следует остановиться на историческом периоде и сопоставить рассчитанные гидрографы с данными соответствующих измерений стока в замыкающем створе каждой реки. Результаты сопоставления обобщены в табл. 1, где наряду с расчетами по модели SWAP, приведены результаты расчета стока по INMCM4.0.

Таблица 1 – Статистические характеристики соответствия измеренных (x_{sim}) и рассчитанных (x_{obs}) гидрографов стока рек Северной Двины и Колымы на основе моделей SWAP и INMCM4.0

Статистические характеристики	INMCM 4.0	SWAP					
		OPRM-8	OPGM-11	COR1, OPRM-8	COR2, OPRM-8	COR2, OPRM-11	COR2, OPHM-11
р. Северная Двина (1972-2003)							
x_{sim}, мм/год	284	344	294	275	266	272	284
x_{sim}/x_{obs}	0.97	1.17	1.00	0.94	0.90	0.93	0.97
Bias,%	-3.8	16.8	0.1	-6.4	-9.9	-7.8	-3.6
NS	0.70	0.60	0.77	0.73	0.63	0.68	0.73
р. Колыма (1978-1998)							
x_{sim}, мм/год	371	370	200	197	166	165	196
x_{sim}/x_{obs}	1.92	1.92	1.04	1.02	0.86	0.85	1.02
Bias,%	92.0	92.0	3.5	2.2	-14.0	-14.8	1.5
NS[*]	-0.20	-0.46	0.64	0.63	0.57	0.57	0.62

[*]Эффективность *NS* рассчитана для месячных значений стока.

Как следует из табл. 1, калибровка параметров модели SWAP (с различными наборами оптимальных значений параметров и различными способами корректировки систематических ошибок в исходных метеорологических полях) совместно с четырьмя поправочными множителями к метеорологическим элементам (см. OPGM-11 в табл. 1) привела к наилучшим результатам для обеих рек. Результаты расчета стока по INMCM4.0 можно признать вполне удовлетворительными для р. Северной Двины и неудовлетворительными для р. Колымы. Последнее, главным образом; связано с низким ка-

чеством воспроизведения климатической моделью осадков для бассейна р. Колымы, превысившим результаты измерений на 90%.

Сценарные прогнозы речного стока были получены для двух вышеуказанных сценариев (RCP4.5 и RCP8.5) и для двух периодов: (a) 2026-2045 и (b) 2081-2100. Для удобства обозначим их как 45a и 45b, 85a и 85b. В табл. 2 обобщены прогнозируемые относительные изменения годового речного стока (нормированные на среднемноголетние значения измеренного годового стока за современный период), рассчитанные по моделям INMCM4.0 и SWAP (с различными наборами оптимальных значений параметров и различными способами корректировки систематических ошибок в прогностических метеорологических полях).

Таблица 2 – Относительные изменения годового слоя стока (%) рек Северной Двины и Колымы, полученные по моделям SWAP и INMCM4.0 для различных климатических сценариев и периодов

Сценарий	INMCM 4.0	SWAP								
		OPGM-11	COR1, OPRM-8	COR2, OPRM-8	COR2, OPRM-11	COR2, OPHM-11	Среднее*	Min*	Max*	Δ=max-min
р. Северная Двина										
45a	0.6	1.1	-0.3	1.6	0.6	1.6	0.9	-0.3	1.6	1.9
45b	8.5	18.2	14.3	17.3	13.4	17.9	16.2	13.4	18.2	4.8
85a	4.0	10.0	8.3	9.8	8.1	10.3	9.3	8.1	10.3	2.2
85b	10.6	26.3	20.4	24.0	19.0	27.2	23.4	19.0	27.2	8.2
р. Колыма										
45a	-	1.4	2.8	3.9	5.8	5.4	3.9	1.4	5.8	4.4
45b	-	13.9	13.5	15.1	19.3	17.9	15.9	13.5	19.3	5.8
85a	-	-0.1	0.1	0.7	2.2	1.3	0.8	-0.1	2.2	2.3
85b	-	25.6	25.7	25.4	30	31.7	27.7	25.4	31.7	6.3

*Среднее, минимальное и максимальное значения приведены для расчетов по SWAP.

С применением модели SWAP получено пять вариантов расчета стока для каждого климатического сценария и прогностического периода. Различия между этими вариантами иллюстрируют неопределенности в прогностических оценках стока, связанные с применением того или иного способа корректировки исходных метеорологических полей. Как следует из табл. 2, указанные различия невелики – для р. Колымы они составляют от 2.3 до 6.3% в зависимости от сценария, а для р. Северной Двины – от 1.9 до 8.2%. Различия между моделями немного больше: в среднем SWAP прогнозирует

увеличение стока р. Северной Двины для сценариев 45a, 85a, 45b и 85b соответственно на 0.3, 5.3, 7.7 и 12.8% выше по сравнению с INMCM4.0.

На основе результатов, приведенных в табл. 2, можно также получить представление о неопределенностях в оценках стока, связанных с выбранным климатическим сценарием (путём сопоставления 45a с 85a и 45b с 85b). Для р. Северной Двины в 2026-2045 гг., в соответствии с расчетами по INMCM4.0, можно ожидать увеличения годового стока на 0.6% или 4%, соответственно при умеренной и высокой эмиссии парниковых газов. Аналогичные оценки по SWAP (осредненные по 5 вариантам расчета) составляют 0.9% (варьируя от -0.3% до 1.6%) и 9.3% (изменяясь от 8.1% до 10.3%). Для следующего прогностического периода 2081-2100 гг. увеличение годового стока (по сравнению с современным периодом) по INMCM4.0 составит 8.5% или 10.6% соответственно при умеренной и высокой эмиссии парниковых газов, по SWAP – в среднем 16.2% (изменяясь от 13.4% до 18.2%) и 23.4% (варьируя от 19.0 до 27.2%).

Литература

1. *Володин Е.М., Дианский Н.А., Гусев А.В.* Воспроизведение современного климата с помощью совместной модели общей циркуляции атмосферы и океана INMCM 4.0 // Известия РАН. Физика атмосферы и океана. 2010. Т. 46. № 4. С. 1–17.

2. *Gusev Ye. M., Nasonova O. N.* Modelling heat and water exchange in the boreal spruce forest by the land-surface model SWAP // J. Hydrology. 2003. V. 280. № 1-4. P. 162-191.

3. *Гусев Е.М., Насонова О.Н.* Моделирование процессов тепловлагообмена суши с атмосферой в локальном масштабе для территорий с многолетней мерзлотой //Почвоведение. 2004. №9. С. 1077-1092.

4. *Гусев Е.М., Насонова О.Н.* Моделирование тепло- и влагообмена поверхности суши с атмосферой. М.: Наука, 2010. 328 с.

5. *Гусев Е.М., Насонова О.Н., Джоган Л.Я., Ковалев Е.Э.* Моделирование стока р. Северной Двины с использованием модели взаимодействия поверхности суши с атмосферой SWAP и глобальных баз данных // Водные ресурсы. 2011. Т. 38. № 4. С. 439-453.

6. *Гусев Е.М., Насонова О.Н., Джоган Л.Я.* Физико-математическое моделирование многолетней динамики суточных значений речного стока и снегозапасов в бассейне р. Колымы // Водные ре-

сурсы. 2015. (в печати)

7. *Dirmeyer P., Gao X., Oki T.* The Second Global Soil Wetness Project. Science and Implementation Plan // IGPO Publication Series, Silver Spring: International GEWEX Project Office. 2002. N 37. P. 1-75.

8. *Duan Q., Sorooshian S., Gupta V.K.* Effective and efficient global optimization for conceptual rainfall runoff models // Water Resour. Res. 1992. V. 28. № 4. P. 1015–1031.

9. *Nash J.E., Sutcliffe J.V.* River flow forecasting through conceptual models: 1 A discussion of principles // J. Hydrol. 1970. V. 10. № 3. P. 282-290.

10. *Гусев Е.М., Насонова О.Н., Джоган Л.Я., Ковалев Е.Э.* Использование модели взаимодействия подстилающей поверхности суши с атмосферой для расчетов речного стока в высоких широтах // Водные ресурсы. 2008. Т. 35. № 2. С. 181-195

11. *Zhao M., Dirmeyer P.* Production and Analysis of GSWP-2 near-surface meteorology data sets // COLA Techn. Rep. 2003. № 159. P. 1-38.

РОЛЬ НОВОСИБИРСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА В РЕГУЛИРОВАНИИ СТОКА ВЕРХНЕЙ ОБИ И ФОРМИРОВАНИИ КАЧЕСТВА ВОДЫ[11]

Савкин В.М., Двуреченская С.Я.
Институт водных и экологических проблем СО РАН,
Новосибирский филиал, г. Новосибирск
savkin@iwep.nsc.ru, dvur@iwep.nsc.ru

Проблемы удовлетворения потребностей населения и отраслей экономики крупных регионов пресной водой, обусловленные внутригодовой неравномерностью речного стока, могут быть решены путём регулирования стока и созданием крупных водохранилищ, что является одной из основных задач современной водохозяйственной науки. Актуальность проблемы связана с тем, что в России регулирование стока рек находится на уровне Китая и Индии, отстает от США и Канады; в то время как в РФ за 3 месяца весеннего половодья формируется 60% водных ресурсов рек, в Китае – 48%,

[11]Работа выполнена при финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (проект №13-05-00937).

Канаде – 46%, США – 35%, Бразилии – 32%. К сожалению, вопросам регулирования стока рек в настоящее время у нас уделяется мало внимания; пример этому – VI и VII Гидрологические съезды, в работе которых не была представлена секция «Регулирование стока».

В середине 50-х годов XX века предусматривалось создание в бассейне реки Оби шести ГЭС с водохранилищами: Батуринское и Киреевское (севернее Новосибирска), Чулымское, Тымское и Вахкское – на Средней Оби, а также ряд ГЭС на р. Катуни и её притоках [1]. Самой мощной ГЭС с подъемом уровня воды 170 м стала бы Катунская (Еландинская) ГЭС с контррегулятором – Чемальской ГЭС (с напором 41м). Как известно, эти объекты не были построены, и регулирование стока реки Оби в настоящее время ограничено Новосибирской ГЭС и Новосибирским водохранилищем.

Новосибирское водохранилище (рис. 1) в среднем аккумулирует 13,4% притока. В зависимости от водности года это значение изменяется от 9 до 18,5%, но даже такое неглубокое сезонное регулирование стока вызывает снижение расходов воды в апреле-мае на 29% от естественных, что позитивно влияет на хозяйственные и природные условия нижнего бьефа. Сток в декабре-марте увеличился и составляет 112-120% от естественного. Влияние водохранилища прослеживается на протяжении реки до 600 км (г. Колпашево), где сток в декабре-марте составляет 104-132% естественного, в остальное время – 82-96%.



Рис. 1 – Схема Новосибирского водохранилища

Основное поступление воды в Новосибирское водохранилище происходит в мае-июне (в отдельные годы в апреле и июле). От общего объема притока р. Оби аккумуляция воды в водохранилище составляет: в апреле–8,9%, мае-июле – 58,6%, августе – 9,6%, сентябре-октябре – 12,5%, ноябре-марте –10,8%. Максимальные сбросы воды в нижний бьеф происходят также в мае-июне, их величины составляют: в мае – 11-26%, в июне – 12-24% от общего годового расхода воды. В зависимости от водности года величина притока в мае-июне может изменяться от 22,4 км^3 в многоводный до 8,6 км^3 в маловодный год. [2].

Уровенный режим водохранилища определяется правилами использования его водных ресурсов. В целом многолетний режим уровней воды характеризуется тремя типовыми фазами. Первая из них – интенсивное повышение уровня воды в результате заполнения водохранилища стоком весеннего половодья. В зависимости от особенностей весеннего периода составляется прогноз для диспетчерских графиков подъема уровня воды. Наполнение водохранилища осуществляется либо в течение одного этапа для многоводного весеннего периода (особенно первой волны половодья), либо в течение двух этапов. По первому этапу наполнение водохранилища происходит довольно быстро (18-20 суток), скорость подъема уровня составляет от 18 до 28 см/сут. Двухэтапный подъем на первой стадии характеризуется интенсивным подъемом уровня воды (до 20 см/сут), а на второй – подъем замедляется до 5-10 см/сут.

Средняя продолжительность периода весеннего наполнения водохранилища до отметки нормального подпорного уровня (НПУ) составляет 47 суток, но в отдельные годы может увеличиваться (1963 г. – 85 суток, 1997 г. – 137 суток). В этот период уровень воды в водохранилище часто поднимают до форсированных отметок НПУ (+20 см), а общий подъем уровня иногда достигает 5,2-5,5 м.

Вторая фаза – летняя стабилизация уровня на отметках НПУ и его кратковременных повышениях на 0,2-0,5 м. Продолжительность этого периода колеблется в широких пределах, зависит от водности года и режимов работы ГЭС, а также гидрологической и водохозяйственной обстановки в нижнем бьефе. В отдельные годы (2014 г.) уровень воды на отметках НПУ сохраняется до конца декабря, а продолжительность его превышает 200 суток.

Третья фаза (осенне-зимняя сработка) зависит от приточности к водохранилищу. Изменение скорости понижения уровня 1-5 см/сут.

Общая продолжительность сработки уровня воды от НПУ до УМО (уровень мёртвого объёма) составляет около 190 суток или в среднем ~ 50% от продолжительности цикла годовых колебаний уровня воды в водохранилище. Колебания уровней воды в водохранилище, обусловленные приточностью и сбросами, во многом определяют гидродинамические, гидрохимические и гидробиологические процессы, развивающиеся на водохранилище [3].

Для выяснения влияния водохранилищ на формирование гидрохимического режима качество воды в качестве модельного объекта рассмотрено Новосибирское водохранилище по всей протяженности водоема, а также его нижний бьеф. Оценка роли водохранилища во внутриводоемных процессах, связанных с формированием качества вод и состояния их загрязненности, проводилась на основе статистической обработки результатов химических анализов и показателей комплексной оценки степени загрязненности поверхностных вод, рассчитываемых в соответствии с [4]. За основу принимался *комбинаторный индекс загрязненности воды* (КИЗВ) за год**,** учитывающий число случаев и кратность превышения нормативных значений ПДК для каждого химического ингредиента в течение конкретного года. Для примера были взяты различные по водности годы. Отнесение к определенному классу качества воды проводилось с учетом КИЗВ и оценочных баллов загрязненности КПЗ (критических показателях загрязненности), а также количества учтенных показателей загрязненности в соответствии с РД 52.24.643 – 2002. Для расчета комбинаторного индекса загрязненности воды и оценки класса качества воды был использован обязательный перечень ингредиентов, включающий 15 показателей: растворенный в воде кислород, органическое вещество (по значению $БПК_5$, ХПК), фенолы, нефтепродукты, нитрит-ионы, нитрат-ионы, ионы аммония, железо общее, ионы меди, цинка, никеля, марганца, хлориды, сульфаты [5].

Как следует из табл. 1, значения КИЗВ воды в нижнем бьефе водохранилища по сравнению с входным створом уменьшались в 2006-2008 гг. и в 2010 г. (качество воды улучшалось) и увеличились в 2009г. (качество воды ухудшалось). Наибольший вклад в общую оценку степени загрязненности воды во входном створе вносили ионы железа, марганца и меди, которые достигали уровня критических показателей загрязненности. В нижнем бьефе наибольший вклад в общую оценку степени загрязненности воды также вносили

ионы железа, марганца и меди, но уровня КПЗ они достигали лишь в 2009-2010гг., что и повлияло на класс качества воды.

Таблица 1 – Сопоставление КИЗВ и классов качества воды на входном створе Новосибирского водохранилища и нижнем бьефе гидроузла

Годы	Входной створ		Нижний бьеф	
	КИЗВ	Класс качества	КИЗВ	Класс качества
2006г.	53,23	очень загрязненная	44,55	загрязненная
2007г.	47,84	очень загрязненная	34,29	загрязненная
2008г.	46,52	очень загрязненная	39,74	загрязненная
2009г.	42,18	очень загрязненная	43,29	грязная
2010г.	41,56	очень загрязненная	39,50	очень загрязненная

Следует отметить, что оценка качества воды водохранилищ по принятым в настоящее время комплексным интегральным показателям не отражает истинной картины загрязненности воды. В связи с этим отнесение воды к определенному классу качества следует считать условным, так как указанные показатели не дают возможности разделить вклад природной и антропогенной составляющих. Более корректно сопоставление концентраций химических веществ с региональными фоновыми значениями, что позволяет вычленить вклад антропогенного загрязнения.

Таким образом, показано, что водохранилище в целом, несмотря на значительный антропогенный пресс, оказывает позитивное влияние на качество воды, при этом в основном не наблюдается её загрязнения на участке от входного створа к плотине.

Авторы выражают благодарность зав. отделом по контролю качества природных и сточных вод ФГУ «ВерхнеОбьрегионводхоз» Т.М. Булычевой за участие в подготовке материалов статьи.

Литература

1. *Савкин В.М., Двуреченская С.Я.* Перспективы создания новых водохранилищ ГЭС Сибири, опыт длительной эксплуатации существующих //Комплексные исследования водохранилищ. Межвузовский сборник научных трудов, посвященный 90-летию со дня рождения Ю.М. Матарзина (под ред. А.Б. Китаева и В.Г. Калинина). Пермский государственный научно-исследовательский университет. Пермь, 2014, С. 96-102.

2. *Савкин В.М., Двуреченская С.Я.* Ресурсные и водноэкологические проблемы комплексного использования Новосибирского водохранилища // Водные ресурсы. 2014. Т.41. №4. С.456-465.

3. Многолетняя динамика водно-экологического режима Новосибирского водохранилища / В.М. Савкин, С.Я. Двуреченская, Н.И. Ермолаева [и др.]; отв. ред. О.Ф. Васильев. Институт водных и экологических проблем, Российская академия наук, Сибирское отделение. – Новосибирск: СО РАН, 2014 – 393 с.

4. РД 52.24.643 – 2002 «Метод комплексной оценки степени загрязненности поверхностных вод по гидрохимическим показателям». Росгидромет. СПб.: Гидрометеоиздат, 2003. 36 с.

5. *Двуреченская С.Я., Булычева Т.М., Савкин В.М*. Водноэкологические особенности формирования гидрохимического режима Новосибирского водохранилища// Вода: химия и экология. 2012, №9. С.8-13.

ХАРАКТЕР МНОГОЛЕТНИХ КОЛЕБАНИЙ МИНИМАЛЬНОГО МЕСЯЧНОГО СТОКА ВЕРХНЕЙ КОЛЫМЫ ЗА ЛЕТНЕ-ОСЕННИЙ ПЕРИОД (на примере притока воды к водохранилищу Колымской ГЭС)[12]

Ушаков М.В.
Северо-Восточный комплексный НИИ им. Н.А. Шило ДО РАН,
г. Магадан
mvilorich@narod.ru

Как известно, во второй половине XX века на планете начался процесс глобального потепления, в том числе и на большей части Северо-Восточной Азии [1, 2]. Судя по многолетнему ходу температуры воздуха в бассейне р. Колымы, на Северо-Востоке России этот процесс продолжается и сейчас (рис. 1 а). Отмечается также статистически значимый тренд на увеличение атмосферных осадков (рис. 1б). Эти изменения должны сказаться на гидрологическом режиме, в том числе и на минимальном стоке.

В работе ставится цель проанализировать многолетние колебания минимального месячного стока Верхней Колымы за летне-

[12]Работа выполнена при финансовой поддержке гранта ДВО РАН, проект № 12-III-А-09-196.

осенний период. Для этого проведен анализ рядов месячного притока воды к водохранилищу Колымской ГЭС (площадь водосбора 61500 км^2).

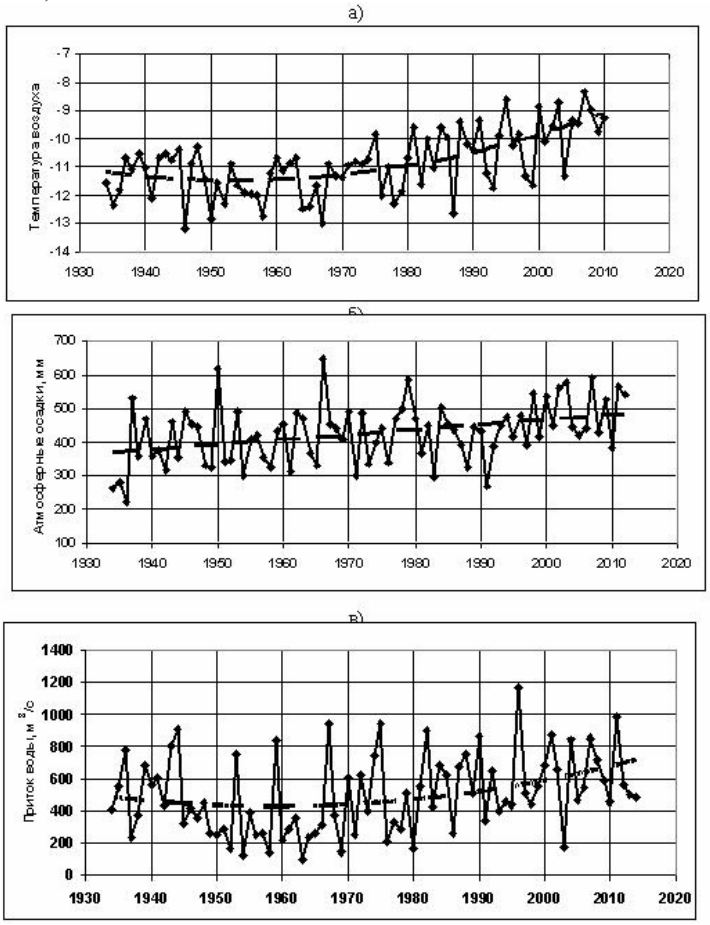


Рис. 1 – Многолетний ход среднегодовой температуры воздуха (а), годовой суммы атмосферных осадков (б) в п. Усть-Среднекане и минимального месячного притока воды к водохранилищу Колымской ГЭС за летне-осенний период (в). Пунктиром проведены линии тренда

Характерной особенностью рассматриваемой территории является резко континентальный холодный климат, сплошное распространение многолетней мерзлоты, которое прерывается сквозными или надмерзлотными таликами. Внутригодовое распределение сто-

ка рек отличается значительной неравномерностью. В теплую часть года (май-сентябрь) протекает основная масса воды (94-98%). Бурные и обильные паводки во время таяния снега и продолжительных дождей чередуются с сильным обмелением в засушливый период. Глубокая летне-осенняя межень, как правило, приурочена к сентябрю, но в некоторые годы сильное обмеление рек происходит в июле, августе.

В работе использовались данные фонда научно-оперативных материалов по гидрологическим прогнозам Колымского управления по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды (Колымское УГМС) и база метеорологических данных Всероссийского научно-исследовательского института гидрометеорологической информации – Мирового центра данных (ВНИИГМИ-МЦД) [3].

На рис. 1 приведен также многолетний ход минимального месячного притока воды к водохранилищу Колымской ГЭС (рис. 1 в), который показывает наличие в нем тренда на повышение, что согласуется с тенденцией потепления и увеличения осадков.

Климатические изменения стока более отчетливо определяются по динамике скользящих 30-летних средних (рис. 2). Как следует из приведенного графика, с 80-х годов XX века выборочные «нормы» стока, рассчитанные за 30 лет, начинают увеличиваться. В XXI веке этот рост замедляется.

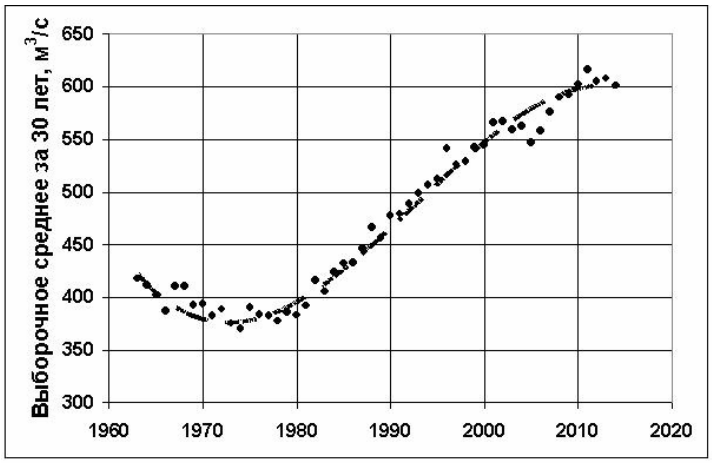


Рис. 2 – Динамика скользящих 30-летних средних минимальных месячных притоков воды к водохранилищу Колымской ГЭС за летне-осенний период (пунктирной линией проведена сглаживающая функция)

Поведение выборочной «нормы» во времени можно описать полиномом 3-й степени

$$\overline{Q}_{30,i} = -7{,}0730509 \cdot 10^{-3} i^3 + 42{,}2840550705 \cdot i^2 - 84252{,}2i + 5{,}595329 \cdot 10^7,$$

где i – год (четыре цифры).

Исходный ряд минимального месячного притока Q_i представим в отклонениях от линии тренда следующим образом:

$$\Delta Q_i = Q_i - Q_i^{'},$$

где i – год; $Q_i^{'}$ – ордината линии тренда.

Спектральный анализ ряда притока после элиминации тренда показал, что в многолетних колебаниях минимального месячного притока воды к водохранилищу Колымской ГЭС за летне-осенний период имеются циклы 7 и 8 лет (рис. 3). Спектральная плотность рассчитывалась с использованием весовой функции Хэмминга, доверительная граница оценивалась по критерию Тьюки [4].

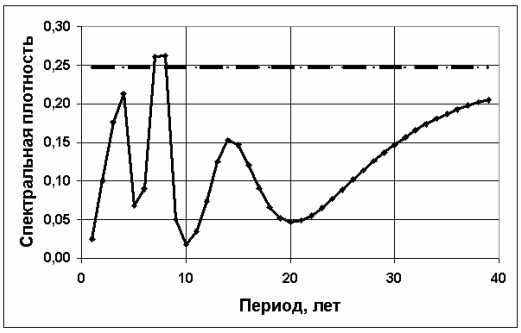


Рис. 3 – Спектрограмма минимального месячного притока воды к водохранилищу Колымской ГЭС за летне-осенний период (тренд удален). Пунктиром проведена доверительная граница при уровне значимости 10 %

Можно сказать, что повышение температуры воздуха при наличии многолетней мерзлоты и увеличение атмосферных осадков приводят к увеличению минимального летне-осеннего стока.

Литература

1. *Пономарев В.И., Каплуненко Д.Д., Крохин В.В.* Тенденции изменений климата во второй половине XX века в Северо-Восточной Азии, на Аляске и северо-западе Тихого океана // Метеорология и гидрология. 2005. № 2. С. 15-26.

2. *Ушаков М.В.* Современные изменения термического режима холодного сезона на Российском Дальнем Востоке // Экологические проблемы северных регионов и пути их решения: Материалы V всероссийской научной конференции с международным участием, ч. 3/ Институт проблем промышленной экологии Севера КарНЦ РАН. Апатиты: КНЦ РАН. 2014. С. 209-211.

3. URL: http://meteo.ru/data/

4. *Шелутко В А.* Численные методы в гидрологии. – Л.: Гидрометеоиздат. 1991. 239 с.

МОДЕЛИРОВАНИЕ ПРОТОЧНОСТИ ВОЛГО-АХТУБИНСКОЙ ПОЙМЫ ДЛЯ ОЦЕНКИ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО БЛАГОПОЛУЧИЯ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ

Шаталова К.Ю., Болгов М.В.
Институт водных проблем РАН, г. Москва
k.shat@mail.u

Функционирование Волго-Ахтубинской поймы и ее экосистемы определяется главным образом гидрологическим режимом Волжско-Камского каскада (ВКК). В бассейне Нижней Волги, вследствие работы ВКК, произошло существенное снижение межгодовой изменчивости важнейших гидрологических параметров – уровней и расходов воды на пике половодья, сокращение продолжительности фазы подъема, резкое увеличение интенсивности роста и спада уровня воды и изменение термического режима Нижней Волги. Кроме того, в последние десятилетия произошли заметные климатические изменения в условиях формирования стока в бассейне реки Волги – увеличился меженный сток и сократился сток весеннего половодья. Все это оказало негативное влияние на состояние Волго-Ахтубинской поймы.

Для обводненности Волго-Ахтубинской поймы, наряду с режимом попусков в нижнем бьефе Волгоградского гидроузла, существенно и распределение воды между р. Волгой и р. Ахтубой. Особенностью рассматриваемой территории является то, что в верхней части поймы – от начала до г. Ахтубинска (150-170 км), русло Ахтубы расположено выше русла Волги, и существует уклон водотоков от Ахтубы к Волге [1]. В результате верхняя часть Волго-Ахтубинской поймы заполняется водой, в первую очередь, из Ахту-

бы. Так как западная часть поймы, расположенная ближе к руслу Волги, приподнята, то залитие ее водой в период половодья происходит при более высоких горизонтах, т.е. Волга заливает лишь незначительную площадь пространства поймы вдоль своего русла (до 6-8 км шириной). К тому же, волжские воды существенно раньше и быстрее возвращаются в русло. Основная масса пропускаемой через плотину Волжской ГЭС воды (90-95%) проходит по руслу р. Волги, имеющей больший уклон.

Таким образом, современное неблагополучное состояние экосистемы Волго-Ахтубинской поймы связано с недостаточной водностью р. Ахтубы и водных объектов поймы, сформировавшейся в результате искусственно созданного гидрологического режима р. Волги. Одним из путей сохранения уникальной Волго-Ахтубинской поймы является увеличение количества поступающей в Ахтубу воды, поскольку простое углубление ее дна и расчистка ее русла не могут обеспечить поступление необходимого количества воды.

После строительства Волжской ГЭС истоком для р. Ахтубы стал Волго-Ахтубинский канал, берущий свое начало из р. Волги (старое русло Ахтубы было перекрыто при строительстве плотины). В настоящей работе рассматривается схема, когда в старое русло Ахтубы принудительным образом дополнительно подается вода непосредственно из Волгоградского водохранилища. Исследования проводились с помощью гидродинамической модели бассейна Нижней Волги, созданной в ИВП РАН на базе программного продукта “SOBEK”, разработанного Дельфтской гидравлической лабораторией (Голландия) [2].

В структуру модели включены все основные рукава рек Волги и Ахтубы, протоки дельты и Волго-Ахтубинской поймы, ширина которых в период межени превышала 20-25 м, и существующие в бассейне гидротехнические сооружения. Подробно структура модели изложена в [3].

Возможные режимы водоподачи исследовались на примере маловодного 2006 года. Весеннее половодье 2006 г. было исключительно маловодным, суммарный объем стока за половодье – 51.8 км^3, обеспеченность наивысших расходов (18300 м^3/сек) через Волжскую ГЭС составила 99.4%, в целом по 2 кварталу P=87%, а продолжительность периода половодья 41 сутки. Режим регулирования сбросов, по мнению местных специалистов, был для Волго-Ахтубинской поймы крайне неудачным [1].

Подача воды в старое русло Ахтубы реализовывалась в модели на спаде волны половодья при расходах в нижнем бьефе ГЭС около 15000 м^3/сек и продолжительностью с 15.05.2006 г. до 4.08.2006 г. Изучалась эффективность нескольких вариантов подачи воды в старый исток р. Ахтубы: 50 м^3/сек, 150 м^3/сек, 300 м^3/сек, 500 м^3/сек.

Следует отметить, что за счет дополнительной подкачки воды в исток Ахтубы изменить форму гидрографа весеннего половодья кардинальным образом не удается. Продолжительность половодья не увеличивается, а высота стояния уровня при максимальном варианте водоподачи (500 м^3/сек.) увеличивается примерно на полметра.

Это объясняется тем, что помимо географического расположения р. Ахтубы в целом выше р. Волги, произошли значительные изменения гидравлического режима руслового потока и, как следствие, режима размыва и накопления наносов ниже плотины ГЭС. Уровень воды в русле Волги в меженный период понизился примерно на 1.5 метра, а вход в Волго-Ахтубинский канал оказался существенно заполнен наносами [4]. Таким образом, подаваемая вода по системе ериков и проток частично сбрасывается из Ахтубы в Волгу.

На рис. 1 приведен модельный гидрограф в Волго-Ахтубинском канале при варианте расчета без дополнительной водоподачи в р Ахтубу. Как следует из рисунка, расход воды в канале не имеет отрицательных значений, т.е. смены направления потока не наблюдается, в то время как при дополнительной водоподаче такое явление возможно.

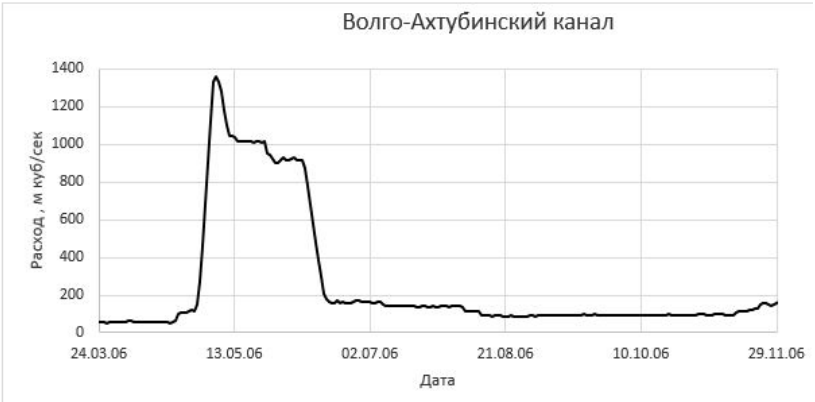


Рис. 1 – Модельный гидрограф в Волго-Ахтубинском Канале, 2006 г.

Гидрографы на рис. 2 иллюстрируют вышесказанный тезис о перетоке воды из Ахтубы в Волгу при дополнительной водоподаче. Примерно через месяц после начала подкачки (13.06) на спаде половодья начинается сток воды из Ахтубы в Волгу, который заканчивается 6 августа, то есть практически одновременно с окончанием подачи воды.



Рис. 2 – Модельный гидрограф расходов воды в Волго-Ахтубинском канале, 2006 г. с дополнительной подкачкой 300 и 500 м^3/сек.

Для реализации схемы, учитывающей предотвращение оттока воды в канал, в модели был создан дополнительный узел, моделирующий работу шлюза-регулятора (вододелителя), расположенного в Волго-Ахтубинском канале. Шлюз-регулятор закрывается при начале водоподачи в исток Ахтубы на спаде половодья и открывается после окончания подкачки.

Расчеты гидравлического режима системы водоподачи показывают, что обеспечение прямой водоподачи из Волгоградского водохранилища расходами более 300 м^3/сек сопровождается значительными техническими сложностями, связанными с пересечением коммуникаций и ростом скоростей течения вблизи мест стоянки судов, поэтому в дальнейшей работе рассматривались варианты с дополнительной подкачкой воды с расходами 50, 100 и 300 м^3/сек.

Рассмотрим работу подпитывающей системы. В первом входном граничном узле в качестве входных значений задавался гидрограф расходов воды в нижнем бьефе Волжской ГЭС в 2006 г. Во входном граничном узле, расположенном в шлюзовом канале, расходы задавались равными 15 м^3/сек, соответственно величине потерь на шлюзование. Подкачка в старое русло реки Ахтубы (третий

входной граничный узел) начиналась на спаде половодья при расходе примерно 15000 м^3/сек и продолжалась до стабильного установления расходов около 5800 м^3/сек, соответственно, это период от 15.06 до 04.08.2006 г. В выходных граничных узлах задавались соответствующие уровни Каспийского моря за 2006 г. Шлюз-регулятор в Волго-Ахтубинском канале моделировался плоским затвором шириной 200 м и включался в тот же период.

Анализ результатов моделирования показал, что даже в маловодный год подкачка воды в размере 50 м^3/сек не эффективна, поскольку расходы воды в канале, поступающей из Волги, ее превышают; в связи с чем дальнейшее исследование авторы сочли не целесообразным.

Интересен вариант расчета по маловодному 2006 г. с разным режимом подкачки воды в Ахтубу: 300 м^3/сек – с 15.05 по 01.08 (как в предыдущем примере), 100 м^3/с – с 5.08. по 15.08; вододелитель на Волго-Ахтубинском канале включен с 15.06 по 15.11. Результаты расчета для п. Средняя Ахтуба приведены на рис. 3 и 4.

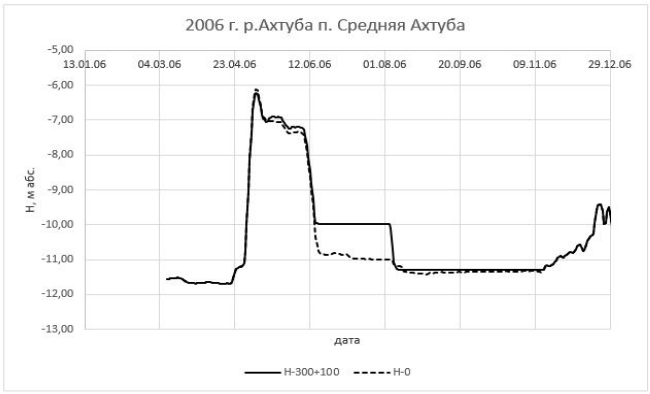


Рис. 3. – Модельные уровни воды в р. Ахтуба при дополнительной водоподаче в р. Ахтубу и без нее, с учетом работы вододелителя; H(0) – без водоподачи; H(300+100) – с водоподачей

Результаты расчетов показывают, что предложенный способ моделирования гидрологического режима и режима проточности водоемов и водотоков гораздо более эффективен, чем используемые сегодня в практике различные регрессионные уравнения, связывающие режимные характеристики (уровни воды, расходы, продолжительность, приращения и т.п.) для пойменных водоемов и водотоков. Во-первых, сведения о таких характеристиках, как прави-

ло, отсутствуют, поскольку для их получения требуются обширные многолетние мониторинговые наблюдения и работы, а во-вторых, в силу очевидной упрощенности, эти методы не работают в условиях нарушенного антропогенным фактором гидрологического режима.

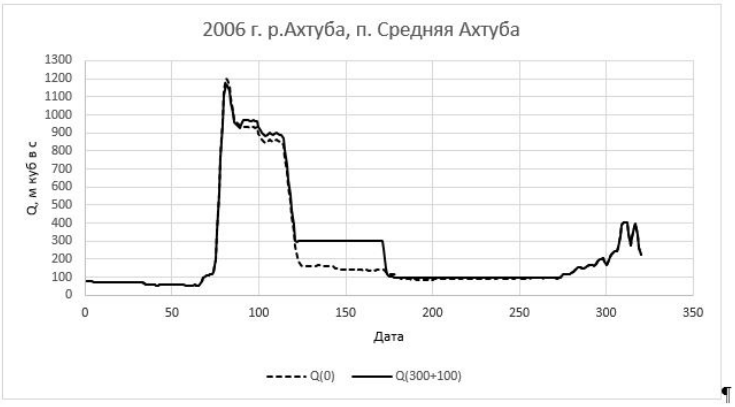


Рис.4 – Модельные расходы воды в р. Ахтуба при дополнительной водоподаче в р. Ахтубу и без нее, с учетом работы вододелителя; Q(0) – без водоподачи; Q (300+100) – с водоподачей.

Изучение эффектов, получаемых в результате реализации схем и объемов водоподачи в исток р. Ахтубы с помощью предлагаемой моделирующей системы показало, что необходимы дополнительные регулирующие сооружения, обеспечивающие реализацию требований к водообмену водоемов и водотоков Волго-Ахтубинской поймы.

Литература

1. *Горяйнов В.В., Филиппов А.В., Плякин А.В., Золотарев Д.В.* Экологическая безопасность природно-хозяйственных систем Волого-Ахтубинской поймы: структура и организация мониторинга водного режима. Волгоградское научное издательство. 2007. 109 с.

2. Sobek-rural. Delft Hydraulics Software manual / Delft. Delft Hydraulic 2004. 250 p.

3. *Болгов М. В., Красножон Г.Ф., Шаталова К.Ю.* Компьютерная гидродинамическая модель Нижней Волги// Водные ресурсы, 2014, том 41, № 1. С. 10–23.

4. Отчет о научно-исследовательской работе по Государств. контракту (№ гос. рег. 01201376234). Этап 1. ФГБУ ГОИН, 2013, 577 с.

Секция II. ***РАЗВИТИЕ МЕТОДОВ ПРОГНОЗИРОВАНИЯ ПРОЦЕССОВ ФОРМИРОВАНИЯ И ВОССТАНОВЛЕНИЯ КАЧЕСТВА ВОД, ОПРЕДЕЛЕНИЯ ДОПУСТИМЫХ ВОЗДЕЙСТВИЙ НА ЭКОСИСТЕМЫ ПРИ РАЗЛИЧНЫХ СЦЕНАРИЯХ АНТРОПОГЕННОЙ ДЕЯТЕЛЬНОСТИ И КЛИМАТИЧЕСКИХ ИЗМЕНЕНИЙ***

МОНИТОРИНГ ТЕХНОГЕННЫХ ИЗМЕНЕНИЙ МУТНОСТИ РЕЧНЫХ ВОД И ИХ ГИДРОЭКОЛОГИЧЕСКИЙ АНАЛИЗ[11]

Алексеевский Н.И., Промахова Е.В., Романченко А.О., Чалов С.Р.
МГУ им. М.В.Ломоносова, Географический факультет, г. Москва
hydroserg@mail.ru

Мониторинг содержания в воде взвешенных минеральных частиц – одна из задач системы наблюдений за изменением гидрологического состояния и режима рек. При решении комплекса научных проблем на конкретных участках рек приходится использовать косвенные методы контроля за содержанием в воде взвешенных частиц. Их применение сталкивается с комплексом ограничений в основном технического характера. Эффективность получения этой информации зависит от наличия калибровочных кривых, связывающих фактические (весовые) значения мутности с оптическими или яркостными характеристиками, косвенно характеризующими содержание в воде взвешенных минеральных частиц. В настоящей работе эти проблемы рассмотрены на примере рек Камчатки и бассейна р. Селенги.

При использовании оптических методов калибровочные кривые связывают мутность воды S, кг/м^3 и оптическую (нефелометрическую) мутность NTU, величина которой зависит от способности воды с находящимися в ней примесями рассеивать световой поток. Чем больше содержание примеси в воде, тем больше эта способность, больше величина NTU и, следовательно, мутность воды. Для изученных нами рек России характерно линейное соответствие между переменными:

[11]Исследования проведены при финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (проекты: №14-05-31351, №15-05-05515).

$$S = \alpha + bNTU, \quad (1)$$

где $\alpha = 7{,}27$; $b = 0{,}82$ –эмпирические параметры.

Для конкретных рек коэффициенты этого уравнения зависят от зональных условий формирования стока воды и наносов, степени антропогенной нагрузки на водосборы, фазы водного режима, гранулометрического состава взвешенных частиц, их генезиса (русловые, бассейновые) и других факторов. Полученные зависимости $S = f(NTU)$ отличает высокая достоверность, для большинства групп рек коэффициент корреляции превышает 0,90. Исключение составляет совокупность водотоков на склонах вулканов, для которых характерны уникальные условия формирования мутности. Угловой коэффициент b в зависимости (1) для разных групп рек нелинейно возрастает при увеличении диаметра взвешенных частиц d: $b = 0{,}65e^{4{,}79d}$. Взвешенные частицы одинаковой массы и разного диаметра неоднозначно влияют на оптическую мутность: её величина возрастает при более мелком составе взвеси и уменьшается при более крупном. Свободный член уравнения (1) α зависит от максимальной мутности воды S_{max} и скорости течения v в соответствии с уравнением множественной регрессии:

$$\alpha = 21{,}5 - 0{,}0024S_{max} - 48{,}1v. \quad (2)$$

Он также возрастает при увеличении содержания в воде органических веществ. Их наличие в воде пропорционально количеству органического углерода во взвеси $C_{орг.}$ Например, для рек в бассейне Селенги зависимость между параметром a и величиной $C_{орг}$ имеет линейный убывающий характер ($r = 0{,}86$):

$$\alpha = -25{,}0 \cdot C_{орг} + 170. \quad (3)$$

Дистанционные методы измерения мутности основаны на способности водных объектов излучать, рассеивать и поглощать электромагнитные волны в зависимости от содержания в воде взвешенных частиц [1]. Разное содержание в воде взвешенных минеральных частиц, органических и биологических субстанций определяет различия в величине отраженного излучения, регистрируемого специальной аппаратурой. Оно влияет на оптические характеристики воды, её яркость и определяется величиной DN. Ключевую роль при этом играет спектральная плотность энергетической яркости L_i [2] и коэффициент отражения (спектральной яркости) ρ^*, поскольку

$$S = \varphi(DN, L_i, \rho^*). \quad (4)$$

Обоснование калибровочных функций типа (4) сводится к обработке цветных синтезированных снимков, оценке яркости пиксе-

лей в каждой спектральной зоне и расчету индексных изображений. Результаты оценки яркости пикселей сопоставляются с мутностью, полученной в натурных условиях. Получаемые при этом регрессионные зависимости аналитически связывают оптическую мутность и значения коэффициентов спектральной яркости одного спектра [3]. Нередко более эффективны мультиспектральные регрессии [4]. Возможность применения космических методов для оценки мутности речных вод зависит от качества съемочной аппаратуры (разрешения снимков).

Обработка данных по рекам Камчатки показала, что для рек, ширина которых меньше 5 м, могут применяться только снимки высокого разрешения (0,5 м; Worldview). На снимках с меньшим разрешением насыщение воды взвешенными частицами не подлежит идентификации вследствие некачественного изображения водной поверхности. Ограничение размера водотоков по ширине русла для определения мутности по снимку с разрешением 3 м составляет 10 м. Для адаптации данной технологии применительно к условиям бассейна р. Селенги создана база подспутниковых измерений мутности воды и соответствующих космических снимков. Она характеризует условия формирования мутности в период паводка (июль-август) 2011 г. и межени (июнь) 2012 г.

Для периода паводков зависимость между переменными, соответствующими ближней инфракрасной зоне и диапазону мутности от 1,43 до 89,5 г/м^3, имеет вид (r = 0,82):

$$S = 1670\rho^* - 36{,}5. \quad (5)$$

В летнюю межень зависимость между S и ρ сохраняет линейный характер (при несовпадении эмпирических параметров (r=0,95):

$$S = 5000\ \rho^* - 186. \quad (6)$$

Величина этих параметров зависит от гранулометрического состава взвешенных частиц (в условиях паводка d = 0,04 мм, в межень – 0,08 мм), наличия в воде других примесей (планктон, взвешенные органические вещества, растворённые соли и др.). Их влияние изменяется для разных фаз водного режима, сезонов года, сочетаний факторов, влияющих на процессы смыва почв и разрушения горных пород. Средняя абсолютная погрешность расчётов по уравнению (5) составляет 6 г/м^3, а относительная – 10%. Погрешности использования уравнения (6) соответственно равны 23 г/м^3 и 29%. Наиболее приемлемые результаты метод обеспечивает в диапазоне изменения

мутности от 0 до 500 г/м^3. При бóльшем содержании в воде взвешенных частиц точность метода понижается. Максимальные проблемы его применения возникают при наличии в воде других (не минеральных) примесей.

Методы прямых и косвенных измерений мутности использованы для изучения особенностей трансформации мутности на участках мощного инженерного преобразования поверхности отложений в долинах и руслах рек при разработке месторождений россыпных месторождений благородных металлов, на участках организации переходов через реки транспортной инфраструктуры. Основное внимание уделено последствиям проведения горных работ на реках Камчатки и в бассейне р. Селенги. На таких участках сток взвешенных наносов W_R в пределах открытых разработок связан с поступлением минеральных частиц с естественных и нарушенных участков земной поверхности. К количеству минеральных частиц в речной воде на верхней границе участка, формирующихся в натурных условиях, добавляется поступление взвешенных наносов при эрозии руслоотводов, склоновой эрозии с отвалов, просачиванием вод со взвесью из технологических водоёмов и сбросом отработанных сточных вод. Уменьшение мутности при этом соответствует объему аккумуляции минеральных частиц.

Пространственная изменчивость содержания в воде взвешенных частиц для участков месторождения зависит от интенсивности техногенного воздействия. В зависимости от режима работы драг, сброса воды в бессточные карьеры, илоотстойники или непосредственно в водотоки мутность на выходе с разработок может в разной степени отличаться от фоновых значений. Для изученных рек степень изменения фоновой мутности под влиянием этих факторов изменялась в диапазоне от 1,6 до 600 раз. По мере уменьшения хозяйственной нагрузки сокращается и количество взвешенных частиц, поступающих в реки. На временной ход мутности воды в ручьях влияет не только выпадение атмосферных осадков, но и процессы водозабора на технологические нужды, фильтрация в стенки руслоотвода, изменение рельефа территории в связи с добычей металла и сброс сточных вод.

Максимальное воздействие горных работ на мутность речных вод в бассейне Селенги, характерно для нижнего течения р. Туул (Монголия) в районе Заамарского месторождения. В период прохождения летних паводков 2011 г. ниже разработок наблюдалось уве-

личение мутности почти в три раза (от 107 до 289 г/м^3). Ниже по течению содержание взвешенных частиц к устью Туула снижается в связи с их аккумуляцией в 1,6 раза (до 184 г/м^3). В летнюю межень содержание взвешенных частиц возрастает на участке поступления сточных вод в 1,6 раза (с 84,8 до 136 г/м^3), а к устью уменьшается в 1,8 раза (до 77,1 г/м^3). Аналогичные процессы характерны и для малой р. Бороо, на участке которой мутность воды в межень ниже месторождения золота увеличивается в 1,6 раза (с 39,2 до 64,2 г/м^3), а при прохождении летних паводков –в 8,8 раза (с 24,3 до 212 г/м^3).

Содержание взвешенных частиц может увеличиваться в результате сброса сточных вод с площадок проведения горных работ в 20 раз. Изменение мутности по длине водотоков ниже участков проведения горных работ зависит от соотношения составляющих баланса взвешенных наносов. В целом она уменьшается по мере удаления от зоны расположения техногенного источника наносов. Наличие в сточных водах горнодобывающего предприятия тонкодисперсных фракций часто обусловливает слабое уменьшение мутности воды по длине малых водотоков. После их впадения в более крупные реки уменьшение мутности воды происходит в основном в результате процессов разбавления. Уменьшение мутности воды ниже антропогенного источника минеральных частиц происходит за счет разбавления и аккумуляции наиболее крупных фракций взвеси; такая закономерность характерна и для участков сооружения транспортных переходов через реки. Их главное отличие – в относительной кратковременности влияния на изменение фоновой мутности и экспоненциальное убывание начальной мутности по мере удаления от створа перехода трубопровода, мостового перехода и т.п.

Трансформация мутности – один из основных абиотических факторов сукцессионного развития сообществ гидробионтов и, в частности, ихтиофауны. В зависимости от масштабов и продолжительности повышенного поступления в реки минеральных частиц возникает негативный эффект трансформации состояния рыб: частицы взвесей истирают покровы рыб, прежде всего, жаберный эпителий, снижают резистентность организма к инфекциям и вызывают токсикоз от растворенных металлов и ядовитых примесей. Пребывание в загрязненной среде сказывается на большинстве гемотологических показателей рыб, так как стресс приводит к отклонению их состояния от равновесного биохимического состояния организма. Воздействие минеральных частиц на рыб состоит в поврежде-

нии жаберного эпителия, а в конечном итоге – к нарушению метаболизма и гибели. Травмы жабр у мальков нерки, например, вызывает содержание в воде взвешенных частиц уже в количестве 3,2 мг/л [5]. Их концентрация 40 мг/л сопровождается увеличением плавательной активности, частоты дыхательных движений, а затем снижением подвижности и угнетением дыхания. Увеличение мутности до 240 мг/л приводит к восьмикратному увеличению спазматических движений жабер, а при 500 мг/л начинаются патологические изменения в составе крови и нарушения осморегуляции.

При оценке воздействия мутности на состояние гидробионтов предполагается, что при ее антропогенном увеличении содержание взвешенных веществ не должно превышать природный фон более чем на 0,25 мг/л для рыбохозяйственных водотоков высшей и первой категории, а для водотоков, содержащих в межень природной взвеси более 30 мг/л, допускается увеличение мутности на 5% и меньше [6]. Лососи предпочитают чистые прозрачные реки с минимальным количеством взвешенных частиц [7]. Пороговые концентрации взвеси, соответствующие уменьшению численности лососей, равны 100-300 мг/л [8]. Для лососей опасно продолжительное пребывание в воде с мутностью более 25-35 мг/л. Снижение численности хариуса и сигов в 4-20 раз в сибирских реках происходит при повышении природного фона мутности до 40-60 мг/л [9]. В водотоках района разработок россыпной платины в Корякии максимальные значения мутности с 2004 г. фиксировались в руч. Ольховый и превышали 100 мг/л, а в 2008-2011 гг. постоянно составляли не менее 2000-3000 мг/л. Уже в первый год после возникновения повышенного содержания минеральных частиц в воде в ручье не осталось рыбы. По мере увеличения мутности воды происходило снижение численности захода лососей в ручей и другие реки, постепенно исчезла их молодь. К 2011 г. в р. Левтыринываям (при мутности 40-50 мг/л) отмечалось присутствие единичных экземпляров лососевых рыб; в данном случае опасные для экосистем лососевых рек значения мутности воды соответствуют содержанию в воде минеральных частиц больше 25-35 мг/л.

Литература

1. *Вельтищев Н.Ф., Семенченко Б.А*. Дистанционные методы измерений в гидрометеорологии: учебное пособие. –М.: Издательство Московского университета, 2005. 129 с.

2. *Лабутина И.А*. Дешифрирование аэрокосмических снимков: Учебное пособие для студентов вузов. –М.: Аспект Пресс Москва, 2004. –184 с.

3. *Stumpf R.P., Arnone R.A., Gould R.W., Martinolich P.M., Ransibrahmanakul V*. A partially coupled ocean–atmosphere model for retrieval of water-leaving radiance from SeaWiFS in coastal waters / Eds.: S. B. Hooker, & E. R. Firestone. SeaWiFS Postlaunch Tech. Rep. Ser. 22: NASA Goddard Space Flight Cent, 2003. – P. 51–59.

4. *Koponen S., Ruiz-Verdu A., Heege T., Heblinski J., Sorensen K., Kallio K., Pyhalahti T., Doerffer R., Brockmann C., Peters M*. Development of MERIS lake water algorithms. ESAValidation Report, 2008. 65 p.

5. Опасные русловые процессы и среда обитания лососевых рыб на Камчатке/ Под ред. С.Р.Чалова, В.Н. Лебедева, А.С. Чаловой. – М.: Изд-воВНИРО, 2014. – 240 с.

6. Нормативы качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов ПДК вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения. – М.: ИздвоВНИРО, 2011. – 257 с.

7. *Леванидов В.Я*. Экосистемы лососевых рек Дальнего Востока // Беспозвоночные животные в экосистемах лососевых рек Дальнего Востока. –Владивосток: ДВНЦ АН СССР. 1981.–С. 3–21.

8. *Herbert D.W.M., Richards J.M*. The growth and survival of fish in some suspensions of solids of industrial origin // Int. J. Air Wat. Poll, 1963. –V. 7. –P. 297–302.

9. *Зюсько А.Я., Русанов В.В*. Состояние популяций хариуса в районах проведения горных работ// В кн.: Экологическая обусловленность фенотипа рыб и структура их популяции/ под ред. Добринской Л.А. 1989.–М.: АН СССР. С. 125–128.

К МЕТОДОЛОГИИ ЭКОТОКСИКОЛОГИЧЕСКОГО ИЗУЧЕНИЯ ФОРМИРОВАНИЯ И ВОССТАНОВЛЕНИЯ КАЧЕСТВА ВОД В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННЫХ НАГРУЗОК В ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОДНЫХ ОБЪЕКТАХ

Бакаева Е.Н.[1], Игнатова Н.А.[2]
[1]Институт водных проблем РАН, Гидрохимический отдел, г. Ростов-на-Дону
[2]Гидрохимический институт, г. Ростов-на-Дону
rotaria@mail.ru

Антропогенный прессинг на гидросферу привёл в настоящее время к снижению биологической полноценности поверхностных вод. Это означает, что поверхностные воды утрачивают способность быть комфортной средой обитания для гидробионтов и безопасным продуктом их питания из-за наличия повсеместно констатируемых негативных процессов в водных экосистемах. Возможность обратимости или необратимости возникающих нарушений в состоянии водной экосистемы обеспечивается гидробионтами. Именно биологический слой является огромной «очистительной фабрикой», имеющей особое значение в формировании и обновлении качества вод [1]. Существует целый ряд программ разного уровня по охране, очистке природных поверхностных водоемов и рациональному водопользованию. Европейская экологическая система пресной воды курируется панъевропейской программой «Пресная Вода». Всемирный фонд живой природы (WWF) старается объединить мероприятия, проводимые в России и Европе, в партнерскую организацию по пяти основным направлениям: Политика, Охрана, Управление, Восстановление и Уменьшение загрязнения окружающей среды. Основная цель, сформулированная WWF –«сохранить и восстановить функции и целостность пресноводных экосистем ради всего живого», едина для всех мировых программ. В последние годы определилась концепция необходимости перехода от усложненных и перегруженных информацией исследований к более продуктивным разработкам, направленным на выявление приоритетных принципов и механизмов, контролирующих функционирование экосистем и поиск интегральных зависимостей [2].

Казалось бы, очевидная прямая зависимость «концентрация загрязняющих веществ – комфортность состояния гидробиоты», не

подтверждается. Об этом свидетельствуют многочисленные попытки в последнее время классифицировать качество среды по химическому составу, к сожалению оказавшиеся несостоятельными. Этот «парадокс» объясняет утверждение В.И. Вернадского [3], что «вся химия водоема больше всего меняется жизнью». Расширение сферы анализируемых ингредиентов, не проясняет картину, скорее, наоборот, усугубляет загруженность информацией. Попытки выявления корреляционных зависимостей и каких-либо репрезентативных взаимодействий пока не эффективны, особенно в тех случаях, когда анализируется объединенная информация по гидрохимическим, гидробиологическим и санитарно-гигиеническим параметрам.

Каждая экосистема находится в динамическом равновесии и, согласно принципу Ле Шателье-Брауна, старается сохранить гомеостаз, выдвигая одно из необходимых в данный момент звеньев на борьбу с воздействием, поступающим извне, в том числе загрязняющих веществ. И это даёт основание разработки одного из направлений исследований по изучению формирования и восстановления качества водных экосистем, которому в настоящее время соответствует экотоксикологический подход. Поскольку отличительное положительное свойство поверхностных вод – относительно быстрое самообновление их качества обеспечивается биотой, то и возможность осуществления этого процесса (самоочищение) можно определить только по наличию и отклику гидробионтов.

Экотоксикологический подход к анализу антропогенного воздействия занимает важнейшее место в стратегии мониторинга окружающей природной среды и, в частности, водных объектов. На этих принципах базируются как национальные системы и программы мониторинга окружающей среды, так и международные исследовательские программы, реализуемые в рамках деятельности крупных международных организаций и проектов (программы Европейской Экономической Комиссии ООН, Международной академии безопасности окружающей среды (IAES), Научного комитета НАТО и др.) [4].

Предмет исследований экотоксикологии – экосистема, а соответствующие показатели являются индикаторами её общего состояния, «экологического благополучия». Экотоксикология отличается от классической токсикологии, изучающей эффекты отдельных химических веществ [4]. В настоящее время разработаны принципиальные схемы использования биологических методов для оценки

качества вод и донных отложений [5]. Каждый из указанных методов имеет свои особенности, плюсы и минусы, которые подробно изложены в монографии [5]. Там же обсуждены особенности методов биотестирования поверхностных вод (в отличие от сточных вод) и донных отложений.

В связи с тем, что в настоящее время оценка токсичности пресноводных экосистем включена в число обязательных характеристик экологического состояния водных объектов многих европейских государств и США, актуальным становится получение объективной информации о токсичности вод водных объектов, подверженных разнообразному по характеру антропогенному воздействию [6]. В числе приоритетных направлений при исследовании водных экосистем следует особо выделить следующие: во-первых, подбор и использование биологических методов, адекватно отражающих ситуацию в экосистеме, поскольку токсичность проявляется в отношении только живых объектов; во-вторых, поиск интегральных показателей отклика гидробионтов, характеризующих состояние водной экосистемы.

К первому направлению относится разработка комплекса биологических методов, включающего биоиндикацию и биотестирование. При оценивании качества поверхностных вод важно знать, в первую очередь, потенциал возможностей самовосстановления водных экосистем. Только структурно-видовой состав ценозов водных экосистем, получаемый соответствующим гидробиологическим методом, может дать максимально достоверную информацию о качестве водной среды. В целом это методическое направление по изучению сообществ экосистем (ценозов) носит название «биоиндикация». Получить адекватную оценку изменений состояния поверхностных водных объектов в части их качественных показателей вод и донных отложений можно с помощью биотестирования [7]. К настоящему времени разработано несколько десятков методик биотестирования; поэтому для получения объективной гарантированной биологической информации перед исследователем-экологом стоит экспертная задача, которая, по-сути, заключается в грамотном составлении комплекса экотоксикологических методов, соответствующих особенностям изучаемого водного объекта.

Второе направление – это выделение из существующей триады методов определения качества вод (биоиндикация, биотестирование, аналитические) тех, которые основаны на общих интегральных

показателях, а также подключение к определению выбранных интегральных показателей других методов, например физических.

В настоящее время в поверхностных водных объектах наиболее острыми процессами, приводящими к ухудшению качества вод, являются эвтрофирование и токсификация (экзогенная и эндогенная); характеристики этих процессов приведены в табл.1. Степень эвтрофирования биологическими методами оценивают по общим интегральным показателям: концентрация хлорофилла *а* и биомасса фитопланктона.

Таблица 1 – Биологические характеристики эвтрофирования [8]

Показатель	Последствия
Увеличение биомассы микроводорослей в целом	Блокировка солнечного света
	Уменьшение содержание кислорода
	Повышение содержания органических веществ за счет большого количества отмерших клеток – эвтрофирование
Последовательная смена видов планктоценозов	Замена реопланктона на потамопланктон
	Преобладание в фитопланктоне *Cyanophyta* и *Chlorophyta*
Изменение характера сезонной динамики и структуры фитопланктона	В фитоценозах снижается роль *Bacillariophyta* и *Chrisophyta*, увеличивается – *Cyanophyta*, *Dinophyta,* *а* также роль *Chlorophyta* и *Euglenophyta*
Увеличение содержания хлорофилла *а*	Важный показатель величины нагрузки питательными органическими веществами
	Важный показатель потенциальной гипоксии
Токсификация эндогенная (токсичность по биотестированию)	Угроза токсического отравления людей и животных гепато- и нейротоксинами, выделяемыми *Cyanophyta*
	Ухудшение органолептических качеств воды за счет большого отмершего фитопланктона
Токсификация экзогенная (токсичность по биотестированию)	Ухудшение органолептических свойств воды за счет промышленных, бытовых и сельскохозяйственных стоков

Для определения концентрации хлорофилла *а* используют контактные аналитические методы и широко применяемые для морских и океанических вод – дистанционные. По их данным рассчитывают биомассу фитопланктона, однако полученные результаты не всегда точны и адекватны, поскольку существует понятие «фи-

зиологическое состояние живых организмов». Для фитопланктона – это состояние пигментного комплекса, которое может различаться при его одинаковой биомассе. Кроме того, неизвестен видовой состав, в частности, потенциально токсичные сине-зелёные микроводоросли (цианобактерии, Cyanophyta). В связи с этим, дистанционное определение хлорофилла *a* (при наличии соответствующих приборов, оборудования и экономического преимущества) – это скрининг для ориентировочной оценки с последующим обязательным подключением экотоксикологических (биоиндикация и биотестирование) и аналитических исследований.

Определение интегральных показателей фитоценозов отражает только автотрофный уровень функциональной структуры экосистемы. Жесткость этой структуры обязывает обратить внимание на остальные её компоненты, в частности консументы первого порядка. В связи с этим в водной экосистеме большое значение имеет определение присутствия и состояния гетеротрофов, причём именно консументов первого порядка, особенно тех, которые по способам питания являются фильтраторами, способными очищать воды, концентрируя в себе загрязняющие вещества.

Знание видового состава автотрофов и гетеротрофов позволяет, например, предположить усиление токсичности вод по наличию потенциально токсичных видов сине-зеленых микроводорослей (цианобактерий). Появление гетеротрофов второго порядка на аналогичной кормовой базе приводит либо к недостатку корма для «аборигенных» гидробионтов, либо к уменьшению количества организмов-фильтраторов, составляющих их кормовую базу. Этот процесс наблюдается с конца 90-х годов в Азовском море после инвазии гребневика Mnemiopsis lejdii (т. Ctenophora), являющегося конкурентом в питании личинкам рыб.

Поступательная динамика структуры экосистемы происходит под однонаправленным действием силы экологического фактора, в частности антропогенного (его усиления или ослабления). Количественные и качественные изменения гидробионтов свидетельствуют о положительном или негативном состоянии экосистемы. Интегральные биологические характеристики при экотоксикологическом изучении поверхностных водных объектов дают адекватную информацию о происходящих процессах (табл. 2).

Таблица 2 – Интегральные биологические характеристики для оценки экотоксичности водных экосистем [9 с дополнениями]

Метод	Характеристика	Показатель	Метод	Оценка
Биоиндикация	Сапробность водной толщи	Виды-индикаторы органического загрязнения (от олиго до полисапробных)	Гидробиологический и сапробиологический анализ биоценозов водной толщи	Значение индекса сапробности, или процентный состав видов разных степеней сапробности
	Сапробность донных отложений		Гидробиологический и сапробиологический анализ биоценозов донных отложений	
	Трофность вод	Биомасса первого трофического звена (автотрофов)	Гидробиологические структурно-видовые показатели фитопланктона	Уровень трофности по биомассе фитопланктона
		Концентрация хлорофилла *a*	Аналитический/ дистанционный	Уровень трофности по концентрации хлорофилла *a*
	Функциональная структура экосистемы	Соотношение трофических уровней	Гидробиологический	Нарушение соотношения трофических уровней
Биотестирование	Токсичность водной толщи	Регистрируемые в соответствии с биотестом тест-показатели	Биотестирование по набору биотестов (минимум трём)	ОТД, ПО/ТД, ХТД
	Токсичность донных отложений (ДО)	Регистрируемые в соответствии с биотестом тест-показатели	Биотестирование неизменённых ДО по набору биотестов (минимум трём) Биотестирование водных экстрактов ДО по набору биотестов (минимум трём)	ОТД, ТД,ХТД
ОТД – острое токсическое действие, ПО/ТД – подострое токсическое действие, ХТД – хроническое токсическое действие				

Таким образом, методология экотоксикологического изучения формирования и восстановления качества вод в условиях антропогенных нагрузок в поверхностных водных объектах складывается из методик определения интегральных показателей состояния гидробионтов (биоиндикация) и отклика представительных тест-объектов из числа основных ценозов водных экосистем (биотестирование). Синхронное изучение интегральных биологических характеристик водной и донной составляющих экосистем позволяет получить наиболее объективную информацию о формировании и восстановлении качества вод, поскольку «вся химия водоёма меняется жизнью» [3].

Литература

1. *Винберг Г.Г.* Пути количественного исследования роли водных организмов как агентов самоочищения загрязненных вод // Ра-

диоактивные изотопы в гидробиологии и методы санитарной гидробиологии.– М.: Наука, 1964. С. 21-36.

2. *Hauhs M., Neal C., Hooper R., Christophersen N*. 1996. Summary of a workshop on ecosystem modeling: The end of an era? Sci. Total Environ.183: 1–5.

3. *Вернадский В.И.* Живое вещество.– М.: Наука, 1978. 358 с.

4. *Никаноров А.М., Бакаева Е.Н., Хоружая Т.А*. Результаты и перспективы использования экотоксикологических методов контроля в системах мониторинга поверхностных вод //Десять лет сотрудничества России и Беларуси в области гидрометеорологии и мониторинга загрязнения природной среды и перспективы его дальнейшего развития: Материалы науч.-практич. конф. 12-14 декабря 2006. М. С.33-35

5. *Бакаева Е.Н., Никаноров А.М.* Гидробионты в оценке качества вод суши.– М.: Наука, 2006. 236 с.

6. *Бакаева Е.Н., Никаноров А.М., Игнатова Н.А*. Динамика токсичности поверхностных вод бассейна реки Дон в пределах мегаполиса по многолетним данным биотестирования // Водные ресурсы. 2015.Т.42. №1. С.63-70.

7. Положение об осуществлении государственного мониторинга водных объектов. Постановление Правительства РФ № 219 от 10.04.07.

8. *Бакаева Е.Н., Игнатова Н.А*. Экотоксичность вод Цимлянского водохранилища в период цветения сине-зеленых микроводорослей // Глобальная ядерная безопасность. 2012. № 4. С.14-20.

9. *Бакаева Е.Н., Никаноров А.М.* Биологические подходы к оценке экотоксикологического состояния водных экосистем //Известия высших учебных заведений. Северо-Кавказский регион. 2015. №1.

НАУЧНЫЕ И ТЕХНОЛОГИЧЕСКИЕ ОСНОВЫ ПРОЕКТИРОВАНИЯ АВТОМАТИЗИРОВАННЫХ СИСТЕМ МОНИТОРИНГА КАЧЕСТВА ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД СУШИ[12]

Баренбойм Г.М., Веницианов Е.В., Авандеева О.П., Чиганова М.А.
Институт водных проблем РАН, г. Москва
gbarenboim@gmail.com

Проблемы охраны природных вод суши и восстановления устойчивого экологического состояния водных объектов относятся к числу наиболее актуальных, в глобальном масштабе.

Россия богата водными ресурсами и суммарный водозабор составляет менее 2% от доступных водных ресурсов, однако вследствие неравномерности распределения ряд российских регионов испытывает дефицит воды применительно к некоторым видам водопользования, в первую очередь к питьевому и сельскохозяйственному потреблению. Особенно серьезной является проблема плохого качества вод, создающая дефицит воды даже при количественном избытке водных ресурсов.

По данным Государственного доклада «О состоянии и использовании водных ресурсов Российской Федерации в 2012 году» (более поздние аналогичные доклады отсутствуют) в 2012 г. на территории Российской Федерации было зарегистрировано 1913 случаев высокого и экстремально высокого загрязнения поверхностных вод. Согласно названному докладу в течение ряда лет поверхностные воды бассейна реки Волги в большинстве створов оценивались как «загрязненные» и «грязные».

Управление качеством вод невозможно без достоверной и полной информации об управляемой системе. Значительная часть такой информации генерируется путем инструментального наблюдения за водными объектами и природными и антропогенными факторами воздействия на них. Последующая обработка данных должна обеспечить управление качеством вод, используя варианты решений, сформированные на основе результатов этой обработки, включая моделирование и использование базы знаний. В целом, эти операции осуществляются системой мониторинга (СМ) водных объектов

[12] Работа выполнена при финансовой поддержке Российского научного фонда (проекта № 14-17-00672).

(ВО), которую можно рассматривать как информационную основу системы поддержки принятия решений с целью повышения эффективности использования и охраны водных ресурсов [1].

Современные автоматизированные СМВО представляют собой наукоемкие и высокотехнологичные системы, требующие достаточно больших затрат, и имеющие разные масштабы – от локального до бассейнового, а на административном уровне – от муниципального до регионального и федерального. При этом работа систем разного уровня должна быть согласована, основана на бассейновом принципе и возможности использования многолетних рядов данных наблюдений.

Методология проектирования таких СМВО со всеми прямыми и обратными связями между компонентами в настоящее время в России отсутствует. Она должна включать проектирование СМВО для комплекса «водосбор – река (водохранилище) – устье – море (озеро)» как единого целого. В работе рассматривается только СМВО с элементами мониторинга территории водосбора (ВС).

Первоначальной основой проектирования СМВО является детальный анализ состояния ВО и ВС как объектов мониторинга, включая географические, климатические, гидрогеологические, гидрологические, гидрофизические, гидрохимические, и гидробиологические аспекты состояния ВО, а также аспекты, связанные с его хозяйственным использованием и оценкой источников загрязнения.

Анализу также подлежит состояние уже существующих СМВО этого ВО и его ВС. Сведения, получаемые в результате предпроектного обследования, позволяют сформулировать цели и задачи проектируемого СМВО с учетом бассейнового принципа.

При проектировании СМВО, ориентированной на мониторинг качества вод, должно быть учтено все разнообразие веществ, загрязняющих данный ВО. Разработке подлежит также методология учета распределенных источников загрязнения вод и их вклада в общее загрязнение вод.

В результате различных видов хозяйственной деятельности на водосборных площадях и влияния природных факторов в бассейны крупных рек может поступать несколько тысяч различных химических соединений, которые под влиянием комплекса физико-химических и биологических факторов образуют большее число производных. Практически при мониторинге количество регистрируемых веществ исчисляется несколькими десятками.

При этом концентрации анализируемых веществ могут быть намного ниже ПДК, а вода, тем не менее, может проявлять значительную токсичность вследствие синергизма компонентов или наличия неучтенных ингредиентов. Это существенно сокращает информативность гидрохимических показателей. Естественным представляется использование биологических, в том числе гидробиологических методов с последующей оценкой экологических рисков. Однако только конкретный анализ химического состава вод дает возможность установить источники загрязнения. Поэтому обсуждаемые системы мониторинга должны базироваться как на гидрохимических, так и гидробиологических показателях.

Среди функций СМВО высокую сложность представляет анализ органических веществ, мониторинг которых необходим в силу того, что органические соединения имеют огромное значение в формировании качества вод и в жизнедеятельности гидробионтов; многие из них являются токсичными; среди них содержится подавляющее число мутагенов и канцерогенов. Некоторые органические соединения в водной среде и донных отложениях трансформируются, приобретая новую структуру и свойства, в том числе токсичность большую, чем у исходных веществ. В общем массиве химических соединений, известных человечеству, подавляющее большинство принадлежит органическим веществам. Особую роль в загрязнении водных объектов органическими веществами играют лекарственные вещества и их метаболиты [2].

В России мониторинг органических соединений водных объектов ведется в очень ограниченных и явно недостаточных масштабах по сравнению с их повсеместной распространенностью в окружающей среде. В развитии мониторинга лекарственных загрязнений вод Россия вообще отстает на 15–20 лет. Современные методы определения класса или индивидуальной химической структуры органических соединений чаще всего основаны на применении хромато-масс-спектрометрического анализа проб воды и донных отложений [3], требуют заметных затрат, квалифицированного персонала, наличия стандартных образцов анализируемых веществ, которые могут отсутствовать для вторичных продуктов и т.д. Оптимизация проектной разработки применительно к мониторингу органики может быть достигнута за счет создания ограниченного перечня приоритетных органических ксенобиотиков, первым этапом которого является формирование регистра химических веществ, используе-

мых или (и) производимых на территории водосбора с оценкой их вероятности (возможно, по экспертным оценкам) попадания в водную среду, оценкой опасности для гидробиоты и населения.

При этом оценка опасности должна производиться как по данным нормативных документов (ПДК, ОДК) отечественной и зарубежной разработки (последнее – в целях общей ориентации), так и с использованием международных, национальных и принадлежащим отдельным научным и образовательным организациям регистров (баз данных) опасных веществ, суммирующих их физико-химические характеристики и оценки биологической активности. Использование таких регистров также целесообразно при обнаружении в процессе мониторинга веществ, для которых отсутствуют нормативы. Так, например, в водах и донных отложениях Чебоксарского водохранилища было идентифицировано около 80-ти органических соединений, причем ПДК оказалась известны только для 9-ти.

При составлении таких приоритетных списков существенную помощь может оказать применение расчетных методов оценки токсичности, основанных на фундаментальной связи между химической структурой вещества и его биологической активностью (см. обзор в [4]). Должны быть также использованы различные базы данных, относящиеся к лекарственным веществам. Их применение, в частности, позволило по результатам аналитических исследований выявить в водных объектах – источниках питьевого водоснабжения Москвы 47 лекарств (активное начало) и 38 метаболитов лекарственного происхождения [4].

При проектировании СМВО следует принимать во внимание возможные экстремальные загрязнения ВО нефтью и нефтепродуктами. Высокие риски таких загрязнений существуют не только в районах добычи нефти, но при транспортировке и хранении нефти и нефтепродуктов, а также при переработке нефти.

Нефть представляет собой многокомпонентную смесь углеводородов (УВ) с примесью неорганических составляющих. При попадании в водный объект компоненты этой смеси распределяются по горизонтам толщи воды и донными отложениями в зависимости от своей плотности, гидрофильности/гидрофобности и других физико-химических свойств. Для контроля нефтегенного загрязнения вод в настоящее время определяется концентрация «нефтепродуктов» (термин в аналитике, характеризующий сумму гидрофобных УВ), что является достаточным для оценки опасности (путем срав-

нения с ПДК для «нефтепродуктов») для сравнительно небольших нефтегенных загрязнений.

Однако при экстремальных нефтегенных загрязнениях, связанных с аварийными разливами нефти или нефтепродуктов, такой подход недостаточен. Требуется оценка послойного, включая донные отложения, содержания основных индивидуальных УВ и/или их химических групп, хлорированных УВ, некоторых вторичных продуктов трансформации УВ, неуглеводородных компонентов нефти (тяжелых металлов, радионуклидов) и т.д. [5, 6]. Участки водных объектов, где возможны такие разливы, приводящие к чрезвычайным экологическим ситуациям, должны быть выделены в зоны повышенного экологического риска, которые, в свою очередь, требуют организации специальных видов мониторинга: профилактического, аварийного и поставарийного.

Перечень приоритетных показателей, по которым необходимо осуществлять мониторинг последствий аварийных разливов нефти и нефтепродуктов для конкретных типов (сортов) нефти следует определять заранее, т.е. создавая экологический «паспорт» нефти. Он должен включать качественную и количественную характеристики нефти по содержащимся в ней основным нефтегенным компонентам, с выделением перечня приоритетных загрязняющих веществ (ЗВ) и привносимых ими токсических эффектов. Также такой «экопаспорт» нефти позволяет идентифицировать источник аварийного разлива нефти в случае, если он не известен, по различным признакам, в том числе по соотношению отдельных нефтегенных компонентов, например металлов.

В целом, в процессе проектирования СМВО для каждого водного объекта необходимо разработать перечень приоритетных показателей, определяющих специфику и структуру загрязнения такого объекта, что производится на стадии предпроектных обследований.

Измерительные комплексы в рамках СМВО, в целом, должны использовать контактные и дистанционные методы измерения. Контактные методы реализуются путем прямого измерения в водном объекте или отбора проб и производства измерений в полевых/стационарных лабораториях. Носителями дистанционных измерительных средств могут быть наземные, водные, воздушные и космические платформы. Целесообразно использовать автоматические посты измерения компонентов качества воды, особенно в случае выявления зон высокого экологического риска на наблюдаемом ВО.

Для комплексной оценки качества вод и повышения надежности прогнозов используют методы биотестирования для оценки интегральной токсичности и биоиндикации. Помимо классических гидробиологических методов тестирования перспективным является использование биодатчиков клеточного, субклеточного, биохимического и молекулярного уровней, в том числе специализированных биодатчиков, полученных с использованием методов генной селекции и генетической инженерии и способных реагировать на присутствие определенных классов или индивидуальных химических соединений. Перспективным является применение узкоспецифичных биодетекторов, в которых реакция биологического детектора сразу вызывает изменение электрического сигнала.

Роль автоматизированных постов мониторинга с дистанционной передачей данных в составе СМВО должна быть значительно увеличена. Необходимо также четко определить оптимальные области применения мобильных и переносных лабораторий и увеличить долю измерений, осуществляемых непосредственно на водном объекте, в том числе в непрерывном режиме.

Информационная система мониторинга водных объектов помимо сбора и первичной обработки данных, активного использования ГИС, а также управления автоматическими постами должна обеспечивать возможность моделирования различных, связанных с качеством вод, процессов: гидрологических, отвечающих за перенос ЗВ в водном объекте; физико-химических, характеризующих обмен веществ между водной массой и донными отложениями; гидробиологических, способствующих деструкции и трансформации ЗВ. Информационная система должна также иметь возможность учета изменений антропогенной нагрузки на водосборе и в самом ВО, включая влияние глобальных климатических изменений на качество вод, оценку токсичности ЗВ (в том числе при их трансформации), в первую очередь, – опасных ксенобиотиков, а также прогностического моделирования качества вод в целом.

В рамках проектирования СМВО геоинформационные системы (ГИС) дают возможность перейти к использованию ГИС-моделей и методов математической статистики, в том числе определению корреляционных связей между различными слоями ГИС. Следует отметить необходимость построения в рамках ГИС экотоксикологических карт, отображающих распределение концентраций обнаруженных ксенобиотиков с указанием вида токсичности, карт распре-

деления источников загрязнения как слоев ГИС, представление коррелятивных отношений между ними. При этом следует разрабатывать варианты экспертных решений как сценариев для лиц, принимающих решения. Перспективным является использование в современных информационных системах мониторинга управляющих хранилищ, элементов искусственного интеллекта и других информационных технологий, позволяющих предлагать сценарии минимизации экологических рисков.

В целом, проектирование является необходимым, самостоятельным и наукоемким этапом создания систем мониторинга водных объектов.

Литература

1. *Баренбойм Г.М., Веницианов Е.В.* Современные проблемы мониторинга водных объектов// Статьи и тезисы. IX Междунар. симпозиум «Чистая вода России–2007».17 – 20 апреля 2007 г. Екатеринбург. Екатеринбург: ФГУП РосНИИВХ, 2007. С. 16-29.

2. *Баренбойм Г.М., Чиганова М.А.* Загрязнение поверхностных и сточных вод лекарственными препаратами // Вода: химия и экология, №10, 2012. С.40-46.

3. *Баренбойм Г.М., Чиганова М.А., Березовская И.В.* Особенности загрязнения поверхностных водных объектов компонентами лекарственных средств // Водное хозяйство России: проблемы, технологии, управление, № 3, 2014. С. 131-141.

4. *Баренбойм Г.М., Чиганова М.А.* Загрязнение природных вод лекарствами. – М.: Издательство «Наука», 2015. – 284 с. (в печати).

5. *Баренбойм Г.М.* Автоматизированные системы раннего обнаружения и мониторинга аварийного разлива нефти. Основные научные и технологические принципы /Г.М. Баренбойм, П.Ф. Шульженко, А.В.Галкин, Ю.М. Поляков.– М.: Саров: Российский федеральный ядерный центр–ВНИИ экспериментальной физики, 1998. 107 с.

6. *Авандеева О.П.* Методические аспекты мониторинга качества вод для зон повышенного экологического риска нефтегенных загрязнений (на примере Чебоксарского водохранилища): Автореф. дисс. канд. геогр. наук. – М., 2015. – 22 с.

ЧИСЛЕННОЕ МОДЕЛИРОВАНИЕ ПЕРЕНОСА ЗАГРЯЗНЕНИЙ ДЛЯ ЦЕЛЕЙ ОБЕСПЕЧЕНИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ БЕЗОПАСНОСТИ ВОДОПОЛЬЗОВАНИЯ
(на примере водотоков и водоемов Подмосковья)

Беликов В.В.[1], Борисова Н.М.[1], Кочетков В.В.[2]
[1]Институт водных проблем РАН, г. Москва
[2]НИИ энергетических сооружений, г. Москва
belvv@bk.ru

В течение 15 лет разрабатывалась гидродинамическая модель р. Москвы от Верхнемоскворецких водохранилищ до устья с учетом основных притоков (Руза, Истра, Пахра, Нерская, Северка) и 8 плотин, обеспечивающих условия водозабора и судоходства. В основу модели и реализующего ее программного комплекса «Река Москва» положены одномерные уравнения Сен-Венана и переноса примеси; для расчета стока с незарегулированной части водосбора применяется оригинальная модель диффузионной волны. При построении модели использовались данные о поперечных сечениях русел, лоцманские карты, чертежи и параметры водопропускных сооружений, гидрологические данные, измерения уровней и расходов воды на плотинах. Модель откалибрована на пропуске 11 половодий, в том числе при осуществлении гидравлических промывок русла р. Москвы в 1998, 1999 годах.

Программный комплекс «Река Москва» применяется для прогноза весенних половодий и летне-осенних паводков, прогноза притока к Рублевским водозаборам (обеспечивающим г. Москву питьевой водой) в период ледостава, для оптимизации работы гидроузлов в период половодий, для расчета переноса загрязнителей по русловой сети. Примеры решения некоторых задач представлены ниже.

Моделирование аварийного выброса с очистных сооружений г. Истры в феврале 2006 г. В период с 1 по 15 февраля 2006 г. наблюдались стабильные условия по сбросам с гидроузлов и боковой приточности: уровень верхнего бьефа Рублевской плотины - 128,57 м (колебания в пределах 2 см); сбросы Истринского гидроузла (ИГУ) – 11 м^3/с; Можайского гидроузла (МГУ) – 8 м^3/с; Рузского гидроузла (РГУ) – 7 м^3/с; Озернинского гидроузла (ОГУ) – 7 м^3/с; боковой приток колебался от 5 м^3/с до 8 м^3/с, на водозаборах Запад-

ной и Рублевской водопроводных станций забиралось около 32 $м^3/с$ (колебания в пределах $1м^3/с$).

Входные концентрации ОКБ и ОМЧ37 в месте аварии принимались по ближайшему пункту наблюдений Красновидово, и далее производился расчет переноса загрязнений по русловой сети. Выполнено сравнение концентрации ЗВ в контрольных створах, полученных натурными измерениями и расчетным путем (рис.1).



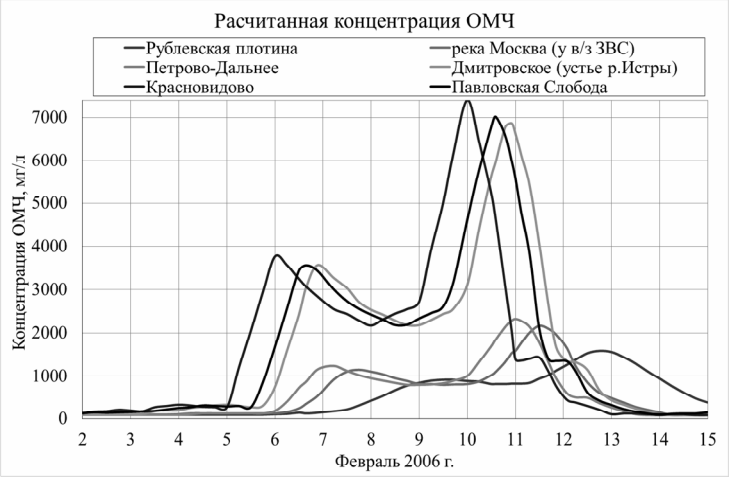


Рис.1 – Фактические и рассчитанные концентрации ОМЧ в контрольных створах в зависимости от времени

В некоторых створах наблюдалось удовлетворительное совпадение как по времени добегания, так и по максимуму концентраций, однако следует отметить неоднозначность данных измерений. Так, например, трудно объяснить существенно разные времена добегания для ОКБ и ОМЧ по фактическим данным. В расчетах получено завышенное время добегания для ОМЧ до Рублевского водозабора, а для ОКБ такого несоответствия нет. Также из анализа результатов видно, что измерения 1 раз в сутки ведут к потере максимумов концентраций (например, ОМЧ в створе Павловской Слободы, где по расчету максимум на 10,5 сут., а в измерениях эта точка отсутствует (см. рис.1).

По результатам моделирования были сделаны следующие выводы:

- в период аварийных сбросов загрязнений необходимо проводить измерения два или более раз в сутки, в том числе в максимальной близости от источника загрязнений;
- в зимний период необходимо знать ледовую обстановку на расчетном участке;
- для калибровки и верификации компьютерной модели необходимо иметь достаточно многочисленные и достоверные данные измерений.

Моделирование залпового выброса загрязняющего вещества и его разбавления. В один из периодов работы над программой «Река Москва» руководством Мосводоканала была поставлена задача моделирования разбавляющих попусков из верхнемоскворецких водохранилищ с целью определения их эффективности по снижению концентрации загрязнителя на Рублевских водозаборах. В качестве одного из вариантов расчета был выбран следующий: место выброса загрязняющего вещества – 16 км ниже Можайского гидроузла (МГУ) у д. Макарово; продолжительность выброса – 12 часов; расход загрязняющего вещества – 10 л/с; гидрологические условия – летняя межень.

Рассматривались следующие сценарии разбавляющих попусков:

- попуск МГУ: расход 50 $м^3$/с; продолжительность 1 сутки; начало попуска через 3 часа после начала выброса;
- попуск Рузского гидроузла (РГУ): расход 50 $м^3$/с; продолжительность 1 сутки; начало попуска через 3 часа после начала выброса;

- попуск Истринского гидроузла (ИГУ): расход 50 $м^3/с$; продолжительность 1 сутки; начало попуска через 72 часа после начала выброса.

Рассчитаны динамика распространения загрязнения с отображением на электронной топографической карте (рис.2), а также продольные профили концентрации загрязнителя при различных сценариях разбавления.

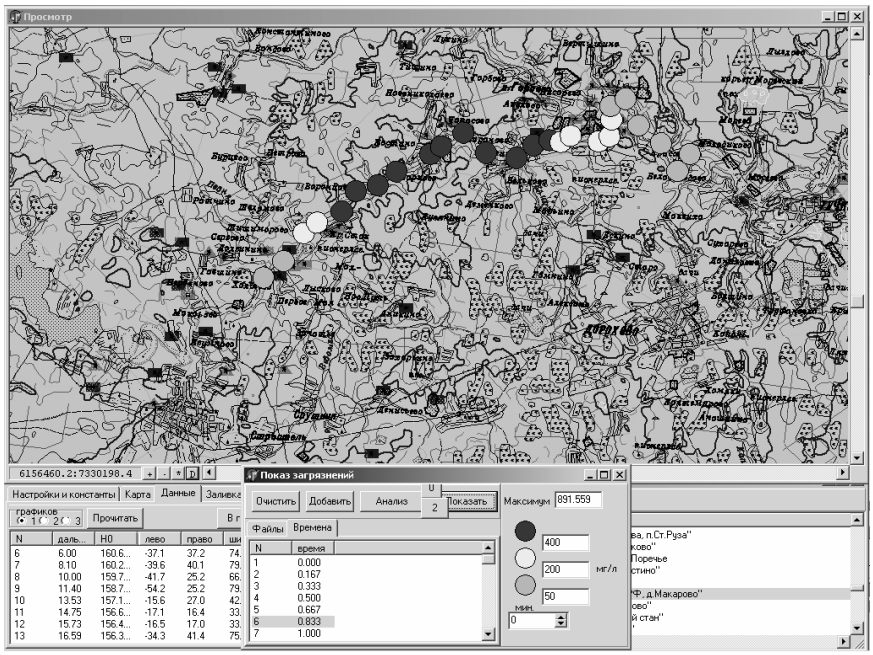


Рис. 2 – Концентрации загрязнителя (мг\л) в русле р. Москвы, отображаемые на электронной топографической карте

Сравнение вариантов разбавления:

попуск МГУ уменьшает максимальную концентрацию в створе П.-Дальнее на 20 %;

попуск РГУ уменьшает максимальную концентрацию в створе П.-Дальнее на 40 %;

попуск ИГУ уменьшает максимальную концентрацию в створе П.-Дальнее *в два раза***.**

Моделирование водообмена на акватории Яхт-клуба в Пестовском водохранилище. Рассматриваются мероприятия по улучшению процессов водообмена на акватории Яхт-клуба у д. Драчево.

Существенное расширение и углубление залива водохранилища при строительстве Яхт-клуба, а так же ограждение акватории от волновых воздействий (в том числе от проходящих судов) защитными молами уменьшает интенсивность водообмена и ухудшает качество воды, что недопустимо для зоны рекреации.

Целью исследования являлось моделирование процессов водообмена с учетом конструктивных особенностей сооружения (ограждающие молы), реальной батиметрии залива, факта прохождения крупнотоннажных судов, основных гидрометеорологических факторов (расходов впадающего в залив ручья и ветровых течений). Исследования проводились методами численного моделирования на основе двумерных уравнений мелкой воды (уравнений Сен-Венана) и уравнения переноса пассивной примеси. В результате расчетов построены скоростные поля стоковых и ветровых течений, поля концентрации примеси для различных сценариев развития событий, оценена интенсивность водообмена в акватории Яхт-клуба.

Расчеты показали, что стоковое течение (по впадающему в западный залив ручью) оказывает заметное влияние на водообмен в бухте только в периоды весенних половодий и дождевых паводков, а в период засушливой межени расходы в ручье настолько малы, что стоковое течение в бухте практически отсутствует. Для полного однократного замещения воды в бухте меженным расходом требуется около 170 суток, т.е. весь сезон рекреации.

Ветровые течения, особенно при ветрах западного направления, приводят к более интенсивному перемешиванию на акватории клуба, чем меженные стоковые течения, однако непроницаемые молы многократно ослабляют ветровую циркуляцию в водоеме. Применение конструкции молов с коэффициентом проницаемости 10% приводит почти к такой же интенсивности водообмена, что и для неогражденной молами акватории. Однако в западном и северном заливах акватории интенсивность водообмена остается недостаточной (рис. 3).

При условии защиты акватории Яхт-клуба от волновых воздействий слабопроницаемыми молами для обеспечения эффективного водообмена дополнительно требуются специальные инженерные мероприятия: установка аэраторов либо обеспечение проточности акватории путем закачки чистой воды из канала им. Москвы. С учетом выполненных исследований и при условии строительства молов проницаемостью не менее 10% можно оценить необходимый рас-

ход водоподачи величиной 0,3–0,4 м^3/с, причем только в отдельные периоды жарких летних месяцев. При такой водоподаче полное замещение объема воды в акватории будет происходить (с учетом ветровых течений) приблизительно за одну декаду (10 суток), что гораздо интенсивнее водообмена в существующих естественных условиях.

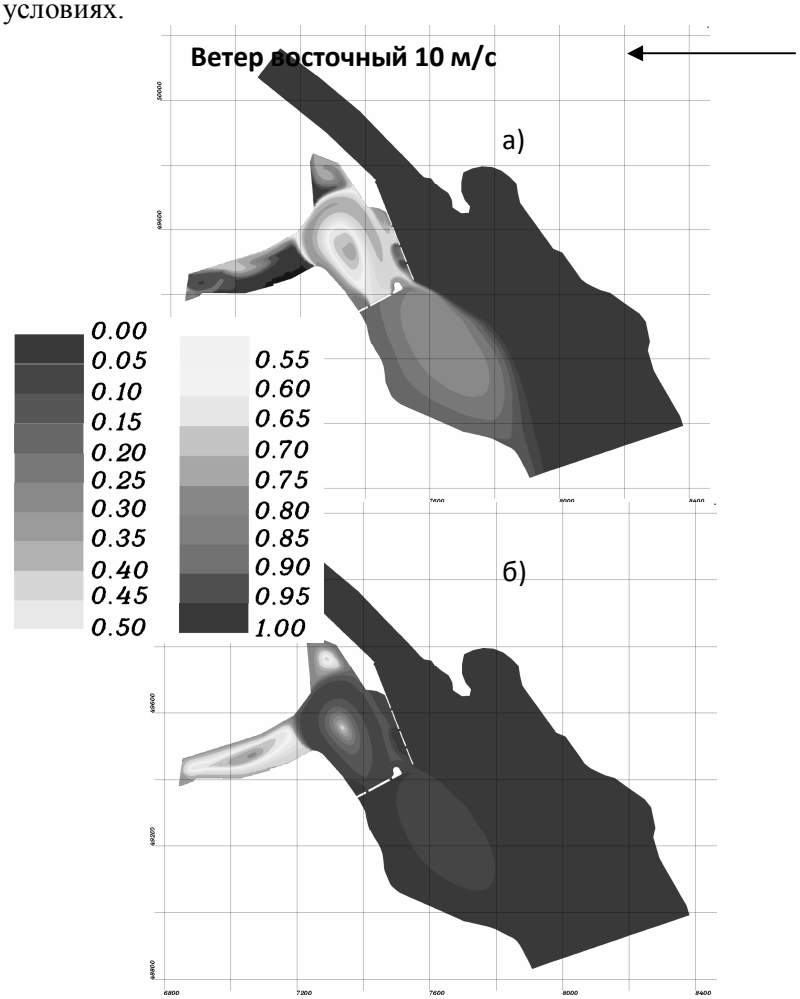


Рис. 3 – Концентрация загрязнителя (в условных единицах).
Восточный ветер 10 м/с. Расход по ручью 0.03 м^3/с.
Вариант с проницаемыми стенками. а) 1 сутки, б) 5 суток

МОДЕЛИРОВАНИЕ ПРОЦЕССОВ ТРАНСФОРМАЦИИ РЕСУРСОВ ПОДЕМНЫХ ВОД И ИХ КАЧЕСТВА НА УЧАСТКЕ КАЛУЖСКОЙ ОБЛАСТИ
(в зоне радиоактивного следа)

Белоусова А.П., Руденко Е.Э.
Институт водных проблем РАН, г. Москва
anabel@aqua.laser.ru

Задачей исследований является оценка современного состояния и прогнозирование изменений ресурсов подземных вод и их качества в условиях нарастающих климатических и антропогенных воздействий на участке территории Калужской области с использованием математического моделирования.

Исследования включали следующие этапы.

1. Моделирование процесса геофильтрации

Объектом моделирования гидрогеологических условий при антропогенной нагрузке была выбрана часть территории Калужской области, наиболее пострадавшая от аварии на Чернобыльской атомной станции.

Стратификация модели: фильтрационная модель изучаемого региона представлена трехслойной схемой с двумя водоносными горизонтами (комплексами) с раздельным слоем.

Для решения фильтрационной задачи была выбрана *программа* MODFLOW, широко используемая в мировой практике гидрогеологических исследований. Модель фильтрации представляет поток в трех измерениях [1].

Сетка модели покрывает площадь приблизительно 4500 км^2 и характеризуется следующими свойствами: число квадратных ячеек – 1122, размер× 2000 м x 2000 м; число слоев – 3 (рис. 1).

Граничные условия задавались: для первого слоя *условия первого рода* (ГУ I – H=const.) – как отметки уреза воды в реках; *условия второго рода* (ГУ II – Q=const.) – в виде инфильтрационного питания на всей площади; для третьего слоя: *граничные условия первого рода* (ГУ I – H=const.) – как отметки уреза воды в реках; *граничные условия второго рода* (ГУ II – Q=const.) –в виде расходов водозаборных скважин (водозаборов).

Начальные условия расчетной модели. Гидродинамическая структура модели определяется начальным положением уровня грунтовых вод в первом слое (по исходной карте гидроизогипс) и

напорами подземных вод в третьем слое (по исходной карте пьезоизогипс.).

Гидрогеологические параметры. Согласно опытным откачкам, колебания *коэффициентов фильтрации* верхнего водоносного слоя находились в диапазоне от 3 до 4 м/сут. Для нижнего водоносного слоя этот диапазон составил 6.0−17.0 м/сут. Коэффициент фильтрации раздельного слоя был принят равным 10^{-4} м/сут.

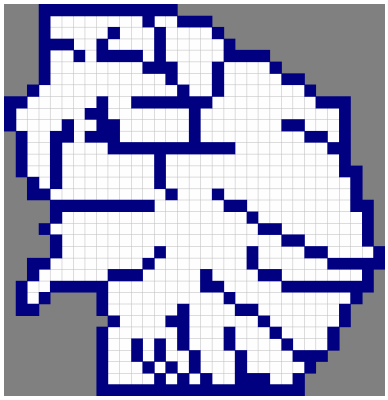


Рис. 1 – Сетка первого водоносного горизонта (слой 1)

Калибровка модели при стационарной фильтрации осуществлялась путем сравнения пьезометрических (фактических) уровней подземных вод с расчетными уровнями, полученными по данным моделирования (рис.2).

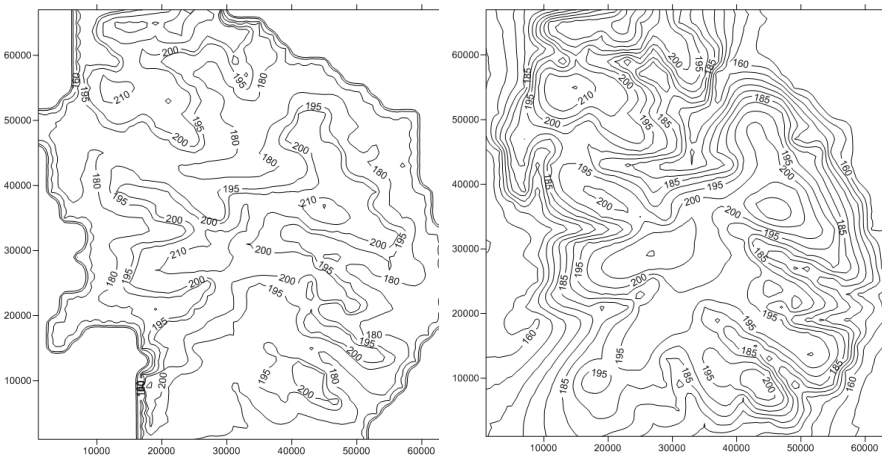


Рис. 2 – Карты гидроизогипс (левая – фактическая, правая – расчетная)

Наибольшим изменениям были подвержены параметры фильтрации (особенно горизонтальный коэффициент фильтрации) и инфильтрационное питание при решении обратной задачи при стационарной фильтрации для того, чтобы достичь наилучшего совпадения природных и расчетных значений уровней подземных вод.

В результате моделирования стационарной фильтрации (калибровки модели) была построена карта модельных уровней первого – безнапорного водоносного горизонта и третьего – напорного водоносного горизонта. Оценена ошибка (отклонение расчетных и фактических уровней): среднее расхождение по площади первого слоя составляет 1,5%; третьего слоя – 3,9%, что удовлетворяет принятым допущениям при моделировании процессов геофильтрации.

Моделирование водоотбора из подземных вод. Региональная оценка ресурсов подземных вод на территории участка Калужской области с использованием математического моделирования позволила выбрать оптимальное место расположения проектного водозабора для удовлетворения заданных потребностей города Людиново (43900 $м^3$/сут).

Выбранный участок является базовым для проведения детальных исследований по обоснованию гидрогеологических и гидрогеохимических параметров, а также моделирования процессов геофильтрации более крупного масштаба.

2. Моделирование процессов геомиграции

На данном этапе моделирование процесса геомиграции осуществлялось с целью изучения возможных тенденций загрязнения грунтовых вод различными загрязняющими веществами (ЗВ), присутствующими практически во всех водоносных горизонтах. Моделирование соответствует 1:200000 масштабу гидрогеологических работ, что отвечает предварительным стадиям гидрогеологических исследований, и проведено только для условий загрязнения первого от поверхности водоносного горизонта – грунтовых вод.

Для моделирования процесса массопереноса в подземных водах выбрана *модель MT3D* [2], работающая на основе модели MODFLOW.

Для установленного перечня загрязняющих веществ рассмотрены четыре сценария возможного загрязнения: радионуклидами (^{90}Sr, ^{137}Cs), стабильным стронцием и барием, нейтральными ЗВ, в процессе диффузии.

Сценарий первый: загрязнение радионуклидами. Загрязнение рассчитывалось для каждого радионуклида отдельно, начальное загрязнение принято по [3]. В расчетной модели учитывались следующие процессы: адвекция, дисперсия, химические реакции, включая линейную сорбцию и радиоактивный распад.

На рис. 3 показана начальная концентрация радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr в кратностях фоновой концентрации. При моделировании изучалась динамика изменения концентрации ^{90}Sr и ^{137}Cs за 30, 60, 100 и 300 лет, которые соответствуют одному, двум, трем и десяти периодам полураспада радионуклидов. На рис. 4 и 5 приведены концентрации радионуклидов через 300 лет после выпадения.

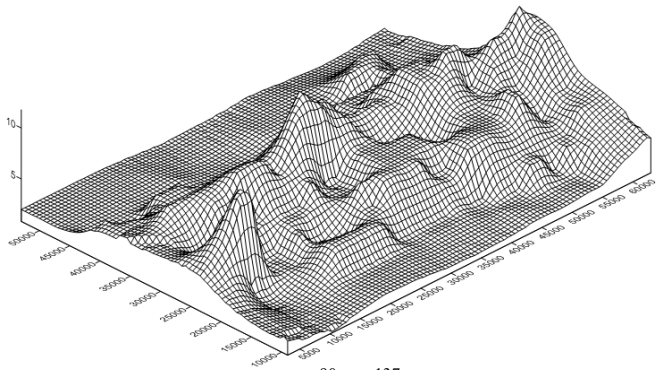


Рис. 3 – Начальная концентрация: ^{90}Sr, ^{137}Cs – в кратности фоновой концентрации; ^{+2}Sr, $^{-2}SO_4$, ^{+2}Ba, ^{-}Cl, $^{-}NO_3$, нефтепродукты – г/дм^3

а **б**

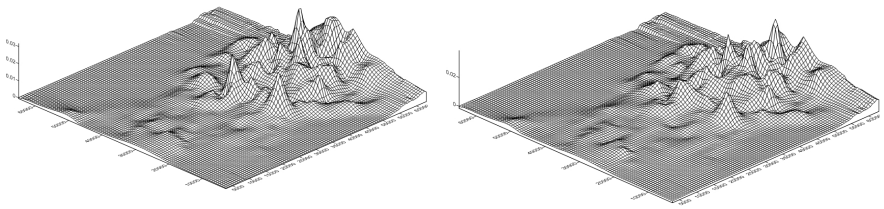


Рис. 4 – Концентрация ^{90}Sr через 300 лет после выпадения (а), концентрация ^{137}Cs через 300 лет после выпадения (б)

Рис. 4 выполнен в программе SURFER, которая отображает концентрации загрязняющих веществ в трехмерном представлении, при этом стремится показать их более выпукло, что не позволяет в одном и том же масштабе показать на рисунках временные измене-

ния концентраций. Для более подробного рассмотрения динамики концентраций на модельной сетке были выбраны точки сравнения, по которым построены соответствующие графики (рис. 5, 6).

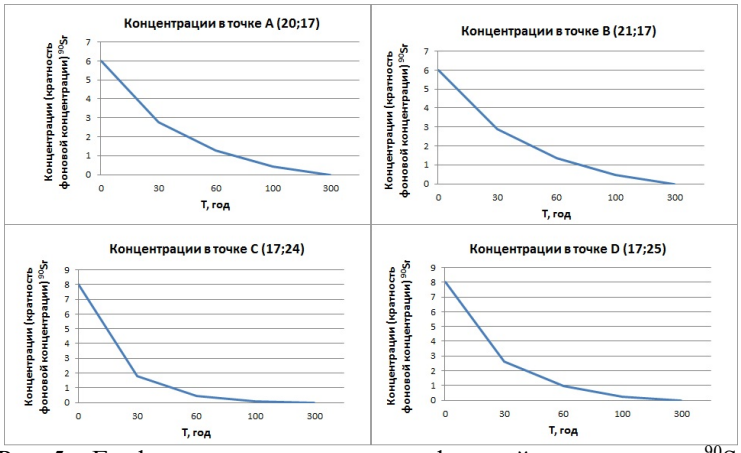


Рис. 5 – График изменения кратности фоновой концентрации ^{90}Sr в точках сравнения

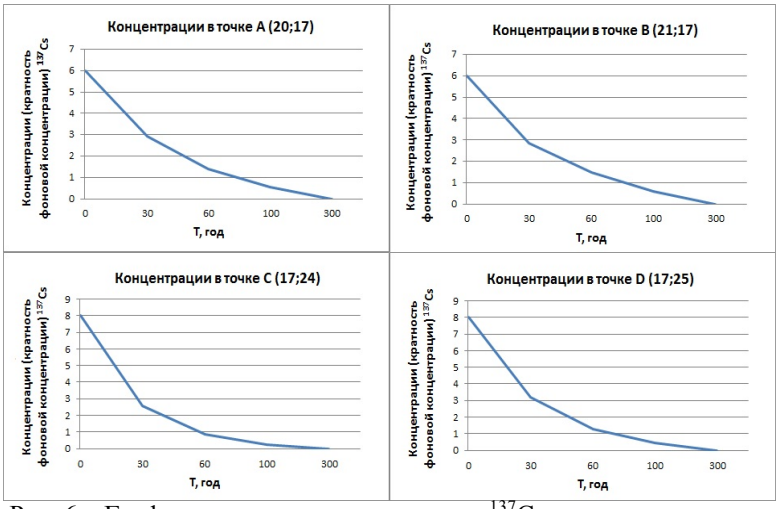


Рис. 6 – График изменения концентрации ^{137}Cs в точках сравнения

Сравнение графиков миграции ^{90}Sr и ^{137}Cs позволяет сделать следующие выводы:

- наибольшее влияние на миграцию обоих радионуклидов оказывает радиоактивный распад, через 300 лет (10 периодов полурас-

пада) радионуклиды практически полностью распадаются, отмечены незначительные следы в точках сравнения;

- ^{90}Sr мигрирует быстрее, чем ^{137}Cs, но очень незначительно, хотя коэффициент сорбции первого радионуклида (5 $м^3$/кг) в пять раз меньше, чем второго (20 $м^3$/кг) Такая нивелировка процесса сорбции радионуклидов может происходить за счет влияния процессов адвекции (вынужденной конвекции) в водоносном горизонте.

Сценарий второй: Загрязнение грунтовых вод стабильным стронцием и барием.

В расчетной модели учитывались следующие процессы: адвекция, дисперсия, химические реакции, включая линейную сорбцию.

Загрязняющие вещества ^{+2}Sr и ^{+2}Ba имеют одинаковый диапазон изменения коэффициента распределения сорбции (5$м^3$/кг) и такой же коэффициент имеет ^{90}Sr (был принят при моделировании в первом сценарии). Моделирование миграции ЗВ по этому сценарию позволяет сравнить интенсивность миграции радионуклидов и нерадиоактивных загрязняющих веществ. На рис. 7 четко прослеживаются различия в интенсивности миграции этих веществ: процесс уменьшения концентраций ^{+2}Sr и ^{+2}Ba значительно медленнее, чем ^{90}Sr, что связано с тормозящим эффектом процесса сорбции на процесс миграции нерадиоактивных ЗВ по отношению к радиоактивным, на которые оказывает основное влияние процесс радиоактивного распада.

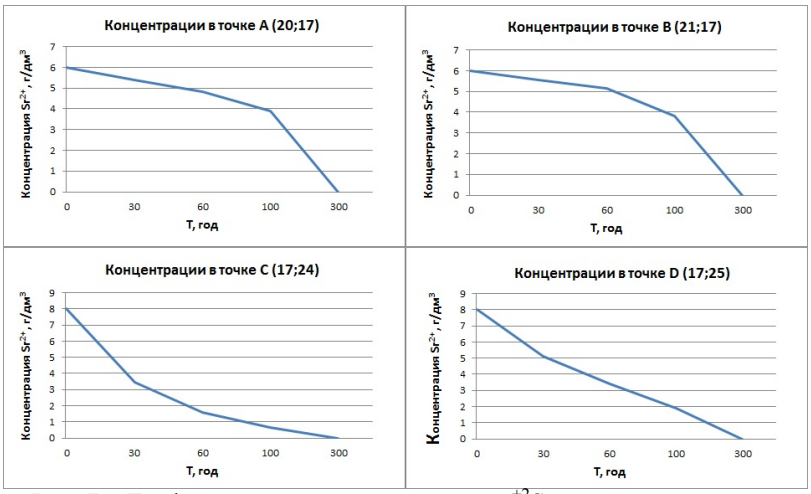


Рис. 7 – График изменения концентрации ^{+2}Sr в точках сравнения

Сценарий третий: загрязнение условно несорбируемыми загрязняющими веществами: нитратами, сульфатами, хлоридами и нефтепродуктами. В расчетной модели учитывались следующие процессы: адвекция и дисперсия.

Миграция несорбируемых ЗВ происходит интенсивнее, чем сорбируемых и примерно через 30 лет загрязнение в этих точках уменьшается в 2-3 раза.

*Сценарий четвертый***:** диффузия загрязняющего вещества. Для выявления наиболее уязвимых мест для проникновения ЗВ из грунтовых вод в напорные моделировался процесс их диффузии через водоупорный слой. В расчетной модели учитывался процесс дисперсии.

Моделирование по этому сценарию позволило выделить наиболее опасные участки в водоносном горизонте напорных вод (слой 3) для проникновения загрязнения из первого загрязненного водоносного горизонта. Таким образом, можно фиксировать уязвимые части водоносных горизонтов, содержащих пресные подземные воды и учитывать их при проектировании и строительстве водозаборов.

Литература

1. *Chiang W.H., Kinzelbach W., Rausch R*. Aquifer Simulation Model for Windows- Groundwater flow and transport modeling, an integrated program. Gebrder Borntraeger, Berlin Stuttgart. ISBN 3-443-01039-3, 1998. 133 p.

2. *Zheng C., Papadopulos S.S.* A Modular Three-Dimeusional Transport Model for simulation of Advection, Dispersion and Chemical Reactions of Systems Contaminant in Groundwater. The Unites States Environmental Profection Agency Robert S. Kerr Environmental Research laboratory, Inc., Ada, Oklahoma, 1990, 231c.

3. Карта радиационной обстановки на территории Европейской части СССР по состоянию на декабрь 1990 г. Плотность загрязнения местности цезием-137. М.: Госкомгидромет СССР, 1991.

НОРМАТИВЫ КАЧЕСТВА ВОДЫ И НАИЛУЧШИЕ ДОСТУПНЫЕ ТЕХНОЛОГИИ

Беляев С. Д.
ФГУП «Российский научно-исследовательский институт комплексного использования и охраны водных ресурсов»,
г. Екатеринбург
belyaev@wrm.ru

Основное назначение вступившего в силу Федерального закона от 21.07.2014 № 219-ФЗ (ФЗ-219) – обеспечить правовую базу внедрения наилучших доступных технологий (НДТ) в практику регулирования воздействий на окружающую среду. Следует помнить, что по крайней мере в применении к водным объектам (ВО) использование НДТ – это только одна из трех составных частей комбинированного подхода к управлению водопользованием, который успешно внедряется, например, в странах ЕС [1-3]:

1) установка долгосрочных (со сроком достижения 15-20 лет) целевых показателей состояния ВО (с учетом природных особенностей и неустранимых антропогенных факторов);

2) нормирование сбросов на уровне НДТ, согласование и контроль планов перехода к технологиям «не хуже» НДТ, разработка «бассейновых планов» по достижению целевого состояния ВО;

3) контроль, оценка и широкое обсуждение результатов реализации планов, государственное стимулирование разработки и внедрения новых технологий, побуждение к принятию дополнительных мер по обеспечению целевого состояния ВО, так же, как и регламентированное изменение сроков достижения или параметров целевого состояния ВО в конкретных случаях.

Первый и третий пункты, совершенно необходимые для реального улучшения состояния водных объектов, в ФЗ-219 и в измененных им законах практически не отражены.

ФЗ-219 разделяет все объекты, оказывающие негативное воздействие на окружающую среду, на 4 категории. По объектам I категории (значительное негативное воздействие на окружающую среду) необходимо получить Комплексное экологическое разрешение (КЭР), а по объектам II категории (умеренное негативное воздействие) можно получить КЭР при наличии соответствующих отраслевых информационно-технических справочников по НДТ.

КЭР выдается при условии достижения (или наличия программы достижения) сбросов загрязняющих веществ (ЗВ) «не хуже», чем на уровне НДТ (по перечням ЗВ и значениям допустимых масс/концентраций из справочников). Оценка состояния ВО предусмотрена в обязательной Программе производственного экологического контроля, но никаких дополнительных мер по её результатам не прописано. Таким образом, собственно качество воды в ВО в случае применения НДТ не является объектом регулирования.

При этом вполне очевидно, что сброс ЗВ в пределах НДТ в верховьях «небольшой» реки может привести к нежелательным экологическим последствиям, а в нижнем течении «большой» – нет. На конкретном ВО для соблюдения нормативов качества воды (НКВ) может потребоваться поиск и внедрение новых технологий (лучше НДТ, имеющихся в справочниках), либо закрытие объекта, либо пересмотр НКВ для этого ВО. Соответствующих инструментов ФЗ-219, как мы отмечали, не предусматривает. Более того, при достижении НДТ нет вообще никаких мотивов для дальнейшего снижения сброса.

В ФЗ-219 предусмотрено обновление 1 раз в 10 лет справочников НДТ. Напомним, что по ФЗ-219 одним из критериев выбора НДТ является «промышленное внедрение этой технологии на двух и более объектах, оказывающих негативное воздействие на окружающую среду». Однако собственники объектов не будут тратить средства на внедрение новых технологий, если достигнутые показатели «старых» НДТ освобождают их от платы за загрязнение ВО (по ФЗ-219). Значит стимулированием разработки и внедрения «новых» НДТ должно заниматься государство. Но для этого тоже нужны четкие, обусловленные нормативными актами критерии.

Другой аспект проблемы – учет состояния ВО. В соответствии с действующим законодательством для оценки качества воды ВО есть один инструмент: НКВ. Из ФЗ-219 следует, что НКВ, устанавливаются на основании данных наблюдений за состоянием ВО, т.е. с учетом его особенностей. Таких НКВ до сих пор нет. На практике в качестве НКВ продолжают использовать предельно допустимые концентрации для ВО рыбохозяйственного значения ($ПДК_{рх}$), которые не учитывают природных особенностей ВО. Зная историю вопроса и состояние нашей системы мониторинга, можно предположить, что разработка и утверждение НКВ, отвечающих действующему законодательству, займет еще немало времени. Скорее всего,

НКВ будут едиными для довольно больших географических зон, а процедура корректировки НКВ для конкретного ВО будет непростой и длительной (если вообще будет предусмотрена). Для скорейшей реализации комбинированного подхода вместо НКВ могут быть использованы целевые показатели (ЦП) качества воды в поверхностных ВО.

Этот новый для российской практики инструмент управления был предложен нами в 1997 г. [4] для возможности учета особенностей бассейна, участка бассейна или ВО с той степенью детальности, которую обеспечивает имеющаяся информация (по мере накопления информации ЦП могут изменяться). Терминологическое отделение ЦП от НКВ позволяет уйти от бесконечных согласований и утверждений, и в то же время предоставить органам управления инструмент, который без изменения действующей нормативной правовой базы дает возможность определять приоритеты водоохранной деятельности, опираясь на условия формирования качества воды конкретного ВО. Позже ЦП были узаконены в Водном кодексе РФ как обязательный элемент Схем комплексного использования и охраны ВО (СКИОВО), однако роль ЦП в системе управления Водный кодекс не прояснил.

Многолетний опыт использования (в т. ч. в рамках СКИОВО) разработанных нами методических подходов к расчету ЦП показал возможность их применения в российских условиях [5- 8] и реальность учета особенностей ВО.

Разработка СКИОВО по речным бассейнам России в основном завершена, следовательно, для большинства российских бассейнов ЦП установлены и утверждены. Представляется, что в рамках реализации комбинированного подхода ЦП можно рассматривать как временные НКВ (по химическим/физическим показателям). Более того, и после утверждения НКВ ЦП могут использоваться в качестве промежуточных целей водоохранной деятельности, если их значения окажутся «мягче» нормативных. Если по тем или иным основаниям по конкретному ВО будет принято решение по корректировке НКВ, то эти, откорректированные, значения также можно считать ЦП (чтобы не вступать в противоречие с действующим определением термина «норматив качества окружающей среды»).

Предлагаемая процедура выдачи КЭР. По ФЗ-219 в заявке на КЭР указываются расчетные значения нормативов допустимого воздействия (НДС) только по опасным ЗВ. Предлагается для оценки

достижимости целевого состояния ВО после внедрения НДТ представлять также расчет НДС по всем ЗВ, сброс которых регламентируется соответствующим справочником НДТ. Расчет НДС базируется на условии достижения НКВ или ЦП в контрольном створе ВО. Если на момент поступления заявки от водопользователя ни ЦП, ни НКВ по какой-либо причине не установлены, в качестве НКВ временно используются $ПДК_{рх}$ (либо ПДК для ВО хозяйственно-питьевого и коммунально-бытового назначения). Перерасчеты НДС с использованием ЦП или НКВ должны быть произведены в срок не более 3 лет с момента утверждения последних. До этого срока пересчет может быть произведен по инициативе владельца объекта.

При дальнейшем изложении процедуры предполагаем, что при каждой подготовке заявки на выдачу/продление КЭР учитываются произошедшие изменения в справочниках НДТ и утвержденных значениях ЦП/НКВ. Напомним, что ЦП могут корректироваться, в частности, в рамках процедуры корректировки СКИОВО [9].

Для «новых» объектов I категории КЭР выдается только, если, в частности, характеристики сброса сточных вод соответствуют НДТ (рис. 1). Если при этом достигается НДС, то КЭР выдается на 7 лет. Если не достигается НДС по опасным ЗВ – КЭР не выдается. Если не достигается НДС по прочим ЗВ (из соответствующего справочника НДТ), то КЭР выдается только в случае, когда нет утвержденных ЦП/НКВ (НДС рассчитан по $ПДК_{рх}$), до срока их утверждения, но не более чем на 3 года (после этого срока вопрос выдачи КЭР решается вновь на условиях действующего объекта).

Для действующих объектов I категории КЭР выдается на 7лет[13] (при наличии Программы повышения экологической эффективности - ППЭЭ) с возможностью продления при выполнении определенных условий. При первом обращении с заявкой на выдачу КЭР в ППЭЭ включаются мероприятия по достижению показателей НДТ. При этом должна быть проведена оценка достижения НДС. КЭР выдается независимо от условия достижения НДС. Однако в случае прогнозируемого недостижения НДС (при достижении НДТ) в ППЭЭ включаются мероприятия по разработке/поиску технологий, которые обеспечат поэтапное достижение НДС.

[13]Для оборонных и градообразующих предприятий срок может быть увеличен до 14 лет.

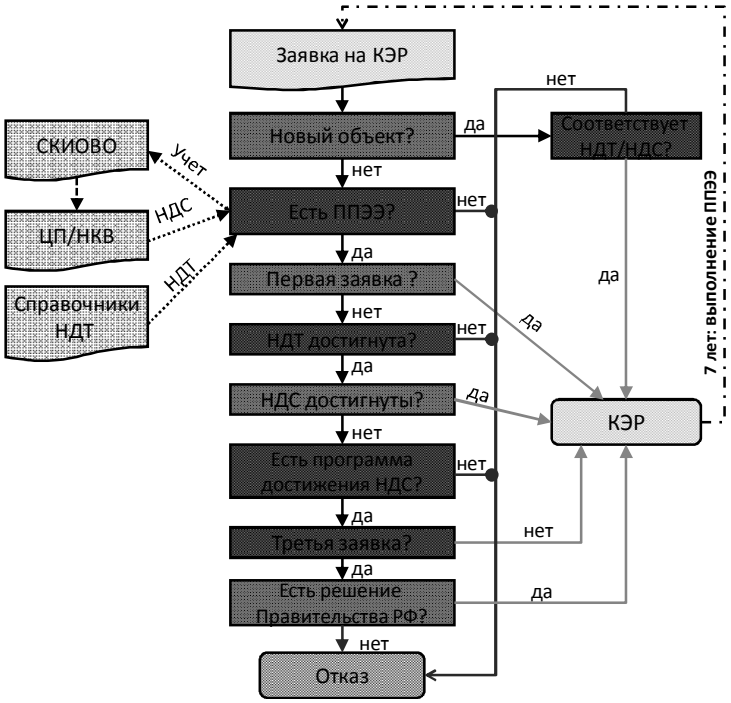


Рис. 1 – Принципиальная блок-схема процедуры выдачи/продления комплексного экологического разрешения

По завершению срока действия КЭР подается заявка на его продление. Продление осуществляется на следующие 7 лет. Обязательным условием первого продления КЭР является выполнение ППЭЭ и достижение показателей НДТ. При первом продлении КЭР в случае недостижения НДС в ППЭЭ включаются мероприятия по их достижению.

Повторное продление КЭР (третья заявка на КЭР) при недостижении НДС возможно только по решению Правительства РФ на основании представления Бассейнового совета. Представление Бассейнового совета может быть оформлено только при наличии существенных аргументов по невозможности закрытия/ перепрофилирования объекта и при наличии ППЭЭ на следующие 7 лет, обеспечивающей достижение НДС. Третье продление КЭР при недостижении НДС невозможно.

Таким образом, максимально возможный срок на достижение НДТ – 7 лет с момента выдачи КЭР (14 для градообразующих и т.п.

объектов, см. сноску выше), на достижение НДС – 14 лет (21 год), или до 21(28) года по решению Правительства РФ.

Для объектов II категории при наличии соответствующих НДТ в действующих справочниках применяются те же процедуры, что и для объектов I категории.

Предложенная в обеспечение ФЗ-219 процедура выдачи КЭР позволяет:

- использовать результаты разработки СКИОВО;
- ускорить практическую реализацию ФЗ-219 (в частности за счет использования ЦП в качестве НКВ до утверждения последних);
- добавить в систему управления водопользованием недостающие элементы по увязке технологических нормативов и экологических требований на конкретном ВО;
- реализовать на практике комбинированный подход к управлению водопользованием.

Для практического применения предложенные процедуры, включая методику установления ЦП, должны быть детально описаны и утверждены в нормативно-методических документах.

Литература

1. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy // Official Journal of the European Community L327, 22.12/2000, Pp. 1-72.

2. Directive 2008/1/EC of the European Parliament and of the Council of 15 January 2008 concerning integrated pollution prevention and control // Official Journal of the European Community, L24, 29.1.2008, Pp. 8-29.

3. Directive 2010/75/EU of the European Parliament and of the Council of 24 November 2010 on industrial emissions (integrated pollution prevention and control) (Recast) Official Journal of the European Community, L334, 17.12.2010, Pp. 17-119

4. *Черняев А. М., Беляев С. Д.* Концептуальный подход к формированию водохозяйственной политики// Международный симпозиум «Чистая вода России»: Тезисы докладов. Екатеринбург, 1997. С. 91-92.

5. Разработка методических рекомендаций по определению целевых показателей качества воды в водных объектах. // Отчет по

НИР / ФГУП РосНИИВХ, рук. С.Д. Беляев. Екатеринбург, 2007. (зарегистрировано в ГИФНД – № 01201352162).

6. *Беляев С.Д.* О месте целевых показателей качества воды в СКИОВО // Водное хозяйство России. 2009. № 3. С. 61–78.

7. *Беляев С.Д., Могиленских А.К., Одинцева Г.Я.* Целевые показатели качества воды Камского бассейна // Водное хозяйство России. 2009. № 5. С. 35–48.

8. *Беляев С. Д. и др.* Установление приоритетов водоохранной деятельности в бассейне реки на основе целевых показателей качества воды (на примере бассейна реки Оби) // Водное хозяйство России: проблемы, технологии, управление. 2013. № 2. С. 6-25.

9. Методические указания по разработке схем комплексного использования и охраны водных объектов. Утв. Приказом МПР России от 4 июля 2007 г. № 169. (Зарегистр. Минюстом России 10.08.2007 г., рег. № 9979).

МЕТОДИЧЕСКИЕ ПОДХОДЫ К ОЦЕНКЕ РАЗМЕРОВ ЗОНЫ ВЛИЯНИЯ КРУПНЫХ ПРОМЫШЛЕННЫХ ЦЕНТРОВ НА КАЧЕСТВО ВОДЫ В РЕКЕ

Бреховских В.Ф., Волкова З.В., Перекальский В.М.
Институт водных проблем РАН, г. Москва,
vadim@aqua.laser.ru

Современное антропогенное воздействие на водную систему Нижней Волги характеризуется усилением влияния отдельных отраслей (в частности, нефтегазового комплекса); ухудшением состояния флота, что приводит к периодическим разливам углеводородов; увеличением сбросов сточных вод; значительными поступлениями загрязняющих веществ (ЗВ) из рассеянных источников и др. Воздействие природных и антропогенных факторов приводит к изменениям гидрохимического режима, как русловой части Нижней Волги, так и водотоков дельты и устьевого взморья, в результате чего здесь наблюдается усиление негативных процессов: эвтрофирования, заиления, зарастаемости отдельных участков высшей водной растительностью и т.д. В связи с этим возникает проблема оценки зоны влияния крупных промышленных центров – Волгограда, Астрахани и др. на качество воды в реке.

В г. Волгограде сосредоточено много крупных предприятий, сточные воды которых содержат токсичные вещества. К ним отно-

сятся предприятия химической, нефтегазоперерабатывающей промышленности, предприятия по производству удобрений, медицинских препаратов и т.п.; суммарный сброс сточных вод составляет примерно 180 тыс. $м^3$/сут, а всего через очистные сооружения проходит до 450 тыс. $м^3$/сут. В г. Астрахани 3 крупных очистных комплекса сбрасывают в реку за год суммарно около 70 млн. $м^3$ сточных вод [1].

Помимо указанных выше источников, существенную роль в загрязнении реки может играть недостаточно очищенный и отводимый ливневой канализацией поверхностный сток с территорий промышленных предприятий и самого города [2]. Существуют различные подходы к оценке размеров зоны влияния указанных центров на качество воды в реке. Один из них заключается в моделировании процесса распространения сточных вод, поступающих в реку. Для этих целей использовался разработанный авторами программный комплекс, основанный на системе дифференциальных уравнений динамики и массопереноса [3,4].

В качестве ЗВ рассматривались соединения меди, содержащиеся в сточных водах, и нефтепродукты, которые преобладают в ливневом стоке. В первом случае рассматривались два варианта: работа очистных сооружений в штатном режиме и аварийный сброс.

Проведенные расчеты показали, что при штатном режиме сбросов промышленных сточных вод г. Волгограда (2 $м^3$/с, содержание меди С=10 ПДК), зона загрязнения распространяется вниз по течению на сравнительно малое расстояние (до 3 км). При этом предполагалось, что источник ЗВ –точечный, а сточные воды выпускаются у берега. Фоновой считалась концентрация меди 4 мг/$м^3$, характерная для воды Волгоградского водохранилища.

В варианте увеличенного сброса промышленных сточных вод (до 10 $м^3$/с) с содержанием меди 100 мг/$м^3$ время сброса предполагалось неограниченным (стационарный источник). Расчетное поле концентраций показывает следующий вид соответствующих им изолиний: для С=5 мг/$м^3$ – эллипсовидная форма, вытянутая вдоль берега на 3 км, а в поперечнике на 60 м; для С=4,3 мг/$м^3$ – отдаляется вниз по течению от правого берега (места сброса) и подходит к левому берегу через 50 км (расстояние полного перемешивания). Фоновое значение достигается через 80 км от места сброса вниз по течению.

При расчете последствий сброса нефтепродуктов с территории г. Волгограда за суточный ливень расход ливневого стока принимался равным 31,5 $м^3$/сек при концентрации нефтепродуктов 20 г/$м^3$. Зона загрязнения вытягивается вдоль правого берега. После прекращения ливня и завершения сброса ЗВ в реку происходит смещение зоны загрязнения вниз и расширение ее поперек течения. Полное перемешивание по сечению реки происходит на расстоянии 140 км от г. Волгограда на третьи сутки после окончания ливня; при этом концентрация нефтепродуктов превышает ПДК (0,05 г/$м^3$) в 2-2,5 раза.

Анализ данных наблюдений Росгидромета по содержанию ЗВ в воде верхнего бьефа Волгоградского водохранилища и р. Волге на границе Волгоградской и Астраханской областей (60 км от плотины ГЭС) показал, что хотя на этом участке находится промышленная агломерация городов Волгоград и Красноармейск, качество воды в реке не претерпевает заметных изменений (табл. 1).

Таблица 1 – Содержание тяжелых металлов в верхнем бьефе Волгоградского водохранилища и в р. Волге (с. Светлый Яр) за период 1990-1996 гг.

Элементы, мкг/л	Водохранилище	р. Волга (с. Светлый Яр)
Цинк	7,1	7,3
Медь	4,7	4,7
Никель	4,4	4,0
Марганец	6,0	7,0
Железо	130	120

Анализ осредненных за более поздний период (1993–2013 гг.) величин концентраций некоторых ЗВ в верхнем бьефе гидроузла (г. Волжский) и на границе Волгоградской и Астраханской областей (с. Светлый Яр) в основном подтверждает их достаточно хорошее совпадение для Cu, Zn и нефтяных углеводородов (НУ).

В соответствии с результатами проведенных летом 2009 г. совместных экспедиционных исследований (ИО РАН и ИВП РАН) значения концентраций алифатических углеводородов (АУВ), отождествляющихся во многих работах с нефтяными углеводородами, ниже г. Волгограда меньше, чем в Волгоградском водохранилище, т.е. влияние города на содержании АУВ не проявляется (табл. 2).

Аналогичная ситуация наблюдается и в районе г. Астрахани. На расстоянии примерно 50 км от г. Нариманов до г. Астрахани наблюдается резкий рост концентрации АУВ, который в данном слу-

чае трудно объяснить (на этом участке нет никаких поселков и предприятий). Далее ниже г. Астрахани содержание АУВ уменьшается почти в 4 раза, что также снимает вопрос о воздействии города на качество воды.

Таблица 2 – Содержание алифатических углеводородов в воде Нижней Волги [5]

Место отбора	Содержание АУВ, мкг/л
Выше г. Волгограда	11,6
Ниже г. Волгограда	9,2
с. В.Лебяжье	29,4
г. Нариманов	6,6
Выше г. Астрахани	39,2
Ниже г. Астрахани	10,4

В 2007–2008 гг. ИВП РАН провел детальные экспедиционные исследования на судах КаспНИРХа в районе г. Астрахани с целью оценки зоны влияния города на гидрохимические показатели р. Волги. Обработка проб воды проводилась в сертифицированных химических лабораториях Государственного центра агрохимической службы «Астраханский» и Астраханского центра по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды (ЦГМ), по стандартным методикам определялось содержание тяжелых металлов, нефтяных углеводородов, фенолов и других веществ.

Для оценки влияния г. Астрахани на качество воды в водотоках дельты были рассмотрены изменения показателей по длине наиболее крупных водотоков. В рукаве Бахтемир содержание НУ на входе в него снижалось по сравнению с содержанием в замыкающем створе о. Ильинский на южной границе города (рис. 1 а). Это снижение продолжалось до створа пос. Бахтемир (примерно 10 км ниже по течению), затем в створе с. Икряное (еще 10 км ниже) концентрация НУ заметно возрастает (до 2 ПДК), далее (через 12 км) снижается до 1 ПДК (с. Ямное), а еще через 14 км вновь возрастает до 3 ПДК (с. Трудфронт). Совершенно очевидно, что этот рост обусловлен какими-то другими источниками, а не влиянием г. Астрахани. Такое распределение концентраций дает основание считать, что влияние города по НУ распространяется не более чем на 25-30 км (считая от южной границы города).

Наиболее четко выявляются размеры зоны влияния по распределению Zn (рис. 1 б). На входе в Бахтемир концентрация Zn несколько ниже, чем в замыкающем створе, далее она понижается до

10 мкг/л (1 ПДК) в створе пос. Бахтемир, а затем возрастает в 1,5 раза в с. Икряное. Этот рост продолжается и дальше, к с. Ямное и с. Трудфронт, что говорит о действии местных источников загрязнения, а не влиянии г. Астрахани.

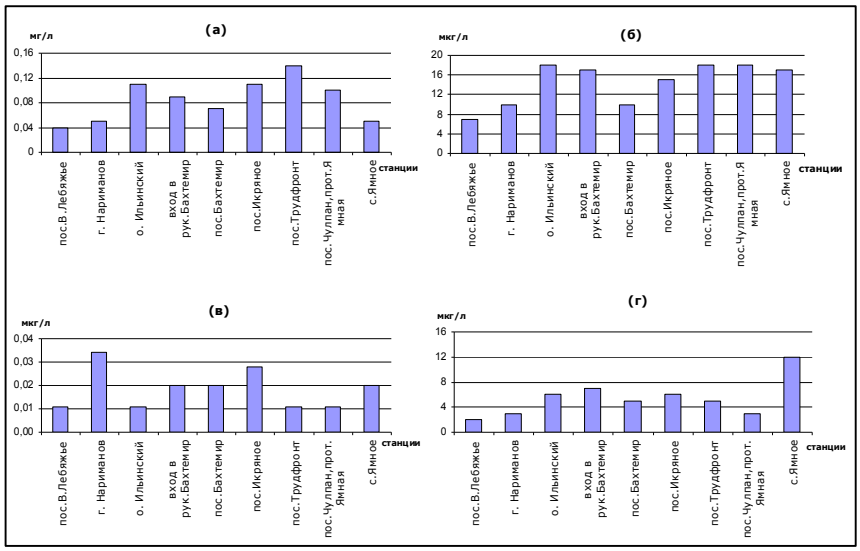


Рис. 1– Содержание загрязняющих веществ в воде рукава Бахтемир (август, 2008): а – углеводороды; б – цинк; в – ртуть; г –медь

Наблюдаемые изменения концентрации Hg по длине водотока также не связаны с влиянием г. Астрахани (рис. 1 в), т.е. действуют какие-то другие источники ртутного загрязнения; при этом размеры зоны влияния г. Астрахани не превышают 25-30 км.

Сходная картина наблюдается для Cu: на входе в рукав Бахтемир ее концентрация несколько выше, чем в замыкающем створе (о. Ильинский), затем она снижается к створу пос. Бахтемир (до 5 мкг/л) и вновь возрастает до 6 мкг/л в с. Икряное (рис. 1 г). Далее следует резкий скачок в створе с. Ямное (до 12 мкг/л), который можно объяснить только каким-то аварийным сбросом в данном районе, поскольку уже через 14 км (с. Трудфронт) содержание Cu снижается до 5 мкг/л. Если не учитывать эти колебания, причина которых пока не ясна, то, как и в предыдущих двух случаях, можно полагать, что влияние города Астрахани простирается только до пос. Бахтемир.

Рукав Болда отходит от русла р. Волги в северной окраинной части г. Астрахани в восточном направлении. Через 2 км он раз-

ветвляется на две протоки – Кривая Болда и Прямая Болда, которые обходят большой остров, вытянутый в широтном направлении примерно на 10 км, и вновь сливаются у восточного мыса острова (Кривая Болда – с севера, Прямая Болда – с юга). Район Прямой Болды плотно заселен, здесь расположено множество промышленных предприятий, судоремонтный завод, причалы и т.д.

Как и в предыдущем случае, антропогенное влияние города на качество воды для разных веществ проявляется по-разному. Так, содержание Cu на входе в рукав Болда из р. Волги соответствует ПДК, а затем оно возрастает до 3 ПДК в Кривой Болде и до 22 ПДК в середине Прямой Болды, но в месте их слияния снижается до 4 ПДК. Далее вниз по течению Болды (через 12 км) продолжается снижение до уровня 2 ПДК, а через 6 км вновь возрастает почти до 8 ПДК. Таким образом, влияние городской агломерации на уровень содержания Cu распространяется не более чем на 20 км.

Для Zn картина получается более смазанной, хотя и здесь его концентрация максимальна в середине Прямой Болды и заметно снижается к месту слияния. Дальше вниз по течению концентрация Zn несколько возрастает (с 14 до 17 мкг/л) и сохраняется в пределах исследованного участка. Поэтому протяженность зоны влияния получается даже меньше, чем для Cu.

Анализ изменения содержания Hg в воде дает следующую картину. На входе в рукав Болда концентрация Hg высокая (0,03 мкг/л, или 3 ПДК), такой же она остается в Кривой Болде; в середине Прямой Болды возрастает до 0,034 мкг/л, а в месте слияния снижается до 0,023 мкг/л и сохраняется на этом уровне (на расстоянии 12 км). Еще через 6 км концентрация Hg становится равной 0,011 мкг/л, т.е. 1 ПДК, т.е. и по этому показателю влияние г. Астрахани распространяется на расстояние не более 20 км.

Содержание углеводородов максимально (почти 3 ПДК) на входе в рукав Болда (т.е. на выходе из Волги); затем оно немного снижается с небольшими колебаниями, а в месте слияния становится равным 0,1 мг/л (2 ПДК). К следующему створу через 12 км концентрация вновь возрастает в 1,4 раза, что уже никак не связано с действием городских стоков. Таким образом, по НУ зона влияния существенно меньше приведенных выше значений. Следует отметить, что результаты исследований авторов совпадают с оценкой зоны влияния г. Астрахани (15–20 км), полученной в работе [6].

На основании сказанного выше можно сделать вывод, что оценка размеров зоны влияния г. Астрахани на качество воды в дельте р. Волги является достаточно сложной задачей. По некоторым гидрохимическим показателям удается приближенно определить протяженность зоны, но при этом попутно выявляется еще и влияние каких-то других факторов, действие которых приводит к резкому увеличению концентраций ЗВ в воде рукавов дельты на удаленных от города участках, где отсутствуют явные источники загрязнения (точечные или диффузные). Это может быть связано с гидродинамической активностью потока, размывом донных отложений и берегов и т.д. Для получения корректных ответов на рассматриваемые вопросы, необходимо проведение более детальных исследований по специально разработанным программам.

Литература

1. Государственный доклад о состоянии природных ресурсов и охране окружающей среды Астраханской области за 2008–2010 гг., г. Астрахань, 2011г.

2. *Бреховских В.Ф., Кочарян А.Г., Перекальский В.М.* Моделирование влияния городских сточных вод на качество воды в реке // Инженерная экология, 2002. №4, С. 19-26.

3. *Бреховских В.Ф., Перекальский В.М.* Моделирование процесса распространения загрязняющих веществ в приливном устье Северной Двины // Метеорология и гидрология, 2002. № 12. С.86-93.

4. *Бреховских В.Ф., Волкова З.В., Перекальский В.М.* Современное состояние качества воды и донных отложений Нижней Волги: моделирование и оценка последствий экстремальных ситуаций // Водные проблемы крупных речных бассейнов и пути их решения. Сб. докладов Всероссийской научной конференции. Барнаул, 2009. С.242-251.

5. *Немировская И.А., Лисицын А.П.* Пространственная изменчивость различных соединений в воде, взвеси и осадках Волги // Доклады АН, 2011. Т. 437. № 6. С. 813–819.

6. *Лычагина Н.Ю., Касимов Н.С., Лычагин М.Ю.* Биогеохимия макрофитов дельты Волги // Геоэкология Прикаспия. Вып.4. М.: Географ.ф-т МГУ, 1998. 84 с.

ОПРЕДЕЛЕНИЕ СКОРОСТИ БИОХИМИЧЕСКОГО ОКИСЛЕНИЯ И БИОХИМИЧЕСКОЙ ПОТРЕБНОСТИ В КИСЛОРОДЕ ТАБЛИЧНЫМ МЕТОДОМ[14]

Готовцев А.В.
Институт водных проблем РАН, г. Москва,
gotov44@mail.ru

Коэффициент скорости биохимического окисления (k_0) и биохимическую потребность в кислороде (БПК) предлагается определять с помощью приведенных ниже таблиц. Для определения указанных теоретических величин (БПК и k_0) требуется пара экспериментально полученных значений $БПК_T$ и $БПК_{2T}$ (биохимическое потребление кислорода за периоды времени T и $2T$ суток, соответственно). В практике мониторинга водных объектов общепринято измерение $БПК_5$, что соответствует значению T=5 сут. В этом случае для вычисления обозначенных выше теоретических величин БПК и k_0 достаточно помимо измеренного значения $БПК_5$ иметь дополнительно измеренное (для той же пробы воды) значение $БПК_{10}$. Измеренную величину $БПК_5$ можно использовать также в паре с величиной $БПК_{2.5}$ (при T=2,5 сут.).

Обратим внимание на принципиальное смысловое различие аббревиатур БПК и $БПК_T$. Аббревиатура БПК в зависимости от контекста может обозначать два различных понятия: 1) *процесс* биохимического потребления кислорода; 2) *величину* биохимической *потребности* в кислороде единицей водного объёма. Аббревиатура $БПК_T$ (с нижним индексом T) обозначает только одно понятие, а именно: *величину* биохимического *потребления* кислорода единицей водного объёма за период времени T, указывающий количество суток, если не оговорена другая единица измерения.

Биохимическое потребление зависит не только от времени (периода инкубации), но и от температуры, а также других условий эксперимента. Именно поэтому для сравнимости результатов договорились о стандартных условиях измерения: проба воды помещается в затемненную (чтобы избежать фотосинтеза) герметичную склянку при температуре 20ºС.

Биохимическая потребность – величина, определяющая кон-

[14]Работа выполнена при финансовой поддержке Российского научного фонда (проект № 14-17-00672).

центрацию растворённого в воде органического вещества (ОВ), выраженную в кислородных единицах. В математических выкладках, в частности в дифференциальных уравнениях переноса и распада ОВ, величина БПК обычно обозначается как L, а величина $БПК_Т$ как X_T. Если L_T – значение биохимической потребности в кислороде (т.е. концентрации ОВ) в произвольный момент времени Т, а L_0 – в начальный момент T=0 (например, когда пробу воды только что поместили в колбу для измерения биохимического потребления), то разность ($L_0 - L_T$) показывает уменьшение концентрации ОВ в результате биохимического окисления, т.е. величину X_T. Таким образом, справедливо балансовое соотношение:

$$X_T = L_0 - L_T .$$

Обратим внимание на различный смысл нижнего индекса «Т» в переменных L_T и X_T. Для переменной «L»(она же «БПК», она же «биохимическая потребность в кислороде», она же «концентрация ОВ, выраженная в кислородных единицах») индекс «T» обозначает *момент* времени, которому соответствует *вычисленное* значение этой величины. Для переменной «X_T» индекс «Т» означает *продолжительность* эксперимента по измерению величины биохимического потребления кислорода.

Для определения L_0 и k_0 требуется пара экспериментально полученных величин X_T и X_{2T} (т.е. $БПК_Т$ и $БПК_{2T}$) и соответствующие формулы, для которых необходимо решить так называемую «обратную задачу» относительно исходной «прямой задачи», состоящей в нахождении решения системы дифференциальных уравнений, описывающих процесс биохимического окисления ОВ в водном объёме при отсутствии аэрации. Решение «прямой задачи», в свою очередь, зависит от двух параметров: L_0 (начальная концентрация ОВ) и k_0, которые сами являются неизвестными, более того искомыми величинами.

До недавнего времени для вычисления биохимической потребности в кислороде L_0 и константы неконсервативности k_1 использовались следующие формулы:

$$БПК \equiv L_0 = \frac{X_T^2}{2X_T - X_{2T}}, \qquad k_1 = \frac{1}{T}\ln\frac{X_T}{X_{2T} - X_T} . \tag{1}$$

Неизвестно, кем и когда впервые были получены выражения (1), по-видимому, их вывод был выполнен в промежутке между 1937 и 1973 годами на основе решения обратной задачи для классической системы Стритера–Фелпса [1]. Так, в публикации [2, 1937 г.] автору, по-видимому, ещё не известно о том, что можно получить точное аналитическое решение обратной задачи, если использовать для измерения биохимического потребления кратные интервалы времени (например, Т и 2Т). Поэтому в [2] ищется приближенное численное решение для произвольного случая, используя метод линеаризации трансцендентного уравнения, а именно, разложение решения в ряд Тейлора с оставлением первого члена ряда.

В 1973 г. в документе «Руководство… 1973» [3], без ссылки на источник, уже приводятся формулы для БПК и k_1 с использованием аргументов T и $2T$, однако в них, так же как и в решении дифференциального уравнения (прямая задача), были допущены ошибки, что было показано через 36 лет в [4] В следующем издании («Руководство…1977») ошибочные формулы были изъяты, а верные не приведены. В то же время в руководствах по анализу БПК в сточных водах встречаются выражения (1), но без вывода и указания источника. Корректный вывод выражений (1) при решении обратной задачи для классической системы Стритера–Фелпса [1], а также обсуждение возможности их применения в практике мониторинга водных объектов, можно найти, например, в [4], [5].

Назовём формулы (1) «старыми», так как далее предлагается использовать на практике «новые формулы» (2). Необходимость вывода новых формул объясняется тем, что в [6] был найден существенный недостаток классической системы Стритера–Фелпса, на основе получены формулы (1). Этот недостаток обусловлен отсутствием связи между скоростью окисления ОВ и концентрацией растворенного кислорода (РК), что может приводить к физически некорректным решениям, когда расчетная концентрация РК становится отрицательной величиной (физический нонсенс). Для устранения этого недостатка в [6] предложена «модифицированная система Стритера-Фелпса», отличающаяся от классической системы Стритера-Фелпса тем, что в ней добавлено третье уравнение, отражающее гипотезу о линейной зависимости между коэффициентом скорости распада k_1 и концентрацией РК. Далее в [7] сформулирована и решена обратная задача относительно двух неизвестных L_0 и k_0:

$$\text{БПК} = L_0 = \frac{X_T^2 \cdot (X_{2T} - C_S)}{X_T^2 - 2X_T C_S + X_{2T} C_S},$$

$$k_0 = \frac{C_S \cdot \left(X_T^2 - 2C_S X_T + C_S X_{2T}\right)}{T \cdot \left(C_S - X_T\right) \cdot \left(X_T X_{2T} - 2C_S X_T + C_S X_{2T}\right)} \ln\left(\frac{X_T \cdot \left(C_S - X_{2T}\right)}{C_S \cdot \left(X_{2T} - X_T\right)}\right). \quad (2)$$

Нетрудно проверить, что «новые формулы» эквивалентны «старым» при $X_T \to 0$.

На первый взгляд новые выражения (2) выглядят более громоздкими, чем старые (1). Однако они должны заменить старые, поскольку более точно описывают биохимический процесс, а их область определения (более узкая, чем у старых формул) позволяет отбраковывать некорректные экспериментальные данные.

Результаты расчёта БПК и k_0 с помощью (2) представлены в табл. 1 а, 1 б и 1 в как зависимость от $\text{БПК}_\text{Т}$ для разных диапазонов значений. Значения k_0 (в скобках) вычислены при T=5 сут. В противном случае, коэффициенты k_0 следует пересчитать по формуле:

$$k_0(T) = \frac{5}{T} k_0(5). \quad (3)$$

Значения БПК не зависят от T и поэтому пересчета не требуют.

Далее поясним на следующих примерах, как пользоваться приведёнными ниже таблицами.

Пример 1. Пусть эксперимент (т.е. два гидрохимических измерения одной и той же пробы воды) показал: БПК_5=5 мг/л; БПК_{10}=6.5 мг/л. Значение БПК_5=5 – это первый аргумент – он определяет столбец, в котором находится решение (этот столбец содержится в табл. 1 б, представленной далее и составленной для диапазона $3.5 \le \text{БПК}_\text{Т} \le 5.5$). Отношение $(БПК_{10} / БПК_5) = 6{,}5/5 = 1{,}3$ – второй аргумент, определяющий строку, в которой находится решение. Итак, в табл. 1б на пересечении столбца $\text{БПК}_\text{Т}$=5.0 и строки $(БПК_{2T} / БПК_T) = 1{,}30$ находим содержимое ячейки: [9.62 (0.23)], откуда получаем: БПК=9.62 мг/л, k_0 =0.23 сут^{-1}.

Если полагать, что в первом приближении выполняется $k_0 \approx k_1$, то с помощью табл. 2 (см. далее) можно определить вещество, обладающее такой же скоростью распада, как и загрязняющее вещество (ЗВ) в исследуемой пробе воды.

Таблица 2 – Коэффициенты неконсервативности органических веществ в статических условиях при температуре 20ºС, полученные В.Т. Каплиным (Родзиллер, [8], с. 185)

k_{1} (сут$^{-1}$)	Наименование вещества	k_{1} (сут$^{-1}$)	Наименование вещества
Биологически мягкие вещества		**Промежуточные вещества**	
1.40	Формальдегид	0.29	Синтанол ВТ-15В
0.99	Алкилсульфат (АС) без наполнителя	0.27	Синтанол ДТ-7
0.96	Паста АС-1	0.23	Коммунально-бытовые стоки
0.76	Паста АС-2	0.22	Синтанол ВН-7
0.72	Глюкоза	0.18	Адипиновая кислота
0.63	Мальтоза	0.12	Акилсульфонат керосиновый
0.57	Метиловый спирт	0.11	Резорцин
0.56	Гептиловый спирт	0.10	Пирогаллол
0.55	Фурфурол	0.06	Лигносульфонаты
0.50	Этиловый спирт	**Биологически жесткие вещества**	
0.49	Уксусный альдегид	0.05	Карвакрол
0.47	Амиловый спирт	0.04	Гидрохинон
0.45	Бутиловый спирт	0.03	Гидросульфит
0.42	Оксанол Л-2	0.02	Проксанол-186
0.41	Пропиловый спирт	0.01	Капролактам
0.4	Ялан	0.007	Препарат ОП-7
0.38	Фенол	0.006	Препарат ОП-10
0.37	Вторичный пропиловый спирт	0.002	Циклогексаноноксим
0.35	Изобутиловый спирт	0.001	Циклогексанол
0.30	Синтанол ВТ-7		

Из табл. 2 следует, что полученное выше значение k_0 =0.23 по скорости распада эквивалентно коммунально-бытовым стокам. Следует подчеркнуть, что совпадение значений коэффициентов неконсервативности не означает, что другие свойства органического «вещества-аналога» (химический состав и пр.) могут быть экстраполированы на исследуемую органическую смесь.

Пример 2. Пусть эксперимент показал, что БПК$_5$=2 мг/л; БПК$_{10}$=2.24 мг/л. Вычисляем отношение $(БПК_{10} / БПК_5) = 2{,}24 / 2 = 1{,}12$ и в табл. 1 а (см. далее) на пересечении столбца БПК$_T$=2 и строки $(БПК_{2T} / БПК_T) = 1{,}12$ находим содержимое ячейки: БПК=2.28 мг/л, k_0 =0.49 сут$^{-1}$. Из табл. 2 видно, что исследуемое вещество по скорости разложения соответствует этиловому спирту.

Пример 3. Пусть эксперимент показал, что: БПК$_5$=2 мг/л; БПК$_{10}$=3.36 мг/л. Вычисляем отношение $(БПК_{10} / БПК_5) = 3{,}36 / 2 = 1{,}68$ и в табл. 1 а (ниже) находим БПК=12.82 мг/л, k_0 =0.04 сут$^{-1}$. Из табл. 2 видно, что k_0 =0.04 сут$^{-1}$ соответствует гидрохинону. Из-

вестно, что по рыбохозяйственному критерию предельно допустимая концентрация (ПДК) для БПК равна 3, а для $БПК_5$ – 2 мг/л. Получается, что при «хорошей» (для водоёма рыбохозяйственного назначения) величине $БПК_5$=2 мг/л имеем БПК=12.82 мг/л! Это в 4 с лишним раза превышает ПДК! Данный пример убедительно демонстрирует недостаток существующей практики мониторинга, когда измеряется только $БПК_5$. Действительно, без измерения $БПК_{10}$ случай вопиющего (в 4 раза!) превышения ПДК остался бы не замеченным.

Таблица 1а – Зависимость БПК и k_0 (в скобках) от $БПК_T$ и $БПК_{2T}$ при $1.0 \le БПК_T \le 3.0$

$\left(\frac{БПК_{2T}}{БПК_T}\right)$	$БПК_T$, мг O_2/л				
	1.0	1.5	2.0	2.5	3.0
1.04	1.04(0.70)	1.56(0.73)	2.08(0.77)	2.61(0.81)	3.13(0.86)
1.08	1.09(0.55)	1.63(0.57)	2.18(0.59)	2.72(0.62)	3.27(0.65)
1.12	1.14(0.46)	1.71(0.47)	2.28(0.49)	2.86(0.51)	3.44(0.54)
1.16	1.20(0.39)	1.80(0.40)	2.40(0.42)	3.01(0.43)	3.63(0.45)
1.20	1.26(0.34)	1.89(0.35)	2.54(0.36)	3.19(0.37)	3.86(0.38)
1.24	1.33(0.30)	2.01(0.31)	2.69(0.32)	3.40(0.32)	4.12(0.33)
1.28	1.41(0.27)	2.13(0.27)	2.87(0.28)	3.64(0.28)	4.45(0.28)
1.32	1.50(0.24)	2.28(0.24)	3.09(0.24)	3.94(0.24)	4.85(0.24)
1.36	1.61(0.21)	2.45(0.21)	3.34(0.21)	4.29(0.21)	5.35(0.21)
1.40	1.73(0.18)	2.65(0.18)	3.65(0.18)	4.74(0.18)	6.00(0.17)
1.44	1.87(0.16)	2.90(0.16)	4.03(0.16)	5.31(0.15)	6.88(0.14)
1.48	2.04(0.14)	3.20(0.14)	4.51(0.13)	6.08(0.13)	8.14(0.11)
1.52	2.25(0.13)	3.57(0.12)	5.14(0.11)	7.14(0.10)	10.09(0.09)
1.56	2.51(0.11)	4.06(0.10)	6.00(0.09)	8.73(0.08)	13.50(0.06)
1.60	2.85(0.09)	4.71(0.08)	7.25(0.07)	11.36(0.06)	21.00(0.04)
1.64	3.29(0.08)	5.64(0.07)	9.23(0.06)	16.55(0.04)	51.00(0.01)
1.68	3.89(0.06)	7.04(0.05)	12.82(0.04)	31.58(0.02)	- -
1.72	4.79(0.05)	9.44(0.04)	21.38(0.02)	- -	- -
1.76	6.24(0.04)	14.45(0.02)	68.50(0.01)	- -	- -
1.80	9.00(0.03)	31.50(0.01)	- -	- -	- -
1.84	16.27(0.01)	- -	- -	- -	- -

Пример 4. Рассмотрим случай T=10 сут. Пусть эксперимент показал, что: $БПК_{10}$=6 и $БПК_{20}$=6,6. Вычисляем отношение $(БПК_{20} / БПК_{10}) = 6{,}6/6 = 1{,}1$ и в табл. 1 в (далее) находим содержимое ячейки: [6.86 (0.82)], откуда БПК=6.86 мг/л. Что касается k_0, то поскольку в данном примере Т=10 сут (а не 5), его значение следует пересчитать по формуле (3): k_0 =0,82·5/10=0,41 $сут^{-1}$ (скорость распада исследуемого ЗВ сравнимо со скоростью распада пропилового спирта).

Таблица 1 б – Зависимость БПК и k_0 (в скобках) от $БПК_Т$ и $БПК_{2Т}$ при $3.5 \le БПК_Т \le 5.5$

$\left(\frac{БПК_{2Т}}{БПК_Т}\right)$	$БПК_Т$, мг O_2/л				
	3.5	4.0	4.5	5.0	5.5
1.02	3.57(1.13)	4.08(1.21)	4.59(1.31)	5.10(1.42)	5.62(1.56)
1.04	3.65(0.91)	4.17(0.97)	4.70(1.04)	5.22(1.12)	5.75(1.22)
1.06	3.73(0.78)	4.27(0.83)	4.81(0.88)	5.35(0.95)	5.89(1.02)
1.08	3.82(0.69)	4.37(0.73)	4.93(0.77)	5.49(0.82)	6.05(0.88)
1.10	3.92(0.62)	4.49(0.65)	5.06(0.69)	5.65(0.73)	6.24(0.77)
1.12	4.02(0.56)	4.61(0.59)	5.21(0.62)	5.82(0.65)	6.45(0.68)
1.14	4.14(0.51)	4.75(0.53)	5.37(0.56)	6.02(0.58)	6.70(0.61)
1.16	4.26(0.47)	4.90(0.49)	5.56(0.50)	6.25(0.52)	7.00(0.54)
1.18	4.39(0.43)	5.07(0.44)	5.77(0.46)	6.51(0.47)	7.34(0.48)
1.20	4.54(0.40)	5.25(0.41)	6.00(0.42)	6.82(0.42)	7.76(0.42)
1.22	4.70(0.36)	5.46(0.37)	6.27(0.38)	7.18(0.38)	8.29(0.37)
1.24	4.88(0.34)	5.69(0.34)	6.58(0.34)	7.61(0.34)	8.95(0.32)
1.26	5.08(0.31)	5.95(0.31)	6.94(0.31)	8.13(0.30)	9.81(0.27)
1.28	5.31(0.28)	6.26(0.28)	7.36(0.28)	8.78(0.26)	11.00(0.23)
1.30	5.56(0.26)	6.61(0.26)	7.87(0.25)	9.62(0.23)	12.72(0.18)
1.32	5.85(0.24)	7.02(0.23)	8.50(0.22)	10.71(0.19)	15.44(0.14)
1.34	6.18(0.22)	7.51(0.21)	9.28(0.19)	12.23(0.16)	20.37(0.10)
1.36	6.57(0.20)	8.09(0.19)	10.29(0.16)	14.47(0.13)	32.15(0.06)
1.38	7.02(0.18)	8.81(0.16)	11.62(0.14)	18.10(0.10)	96.93(0.02)
1.40	7.55(0.16)	9.71(0.14)	13.50(0.12)	25.00(0.07)	- -
1.42	8.20(0.14)	10.89(0.12)	16.31(0.09)	43.18(0.04)	- -
1.44	9.00(0.14)	12.46(0.10)	21.00(0.07)	- -	- -
1.46	10.01(0.11)	14.70(0.09)	30.37(0.04)	- -	- -
1.48	11.33(0.10)	18.12(0.07)	58.50(0.02)	- -	- -
1.50	13.12(0.08)	24.00(0.05)	- -	- -	- -
1.52	15.71(0.06)	36.50(0.03)	- -	- -	- -
1.54	19.74(0.05)	81.14(0.01)	- -	- -	- -
1.56	26.93(0.04)	- -	- -	- -	- -
1.58	43.37(0.02)	- -	- -	- -	- -

Формулы (2) и таблицы (1 а-в) получены на основе решения обратной задачи для системы (2)-(3). Как известно, обратные задачи являются некорректными. Нетрудно проверить, что для полученного аналитического решения (2) первые два из трёх условий корректности (существование, единственность, устойчивость) выполняются. А что касается третьего условия (устойчивость решения), то эта проблема требует отдельного исследования, поэтому ограничимся пока только двумя общими соображениями.

Во-первых, формулы (2) получены при решении обратной задачи для системы дифференциальных уравнений, которая основана на гипотезе, что микроорганизмы, осуществляющие биохимическое окисление (минерализацию) ОВ, находятся в стабильном состоянии. Причём не просто в стабильном, но в «условно оптимальном» состоянии, когда они ничем не угнетены (например, токсинами), а

их численность практически не меняется во времени. Однако на практике может оказаться, что проба воды взята из водного объекта в момент, когда микроорганизмы, ответственные за биохимическое окисление органики, были подавлены токсинами, попавшими в водный объект незадолго до момента взятия пробы. В этом случае значение параметра $БПК_{2Т} / БПК_{Т}$ может оказаться за пределами допустимого таблицами диапазона и этот факт можно трактовать как вероятность наличия токсинов в исследуемой пробе воды.

Таблица 1 в – Зависимость БПК и k_0 (в скобках) от $БПК_Т$ и $БПК_{2Т}$ при $6.0 \le БПК_Т \le 8.0$

$\left(\frac{БПК_{2Т}}{БПК_Т}\right)$	$БПК_Т$, мг O_2/л				
	6.0	6.5	7.0	7.5	8.0
1.01	6.06(2.14)	6.57(2.44)	7.07(2.86)	7.58(3.50)	8.09(4.59)
1.02	6.13(1.74)	6.64(1.97)	7.15(2.28)	7.67(2.73)	8.20(3.44)
1.03	6.20(1.51)	6.72(1.69)	7.24(1.94)	7.77(2.28)	8.33(2.78)
1.04	6.27(1.34)	6.80(1.50)	7.34(1.70)	7.89(1.96)	8.50(2.29)
1.05	6.35(1.22)	6.90(1.35)	7.45(1.51)	8.04(1.71)	8.73(1.90)
1.06	6.44(1.12)	7.00(1.23)	7.58(1.36)	8.20(1.50)	9.04(1.56)
1.07	6.53(1.03)	7.11(1.12)	7.72(1.22)	8.41(1.32)	9.51(1.26)
1.08	6.63(0.95)	7.23(1.03)	7.87(1.11)	8.65(1.16)	10.29(0.97)
1.09	6.74(0.88)	7.37(0.95)	8.06(1.01)	8.97(1.01)	11.79(0.69)
1.10	6.86(0.82)	7.52(0.87)	8.27(0.91)	9.38(0.88)	16.00(0.39)
1.11	6.99(0.77)	7.68(0.81)	8.52(0.82)	9.93(0.74)	95.99(0.04)
1.12	7.12(0.72)	7.87(0.74)	8.83(0.74)	10.71(0.62)	- -
1.13	7.28(0.67)	8.09(0.68)	9.19(0.66)	11.93(0.49)	- -
1.14	7.45(0.63)	8.33(0.63)	9.65(0.59)	14.06(0.37)	- -
1.15	7.64(0.58)	8.62(0.58)	10.23(0.51)	18.75(0.24)	- -
1.16	7.85(0.54)	8.95(0.53)	11.00(0.44)	37.50(0.10)	- -
1.17	8.08(0.51)	9.35(0.48)	12.06(0.37)	- -	- -
1.18	8.35(0.47)	9.82(0.43)	13.63(0.30)	- -	- -
1.19	8.65(0.43)	10.41(0.39)	16.17(0.24)	- -	- -
1.20	9.00(0.39)	11.14(0.34)	21.00(0.16)	- -	- -
1.21	9.41(0.37)	12.09(0.30)	33.73(0.09)	- -	- -
1.22	9.88(0.34)	13.37(0.25)	- -	- -	- -
1.23	10.45(0.30)	15.19(0.21)	- -	- -	- -
1.24	11.14(0.27)	17.97(0.17)	- -	- -	- -
1.25	12.00(0.24)	22.75(0.12)	- -	- -	- -
1.26	13.09(0.21)	32.91(0.08)	- -	- -	- -
1.27	14.53(0.18)	- -	- -	- -	- -
1.28	16.50(0.16)	- -	- -	- -	- -
1.29	19.38(0.13)	- -	- -	- -	- -
1.30	24.00(0.10)	- -	- -	- -	- -
1.31	32.57(0.07)	- -	- -	- -	- -
1.32	54.00(0.04)	- -			

С другой стороны (и это «во-вторых»), случай, когда значение параметра $БПК_{2Т} / БПК_{Т}$ находится за пределами допустимого таблицами диапазона, можно трактовать как недопустимую погрешность измерений $БПК_Т$ и $БПК_{2Т}$. Таким образом, если исследо-

ватель уверен в точности измерений, то случай попадания параметра $БПК_{2Т} / БПК_{Т}$ за пределы допустимого таблицами диапазона он будет трактовать как факт наличия токсинов в исследуемой пробе воды, а если нет, то результаты измерений он забракует как ненадёжные.

Для отбраковки некорректных измерений можно привлекать также априорное неравенство БПК<ХПК. Если окажется, что полученное с помощью таблиц значение БПК превышает величину ХПК (измеренную для той же пробы воды), то значения $БПК_{Т}$ и $БПК_{2Т}$ (а, возможно, и ХПК), следует признать ненадежными.

Очевидно, что вопрос о необходимой точности измерений $БПК_{Т}$ и $БПК_{2Т}$ должен быть рассмотрен в контексте точности решений, получаемых с помощью формул (2) и таблиц 1(а-в).

Заключение. Предложен новый и достаточно удобный, по мнению автора, инструмент в виде таблиц для определения пары теоретических величин (БПК и коэффициента скорости биохимического окисления k_0) по двум измеренным значениям биохимического потребления ($БПК_{Т}$; $БПК_{2Т}$). Построенные таблицы универсальны – могут быть приненены для любого инкубационного периода Т.

Используя табл. 2 для поиска «вещества-аналога» исследуемой органической смеси, следует иметь в виду, что сравнение производится только по значению коэффициента неконсервативности и никакие другие свойства органического «вещества-аналога» (химический состав и пр.), кроме скорости распада вещества, не могут быть экстраполированы на исследуемую органическую смесь.

«Старые» формулы (1), несмотря длительное существование, до сих пор так и не получили широкого распространения в практике мониторинга водных объектов ни в России, ни за рубежом. Объяснить этот факт для России можно, по крайней мере, двумя причинами. Первая – ошибка в «Руководстве» [3], исправленная спустя 36 лет в новом издании [9] (по публикации [4]). Вторая – отсутствие нормативного документа, обязывающего измерять биохимическое потребление за два периода (Т и 2Т суток). Сейчас общепринято измерение $БПК_{5}$, а для применения как «старых», так и «новых» формул требуется дополнительное измерение $БПК_{10}$ (либо $БПК_{2,5}$), что влечёт дополнительные затраты.

О причинах, по которым в практике зарубежного мониторинга отсутствуют необходимые измерения и методики для определения

биохимической потребности (не путать с биохимическим потреблением!) в кислороде и коэффициента скорости биохимического окисления, остаётся только догадываться и … сожалеть!

Автор надеется, что «новые» формулы (2) ждёт более счастливая судьба и рано или поздно они будут внедрены в практику мониторинга качества воды в водных объектах. Этому внедрению могут поспособствовать представленные в данной работе таблицы.

Литература

1. *Streeter H.W., Phelps E.B*. A study of the pollution and natural purification of the Ohio River // U.S. Publ. Health Service Bull. 1925. № 146. P. 1–75.

2. *Harold A*. Thomas. The "Slope" Method of Evaluating the Constants of the First-Stage Biochemical Oxygen-Demand Source: Sewage Works Journal, Vol. 9, No. 3 (May, 1937), pp. 425-430 Published by: Water Environment FederationStable URL: http://www.jstor.org/stable/25028779 Accessed: 10/02/2015 06:04.

3. *Алекин О.А., Семёнов А.Д., Скопинцев Б.А*. Руководство по химическому анализу вод суши // Л.: Гидрометеоиздат, 1973. 269 с.

4. *Готовцев А.В.* О методике математической обработки результатов химического анализа вод // Вода: химия и экология, 2009. № 7. С. 30–34.

5. *Готовцев А.В., Данилов-Данильян В.И., Никаноров А.М.* Проблемы мониторинга БПК // Водные ресурсы, 2012, т. 39, № 4. С. 510–520.

6. *Готовцев А.В*. Модификация системы Стритера–Фелпса с целью учёта обратной связи между концентрацией растворённого кислорода и скоростью окисления органического вещества // Водные ресурсы, 2010, т. 37, №2. С. 250–256.

7. *Готовцев А.В.* Новый способ вычисления БПК и скорости биохимического окисления на основе модифицированной системы уравнений Стритера–Фелпса // Водные ресурсы, 2014, т. 41, № 3. С. 325–329.

8. *Родзиллер И.Д*. Прогноз качества воды водоемов — приемников сточных вод. М.: Стройиздат. 1984. 265 с.

9. Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши/ под ред. Л.В. Боевой. – Ростов-на-Дону: НОК, Ч.1.2009.1044 с.

О ВОЗМОЖНОСТИ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ МЕТОДА РЕТРОСПЕКТИВНОГО АНАЛИЗА ДЛЯ ПРОГНОЗА КАЧЕСТВА ВОДЫ ВОДОХРАНИЛИЩ

Григорьева И.Л.
Институт водных проблем РАН, г. Москва
irina_grigorieva@list.ru

В настоящее время по многим водным объектам нашей страны накоплен обширный аналитический материал, что позволяет провести ретроспективный анализ и выявить основные закономерности и факторы формирования водного и гидрохимического режимов.

Ретроспективный анализ предполагает выявление тенденций (трендов) изменения анализируемых характеристик и проведение анализа факторов, влияющих на это изменение. Основываясь на выявленных закономерностях и факторах можно выполнить качественный и отчасти количественный прогноз изменения отдельных показателей качества воды при сходных климатических условиях и идентичной антропогенной нагрузке. Оптимальным для прогнозных оценок является наличие непрерывного ряда наблюдений по одним и тем же показателям. При этом отбор проб воды должен производиться в одних и тех же створах наблюдений. Желательно также, чтобы химический анализ проб воды проводился по одному и тому же количеству показателей и идентичным методикам. Изменение методики определения химического ингредиента приводит к нарушению возможности сопоставления результатов.

Если исследователь не располагает непрерывным рядом наблюдений, то он вынужден проводить сравнительный анализ полученных и ранее опубликованных данных. Следует отметить, что различные авторы проводят обобщения результатов исследования, исходя из своих собственных соображений. Например, гидробиологам важны осредненные характеристики за вегетационный период; для других исследователей целесообразным представляется обобщение измеренных характеристик по отдельным участкам и плесам водохранилищ. Ряд исследователей проводит обобщение в целом для всего водохранилища и оперируют среднегодовыми характеристиками. Все это приводит к трудностям использования опубликованных данные других авторов для сравнения с собственными.

Многолетние исследования автора на Верхневолжских (Верхневолжское, Иваньковское, Угличское) водохранилищах и обобще-

ние результатов ранее проведенных исследований позволили выявить ряд закономерностей формирования качества воды этих водоемов. Установлено, что определяющую роль в формировании химического состава воды водохранилищ Верхней Волги играют природные факторы, которые определяют малую минерализацию Верхнееволжского и среднюю минерализацию Иваньковского и Угличского водохранилищ. Значительная заболоченность водосборных бассейнов приводит к тому, что в водоемы поступают воды, обогащенные органическим веществом природного происхождения. Поэтому для водных масс всех водохранилищ характерна высокая цветность воды. В воде Иваньковского водохранилища наблюдаются высокие концентрации марганца и $БПК_5$.

Для Угличского водохранилища, в сравнении с Иваньковским, характерны высокие концентрации общего фосфора и аммонийного азота, что в значительной степени обусловлено влиянием сточных вод, особенно в период наибольшей сработки уровня воды. Для большинства показателей и ингредиентов качества воды верхневолжских водохранилищ характерна пространственно-временная изменчивость и зависимость от водности года. В табл. 1 и 2 представлен солевой состав Иваньковского и Угличского водохранилища в створах наблюдений в различные по водности 2013 и 2014 гг.

Таблица 1 – Среднегодовые значения концентрации главных ионов (мг/дм^3) и минерализации воды (мг/дм^3) в створах Иваньковского водохранилища

№	Место отбора	Год	Ca^{2+}	Mg^{2+}	$Na^{+}+K^{+}$	HCO_3^{-}	SO_4^{2-}	Cl^{-}	М
1	Городня	2013	35.7	8.5	7.6	141.9	15.2	5.8	221
		2014	45.8	11.0	2.4	170.8	13.4	6.6	255
2	Безбородово	2013	40.5	11.9	5.5	168.5	13.6	5.9	253
		2014	46.0	11.8	8.7	183.0	19.9	7.6	281
3	Плоски	2013	36.3	8.5	4.4	138.8	13.7	5.1	213
		2014	50.1	11.1	4.6	187.2	14.9	7.3	279
4	Иваньковская ГЭС (верхн. бъеф)	2013	34.6	9.3	5.8	140.3	13.0	5.6	213
		2014	44.9	9.7	2.5	163.5	12.9	6.2	244

Годовая норма осадков на метеостанции Тверь составляет 623 мм. Из приведенной табл. 3 видно, что количество зафиксированных осадков на метеостанции Тверь в 2013 г. было близко к норме, а в 2014 г. – ниже нормы.

Таблица 2 – Среднегодовые значения концентрации главных ионов (мг/дм^3) и минерализации воды (мг/дм^3) в створах Угличского водохранилища

№	Место отбора	Год	Ca^{2+}	Mg^{2+}	$Na^+ + K^+$	HCO_3^-	SO_4^{2-}	Cl^-	М
1	г. Кимры, яхт-клуб	2013	40.5	8.2	4.6	144.0	15.8	7.3	226
		2014	54.9	11.8	7.1	199.0	19.3	12.5	309
2	г. Калязин ниже ОС	2013	34.1	9.7	4.3	129.0	17.8	6.2	206
		2014	51.8	11.1	5.0	184.5	21.3	8.5	286
3	с. Прилуки	2013	37.3	10.0	7.2	149.3	17.7	6.4	234
		2014	50.9	10.5	7.5	186.1	20.8	8.1	288
4	Угличская ГЭС (верхн. бъеф	2013	33.7	9.3	3.6	128.0	17.1	6.0	203
		2014	47.0	11.6	6.9	176.9	21.4	7.8	275

Таблица 3 – Годовые суммы осадков по метеостанции Тверь (1 – год, 2 – сумма осадков, мм)

Годы 1969 – 1974 и 2008–2014													
1	69	70	71	72	73	74	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
2	630	633	620	515	560	650	776	858	698	660	925	619	450

Анализ солевого состава Иваньковского и Угличского за указанные годы показал, что концентрации главных ионов во всех створах наблюдений в маловодный 2014 г. выше, чем в средний по водности 2013 г, что подтверждает вывод о том, что при прогнозных оценках химического состава воды на перспективу обязательно нужно учитывать водность периода.

Предварительный ретроспективный анализ солевого состава воды Иваньковского водохранилища с начала 60-х к настоящему времени (табл. 4 и 5) при осреднении результатов наблюдений за разные периоды времени показал, что наблюдается тенденция снижения концентраций сульфатов и рост концентраций иона магния.

Концентрации ионов кальция, гидрокарбонатов, хлоридов в одни и те же сезоны года изменяются в небольшом диапазоне. Снижение концентрации сульфатов можно объяснить уменьшением поступления со сточными водами, вследствие модернизации очистных сооружений в середине 70-х годов и улучшения очистки сточных вод. Увеличение концентраций иона магния в воде водохранилищ, очевидно, связано с климатическим фактором. Увеличение температуры воздуха приводит к интенсификации процессов растворения минералов и увеличению поступления магния в поверхно-

стные воды. Особенно значителен этот процесс в водоемах, расположенных в южных широтах.

Таблица 4 – Солевой состав воды Иваньковского водохранилища средний за 1957-1965 гг. [1], в 1976 и в 2013 гг. (мг/дм^3)

Сезон	∑ ионов	Ca^{2+}	Mg^{2+}	$Na^{+}+K^{+}$	HCO^{-}_3	SO_4^{2-}	Cl^{-}
Зима	285.5/ 338.9/ 280	50.3/ 52.5/ 44.1	10.8/ 12.2/ 12.2	8.3/ 22/ 8.3	182.8/ 192.8/ 183	29.7/ 40.2/ 17.6	4.6/ 16.4/ 5.7
Весна	111.3/ 146.3/ 108	19.6/ 28.1/ 20	4.2/ 6.4/ 7.3	3.5/ 0.5/ 2.0	67.1/ 81.7/ 79.3	14.8/ 22/ 11.7	2.1/ 3.7/ 4.1
Лето	182.8/ 163.4/ 203	30.2/ 28.8/ 34.1	7.2/ 5.7/ 8.5	7.3/ 5.5/ 4.0	115.9/ 102.5/ 134.2	18.7/ 11/ 15.1	3.5/ 3.6/ 4.1
Осень	224.5/ 204/ 254	37.8/ 38.5/ 41.9	7.0/ 8.2/ 10.3	11.7/ 2.0/ 7.7	135.4/ 134.2/ 170.8	27.3/ 13.4/ 13.7	5.3/ 6.3/ 5.9

Таблица 5 – Солевой состав воды Иваньковского водохранилища средний за 1969-1974 гг. [2] и за 2008-2011 гг. (мг/дм^3)

Сезон	∑ ионов	Ca^{2+}	Mg^{2+}	$Na^{+}+K^{+}$	HCO^{-}_3	SO_4^{2-}	Cl^{-}
Зима	311.4/ 233.3	51.9/ 39.6	13.3/ 10	-	192.8/ 160.1	39.7/ 17.0	13.7/ 6.6
Весна	136.9/ 253	26.2/ 42.3	5.2/ 11.3	-	82.9/ 169.3	19.0/ 22.6	3.6/ 7.5
Лето	200.5/ 184.1	36.9/ 31.8	6.8/ 7.5	-	129.0/ 131.0	22.6/ 10.0	5.2/ 3.8
Осень	252.3/ 228	40.4/ 38.0	9.5/ 10.6	-	144.7/ 156.3	28.1/ 19	9.6/ 4.1

Исследование многолетней динамики концентраций нитритного и нитритного азота в воде замыкающего створа Иваньковского водохранилища показало, что наблюдается нарастание среднегодовых концентраций нитритного (от 0.013 в 1995 г. до 0.029 мг/дм^3 в 2004 г.) и нитратного азота (от 1.34 до 2.25 мг/дм^3 в 2004 г.), что вызвано увеличением антропогенной нагрузки на береговую зону, в следствие ее интенсивной застройки.

Сравнительный анализ гидрохимических показателей и ингредиентов верхневолжских водохранилищ в меженный период близких по водности 1997 г. [3] и 2008 гг. показал, что значения ХПК в воде Иваньковского водохранилища летом 2008 гг. были выше, чем

в 1997 г., что может быть свидетельством возрастающей органической нагрузки на водоем.

Таким образом, приведенные примеры показывают, что даже предварительный ретроспективный анализ имеющихся результатов наблюдений на водохранилищах позволяет установить тенденции и факторы изменения характеристик качества воды. Дальнейший анализ и статистическая обработка рядов наблюдений гидрологических и гидрохимических характеристик позволит дать более точную оценку тенденций изменения качества воды и выполнить прогноз на ближайшую перспективу.

Литература

1. Гидрометеорологический режим озер и водохранилищ. Водохранилища Верхней Волги. Л.: Гидрометеоиздат, 1975. 291 с.

2. Волга и ее жизнь. Л.: Наука, 1978. 350 с.

3. *Бикбулатов Э.С., Лебедев Ю.М., Литвинов А.С., Бикбулатова Е.М., Рощупко В.Ф., Ершов Ю.В., Цельмович О.Л.* Гидрохимическая характеристика верхневолжских водохранилищ в меженный период //Водные ресурсы, 2001. Т. 28, №5. С. 606-614.

ПРОБЛЕМА ВОССТАНОВЛЕНИЯ ВОДНЫХ БИОЛОГИЧЕСКИХ РЕСУРСОВ ПОЙМЫ НИЖНЕГО ДОНА

Дубинина В.Г.[1], Косолапов А.Е.[2], Жукова С.В.[3]

[1]Центральное управление по рыбохозяйственной экспертизе и нормативам по сохранению, воспроизводству водных биологических ресурсов и акклиматизации, г. Москва

[2]Донской информационно-аналитический водохозяйственный центр, г. Новочеркасск

[3]Азовский НИИ рыбного хозяйства, г. Ростов-на-Дону

vgdu @mail.ru, akosol@mail.ru

Рыбохозяйственный водный фонд Нижнего Дона представлен речной системой ниже плотины Цимлянского водохранилища, Цимлянским и Манычскими водохранилищами, дельтой Дона, протоками, ериками и озерами на донской пойме, а также прудами рыбзаводов, НВХ и товарных хозяйств.

Ихтиофауна Азово-Донского района насчитывает около 40 видов и подвидов рыб [1]. Среди них выделяются особо ценные виды:

русский осетр, севрюга и белуга. К ценным видам промысловых рыб также относятся черноморско-азовская проходная сельдь, рыбец, шемая, лещ, тарань, сазан, судак и др.

Наибольшее рыбохозяйственное значение имеет речная система на участке ниже устья Северского Донца. Площадь заливаемых весной нерестилищ здесь достигала в среднем 115 тыс. га при средней продолжительности затопления 58 суток. Основными местами размножения полупроходных рыб являлись донские займища ниже ст. Кочетовской с современной площадью затопления около 60 тыс. га (при расходах р.Дон 2800 $м^3/с$).

Результаты статистического анализа численности сеголетков осетра, судака и леща для разной обеспеченности стока условно естественного периода (1920- 1951 гг.) показывают [2; 3], что при годовом и весеннем стоке (март-май) обеспеченностью менее 50% наиболее вероятно появление высокоурожайных и урожайных поколений осетра, судака и леща (в случае удовлетворенных показателей других факторов среды), а при объеме стока соответствующего 75% обеспеченности и более – только низкоурожайных поколений. При объеме стока соответствующего 95% обеспеченности естественное размножение осетра, судака и леща находится на крайне низком уровне. В целом критические условия для экосистемы создаются в годы с величиной годового стока 11-15 $км^3$ и весеннего (III-V) – 6-10 $км^3$. При объемах воды ниже указанных величин воспроизводство проходных и полупроходных рыб практически не регистрируется. Оптимальные условия для воспроизводства рыб складываются в годы 25-40% обеспеченности стока, что также подтверждается ранее проведенными исследованиями [4-6].

В результате зарегулирования стока р. Дон оказались отрезанными и недоступными для производителей 100% нерестилищ белуги, 80% – нерестилищ осетра, 50% – нерестилищ севрюги и сельди. Существенно изменился внутригодовой режим стока р. Дон: если до 1952 г. сток за период половодья в среднем составлял около 72%, то после 1952 г - только 57% [7]. В период естественного режима рек размножение рыб в Азово-Донском и Азово-Кубанском районах обеспечивало воспроизводство достаточно мощных поколений полупроходных, проходных и прочих пресноводных рыб, уловы которых в среднем составляли 76 тыс.т в год (1930-1952 гг.), достигая 167 тыс.т (1936 г.). В современный период уловы рыб в зависимости от вида снизились в сотни и тысячи раз (табл. 1).

Таблица 1 – Уловы ценных видов рыб в Азовском бассейне, тыс.т

Годы	Всего	в том числе				
		Осетровые	Судак	Лещ	Тарань	Прочие*
1936 (максимальные)	167,2	6,500	73,800	46,400	18,100	22,400
1930–1952 (ср. до зарегул.)	76,122	3,223	31,147	20,552	6,652	14,548
1953–2012 (ср. после зарегулирования)	12,330	0,782	3,887	2,019	2,025	3,630
1953–1971 (гг. формиров. нового режима)	13,159	0,500	5,097	1,844	2,736	2,982
1972–1977 (ср. за период осолонен. моря)	11,415	1,039	2,792	2,183	2,163	3,238
2006–2012 (средние)	0,797	0,001	0,188	0,036	0,140	0,432

* проходные, полупроходные и пресноводные

Наибольшее рыбохозяйственное значение имеет речная система р. Дон, где обеспечивалось воспроизводство более 60% запасов проходных и полупроходных рыб Азовского моря, а также около 70% донских туводных рыб. В настоящее время основными, лимитирующими возможность увеличения уловов ценных видов рыб, являются условия естественного воспроизводства, и, прежде всего, организация специальных рыбохозяйственных попусков на Нижнем Дону.

Анализ данных по стоку весеннего половодья р.Дон у ст. Раздорская за период 1953-2014 гг. показал, что за 62 года, прошедших после сооружения Цимлянской ГЭС, только в 11-ти (около 18%) случаях отмечалось затопление нижнедонской поймы и только четырежды (1963, 1979, 1981, 1994 гг.) режим обводнения пойменных нерестилищ отвечал экологическим требованиям полупроходных и проходных рыб, т.е. в 6% случаев.

Требования рыбного хозяйства к водным ресурсам р. Дон, и в частности гидрографы рыбохозяйственных попусков, были разработаны еще в 70-х годах прошлого столетия [8-10]. Гидрограф учитывал специфику гидрологического режима, площади и продолжительности затопления нерестилищ в период температур, благоприятных для нереста и развития личиночных стадий рыб, эффективность размножения различных видов рыб при различных сценариях водно-термического режима.

В новую редакцию Правил использования водных ресурсов Цимлянского водохранилища (2012 г.) [7] вошли предложенные рыбохозяйственные попуски:

- объемом 14,2 км^3 (с 16 марта по 10 июня) с обеспеченностью 50 % для залития донских пойменных нерестилищ с максимальным суточным расходом по р. Дон ниже устья р. Северский Донец 3200 м^3/с;
- объемом 12.2 км^3 (за период с 16 марта по 1 июня) с обеспеченностью 60% для залития донских пойменных нерестилищ с максимальным суточным расходом по р.Дон ниже устья р.Северский Донец 2800 м^3/с;
- объемом 10.6 км^3 с максимальным расходом 2500 м^3/с в среднемаловодные годы (с обеспеченностью более 75%) ниже ст. Раздорской.

Рыбохозяйственный попуск в низовья Дона, учитывающий экологические требования размножения полупроходных и проходных рыб для лет 50%-ой обеспеченности стока, должен учитывать (в створе станица Раздорская) следующие условия:
- начиная с даты перехода температуры воды через 1°С, расход воды в реке должен постепенно повышаться от 250 м^3/с в середине марта до 1000 м^3/с в конце, чтобы к началу наступления нерестовых температур (9°С) в створе ст. Раздорской он достиг 2000 м^3/с (к 10 апреля);
- затопление займищ, являющихся нерестилищами судака, леща, сазана, должно производиться постепенно с достижением максимальных площадей (140 тыс. га) и расходов (3200 м^3/с) к периоду активного питания молоди (1-10 мая);
- в последующем к моменту перехода температуры воды в р.Дон через 19.5°С (30 мая) расходы должны быть снижены до 1800 м^3/с;
- к 10 июня сброс воды из Цимлянского водохранилища необходимо довести до навигационных попусков;
- общая продолжительность обводнения займищ должна быть не менее 50 суток, площадь затопления поймы ниже устья Северского Донца до истока р. Мертвый Донец – 90-100 тыс.га;
- объем расчетного гидрографа за март-май составляет 14.2 км^3, а с 1 марта по 10 июня – 14.5 км^3.

Указанный гидрограф, разработанный с учетом экологических требований для леща и судака, удовлетворяет также и условиям воспроизводства осетровых. Даты изменения величины весеннего попуска должны корректироваться в зависимости от термического режима. Рыбохозяйственный гидрограф обеспечивает залитие поймы на площади не менее 114 тыс. га.

Необходимо отметить, что на различных этапах развития донского водохозяйственного комплекса использование водных ресурсов Цимлянского водохранилища регламентировалось действовавшими на тот период Правилами использования водных ресурсов, отвечающими решению важнейших народнохозяйственных задач, стоящих перед страной, но ни разу в них не были отражены интересы естественного воспроизводства рыбных запасов Азово-Донского промыслового района.

Так, Правила использования водных ресурсов Цимлянского водохранилища утвержденные в 1952 г. (разработаны институтом Гидропроект им. С.Я. Жука) исходили из необходимости включения Нижнего Дона в Единую транспортную систему европейской территории страны для чего из Цимлянского водохранилища для создания необходимых глубин предусматривались судоходные попуски в размере 580 $м^3$/с (нормальный) и 400 $м^3$/с (гарантийный) с поэтапным их снижением по мере ввода трех (кроме существующего Кочетовского) низконапорных гидроузлов – Николаевского, Константиновского и Багаевского. Объемы судоходных попусков за навигационный период (224 дня) соответственно составляли 11,23 $км^3$ и 7,74 $км^3$ при полезной емкости водохранилища 11,54 $км^3$. Попуски предусматривались только на первые 3-4 года эксплуатации гидроузла, после чего высвободившиеся водные ресурсы планировалось использовать, в том числе и для организации рыбохозяйственных попусков. Однако гидроузлы Нижнего Дона в полном объеме так и не были построены (в 1982 г было завершено строительство только Николаевского и Константиновского гидроузлов) и судоходные глубины на Нижнем Дону до настоящего времени обеспечиваются попусками из Цимлянского водохранилища и дноуглубительными работами в значительных размерах.

Правила 1952 года действовали в течение 13 лет и в 1964 г. был разработан Проект уточненных и дополненных Основных положений Правил использования водных ресурсов Цимлянского водохранилища (приняты в 1965г), в основу которых была положена концепция развития водохозяйственного комплекса (ВХК) на основе завершения шлюзования Нижнего Дона и реализации программы мелиоративного строительства. В принятых Основных положениях проблемы естественного воспроизводства рыбных ресурсов и организация специальных рыбохозяйственных попусков не рассматривались, также как и требования рыбного хозяйства к режиму уров-

ней собственно Цимлянского водохранилища. Объясняется это тем, что в бассейне возник напряженный водохозяйственный баланс. За период с 1990 г. до настоящего времени годовая величина суммарного забора воды в бассейне уменьшилась в 2,4 раза, что существенно изменило в лучшую сторону его водохозяйственный баланс.

Результаты выполненных водохозяйственных расчетов при разработке Правил использования водных ресурсов Цимлянского водохранилища говорят, что располагаемые на современном уровне водные ресурсы бассейна р. Дон обеспечивают возможность организации регулярных рыбохозяйственных попусков из Цимлянского водохранилища без снижения показателей расчетной обеспеченности водопользования других участников ВХК Нижнего Дона [7].

Таким образом, впервые после начала эксплуатации Цимлянского водохранилища водохозяйственная обстановка в бассейне Дона позволила реально рассматривать естественное воспроизводство рыбных ресурсов в качестве равноправного участника ВХК Нижнего Дона и включить его требования к организации рыбохозяйственных попусков в разработанные Правила использования водных ресурсов Цимлянского водохранилища. В этих Правилах организация рыбохозяйственных попусков и их вид устанавливаются в зависимости от наполнения водохранилища на начало половодья и прогноза притока воды в него за период весеннего половодья. Расчетная обеспеченность попусков, установленная с помощью имитационной модели Цимлянского водохранилища в соответствии с разработанными Правилами, составляет 33% по числу бесперебойных лет, что не удовлетворяет полностью требования рыбного хозяйства. В тоже время следует отметить, что на рыбохозяйственные цели Нижнего Дона и Азовского моря выделяется максимально возможный в современных условиях и при современной структуре ВХК объем водных ресурсов. Важно подчеркнуть, что впервые в представленных Правилах отрасль рыбного хозяйства получила статус полноправного участника водохозяйственного комплекса.

Необходимо также отметить, что в разработанных правилах использования водных ресурсов Цимлянского водохранилища предусмотрено, что сработка уровня водохранилища к началу зимней межени в многоводные и средневодные годы (ноябрь-декабрь) по возможности не допускается ниже 32,5-32,4 м БС; снижение до 32 м БС возможно в крайне маловодные годы и к концу зимовки (к началу распаления льда в водохранилище).

По результатам выполненных водохозяйственных расчетов, в соответствии с разработанными Правилами, установлено, что требования рыбохозяйственного комплекса водохранилища к минимально-допустимому уровню сработки в зимний период (32.4-32.5 м БС) выполняется с обеспеченностью 94 %.

При решении проблемы организации специальных рыбохозяйственных попусков необходимо учесть, что за период с 1952 г пойма Нижнего Дона была в существенной мере освоена, значительная часть ее распахана и используется для возделывания сельскохозяйственных культур, застроена объектами социально-хозяйственного назначения. При этом организация рыбохозяйственного попуска с рекомендуемым наиболее благоприятным гидрографом попуска обеспечивает залитие поймы на площади 130 тыс. га, что естественно приведет к ущербам, связанным с затоплением хозяйственно-освоенной части поймы. Так, например, при пропуске через Цимлянский гидроузел половодья 1994 г, с максимальным расходом 3720 $м^3/с$ (для сравнения, максимальный расход рыбохозяйственного гидрографа – 3200 $м^3/с$) площадь затопления поймы составила 213 тыс. га из имеющихся 306 тыс. га; материальный ущерб от затопления хозяйственно-освоенной части поймы составил около 22 млрд руб. в ценах 1994 г, что свидетельствует о необходимости еще до начала осуществления рыбохозяйственных попусков разработать и выполнить на уровне субъекта Федерации все необходимые организационные и инженерные мероприятия.

В связи с этим в Правилах предусмотрены два этапа: 1-й этап – до окончания всех необходимых мероприятий, предшествующих началу организации специальных рыбохозяйственных попусков; 2-ой этап – после осуществления рыбохозяйственных попусков. Таким образом, реализация весенних попусков полностью лимитируется необходимостью выполнения комплекса мероприятий на территориях, подлежащих периодическому затоплению.

В табл. 2 приведены данные результатов гидродинамического моделирования пропуска рыбохозяйственного гидрографа на Нижнем Дону с указанием площадей затопления поймы и категорий земель по целевому назначению (по данным Росреестра).

Таблица 2 – Площади затопления земель поймы Нижнего Дона при наиболее благоприятном рыбохозяйственном попуске, га

Административный район	Всего площадь затопления	в т.ч. по категориям земель*							
		1	2	3	4	5	6	7	8
Азовский район	8970,7	0,0	0,0	0,0	0,0	2342,3	0,0	309,2	6319,3
Аксайский район	24981,6	0,1	2,0	8,0	35,9	2079,4	55,6	12782,0	10018,6
Багаевский район	14324,0	1810,7	8,0	12,7	21,4	67,1	5,0	4850,9	7548,1
Волгодонской район	20101,8	0,0	0,0	0,0	0,0	3259,9	7,8	1269,9	15564,1
Константиновский район	12286,9	0,0	0,0	0,0	0,0	1241,7	0,7	1180,1	9864,5
Мясниковский район	1344,9	0,0	0,0	0,0	0,0	14,2	0,0	630,7	700,1
Неклиновский район	1333,6	0,0	0,0	0,0	0,0	7,9	0,0	0,0	1325,8
Октябрьский район	9236,8	0,0	0,0	83,7	11,4	259,3	193,2	5231,4	3457,9
Семикаракорский район	14846,0	0,0	0,0	0,0	0,0	3984,6	11,2	1212,5	9637,8
Усть-Донецкий район	5742,0	0,0	0,0	115,0	39,9	151,0	36,3	1359,8	4040,1
Цимлянский район	6425,5	0,0	0,0	0,0	0,1	1111,4	2,2	195,9	5115,8
Городск. округ Ростов-на-Дону	5512,1	0,0	0,0	0,0	0,0	1466,4	0,0	0,0	4045,7
Городской округ Азов	929,0	0,0	0,0	0,0	0,0	32,2	0,0	0,0	896,8
Городской округ Батайск	871,8	0,0	0,0	0,0	0,0	19,6	0,0	0,0	852,1
Городской округ Волгодонск	558,1	0,0	0,0	0,0	0,0	199,0	0,0	0,0	359,1
Городской округ Новочеркасск	3113,8	0,0	0,0	0,0	0,0	486,6	0,0	0,0	2627,2
Итого	130578,8	1810,8	10,0	219,4	108,7	16722,7	311,9	29022,3	82373,0

*Обозначения. Категории земель: 1 - земли водного фонда; 2- земли запаса; 3 - земли лесного фонда; 4 - земли особо охраняемых территорий и объектов; 5 - земли поселений (земли населенных пунктов); 6 - земли промышленности, энергетики, транспорта, связи, радиовещания; 7 - земли сельскохозяйственного назначения; 8 - категория не установлена.

Главой Администрации Ростовской области было принято Постановление от 20 февраля 1995 г. № 38, касающееся введения специального режима хозяйствования и выполнения организационных и инженерных мероприятий в зоне периодического затопления. Это постановление практически не выполняется, а разработка мероприятий по минимизации ущербов от затопления (подтопления) не произведена.

Выводы. Считаем необходимым следующее.

– Росрыболовству совместно с Росводресурсами обратиться в Администрацию Ростовской области с просьбой о разработке программы проведения комплекса организационных мер (инвентаризации всех объектов природного и социального назначения, разблокирования водотоков от искусственных дамб и дорожных насыпей, демонтажа бесхозных оросительно-ирригационных систем, проведение мелиорации нерестилищ и др.), а также подготовки правил использования земельного фонда на пойменных нерестилищах, не допуская на них застройки, размещения объектов капитального строительства и производства работ, негативно влияющих на запасы рыб и других водных животных и среду их обитания;

– Целесообразно придать этим нерестилищам статус особо охраняемых территорий;

– В связи с тем, что существующий объем безвозвратного изъятия речного стока в бассейне р. Дон (до 6 км^3) превышает установленную экологически допустимую норму изъятия речного стока (3.5-3.8 км^3 [2; 3; 11]), необходима поэтапная программа управления использованием водных ресурсов бассейна с конкретными мероприятиями: по экономии и изысканию резервов речных вод; возвращения воды в реки за счет внедрения наилучших существующих водосберегающих технологий; снижения показателей удельного водопотребления на единицу произведенной продукции и поэтапному достижению установленных объемов допустимого изъятия речного стока из бассейна.

Если рассматривать оценку ущерба рыбным запасам с принципиальных позиций, то при развитии отраслей экономики, связанных с зарегулированием стока, ростом безвозвратного изъятия речного стока, загрязнением воды и т.д., объем воды подаваемой на нерестилища, должен быть достаточным для обеспечения и поддержания величины максимально возможного уровня биопродуктивности водных экосистем. Эта позиция подтверждает положение статьи 35

Федерального закона от 10. 01. 2002 г. №7-ФЗ «Об охране окружающей среды», прописывающей соблюдение «приоритета сохранения благоприятной окружающей среды, биологического разнообразия, рационального использования и воспроизводства природных ресурсов». Поэтому именно сохранение водного режима, обеспечивающего наиболее благоприятные условия для воспроизводства водных биоресурсов, должно служить базовым показателем при оценке наносимого им ущерба [6].

В настоящее время реализуется ФЦП «Развитие водохозяйственного комплекса Российской Федерации в 2012-2020 годах», в которую целесообразно включить систему комплексных мер по обеспечению восстановления и нормального функционирования нарушенных водной и околоводной экосистем Нижнего Дона.

Литература

1. *Троицкий, Цунникова*. Рыбы бассейнов Нижнего Дона и Кубани: Руководство по определению видов. Ростов-на Дону. Кн. изд-во. 1988. 112 с.

2. *Дубинина В.Г.* Методические основы экологического нормирования безвозвратного изъятия речного стока и установления экологического стока (попуска). М.: Экономика и информатика. 2001. 118 с.

3. *Дубинина В.Г., Косолапов А.Е., Коронкевич Н.И., Чебанов М.С., Скачедуб Е.А.* Методические подходы к экологическому нормированию безвозвратного изъятия речного стока и установлению экологического стока (попуска) //Водное хозяйство России. №3. 2009. С.26-61.

4. *Дубинина В.Г.* Гидрологический режим пойменных нерестилищ Нижнего Дона и некоторые перспективы их рыбохозяйственного использования//Известия Северо-Кавказского научного центра высшей школы. Естественные науки. №1.1973. С. 84-88.

5. *Павлов Д.С., Катунин Д.Н., Алехина Р.П., Власенко А.Д., Дубинина В.Г., Сидорова М.А.* Требования рыбного хозяйства к объему весенних попусков в дельту Волги // Рыбное хозяйство. № 9. 1989. С. 29-32.

6. *Катунин Д.Н., Бесчетнова Т.С., Дубинина В.Г.* К вопросу об экономической оценке ущерба рыбным запасам Волго-Каспия при различной водообеспеченности нерестового цикла рыб// Рыбное хозяйство, №2. 2013. С.47-52.

7. Проект Правил использования водных ресурсов Цимлянского водохранилища // Северо-Кавказский филиал ФГУП РосНИИВХ, Новочеркасск, 2012.

8. *Дубинина В.Г.* Гидрологический режим поймы Нижнего Дона и проблемы рыбохозяйственного использования водных ресурсов реки. Автореф. дисс. канд. геогр. Ростов-на-Дону. Гос. Унив. 1969. 31 с.

9. *Дубинина В.Г.* Рациональное использование водных ресурсов Дона с учетом рыбохозяйственных требований // Водные ресурсы. № 3. 1978. С. 67-82.

10. *Дубинина В.Г., Баскакова Т.Е.*Обоснование требований рыбного хозяйства к объему, режиму и частоте попусков в нижний бьеф Цимлянского гидроузла// Отчет НИР АзНИИРХ. ИНВ.№7720. Ростов-на- Дону. 1989. 31 с.

11. Нормативы допустимого воздействия на водные объекты бассейна р. Дон// *Утверждены Росводресурсы 28.12.2012.*

ВЗАИМОДЕЙСТВИЕ МОРСКИХ И РЕЧНЫХ ВОД В УСТЬЯХ ПРИЛИВНЫХ РЕК (на примере устья р. Кеми)

Зырянов В.Н.[1], Чебанова М.К.[1], Филатов Н.Н.[2]
[1]Институт водных проблем РАН, г. Москва
[2]Институт водных проблем Севера Кар.НЦ РАН, г. Петрозаводск
ejek@inbox.ru

Для устьев рек, где взаимодействуют две различные водные массы – речная и морская, характерно особое гидрологическое явление – проникновение (интрузия) морских (соленых или осолоненных) вод в реки, рукава дельт. Дальность проникновения морских вод в устья рек зависит от: величины речного стока, амплитуды прилива и морфометрии устья.

Процессы смешения морских и речных вод и эстуарная стратификация водной толщи определяются стратификацией вод и типом вертикального перемешивания и играют определяющую роль в формировании маргинальных фильтров. Для математического моделирования случаев полного и частичного перемешивания используется уравнение диффузии-адвекции с постоянными коэффициентами турбулентного обмена, которое, как показывает практика, плохо работает для случаев слабого перемешивания (сильной стра-

тификации) вод [1]. Для оценки длины клина в условиях слабого перемешивания применяются различные соотношения на основе гидрофизических критериев. Обычно – это степенные зависимости от плотностного числа Фруда.

Мелководные области приливных морей оказываются в так называемой зоне закритических глубин, при которых очень существенным становится трение. Теоретические и экспериментальные исследования приливных течений на мелководьях показали, что в закритической области глубин имеет место градиентно-вязкий режим течения, когда в уравнении сохранения импульса баланс осуществляется, главным образом, между горизонтальным градиентом давления и напряжением турбулентного трения [2, 3].

Градиентно-вязкая теория интрузии морских вод в устья рек дает следующее выражение для формы стационарного клина морских вод [2]:

$$x = \frac{1}{4R}\left[\frac{1}{2}(q_0^4 - q^4) - (q_0^3 - q^3) + \frac{3}{4}(q_0^2 - q^2) + \frac{1}{4}(q_0 - q) + \frac{3}{8}\ln\frac{3-2q_0}{3-2q}\right], \quad (1)$$

где $q = \eta / H$, $R = \dfrac{3AS_R}{4g\delta H^4}$.

В уравнении (1): η(x,t) – толщина слоя морских вод, $H(x)$ – рельеф дна g^* – ускорение свободного падения, A – коэффициент вертикального турбулентного обмена, S_R – удельный расход реки (полный поток), $\delta = (\rho_S - \rho_R)/\rho_R$, ρ_S – плотность морской воды, ρ_R – плотность речной воды, $q_0 = q\big|_{x=0} = D/H$, D – толщина соленостного клина в устьевом створе известна и равна D.

Как следует из (1), при расчетах формы клина и дальности проникновения морских вод в устья рек необходимы граничные условия – толщина клина морских вод в какой-нибудь точке зоны смешения речных и морских вод. В качестве такой граничной точки, как правило, выбирают устьевой створ реки. Само понятие устьевого створа реки далеко неоднозначно, обычно под этим понимают поперечное сечение реки, после которого устье начинает расширяться в сторону моря.

На сегодняшний день существуют только два способа задания толщины соленостного клина в устьевом створе: первый – непосредственно по данным наблюдений, второй – по формуле Кейлега-

на [2], полученной им эмпирически по данным лабораторных экспериментов в лотке:

$$\overline{D} = H_0\left[1-\left(\frac{v_r}{v_\Delta}\right)^{\frac{2}{3}}\right], \qquad (2)$$

где v_r – средняя скорость речного потока, v_Δ – фазовая скорость гравитационных волн на поверхности раздела соленой и пресной вод [4]:

$$\upsilon_\Delta = \sqrt{gH_0\frac{\rho_s-\rho_r}{\rho_r}}\ . \qquad (3)$$

Соотношение (2) является эмпирической формулой, полученной по данным экспериментальных измерений в лотке. Использование формулы (2) зачастую приводит к неверным расчетам толщины клина морских вод в устьевых створах рек. Проблема описания динамики взаимодействия речных и морских вод обычно искусственно разделяется на две задачи: первая связана с расчетом зоны интрузии морских вод в устье реки (соленостный клин), вторая – с динамикой растекания речных вод в морской акватории (речные плюмы). Как правило, эти задачи рассматривают отдельно, и в той, и в другой задаются условия в устьевом створе реки. На самом деле, задачи неразрывно связаны между собой и на границе их стыковки в устьевом створе должны выполняться условия сопряжения уровенной поверхности и толщины слоя морских вод (рис.1).

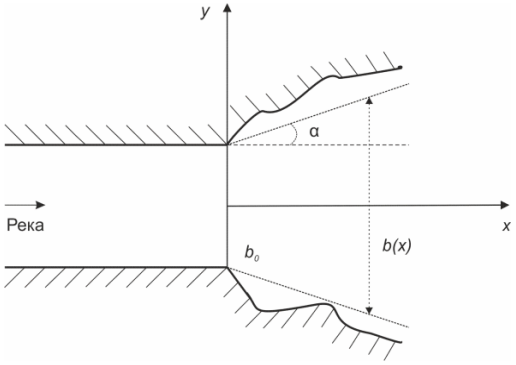


Рис. 1– Схема зоны устьевого створа в плане

Используя эту идею (рис.1), можно получить уравнение для q_0 в устьевом створе:

$$q_0(1-q_0)^3 = P(3-2q_0), \tag{4}$$

где

$$P = \frac{3AV_R b_0}{4\delta(2\gamma g H^3 + 3AV_R b_0)}. \tag{5}$$

В уравнении (5): V_R – средняя скорость реки, Q_R – полный расход реки, $h(x)$ – толщина речного потока в плюме, $\gamma = \mathrm{tg}\alpha$, где α – угол бокового растекания, b_0 – ширина реки в устьевом створе, $H(x)$ – рельеф дна (средняя глубина), g – ускорение свободного падения, A – коэффициент вертикального турбулентного обмена, $\delta = (\rho_S - \rho_R)/\rho_R$, ρ_S – плотность морской воды, ρ_R – плотность речной воды.

Параметр P, предложенный выше, может использоваться для характеристики процессов смешения в сильно стратифицированном эстуарии наравне с прочими гидрофизическими параметрами. С помощью параметра P можно аналитически, а не эмпирически определять толщину соленостного клина – характеристику, необходимую для расчета интрузии соленых вод в эстуарий.

Решив уравнение (4) графически и выбрав нужную ветвь корней, можно получить график второй ветви корней этого уравнения $q_0^{(2)} = f_2(P)$. Таким образом, для того, чтобы теперь найти толщину клина морских вод в устьевом створе реки необходимо вычислить для данной реки параметр P по (5), далее по этому значению P из графика на рис. 2 определить q_0.

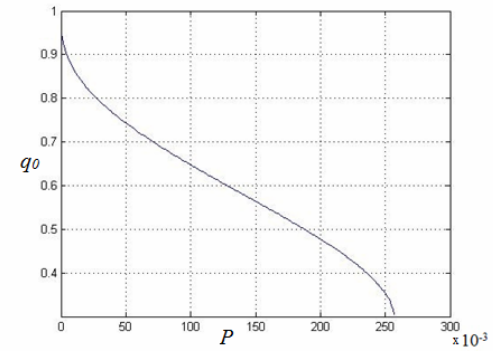


Рис. 2 – График корней уравнения (4) $q_0^{(2)} = f_2(P)$

Итак, можем написать формулу для толщины клина в устьевом створе как аналог формулы Кейлегана:

$$q_0 = D / H = f_2(P). \qquad (6)$$

Приложение теории к интрузии морских вод в устье реки Кемь. На рис. 3 представлен результат расчета клина морских вод в устье р. Кемь по формуле (1). Значения параметров р. Кемь, использованные для расчета, представлены в табл. 1. Точками (*,+) показано положение изогалины 6‰, полученное по данным наблюдений во время прилива и отлива, соответственно.

Таблица 1 – Значения параметров при расчете соленостного клина в устье реки Кемь [4]

H_0, м	$\rho_м$, г/см^3	$\rho_р$, г/см^3	$\overline{D}$, м	Q, м^3/с	$v_р$ м/с	B, м	$\overline{Q}$, м^2/с
3	1.0194	1.000015	2.2	275	0.11	800	0.3438

Дальность проникновения морских вод в устье реки определяется их полным выклиниванием, т.е. нулевым значением толщины нижнего слоя η = 0. Сравнение реального хода изогалин и рассчитанной по формуле (1) формы соленостного клина дает возможность сделать вывод, что использование градиентно-вязкой теории для решения задачи о глубине проникновения соленых вод дает хорошие результаты.

Представленный на рис. 3 соленостный клин рассчитан по теории стационарного клина по осредненным за период прилива характеристикам. Однако в устье р. Кемь соленостный клин является приливным и осредненное за приливный цикл положение клина не одно и то же, что его расчет по осредненным за прилив характеристикам. Осредненное за приливный цикл положение соленостного клина оказывается длиннее стационарного, т.е. стационарный клин дает заниженные значения глубины интрузии морских вод в устья приливных морей. Разница обусловлена нелинейностью процесса, проявлением которой является пампинг-эффект (эффект накачки) [5]. Для колебательных процессов, описываемых нелинейными уравнениями параболического типа, характерно проявление пампинг-эффекта – эффекта повышения (или понижения) среднего значения описываемой физической характеристики на бесконечности относительно среднего значения этой характеристики на границе области [5]. На рис. 3 показано положение соленостного клина в приливном устье Кеми с учетом эффекта приливной накачки (пампинг-эффекта).

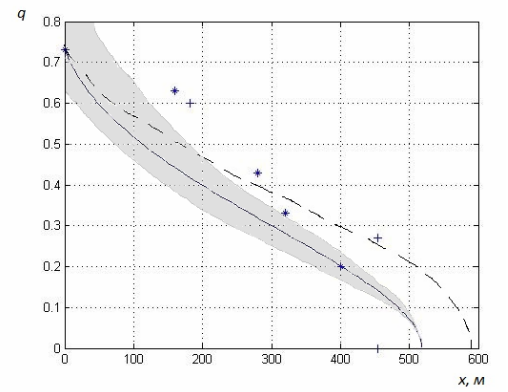


Рис. 3 – Теоретическая форма клина по формуле (1).
Пунктир - среднее положение клина за приливной цикл с учетом пампинг-эффекта

По данным наблюдений в устье р. Кемь в Белом море обнаружились некоторые особенности взаимодействия морских и речных вод, которые представляют интерес для приложения гидродинамической теории, например, форма клина морских вод. До сих пор в нашем представлении клин морских вод имел выпуклую форму с отрицательным знаком кривизны (выгнут вверх). Такая форма, в частности, была получена в работе [2]. Однако данные гидрологического разреза в устье Кеми показывают, что клин имеет более сложную структуру и состоит из двух участков с разными знаками кривизны его поверхности.

Во время экспериментальных работ в этом устье была зафиксирована ступенчатая структура вертикальных распределений температуры, солености, плотности, но не мелкомасштабные, а одна, максимум две, крупномасштабные ступеньки хорошо перемешанной жидкости толщиной до 3-х метров. Это явление обусловлено слоем смешения на границе речных и морских вод и его движением вместе с клином. Вдоль поверхности соленостного клина формируется слой смешения (рис. 3), где помимо турбулентного перемешивания, большую роль играет процесс вовлечения. В слое смешения за счет образования локальных вихрей из-за сдвига скорости течения происходит процесс быстрого выравнивания солености и температуры поперек слоя. Как следствие, на вертикальных распределениях солености образуется ступенька. С приливом происходит перемещение клина морских вод и вместе с ним слоя смешения. В результате через точку наблюдения с отливом будет проходить по-

следовательно морская вода, затем вода слоя смешения, затем речная вода, с приливом – все в обратной последовательности.

Были обнаружены долгопериодные волновые колебаний солености в придонной области, которые не удавалось объяснить классической теорией внутренних волн. Устье реки Кемь – мелководная зона с глубинами меньше критической, трение здесь является существенным, следовательно, использование теории волн в идеальной жидкости для описания внутренних волн на клине будет явно некорректным. Необходимо пользоваться вязкой теорией волновых колебаний в двухслойной жидкости [2, 3], которая на соленостном клине [2] дает приемлемое объяснение обнаруженным колебаниям с периодом около 4-х часов. В изменениях придонной солености отчетливо прослеживаются периодические колебания с вышеуказанным периодом. Значения частоты Вяйсля-Брента дают периоды внутренних волн в невязкой жидкости на клине максимум несколько минут, а в придонной области – 21-23 мин. Поэтому колебания с периодами около 4 часов не могут быть описаны в рамках теории внутренних волн в невязкой жидкости. Так как зона взаимодействия речных и морских вод в устье Кеми составляет несколько километров, стоит ожидать такого же порядка длин волн на клине.

Выводы. Развитая в работе гидродинамическая теория интрузии морских вод в устья рек позволила более точно описать форму клина морских вод. Показано, что поверхность клина не обязательно должна быть выпуклой, а может состоять из участков с разными знаками кривизны.

Предложенный метод вычисления значений толщины клина в устьевом створе на основе условия сопряжения уклонов поверхности клина в створе и слоя морских вод в речном плюме в море дал возможность определять эту необходимую для расчета интрузии морских вод характеристику аналитически. Периодическое появление ступенчатой структуры на вертикальных профилях солености в приливном цикле обусловлено слоем смешения на границе речных и морских вод и его движении вместе с клином.

Вязкость оказывает определяющее влияние на процессы в мелководных зонах приливных морей при глубинах меньше критических. Это подтверждается существованием долгопериодных волновых колебаний на границе речных и морских вод, частоты которых оказываются вне диапазона внутренних волн в невязкой жидкости.

Литература

1. *Михайлова М.В*. Процессы проникновения морских вод в устья рек // Водные ресурсы. 2013. Т. 40, № 6, с .

2. *Зырянов В.Н*. Гидродинамика соленостного клина // Водные ресурсы. 1987. № 6, с. 107 - 125.

3. *Зырянов В.Н*. Топографические вихри в динамике морских течений. Москва: ИВП РАН. 1995, 240 с.

4. Белое море и его водосбор под влиянием климатических и антропогенных факторов/ Под ред. Н.Н.Филатова, А.Ю. Тержевика. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2007. 349 с.

5. *Зырянов В.Н., Хубларян М.Г*. Пампинг-эффект в теории нелинейных процессов типа уравнения теплопроводности и его приложение в геофизике // ДАН, 2006, т. 408, № 4, С. 535-538.

ОХРАНА И ОЧИСТКА ВОД МЕТОДАМИ ФИТОТЕХНОЛОГИЙ

Казмирук В.Д., Казмирук Т.Н.
Институт водных проблем РАН, г. Москва
kazm@pochta.ru

Фитотехнологии, в основе которых лежит использование высшей водной растительности (ВВР) и сопутствующих ей микроорганизмов, находят все большее применение для охраны, очистки и доочистки вод, а также экологической реконструкции водных объектов в разных регионах мира как с теплым, так и с холодным климатом. В США искусственные ветленды рассматриваются как составная часть системы устойчивого развития и возобновляемого природопользования. В Агентстве охраны окружающей среды США (U.S. Environmental Protection Agency) эта тематика является приоритетной на длительную перспективу и разрабатывается Национальной исследовательской лабораторией управления рисками (National Risk Management Research Laboratory) в целях предотвращения угроз здоровью людей и окружающей среде. Исследования и разработки по этой тематике являются приоритетными и в странах-членах Евросоюза, прежде всего для устойчивого обеззараживания и очистки промышленных, сельскохозяйственных и муниципальных сточных вод [1]. В целом исследования в этом направлении проводятся в более чем 80 странах, в основном в Северной Америке, Европе, Юго-Восточной Азии и Океании. С 1991 г. на эту тему в

мире опубликовано около 4 тыс. работ, и их число растет в геометрической прогрессии, примерно удваиваясь каждые 2-4 года.

Это быстрорастущая индустрия во многих странах мира. В последнее десятилетие резко возросло количество исследований, проводимых в Китае, а также количество биоинженерных сооружений, создаваемых с применением фитотехнологий. Согласно статистическим данным, в 2011 г. в Китае действовало 425 таких сооружений, используемых в основном для очистки сельскохозяйственных ирригационных стоков, при искусственном обводнении водных объектов и обводнении территорий для восстановления лесов. При этом каждый год строятся и вводятся в действие 15-30 новых сооружений.

Первые биоинженерные сооружения с использованием ВВР были созданы в 1960-е годы, однако массовое развитие эти технологии получили в последние десятилетия как в развитых, так и развивающихся странах. Кроме различий в видовом составе используемых макрофитов, принципиальным отличием искусственных ветлендов является наличие или отсутствие свободной поверхности воды. В свою очередь, сооружения без свободной поверхности воды могут быть разделены на сооружения с горизонтальным и вертикальным движением потока. В последних возможно движение загрязненных вод сверху-вниз, снизу-вверх и U-образно. Существует целый ряд комбинированных гибридных систем, где на отдельных участках используются различные схемы. Вызвано это необходимостью создания оптимальных условий для аэрации воды и субстрата, а также комфортных условий для существования ВВР и сопутствующих им микроорганизмов, что, в конечном счете, должно дать максимальную эффективность очистки воды. Сооружения с подповерхностным течением воды, как правило, более эффективны, чем со свободной водной поверхностью.

В той или иной степени, с помощью фитотехнологий можно очищать сотни различных загрязнителей и их комбинации, что особенно актуально для коммунальных, муниципальных и промышленных сточных вод. В последнее десятилетие значительно расширился спектр использования ВВР для охраны и очистки вод. Наряду с традиционными направлениями очистки и перехвата биогенных и органических веществ, тяжелых металлов и радионуклидов, появились быстроразвивающиеся технологии по очистке вод от медицинских препаратов и средств личной гигиены, а также технологии, основанные на совершенствовании и управлении очисткой воды

естественными ассоциациями макрофитов, селекции и генетической модификации растений с целью получения желаемых характеристик, использовании нано частиц, биофумигации, совмещении водоочистки с производством биотоплива, оценке рисков возникновения экстремальных явлений.

Сооружения и установки для извлечения из сточных вод соединений азота и органических веществ с использованием фитотехнологий быстро развиваются во всем мире, прежде всего благодаря низкой стоимости эксплуатационных расходов. Классический путь превращения и извлечения соединений азота включает биологические (аммонификацию, нитрификацию, денитрификацию, ассимиляцию биомассы и т.д.) и физико-химические процессы (адсорбцию). Новые подходы основаны на микробиологическом метаболизме. Их принципиальным отличием является то, что в этих процессах не требуется присутствие органического углерода как донора электронов [2].

Органические соединения в системах фитотехнологий разлагаются в аэробных и анаэробных условиях. При этом в аэробную зону кислород поступает из атмосферы в результате конвективно-диффузионных процесссов, а также через корни макрофитов. Анаэробные условия создаются в закрытых порах грунтов наполнения.

Уровень извлечения биогенных и органических веществ из сточных вод в значительной степени зависит от созданных условий: pH, температуры, наличия доступного кислорода, присутствия органического углерода, нагрузки на сооружение, условий и режима поступления загрязнителей, времени нахождения воды в системе, гидрологического режима, удаления растительной массы. Обычными субстратами являются песок и гравий, однако в тех или иных случаях, для совершенствования условий очистки применяют древесные опилки, рисовую шелуху, цеолит, слюду, золу, угольные шлаки, торф, мертвый сестон, компост.

Второй большой группой загрязнителей, в детоксикации и удалении которых используются фитотехнологии, являются тяжелые металлы, металлоиды (иногда относимые к тяжелым металлам) и радионуклиды. Свинец, кадмий, мышьяк и ртуть являются наиболее опасными токсикантами, прежде всего в силу того, что не подвержены биодеградации. Растения, участвующие в обеззараживании тяжелых металлов и радионуклидов, должны соответствовать определенным требованиям: 1) быстро расти; 2) иметь высокую толе-

рантность к металлам; 3) быть устойчивыми к болезням и пестицидам; 4) иметь развитую корневую систему и побеги, а также способность синтезировать особые вещества как отклик на токсичную внешнюю среду; 5) быть непривлекательными для животных, чтобы избежать переноса загрязнителей на более высокие трофические уровни; 6) не быть специфичными к определенным элементам, для того, чтобы существовала возможность извлечения и детоксикации других металлов [3].

Основными типами фиторемедиации тяжелых металлов и радионуклидов являются: фитостабилизация/фитосеквестрация – перевод химических соединений в менее подвижную и активную форму; фитоаккумуляция/фитоэкстракция – накопление в организме растения опасных загрязнений; фитоволатилизация – испарение воды и летучих химических элементов листьями растений; ризофильтрация – корни всасывают воду и химические элементы необходимые для жизнедеятельности растений. Кроме того, органические и неорганические загрязнители, содержащие тяжелые металлы, могут быть удалены из воды и донных отложений в результате различных механизмов биосорбции: адсорбции, абсорбции, выпадения в осадок, поверхностного комплексообразования или ионного обмена. При этом активными биосорбентами являются как живые растения, так и мертвая фитомасса, поскольку основными агентами в этом случае являются бактерии [4].

В последние годы значительно продвинулись фитотехнологии по обеззараживанию вод, загрязненных мышьяком, являющимся одним из наиболее опасных канцерогенов. Повышенный интерес к поиску недорогих, экологичных и устойчивых методов очистки воды от соединений мышьяка в крупных и мелких масштабах вызван наличием огромных территорий, загрязненных этим металлоидом. Более половины подземных вод в Индии и Бангладеш загрязнены мышьяком выше ПДК, в некоторых районах его концентрации достигают 200 ПДК для питьевой воды [5]. Подобная ситуация наблюдается в Латинской Америке, Португалии, и США (Калифорнии).

Хорошими концентраторами и гиперконцентраторами мышьяка являются: горец перечный (*Polygonum hydropiper*), ряска многокоренная (*Spirodela polyrhiza L.*), ряска горбатая (*Lemna gibba L.*), вольфия шаровидная (*Wolffia globosa*), азолла каролинская (*Azolla caroliniana*). Последний вид принадлежит к семейству сальвиниевых. В этой связи следует обратить внимание на еще один вид –

сальви́нию пла́вающую (*Salvínia nátans*) – единственный вид этого семейства, произрастающий в России. Сальви́ния пла́вающая представляет собой плавающий папоротник и в обилии встречается в южных областях Европейской части России, в Западной Сибири и на Дальнем Востоке. Этот вид также является гиперконцентратором тяжелых металлов. По нашим данным, полученным на Нижней Волге, сальвиния плавающая способна концентрировать количество меды почти в 100 раз большее, чем тростник обыкновенный (*Phragmites commúnis*) и рогоз узколистный (*Typha Angustifolia L.*). Несколько ниже значения для цинка: сальвиния концентрирует этот элемент почти в 10 и 2 раза больше, чем тростник и рогоз, соответственно. Следует отметить, что сальвиния плавающая пресноводное растение, однако средние содержания цинка, никеля, кобальта, меди и хрома в этом виде близки к их содержанию в морских растениях. Учитывая то, что сальвиния является свободноплавающим видом и может быть легко удалена с поверхности воды, ее применение в фитотехнологиях открывает широкие перспективы для искусственных установок и очистки естественных водных объектов.

Как уже отмечалось, в последние годы появилось новое направление – очистка и обеззараживание с помощью фитотехнологий фармацевтических препаратов и средств личной гигиены. Присутствие в воде медицинских препаратов отмечалось давно, но только в последние 15 лет, после появления новых аналитических методов, позволяющих определять экстремально низкие концентрации, они стали считаться загрязнителями. Эти технологии дают возможность количественно проанализировать присутствие в окружающей среде около 3000 биологически активных химических соединений с целью исследования их источников, поведения, судьбы, риска и контроля [6].

Принципиально, конструкции сооружений по извлечения и обеззараживания фармацевтических препаратов на основе фитотехнологий, мало чем отличаются от таковых для очистки от других загрязнителей. Все они имеют субстрат, ВВР и бактериальное население. Существуют установки со свободной водной поверхностью и с подповерхностным движением воды в горизонтальном или вертикальном направлениях, а также гибридные установки. Используются укореняющиеся и свободноплавающие растения. Такие системы уже функционируют в США, Канаде, Дании, Италии, Португалии,

Испании, Китае, Сингапуре и позволяют очищать и доочищать сточные воды от 115 фармацевтических препаратов [7, 8].

В качестве субстратов в таких установках наиболее часто используют гравий, реже легкий керамзит, вспученный перлит и чистый песок. Для извлечения антибиотиков используют песчаную, супесчаную почву или почву на основе песчаных суглинков. В последнее время нашли применение биосорбенты, такие как рисовая шелуха, сосновая кора, гранулированная кора пробкового дуба. Обычными растениями в таких ветлендах являются тростник обыкновенный, узколистный и широколистный, рогозы. При этом отмечено, что применение тростника более эффективно, чем рогозов.

По средней эффективности извлечения из воды с помощью фитотехнологий лекарственные препараты могут быть разделены на легко, средне, слабо и почти не удаляемые. Легко удаляемыми препаратами (средняя эффективность удаления более 70%) являются ацетаминофен, салициловая кислота, сульфадиазин, сульфадиметоксин, сульфаметазин, сульфаметоксазол, сульфапиридин, триметоприм, атенолол, метопролол, фуросемид, кофеин и тетрациклин. Лекарственные препараты, средняя эффективность удаления которых 50-70% включают ибупрофен, напроксен, доксициклин и гемфиброзил. Слабо удаляемыми с помощью фитотехнологий (средняя эффективность удаления 20-50%) являются диклофенак, кетопрофен, амоксициллин, кларитромицин, триклозан, соталол, 2-(2-Метил-4-хлорфенокси) пропионовая кислота и карбамазепин. Наконец, существует целый ряд лекарственных препаратов, удаление которых с помощью фитотехнологий проблематично (эффективность удаления менее 20%). Это в первую очередь ампициллин, эритромицин и линкомицин [7].

Из новых перспективных методов совершенствования фитотехнологий можно отметить использование генной инженерии и совмещение технологий очистки воды и производства биотоплива. В данном контексте методы генной инженерии призваны помочь получить генно-модифицированные микробы и ВВР с характеристиками, позволяющими микробам и макрофитам самим быть устойчивыми к загрязнителям, а также более активно и стабильно аккумулировать, абсорбировать и обеззараживать сточные воды. Что касается микробного населения, то здесь принципиальное значение имеют микробы, в целом населяющие субстрат и отдельно ризосферная микрофлора – совокупность микроорганизмов, содержа-

щихся в большом количестве в узкой зоне вокруг корней. Пока не известно о существовании трансгенных ВВР, хотя для сухопутных растений уже получены первые результаты на резуховидке Таля (*Arabidopsis thaliana*) и табаке обыкновенном (*Nicotiana tabacum*).

Контроль зарастаемости, переработка и утилизация загрязненной растительной массы входят в ряд основных проблем при использовании фитотехнологий для очистки вод, особенно для быстрорастущих растений, имеющих значительную фитомассу. Примером такого растения является водный гиацинт (*Eichhornia crassipes*) – многолетнее свободноплавающее растение, которое является хорошим концентратором и детоксикатором многих загрязнителей, однако, в силу своего быстрого распространения и захвата новых территорий может создать ряд экологических проблем. С помощью эйхорнии возможно извлечение и обезвреживание фосфатов, сульфатов, фенола, СПАВ, тяжелых металлов, радионуклидов, гептила, формальдегида, диметиламина и даже ракетного топлива (диметилгидразина). Однако следует напомнить, что это один из десяти самых худших сорняков в мире. Именно этот инвазивный вид, имеющий свое происхождение из бассейна р. Амазонки, сейчас вторгся в водоемы Европы, Африки, Азии и Северной Америки. В некоторых странах водный гиацинт распространился до такой степени, что заполнил все водоемы и стал национальным бедствием. Так в Новой Гвинее распространение растительности, завезенной в бассейн р. Сепик, привело к полному зарастанию озер и проток, исчезновению рыбы, голоду среди местного населения и его вынужденной миграции. Для борьбы с зарастанием водоемов водным гиацинтом в Японии налажено производство по переработке бимассы этого растения в биотопливо.

Литература

1. *Miksch K., Cema G., Corvini P.F.-X., Felis E., Sochacki A., Surmacz-Górska J., Wiszniowski J., Żabczynski S*. R&D priorities in the field of sustainable remediation and purification of agro-industrial and municipal wastewater //*New Biotechnology*, 2015. Vol. 32 No. 1, pp.128-132.

2. *Saeed T., Sun G*. A review on nitrogen and organic removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: Dependency on environmental parameters operating conditions and supporting media// *Journal of Environmental Management*, 2012. Vol. 112, pp.429-448.

3. *Sharma S., Singh B., Manchanda V.K.* Phytoremediation: role of terrestrial plants and aquatic macrophytes in the remediation of radionuclides and heavy metal contaminated soil and water// *Environmental Science and Pollution Research*, 2015. Vol. 22, p.946-962.

4. *Gaur N., Flora G., Yadav M., Tiwari A.* A review with recent advancements on bioremediation-based abolition of heavy metals// *Environmental Science: Processes & Impacts*, 2014. Vol. 16, p.180-193.

5. *Islam S., Saito T., Kurasaki M.* Phytofiltration of arsenic and cadmium by using an aquatic plant, *Micranthemum umbrosum*: Phytotoxicity, uptake kinetics, and mechanism. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2015. Vol. 112, p.193-200.

6. *Rivera-Utrilla J., Sanchez-Polo M., Ferro-Garcia M.A., Prados-Joya G., Ocampo-Perez R.* Pharmaceuticals as emerging contaminants and their removal from water. A review. *Chemosphere*, 2013. Vol. 93, p.1268-1287.

7. *Li Y., Zhu G., Ng W.J., Tan S.K.* A review on removing pharmaceutical contaminants from wastewater by constructed wetlands: Design, performance and mechanism// *Science of the Total Environment*, 2014. Vol. 468-469, p.908-932.

8. *Zhang D., Gersberg R.M., Ng W.J., Tan S.K.* Removal of pharmaceuticals and personal care products in aquatic plant-based systems: A review. *Environmental Pollution*, 2014. Vol. 184, p.620-639.

ВОДОРОСЛИ ФИТОЭПИЛИТОНА КАК ИНДИКАТОРЫ КАЧЕСТВА ВОДЫ В РАЗНОТИПНЫХ ВОДНЫХ ОБЪЕКТАХ БАССЕЙНА ВЕРХНЕЙ ОБИ

Ким Г.В.
Институт водных и экологических проблем СО РАН, г. Барнаул
kimg@iwep.ru

Несмотря на то, что ценотическая, трофическая и индикаторная значимость водорослей, развивающихся на твердых субстратах общепризнанна, использование этой группы в качестве инструмента мониторинга и для оценки качества воды применяется в странах СНГ в значительно меньшей степени, чем водорослей планктона, водных беспозвоночных и рыб. В тех случаях, когда состояние водных объектов оценивают и по фитоперифитону, в комплекс показателей включают всего четыре: общее число видов, массовые виды, частоту встречаемости, сапробность [1-3]. В европейских странах и

США фитоперифитон для оценки экологического состояния водных объектов используется более активно. В мониторинговых программах разных стран в целом отмечено около 14 показателей, которые рассчитываются на основе таксономической представленности и количественных показателей [4-6]. Одна из причин отсутствия подобных показателей в работах отечественных исследователей, возможно, связана с недостаточной изученностью фитоперифитона. Так, несмотря на то, что водоросли каменистого субстрата (фитоэпилитон) являются основной по обилию и таксономическому разнообразию группой низших растений в водных объектах горной и предгорной частей бассейна Верхней Оби, данные о них в научных публикациях приведены для немного более 20 из десятков тысяч водотоков и озер.

В настоящей работе сделана попытка оценить экологическое состояние водных объектов горной и предгорной частей бассейна Верхней Оби по показателям фитоперифитона, принятым в отечественных нормативных документах, а также применить для оценки качества воды некоторые показатели, используемые зарубежными исследователями.

Изучение фитоэпилитона Телецкого озера, 9 высокогорных озер, 30 горных водотоков бассейнов рек Бия, Катунь, включая и эти крупнейшие водные артерии, 7 предгорных водотоков бассейнов рек Катунь, Чарыш, Алей (1989-2010 гг.) проводили с использованием стандартных гидробиологических и альгологических методов. Качество воды оценивали по процентному содержанию видов-индикаторов галобности, pH, растворенного органического вещества, а также численности, биомассе, индексу сапробности, процентному содержанию цианопрокариот, процентному содержанию деформированных створок диатомовых водорослей. Для сравнения использованы гидрохимические данные за этот период, любезно предоставленные сотрудниками ИВЭП СО РАН (г. Барнаул).

Водосборные бассейны большинства водных объектов относятся к территориям с низкой (до 3 баллов) степенью антропогенной нагрузки [7]. Поэтому первоначально были оценены региональные особенности структуры фитоэпилитона как сообщества фоновых водных объектов. Из 628 выявленных видов наиболее разнообразно представлены диатомовые (262 вида), зеленые (136) водоросли и цианопрокариоты (178). Видовое разнообразие цианопрокариот превышает таковое зеленых водорослей в 1,3 раза. Но связано это

исключительно с нестабильностью среды обитания в горных водотоках и литорали горных озер (ежесуточным колебанием уровня воды, высокой скоростью течения, ветроволновой деятельностью). Цианопрокариоты, как организмы более физиологически устойчивые, например, к высыханию, получили преимущество над зелеными водорослями в таксономическом разнообразии. По численности же они редко становятся доминантами в сообществах.

Выявлена асимметричность структуры фитоэпилитона. Доля одно-трехвидовых семейств и родов превышает 50,6 %. Высокая частота встречаемости (50,0-88,0 %) и доминирования (10,0-57,0 %) отмечена только для 10 видов *(Achnanthes minutissima* Kütz*., Cymbella ventricosa* (Ag.) Kütz*., Gomphonema olivaceum* (Lyngb.) Kütz*., Hannaea arcus* (Ehr.) Patr., *Synedra ulna* (Ralfs) Kütz*., S. pulchella* (Nitzsch) Ehr., *Diatoma hiemale* (Lyngb.) Heib., *D. elongatum* (Lyngb.) Ag*., Didymosphenia geminata* (Lyngb.) M.Schmidt*, Ulothrix zonata* (Web. et Mohr) Kütz.). Асимметричность альгофлоры связывают с экстремальными условиями обитания [8]. В данном случае она является результатом преобладающего влияния гидродинамического фактора и связана с естественными природными условиями [9], а не является признаком деградации сообществ в результате антропогенного загрязнения.

Из выявленных 628 видов водорослей и цианопрокариот информация о видах-индикаторах галобности и активной реакции среды известна для 65,0 и 47,1 % общего таксономического состава, соответственно. Спектр видов-индикаторов отражает низкую минерализацию воды и слабощелочную реакцию среды. Так, общая минерализация в период исследования составляла – 2,0-300,0 мг/дм^3 в горных и 80,0-568,0 мг/дм^3 в предгорных водных объектах, pH – 7,40-8,65. Более высокая доля галофилов и мезогалобов в фитоэпилитоне предгорных водотоков (14,2 %) по сравнению с горными (до 10,1 %) отражает повышение минерализации воды в них. Это соответствует результатам гидрохимического анализа. Отмечена также тенденция увеличения биомассы водорослей при увеличении общей минерализации воды в пределах 12,0-568,0 мг/дм^3. Однонаправленное изменение этих показателей определяется тем, что в меженный период биомасса увеличивается при стабилизации гидрологического режима, а увеличение минерализации происходит за счет увеличения доли грунтовых вод.

Не выявлено зависимости биомассы фитоэпилитона от pH, но отмечено изменение в спектре водорослей-индикаторов: при увеличении pH увеличивается соотношение (алкалифилы+алкали-бионты)/ацидофилы. В гидрохимическом режиме исследуемых водных объектов не выявлено изменений за период 1929-2010 гг. [10-13]. Так же, как и гидрохимические характеристики, состав и структура фитоэпили-тона в исследуемый период не отличались от таковых в 1902, 1928-1931, 1949, 1963 гг. [14-18].

Экологический спектр фитоэпилитона отражает низкое содержание органического вещества. Информация о видах-индикаторах сапробности известна для 57,4 % водорослей. Бóльшая часть из них – обитатели чистых вод (ксено-, олиго-, бетамезосапробионты).

По индексу сапробности Телецкое озеро характеризуется как очень и вполне чистое (класс II, разряды 2а, 2б), горные водотоки бассейна р. Бия – как предельно чистые (I) и чистые (II (2а, 2б)). В горных водотоках бассейна р. Катунь содержание растворенного органического вещества также незначительно (I, II (2а, 2б)). Вода предгорных водотоков удовлетворительно чистая (III (3а, 3б)). Большинство горных озер чистые (II (2а, 2б)). Но есть озера, содержание органического вещества в которых выше (III, 3а). Если в горных озерах (1590-2490 м над уровнем моря) высокое содержание органических веществ можно связать с какими-либо естественными причинами из-за полного отсутствия антропогенной нагрузки, то в предгорных водотоках – с антропогенной (в бóльшей степени сельскохозяйственной) деятельностью. Например, индекс сапробности, отражающий содержание органического вещества в воде, имеет более высокие значения (2,0-2,5) в предгорных водотоках бассейнов рек Алей, Чарыш и Катунь, относящихся к территориям с пониженной (4 балла) и высокой (5 баллов) степенью антропогенной нагрузки [7, 19]. В водотоках и озерах на территориях с низкой степенью антропогенной нагрузки (до 3 баллов) значение индекса сапробности не превышало 1,5.

Биомасса фитоэпилитона не превышала до 600 г/м^2. Так как ее низкие значения связаны исключительно с гидродинамической нагрузкой, то использовать этот показатель для оценки содержания органических веществ и трофности водотоков и озер данного региона использовать не рекомендуется. Содержание NO_3^- составляло 0,03-0,80 мг/дм^3, PO_4^{3-} – 0,005-0,08 мг/дм^3. Выявлена отрицательная корреляция между биомассой и содержанием NO_3^- ($r=-0,95$, $p\leq0,05$),

PO_4^{3-} (r=–0,51, p≤0,05), Si (r=–0,93, p≤0,05). Полученный результат можно объяснить следующим: увеличение содержания биогенов в воде горных водотоков происходит в половодье и паводки в результате смыва с территории водосборного бассейна, а уменьшение биомассы фитоэпилитона в эти периоды связано со смывом водорослей с камней при увеличении скорости течения. Отсутствие зависимости между содержанием биогенов в воде и обилием водорослей в перифитоне отмечено в горных водотоках Северной Америки, Исландии, Швеции [9].

Еще одним показателем, используемым в мировой практике для оценки качества воды, является процент деформированных створок диатомовых водорослей. Он применим также к фитоэпилитону водных объектов данного региона, поскольку диатомовые водоросли являются основным по обилию и таксономической представленности отделом водорослей. Деформацию створок диатомовых водорослей связывают с высоким содержанием тяжелых металлов. Это выявлено и в фитоэпилитоне водотоков бассейна Верхней Оби. Например, в притоках р. Катунь, дренирующих ртутное месторождение (Улаганский район), отмечены высокие концентрации ртути в толще воды (до 35,0 мкг Hg/дм^3), в донных отложениях (до 332,0 мкг Hg/г) [20]. Доля деформированных створок диатомовых водорослей (*Fragilaria sp., Synedra sp., Gomphonema olivaceum, Diatoma elongatum* var. *tenuis* (Ag.) V.H., *Diatoma vulgare* Bory) в фитоэпилитоне составляла в соответствующий период 4,5-50,0 %. Данный показатель значительно превышает фоновый уровень частоты морфологических аномалий (1-2 %) [21].

Высокая доля аномальных створок диатомовых водорослей отмечена на некоторых участках вдоль береговой линии Телецкого озера. Так, на участке складирования пестицидов у п. Артыбаш в поверхностном слое почвы содержание ДДТ достигало 750,37 мг/кг. Глубина проникновения ДДТ в почву превышает 2,0-2,5 м. В результате поверхностного смыва или с грунтовыми водами в донных осадках на соответствующем участке озера содержание данного пестицида достигало 1,27 мг/кг [22], а доля аномальных створок диатомовых водорослей (*Cocconeis* sp., *Cymbella* sp., *G. olivaceum*, *Synedra pulchella* var. *lacerata* Hust., *Synedra ulna*, *Synedra* sp.) – 56,0 %. Причина высокой доли деформированных створок (10,0-66,1 %), отмеченных в разные годы на других участках озера, требует выяснения.

Все вышесказанное подтверждает, что фитоэпилитон является информативным сообществом и применим в мониторинговых исследованиях и для оценки качества воды водных объектов горной и предгорной частей бассейна Верхней Оби. Стабильность структуры фитоэпилитона и гидрохимического режима за последние 70-100 лет свидетельствуют об отсутствии изменений в экологическом состоянии большинства водотоков и озер. Перечисленные выше виды водорослей можно считать типичными, а количественные показатели – характерными для фоновых водных объектов данного региона.

При увеличении степени антропогенной нагрузки на территории водосборных бассейнов до 4-5 баллов значение индекса сапробности, отражающего содержание органического вещества в воде, возрастает до 2,5.

В результате применения пестицидов и разработки месторождений тяжелых металлов на территории водосборных бассейнов, в фитоэпилитоне соответствующих водных объектов наблюдается индуцированный мутагенез, приводящий к деформации клеток диатомовых водорослей.

Литература

1. Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем / под ред. В.А. Абакумова. – СПб.: Гидрометеоиздат, 1992. – 318 с.

2. *Оксиюк О.П.* Комплексная экологическая классификация качества поверхностных вод суши / О.П. Оксиюк, В.Н. Жукинский, Л.П. Брагинский [и др.] // Гидробиол. журн. – 1993. – Т. 29, вып. 4. – С. 62-76.

3. ГОСТ Р 52.24.763–2012. Оценка состояния пресноводных экосистем по комплексу химико-биологических показателей [Электронный ресурс]. — http://www.standartGOST.ru.

4. *Fore L.S., Grafe C*. Using diatoms to assess the biological condition of large rivers in Idaho (U.S.A.) Freshwater biology 2002 47 P/ 2015-2037.

5. Water Quality and biological assessment of selected segments in the Illinois river basin and Kings river basin, Arkansas: Final report Ecologycal engineering group University of Arkansas − Dallas, 2004. − V.1. −430 p.

6. Water framework directive intercalibration technic report: Technical reports of European Commission, Joint Research Centre, Institute

for Environment and Sustainability. − Ispra, 2014. −P.1. Rivers. − 135 p.

7. *Рыбкина И.Д.* Методика зонирования территории речного бассейна по совокупной антропогенной нагрузке (на примере Обь-Иртышского бассейна) / И.Д. Рыбкина, Н.В. Стоящева, Н.Ю. Курепина // Водное хозяйство России. – 2011. – № 4. – С. 42–52.

8. *Сафонова Т.А.* Водоросли р. Катунь (Горный Алтай, Россия). Разнообразие, таксономическая структура / Т.А.Сафонова // Альгология. – 1996. – Т. 6, № 1. – С. 42–51.

9. *Ким Г.В.* Фитоэпилитон водотоков и водоемов горной и предгорной частей бассейна Верхней Оби: автореф. дис. канд. биол. наук: 03.02.10 / Г.В. Ким. – Новосибирск, 2015. – 22 с.

10. *Алекин О.А.* К исследованию притоков Телецкого озера / О.А. Алекин // Исследования озер СССР. – Л.: Изд-во ГГИ, 1934. – Вып. 7. – С. 101–120.

11. *Иоганзен Б.Г.* Водоемы бассейна реки Чульчи / Б.Г. Иоганзен, А.Н. Гундризер, Д.С. Загороднева, В.М. Круглова // Тр. Том. Гос. ун-та. – 1950. –Т. III. – С. 21–50.

12. *Селегей В.В.* Гидрометеорологический режим озер и водохранилищ СССР. Телецкое озеро / В.В. Селегей, Т.С. Селегей. – Л.: Гидрометеоиздат, 1978. – 141 с.

13. *Малолетко А.М.* Телецкое озеро по исследованиям 1973–1975 гг. / А.М. Малолетко. – Томск, 2007. – 224 с.

14. *Скворцов Б.В.* Материалы по флоре водорослей азиатской части СССР. 1. О фитопланктоне оз.Телецкого / Б.В. Скворцов // Журн. Русск. ботан. о-ва. – 1930. – Т.15, вып. 1–2. – С. 91–92.

15. *Воронихин Н.Н.* Микрофитобентос Телецкого озера и некоторых притоков / Н.Н. Воронихин // Споровые растения. – М.: Изд–во АН СССР, 1940. – Вып. 4. – С. 237–245.

16. *Порецкий В.С.* Диатомовые Телецкого озера и связанных с ним рек / В.С. Порецкий, В.С. Шешукова // Диатомовый сборник.– Л.: Изд-во Ленингр. гос. ун–та, 1953. – С. 107–172.

17. *Якубова А.И.* Основные черты водорослевой растительности р. Оби в ее верхнем течении /А.И. Якубова // Тр. БИН СО АН СССР. – 1961. – Вып. 7. – С. 65–79.

18. *Левадная Г.Д.* Водорослевые обрастания в Верхней Оби / Г.Д. Левадная // Водоросли и грибы Сибири и Дальнего Востока. – Новосибирск: Наука. Сиб. отд, 1970. – Ч. 1, № 3. – С. 58–61.

19. *Винокуров Ю. И.* Территориальная организация водопользования в бассейне р. Алей / Ю.И. Винокуров, И.Д. Рыбкина, Н.В.

Стоящева, Н.Ю. Курепина // География и природные ресурсы. – 2014. – № 3. – С. 135–142.

20. *Папина Т.С.* Гидрохимические и химико-аналитические работы по исследованию водных экосистем р. Катуни и её притоков / Т.С. Папина, Е.И. Третьякова // Катунский проект: проблемы экспертизы: мат-лы общ.-науч. конф. (13-15 апреля 1990 г.). – Новосибирск, 1990. – С. 15–22.

21. *Ким Г.В.* Морфологические аномалии диатомовых водорослей фитоэпилитона как индикаторы качества воды водотоков и водоемов Горного Алтая / Г.В. Ким // Мир науки, культуры, образования. – 2013. – №5(42). – С. 444–449.

22. *Куликова-Хлебникова Е.Н.* Хлорорганические пестициды в природных средах на территории Республики Алтай: автореф. дис. … канд. геогр. наук: 25.00.36 / Е.Н. Куликова-Хлебникова. – Томск, 2013. – 19 с.

ТЕХНОГЕННЫЕ ИСТОЧНИКИ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ И ФОРМЫ ИХ ПОСТУПЛЕНИЯ В ВОДНЫЕ ОБЪЕКТЫ

Кочарян А.Г., Лебедева И.П.
Институт водных проблем РАН, г. Москва
iplebed@gmail.com

Неуклонный рост населения на Земле и необходимого для его существования производства и потребления приводит к росту номенклатуры и количества элементов, добываемых из недр и вовлеченных в хозяйственное использование. Если в 18-ом веке использовались 28 элементов, в 19 веке – 62, в 1915 г. – 71, то в настоящее время находят применение практически все известные элементы. Информативной характеристикой интенсивности извлечения и использования химических элементов является технофильность – отношение ежегодной добычи или производства элементов в тоннах к его кларку в литосфере (табл. 1).

Современный этап научно-технического развития характеризуется удвоением производства каждые 15 лет. Это приводит к дальнейшему росту технофильности элементов и существенному увеличению объемов газообразных, жидких и твердых отходов, поступающих в окружающую среду. Мировое хозяйство ежегодно выбрасывает в атмосферу более 120 млн. т золы. Только в России го-

довой объем сточных вод составляет почти 70 млрд м^3, из них менее 3 млрд м^3 проходят очистку. Уровень накопления твердых отходов составляет ежегодно на одного человека 10–15 т, а степень их утилизации невелика: 10–25 % [2].

Таблица 1 – Коэффициенты технофильности различных химических элементов [1]

Элемент	Коэффициент технофильности	Элемент	Коэффициент технофильности
C (уголь, нефть)	1011	I, W, U, Ni, F, Ba, Mn, Fe, P	108
Bi, Hg, Sb, Pb, Cu, Cl	1010	Pt, Na, K, B, Co, Zr	107
Ca, Se, Ag, As, Mo, Sn, Cr, Zn, S	109	Al, Mg, Ge, Be, Li, V, Sr	106

Исследования последних десятилетий свидетельствуют о том, что происходит не только организованное поступление тяжелых металлов (ТМ) в природную среду, но и огромное по масштабу техногенное рассеяние элементов и их соединений, которое необходимо учитывать при оценке уровней загрязнения водоемов и их водосборных территорий [3]. Тяжелые металлы поступают в водные объекты от разнообразных источников – внешних и внутренних.

К внешним источникам относятся все поступления:

- от промышленных, коммунальных и поверхностных сточных вод, содержащих ТМ, с городских территорий, промплощадок и дорожных покрытий;
- с поверхностным, внутрипочвенным и подземным стоком с сельскохозяйственных угодий и диффузных аномалий;
- с атмосферными осадками и аэрозолями;
- поступления с почвенно-грунтовыми водами, загрязненными отвалами золы, шлаками руд, шламами, осадками очистных сооружений; поступлениями от хвостохранилищ, свалок ТБО.

К внутренним источникам относятся: донные отложения водных объектов, загрязненные в результате техногенного воздействия и создающие вторичные загрязнения вод. Промышленные, сельскохозяйственные, коммунальные источники характеризуются большим разнообразием, широкой комплексностью и высокой вариабельностью поступающих в природную среду элементов. Ниже дается перечень приоритетных загрязняющих веществ от отдельных видов производства (табл. 2).

Таблица 2 – Перечень приоритетных ТМ от отдельных видов производства.

Вид производства	Приоритетные ТМ
Черная металлургия	Ni, Mn, Zn, Pb, Cu, Cd, Cr, As, W
Цветная металлургия	Cu, Zn, Pb, Mn, Hg, Cr, Sn, W,Bi, Cd, Mo
Машиностроение	Hg, Cr, Cd, Cu, Pb, Ni, Zn, W, Sn, Sb, Co
Приборостроение	Cr, Ni, W, Pb, Cd, Zn, Cu, Sn, Hg, Ag, Co, Bi
Химическая промышленность	Hg, Cd, Zn, As, F, Sn, Cr, Cu, Sr, Pb, Ag, Mo, Co, W
Городское хозяйство	Zn, Ni, Cu, Cr, Hg, Sb, Ag, Pb, Cd
Свалки твердых бытовых отходов	Ag, Sn, Cd, Ni, Hg, Pb
Энергетика (тепловые электростанции, работающие на угле)	B, As, Sb, Se, Pb, W
Атомная промышленность	Отработанное ядерное топливо и продукты его переработки, радиоактивные вещества: уран, плутоний, цезий, стронций, йод, свинец, ниобий, рутений
Нефтедобыча и нефтепераработка	Pb, Cu, Ni, Mn, Zn
Добыча полезных ископаемых: - железных руд - полиметаллических руд - медно-никелевых руд - медно-молибденовых руд - ртутных руд	 Mn. Pb, Zn, Cu, Ni, Zr, Mo, Fe, Co, V, Sn Cu, Zn, Pb, Ag, Cd, Sb, Ni, Bi, Co, Mo, Sn, W Cu, Ni, Co, Zn, Pb, Ag, Sn Cu, Mo, Ag, Pb, Cu, Ni, Bi Hg, Ba, Ag, Cu, Zn, Pb, Co, Ni, Mo, Sn
Сельское хозяйство: - минеральные удобрения - органические удобрения	 Cr, Mn, Ni, Pb, Zn, Cd, Co, Cr, As, Cu, Ba, Ni, V, Sr, B, Zr Pb, Cd, Ni, Cu, Zn, Mn, Sr, Cr

Почти повсеместное отсутствие локальных очистных сооружений для промышленных, коммунальных и поверхностных сточных вод привели к значительному загрязнению водных объектов России. Этому способствует и слабая эффективность биологической очистки от ТМ на городских станциях аэрации. Соотношение взвешенных форм нахождения ТМ с растворенными формами в стоках чаще всего значительно ниже, чем в природных поверхностных водах. Формы нахождения ТМ в жидкой фазе сточных вод практически не

изучены даже в широко распространенных стоках. При сбросе таких стоков в речную воду значительная часть растворенных форм ТМ переходит в твердую фазу, сорбируясь на речной взвеси, и поступает в донные отложения, образуя поток и загрязнения в них, создавая внутренний источник техногенного загрязнения.

Оставшаяся после этого часть ТМ распределяется по формам существования, характерным для данного водного объекта в соответствии с наличием в его водах тех или иных лигандов. Ясно, что эти источники ТМ определяют уровень загрязнения водных объектов. Они хорошо управляемы и могут контролироваться. Поверхностные сточные воды городов и промплощадок могут контролироваться только после канализования, накопления и очистки.

Очень серьезным источником загрязнения водных объектов и их водосборных территорий является аэральное загрязнение. Различают глобальное, региональное и локальные виды аэрального загрязнения. Источником глобального загрязнения являются природные процессы атмосферной миграции и техногенез. Глобальное загрязнение меняется со временем и неоднородно по пространственному распределению вещества. Часто этот вид аэрального загрязнения снегового и почвенного покрова образует глобальные литохимические и сноухимические аномалии в этих средах в масштабах, исчисляемых сотнями и тысячами квадратных километров.

Региональные аномалии формируются в крупных промышленных центрах и в их окрестностях, а их размеры могут измеряться сотнями километров. Учитывая, что такие аномалии создаются множеством предприятий различного профиля, можно констатировать, что атмосферный перенос создает аномалии, отличающиеся широким набором элементов, мозаичностью структуры аномалий, вариабельностью содержаний элементов в почвенном покрове и растительности. В зависимости от типа производства, номенклатура и уровень концентрации элементов могут быть различными. Так, в районах производства черной и цветной металлургии формируются ассоциации: Ni, Cd, Zn, W, Co, Pb, Mo, Sb, Hg; в районах с преобладанием предприятий машиностроительного комплекса: Pb, Zn, W, Sn, Cd, Ag, Hg; в районах перерабатывающей промышленности: Cu, Zn Pb, Mn, Ni. Как правило, особенности формирования геохимических ореолов определяются промышленной ориентацией городского хозяйства и масштабом производства.

Атмосферная составляющая является заметной, а часто и определяющей в приходной части баланса ТМ на водосборной площади. Исследования Е.А. Карповой в Московской области на агросистемах Долгопрудной, Раменской и Люберецкой агрохимических станциях, находящихся в пределах фоновых значений, и в Учебно-опытном почвенно-экологическом центре МГУ «Чашниково» убедительно показали доминирующую роль аэротехногенной нагрузки по ТМ в приходной части баланса для сельхозугодий, где применяются содержащие ТМ удобрения [4].

Особую опасность представляют контрастные локальные ореолы рассеяния тяжелых металлов в снежном и почвенном покровах в пределах городских территорий и вокруг них, которые также создаются атмосферным переносом. Это типичные техногенные геохимические локальные аномалии, отличающиеся вариабельностью содержания поэлементного состава, высокой контрастностью, мозаичностью и сложностью конфигурации.

Основная масса техногенно рассеянных элементов имеет довольно короткий атмосферный миграционный цикл, а размеры зон неблагоприятного воздействия загрязненных атмосферных осадков зависят от характера источника загрязнения, климатических и геоморфологических особенностей территории. Из атмосферы загрязняющие вещества поступают на подстилающую поверхность путем сухого осаждения или влажного вымывания. Чаще всего локальные зоны неблагоприятного воздействия не превышают 10 км. Ю.А. Сает с соавторами, к примеру, считают, что зоны влияния металлургических предприятий и крупных ТЭЦ не превышают 10 км, машиностроения – до 2 км, приборостроения – до 0,5 км, автотранспорта – до 0,1 км [5].

При аэральном поступлении тяжелых металлов основными формами их существования являются взвеси и катионные формы в растворе. В талых водах, поступающих с водосбора в водный объект, тяжелые металлы также присутствуют в катионных формах и взвесях. По мере оттаивания почвенного покрова ТМ в талых водах вступают во взамодействие с различными почвенными компонентами в условиях избирательного поглощения. Типичными сорбентами при этом являются гуминовые кислоты гумуса, глинистые минералы, гидроксиды железа, марганца, алюминия. Доля подвижных соединенией ТМ в почве резко уменьшается. С внутрипочвенным стоком в водные объекты выносятся только воднорастворимые

формы тяжелых металлов. Наши исследования показали, что из подзолистых и дерново-подзолистых почв переходят в воду комплексные соединения металлов с фульвокислотами. Такие элементы, как медь, образуют комплексы в 99 % от валового содержания, медь – 99 %, цинк – в 56 %, железо – 81 %, марганец – 90 %. Оставшаяся часть элемента находится в ионной форме или в комплексе с неорганическими лигандами.

Еще одним существенным источником поступления ТМ в окружающую среду являются отвалы шлаков, руд, золы и шламов. В подобных источниках содержание металлов часто бывает очень высоким. Почвы и почвенно-грунтовые воды содержат повышенные концентрации таких элементов, как Cu, Cr, Ni, Cd, As, Hg, Sc, V, Pb, Mn. Для вод, дренирующих эти отвалы, характерно повышенное содержание сульфат-иона и низкий pH. Это приводит к активному выносу элементов в водные объекты и хорошей миграции в водах. Основная форма существования этих элементов – ионная.

Вокруг рудных месторождений формируются гидрохимические поля и вторичные ореолы рассеяния рудных элементов в почвах, коре выветривания, растительности и донных отложениях. Каждый тип месторождений характеризуется своим набором. Все это делает воды, омывающие месторождения полезных ископаемых, экологически опасными. Но самую серьезную опасность представляют эксплуатируемые месторождения. Из руд обычно извлекались основные элементы, а сопутствующие – оставались в отвалах горнообогатительных предприятий. В районах горнорудных и промышленных предприятий накопились значительные массы отвалов, содержащих самые разные наборы элементов, в том числе не извлеченные остатки основных и редких сопутствующих элементов. Эти отвалы находятся в окислительной обстановке, содержат элементы, в основном, в растворимых катионных и анионных формах.

Особенностью санкционированных и несанкционированных полигонов и свалок является наличие в свалочном фильтрате большого количества металлов (Pb, Hg, Cd, Ni, As, Sc, Ba, Cr, Zn, Sr, B, Cu, Zn, Ca) и органических соединений значительной токсичности. Так, по данным приведенным [6], на свалки поступает ежегодно около 10 т/год ртути. В перспективе рост поступлений ртути превысит 10 т/год. Около 9 млн. разбитых ртутных термометров, вывозимых на свалки в России, дает поступление в окружающую среду 18 т ртути ежегодно, из которых только 1 т идет на получение вто-

ричной ртути на специальных предприятиях. Формы нахождения ТМ в свалочном фильтрате не изучены. Литохимические ареалы металлов в донных осадках нередко приводят к вторичному загрязнению вод. Выход элементов из ДО происходит в катионной форме и в форме комплексов с органикой.

Знание форм существования тяжелых металлов, поступающих в водные объекты, необходимо для оценки их токсичности и перспектив дальнейшей миграции в окружающие среды. Приведенные данные показывают, что вопрос этот недостаточно изучен.

Огромное число существующих антропогенных источников загрязнения и многочисленные пути попадания загрязняющих веществ в различных формах в водные объекты необходимо учитывать и количественно оценивать при назначении водоохранных мероприятий в каждом конкретном речном бассейне.

Литература

1. *Перельман А.И., Касимов Н.С.* Геохимия ландшафта. М.: «Астрея – 2000».1999. 763 с.

2. *Мотузова Г.В., Карпова Е.А.* Химическое загрязнение биосферы и его экологические последствия. М.: МГУ. 2013. 304 с.

3. *Добровольский В.В.* География микроэлементов. Глобальное рассеяние. М.: Мысль. 1983. 272 с.

4. *Карпова Е.А.* Эколого-агрохимические аспекты длительного применения удобрений: состояние тяжелых металлов в агросистемах // Автореф. дисс. на соиск. уч. степ. докт. биолог. наук по спец. 06.01.04 Агрохимия. М. 2007.

5. *Сает Ю.Е., Ревич Б. А., Янин Е.П.* и др. Геохимия окружающей среды. М. Недра. 1990. 335 с.

6. *Крайнов С.Р., Рыженко Б.И., Швец В.М.* Геохимия подземных вод. М.: Наука. 2004. 677 с.

ПОСТРОЕНИЕ РЕГИОНАЛЬНЫХ НОРМАТИВОВ КАЧЕСТВА ВОДЫ (на примере бассейна Верхней Камы)

Лепихин А.П.[1], Мирошниченко С.А.[1],
Веницианов Е.В.[2], Губернаторова Т.Н.[2]
[1]Горный институт УО РАН, г. Пермь
[2]Институт водных проблем РАН, г. Москва
eugeny.venitsianov@gmail.com

Природные водные объекты, расположенные в различных географических зонах нашей страны, характеризуются достаточно широким диапазоном изменчивости гидрохимических показателей качества воды. Несмотря на это, для всей территории нашей страны установлены единые общефедеральные нормативы качества воды (ПДК), которые в целом не способны учесть, как происходит формирование количественных и качественных показателей качества вод водных объектов с учетом природной уникальности бассейна, в пределах которого происходит их формирование. Оценка качества поверхностных вод на основе общефедеральных ПДК полностью игнорирует не только своеобразие и уникальность водосборов, но и естественное их природное разнообразие.

Для устранения данного противоречия в ФЗ №7 «Об охране окружающей среды» указывалось в п. 2 Статья 22: «Нормативы допустимого воздействия на окружающую среду должны обеспечивать соблюдение нормативов качества окружающей среды с учетом природных особенностей территорий и акваторий» [1]. Несмотря на это требование, из-за отсутствия нормативно-методичской базы по установлению региональных нормативов качества воды основным инструментом нормирования техногенных нагрузок на поверхностные водные объекты в нашей стране до сих пор остаются системы единых общефедеральных ПДК.

Решение проблемы построения региональных нормативов качества воды водных объектов в виде детерминированных («точечных») показателей тесно связано с оценкой ассимилирующей способности водного объекта, а также с определением их «фоновой» естественной концентрации. В отличие от общефедеральных ПДК региональные нормативы качества воды необходимо разрабатывать на основе статистки естественного фонового содержания загряз-

няющих веществ в воде на основе анализа многолетних рядов наблюдений с учетом устойчивого функционирования естественных или сложившихся экологических систем и биологического разнообразия. При расчете такой оценки необходимо учитывать, что статистическое распределение показателей качества воды, как заложено во многих схемах расчета, далеко не всегда может подчиняться нормальному закону распределения.

При оперировании точечными показателями, чтобы уйти от особенностей распределения отдельных показателей химического состава воды водных объектов, необходимо за основу принять квантили определенного порядка с учетом погрешностей их оценки, то есть:

$$C_{ф} = C_{p} \pm E_{p1}^{(N)}, \qquad (1)$$

где $C_{ф}$ – расчетная фоновая концентрация, C_{p} – квантиль уровня (обеспеченности) p, $E_{p1}^{(N)}$ – средняя погрешность оценки квантили C_{p} с обеспеченностью p_1 и при объеме выборки N.

В общем случае региональный норматив показателя качества воды $C_{нpi}$ определяется следующим образом:

$$C_{нpi} = f\left(C_{pi,}, \delta_{i}, N\right), \qquad (2)$$

где C_{pi} – квантиль порядка p для i-го показателя, δ_{i} – среднеквадратичное отклонение, N – объем выборки. Согласно принципу санитарного максимализма все неопределенности и неоднозначности трактуются в сторону снижения показателя, поэтому доверительный интервал в оценке $C_{нpi}$ должен быть ужесточен на величину доверительного интервала оценки квантили порядка p_1, определяющейся характером функции распределения для i-го показателя.

Конкретное задание нормативного показателя p_1 связано с действующей схемой расчета фоновой концентрации [2]. При этом удельная ассимилирующая способность водного объекта, лежащая в основе нормативов НДС [3], оценивается как $\Delta C = \left(C_{пдк} - C_{ф}\right)$.

При решении практических задач установления региональных нормативов $C_{рні}$ в качестве $C_ф$ целесообразно использовать квантиль порядка p = 0,75, а в качестве доверительного интервала его нижней границы принимать обеспеченность p_1 =0,95. Соответственно в качестве регионального ПДК выбирается квантиль порядка p = 0,5, а в качестве доверительного интервала его нижней границы принимать обеспеченность p_1 = 0,95.

Квантиль порядка 0,75 (верхний квантиль) используются в качестве целевого показателя при разработке схем комплексного использования и охраны водных объектов (СКИОВО), а граница с обеспеченностью 0,95 используются в действующих методических указаниях по расчету фоновых концентраций [2]. Научное обоснование выбора уровня обеспеченности содержится в работах [4-6].

Таким образом:

$$C_{нрі} = C_{0,75} - \frac{Z_{0,75}^{0,95}(\sigma_i)}{\sqrt{N}} C_ф = C_{0,5} - \frac{Z_{0,5}^{0,95}(\sigma_i)}{\sqrt{N}}, \qquad (3)$$

где $\frac{Z_p^{p1}(\sigma_i)}{\sqrt{N}}$ – нижний доверительный интервал с обеспеченностью p_1 для квантили порядка p при объеме выборки N, σ_i – стандартное отклонение.

Соответственно ассимилирующая способность водного объекта составляет:

$$\Delta C = (C_{0.75} - C_{0.5}) - \frac{(Z_{0.75}^{0.95} + Z_{0.95}^{0.5})(\sigma_i)}{\sqrt{N}},$$

где $Z_{0.75}^{0.95}$ – нижний доверительный интервал с обеспеченностью 0,95 для квантили порядка 0,75, $Z_{0.5}^{0.95}$ – верхний доверительный интервал с обеспеченностью 0,95 для квантили порядка 0,5.

Как показали исследования [7-8], распределение гидрохимических показателей качества воды, за исключением кислорода, кремния, как правило, существенно отклоняется от нормального.

Для распределения с характерной асимметрией $C_S \sim 2 \cdot C_V$, $C_S \sim 3 \cdot C_V$ среднеквадратичная оценка квантилей порядка 0,75 составит $\sim 1.2 \div 1.3\sigma$. Учитывая, что квантиль стандартизованного нормального распределения порядка 0,95 равна Z_P =1,64 и подставляя данное соотношение в (2), имеем:

$$\overline{C}_{0.75}^{0.95} = C_{0.75} - \frac{2.15 \cdot \sigma}{\sqrt{N}}. \qquad (4)$$

Данная оценка для расчета региональных фоновых концентраций является значительно более корректной по сравнению с оценками, предлагаемыми в методике расчета НДВ [9], базирующаяся полнстью на методике расчёта фоновых концентраций [2], когда в качестве нормативной оценки предлагается верхний доверительный интервал среднего значения.

Проблема установления региональных нормативов весьма актуальна для бассейна Верхней Камы. Вследствие почвенно-геохимических особенностей водосборной территории река Кама характеризуется повышенным содержанием ряда тяжелых металлов, таких как железо (общее), марганец, медь, цинк. В то же время на территории бассейна Верхней Камы находится крупнейший промышленный комплекс Соликамско-Березниковский промузел.

Результаты расчетов региональных нормативов по вышеописанной схемы для водотоков бассейна Верхней Кама представлены в табл. 1, где для сопоставления расчетных фоновых концентраций приведены региональные допустимые концентрации, рассчитанные в соответствии с методикой нормативов НДВ [9]. Эти значения весьма близки. Принципиальное их различие заключается в том, что значения ПДК, полученные по методике [9], с уменьшением объема выборки возрастают, а по соотношению (4) снижаются, что методически представляется значительно более обоснованным.

Для предприятий-водопользователей, расположенных на территории Соликамско-Березниковского промузла и осуществляющих отведение своих сточных вод в Каму (Камское водохранилище), основными нормативами должны быть показатели, разработанные для створа р. Кама – пос. Тюлькино. На участке пос. Тюлькино – г. Березники р. Кама (Камское водохранилище) не принимает каких-либо крупных притоков, а в самом водотоке не установлено какие-либо внутриводоёмных процессов, способных существенно, статистически значимо изменить содержание тяжелых металлов в рассматриваемых водотоках, поэтому данные нормативы должны быть едиными для всего Соликамско-Березникоского промузла без каких-либо подразделений на подучастки.

Таблица 1 – Региональные ПДК для основных водотоков бассейна Верхней Камы

Наименование вещества (створа)	Расчетные фоновые концентрации*	Региональные ПДК**	Квантиль C_{75}
1	2	3	4
Fe (р. Кама - пос. Гайны)	1,3154	1,4227	1,5400
Cu (р. Кама - пос. Гайны)	0,0018	0,0017	0,0020
Zn (р. Кама - пос. Гайны)	0,0057	0,0034	0,0050
Mn (р. Кама - пос. Гайны)	0,1292	0,1272	0,1500
Fe (*р. Кама - пос. Тюлькино*)	**0,7441**	**0,7707**	**0,8500**
Cu (*р. Кама - пос. Тюлькино*)	**0,0016**	**0,0017**	**0,0020**
Zn (*р. Кама - пос. Тюлькино)*	**0,0048**	**0,0042**	**0,0050**
Mn (*р. Кама - пос. Тюлькино)*	**0,0857**	**0,0885**	**0,1000**
Fe (р. Кама - г. Соликамск, в.г.)	0,5610	0,5702	0,6400
Cu (р. Кама - г. Соликамск, в.г.)	0,0016	0,0018	0,0020
Zn (р. Кама - г. Соликамск, в.г.)	0,0056	0,0051	0,0060
Mn (р. Кама - г. Соликамск, в.г.)	0,0897	0,0868	0,1000
Fe (р. Вишера -г. Красновишерск, в. г.)	0,3932	0,2927	0,3800
Cu (р. Вишера -г. Красновишерск, в. г.)	0,0014	0,0016	0,0020
Zn (р. Вишера -г. Красновишерск, в. г.)	0,0037	0,0032	0,0040
Mn(р. Вишера -г. Красновишерск, в. г.)	0,0526	0,0488	0,0600
Fe (р. Колва - г.Чердынь)	0,5985	0,5456	0,6100
Cu (р. Колва - г.Чердынь)	0,0013	0,0017	0,0020
Zn (р. Колва - г. Чердынь)	0,0038	0,0029	0,0040
Mn (р. Колва - г. Чердынь)	0,0825	0,0869	0,1000
Fe (р. Вишера - пос. Рябинино)	0,5755	0,5486	0,6100
Cu (р. Вишера - пос. Рябинино)	0,0013	0,0008	0,0010
Zn (р. Вишера - пос. Рябинино)	0,0037	0,0032	0,0040
Mn (р. Вишера - пос. Рябинино)	0,1109	0,0933	0,1100
Fe (р. Язьва – с. Н.Язьва)	0,5562	0,5500	0,6100
Cu (р. Язьва – с. Н.Язьва)	0,0016	0,0016	0,0020
Zn (р. Язьва – с. Н.Язьва)	0,0058	0,0038	0,0055
Mn (р. Язьва – с. Н.Язьва)	0,0806	0,0770	0,0900

* – Расчетные фоновые концентрации ($C_{фон\ расч.}$) по методике НДВ [9];

** – Региональные ПДК по фону (4) ($C_{пдк\ по\ фону}$).

В заключении отметим, что создание эффективной системы регламентации веществ двойного генезиса (естественного и техногенного) невозможно без учета природно-климатических особенностей водосборов конкретных водных объектов. Так как содержание тяжелых металлов характеризуется существенной пространственно-временной неоднородностью, часто их содержание оказывается значительно выше принятых для них общефедеральных нормативов (ПДК). Изменение состояния подстилающей поверхности, как правило, находит отражение в динамике химических показателей качества воды. Учет этих факторов также необходим при построении системы регламентирования с учетом региональных особенностей водных объектов.

Предложена новая методология установления региональных нормативов качества воды в объектах бассейна Верхней Камы, являющимся приемником сточных вод Соликамско-Березниковского промузла – одного из крупных промышленных комплексов бассейна р. Камы. Разработанный методологический подход учитывает факторы, определяющие содержание загрязняющих веществ (тяжелых металлов) в природных водах и его пространственно-временную изменчивость в водных объектах бассейна Верхней Камы. Подход реализован при построении региональных нормативов качества воды бассейна Верхней Камы.

Литература

1. Федеральный закон Российской Федерации от 10 января 2002 г. N 7-ФЗ «Об охране окружающей среды»

2. Методическое указание РД 52.24.622-2001 «Проведение расчетов фоновых концентраций химических веществ в воде водотоков»

3. Методика разработки нормативов допустимых сбросов веществ и микроорганизмов в водные объекты для водопользователей. Утверждена приказом Министерством природных ресурсов России от 17.12.2007 № 333 (зарегистрирована в Минюсте России от 21.02.2008 № 11198).

4. *Рисник Д.В., Беляев С.Д., Булгаков Н.Г. Левич А.П., Максимов В.Н. Мамихин С.В., Милько Е.С.* Подходы к нормированию качества окружающей среды. Методы, альтернативные существующей системе нормирования в Российской Федерации // Успехи современной биологии. 2013. Т. 133. С. 3-18.

5. *Беляев С.Д.* Использование целевых показателей качества воды при планировании водоохраной деятельности // Водное хозяйство России: проблемы, технологии, управление. 2007. № 3. С. 3-17.

6. *Беляев С.Д., Могиленских А.К., Одинцева Г.Я.* Целевые показатели качества воды Камского бассейна // Водное хозяйство России. Проблемы. Технологии. Управление. 2009. № 5. С. 35-48.

7. *Лепихин А.П., Мирошниченко С.А.* Особенности задания «фоновой» концентрации в естественных водотоках // Водное хозяйство России. 2002. №3. С. 247-262

8. *Лепихин А.П., Возняк А.А.* Статистические функции распределения гидрохимических показателей качество воды // Водное хозяйство России. 2012. №4. С.21-32.

9. Методические указания по разработке нормативов допустимого воздействия на водные объекты. Утверждена приказом Министерством природных ресурсов России от 12.12.2007 № 328 (зарегистрирована в Минюсте России от 23.01.2008 № 10974).

К ПРОБЛЕМЕ РАСЧЕТА ЗОН ТЕХНОГЕННОГО ТЕПЛОВОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ КРУПНЫХ ВОДОХРАНИЛИЩ (на примере Пермской ГРЭС)

Лепихин А.П.[1], Любимова Т.П.[2], Ляхин Ю.С.[1],
Паршакова Я.Н.[2], Коновалов В.В.[2], Тиунов А.А.[1]
[1]Горный институт УО РАН, г. Пермь
[2] Институт механики сплошных сред УО РАН, г. Пермь
lepihin49@mail.ru

Введение. В настоящее время водохранилища – наиболее распространенный тип охладителей для крупных тепловых электростанций. При их использовании возникают проблемы, которые индивидуальны для каждого водоема. Для малых охладителей – это ограничение мощности станции, связанное с повышением температуры забираемой воды, для крупных – тепловое загрязнение, изменение ледово-термического режима, гидрофизических и гидробиологических процессов, особенно в районах влияния сбросов подогретых вод.

Значимость рассматриваемой проблемы подтверждается тем, что первые прикладные модели «плоской» гидродинамики для решения данной задачи разрабатывались еще в начале 30-ых годов XX века [1]. Исследование этой проблемы в значительной мере ус-

ложняется фрактальностью морфометрии естественных водных объектов, значительным различием масштабов определяющих естественных и технологических параметров, существенной изменчивостью гидрометеорологических факторов. При этом, как правило, очень мощным лимитирующим фактором является ограниченность мощностей доступных вычислительных средств. Поэтому, начиная с пионерских работ Н.М. Бернадского [1] и до последнего времени, наиболее распространённым подходом к решению этих задач остается подход, основанный на плоских моделях в 2D постановке [2-4].

В то же время, многочисленные материалы полевых наблюдений показали, что представление о «плоскости» рассматриваемых полей, равномерности распределения температуры воды по глубине нуждается в очень существенном уточнении. Поэтому для получения более адекватных результатов требуется переход к 3D модели.

Рассмотрим решение этой задачи на примере одной из самых мощных в Европе электростанций – Пермской ГРЭС.

Объект моделирования. Пермская ГРЭС расположена на левом берегу Камского водохранилища в 5 км выше г. Добрянки и в 60 км выше плотины Камской ГЭС. Забор воды осуществляется посредством подводящего канала протяжённостью 2,3 км из Камского водохранилища. Сброс производится через отводящий канал длиной 900 м также в данное водохранилище. Мощность ГРЭС по техническому проекту должна составлять 4800 тыс. кВт (6 энергоблоков по 800 тыс. кВт каждый). В настоящее время введены в эксплуатацию 3 энергоблока (2400 тыс. кВт), имеющие прямоточную систему охлаждения.

По морфометрическим особенностям участок водохранилища в районе водопользования Пермской ГРЭС представляет собой относительно мелководную зону со средними глубинами 4–7 м. Ширина водохранилища около 4,0 км. Старое русло Камы проходит у противоположного берега, где максимальные глубины достигают 23 м.

Решение рассматриваемой задачи для оценки и анализа возможных зон теплового воздействия ГРЭС включало два отдельных, но тесно связанных между собой этапа. На первом этапе была проведена детальная оценка теплового поля, создаваемого в водохранилище сбросом теплых вод ГРЭС, и отработка сценариев выполнения модельных расчетов. Задачей второго этапа являлась верификация используемых моделей и выполнение сценарных расчетов.

Натурное обследование и изыскания проводились на участке Камского водохранилища протяженностью 16 км. Начало участка располагалось в 3 км выше подводящего канала, окончание – в 10 км ниже "устья" отводящего канала. Отдельный блок натурных исследований состоял в измерении температуры воды по акватории и глубине водохранилища при различных метеорологических условиях и режимах работы Пермской ГРЭС. Программа работ предусматривала проведение соответствующих измерений в 16-ти створах в период с 17 по 25 июля 2014 г. Измерение температуры выполнялось с шагом по глубине 1 м с помощью специализированного прибора WTW ProfiLineCond 1970i. После обработки достаточно большого массива данных ежедневных наблюдений было получено распределение температуры по акватории (см. рис 1) и глубине водохранилища в районе водопользования Пермской ГРЭС для конкретных метеоусловий. Наблюдения за метеоэлементами проводились в автоматическом режиме с помощью портативной полевой метеостанции Kestrel 4500.

Для моделирования зон теплового воздействия в зоне влияния Пермской ГРЭС использовалась комбинированная схема, построенная на основе сопряжения моделей в 1D, 2D, 3D постановках. Выбор такой схемы расчетов обусловлен существенной неоднородностью рассматриваемых температурных полей по акватории, и глубине, и крайне ограниченной системой гидрологических наблюдений на водохранилище. Одномерная модель, реализованная с использованием программного продукта HEC RAS, охватывала всю акваторию Камского водохранилища от створа р. Кама (п. Тюлькино) до створа КамГЭС и на основе информации о притоках в Камское водохранилище и режимах работы КамГЭС позволила получить необходимую гидравлическую информацию для модели в 2D постановке. Модель теплового загрязнения в двухмерной постановке реализована с использованием лицензированного пакета SMS v10.1 для участка водохранилища п. Усть-Горевая – КамГЭС. Гидродинамическая модель в 3D постановке построена для участка Камского водохранилища, прилегающего к Пермской ГРЭС, с линейными размерами 10000 м, и реализована с использованием программного продукта ANSYS Fluent.

Выполненный анализ возможных сценарных условий воздействия Пермской ГРЭС на Камское водохранилище выделил следую-

щие два сценария, представляющие наибольший интерес с экологической и технологической точек зрения.

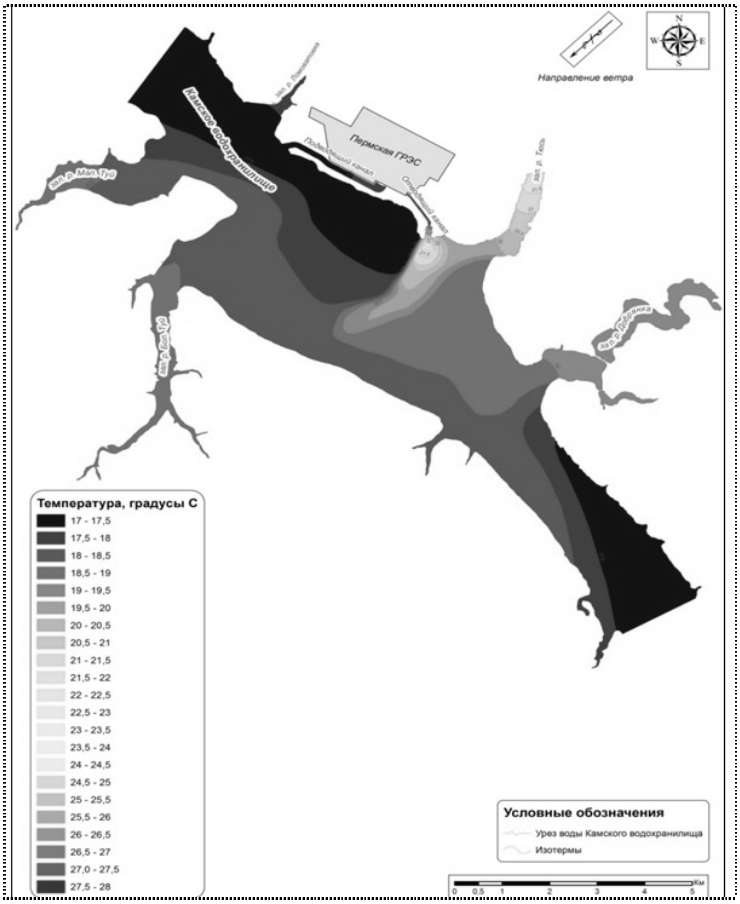


Рис. 1 – Распределение температуры воды по поверхности Камского водохранилища 17 июля 2014 г. (ветер СВ, 4,2 м/сек, работало 2 энергоблока, сброс 40,5 м^3/сек, t° срабатываемой воды- 27,8°С

Первый сценарий. Максимальная тепловая нагрузка на водохранилище – четыре работающих энергоблока (3 паросиловых плюс 1 парогазовый). Расход сброса – 63,0 м^3/сек, температура сбрасываемой воды – 32,4 °С, температура забираемой воды – 21,8 °С. Ветер – СЗ, 8 м/сек. Период расчета (воздействие условий) – 3 суток. Цель расчета – определение максимально возможной зоны воздей-

ствия на водохранилище (вниз по течению) при максимальной длине разгона при ветрах северных румбов.

Второй сценарий. Технологические характеристики аналогичны первому сценарию, однако ветер имеет противоположное направление – ЮВ, 8 м/сек. Цель расчета – оценка вероятности (периода) поступления сбрасываемых подогретых вод в подводящий канал Пермской ГРЭС.

Численное моделирование распространения теплового воздействия в Камском водохранилище в результате сброса термальных стоков Пермской ГРЭС в рамках трехмерного подхода при помощи пакета вычислительной гидродинамики ANSYS Fluent выполнялось с использованием $k-\varepsilon$ модели для описания турбулентных пульсаций. Задача решалась в рамках нестационарного изотермического подхода [7, 8]. Расчетная сетка строилась с помощью пакета программ Gambit 2.4, входящего в состав ANSYS Fluent, неравномерной в соответствии с полученной в результате натурных измерений в 2014 г. данных о морфометрии дна Число узлов по глубине расчетной области принималось равным 21.

Для оценки корректности построенной модели был проведен сопоставительный анализ вычислительных и натурных наблюдений, выполненных в июле 2014 г. Результаты анализа показали их очень хорошее согласие, что дало основание использовать данную модель для оценки наиболее критических сценарных ситуаций.

Если с экологических позиций использования воды для целей рекреации неблагоприятные условия представляются при реализации первого сценария, то, исходя из технологических условий обеспечения устойчивости работы ГРЭС, наиболее опасные условия создаются при поступлении сбрасываемых подогретых вод в подводящий канал. Данные условия открываются при реализации второго сценария при значительных ветрах юго-восточной направленности. При значительном ветре в направлении, противоположном направлению течения реки, на протяжении нескольких часов формируется трехмерный вихрь, горизонтальный размер которого равен расстоянию между местами забора и сброса воды, а вертикальный размер равен глубине реки. Наличие этого вихря приводит к движению теплой воды против течения; менее чем через сутки теплая вода достигает места забора воды охладительного канала. Обнаружена значительная неоднородность температуры по глубине, причем градиент температуры является наибольшим вблизи дна водохранилища.

Выводы. На конкретном примере одной из крупнейших тепловых энергетических станций – Пермской ГРЭС – рассмотрена технология расчета температурных полей, создаваемых в водных объектах в результате сброса термальных стоков систем охлаждения. Поскольку в водоемах-приемниках наблюдается существенная вертикальная температурная неоднородность, то для достижения достаточной корректности расчеты должны строиться в общем случае с использованием 3D моделей. Однако при выполнении таких расчетов на крупных водных объектах в условиях крайней недостаточности действующей наблюдательной сети встречаются существенные трудности из-за ограниченности доступных вычислительных ресурсов. В связи с этим предлагается и реализуется комбинированная схема расчетов, включающая модели в 1D, 2D и 3D постановках. При этом в постановке 1D модель построена для всего водохранилища, в 2D - для 30 км участка, прилегающего к ГРЭС, а для 10 км участка, включающего в себя подводящий и рабочий каналы ГРЭС, создана модель в 3D постановке.

Данная схема расчетов, как показал сравнительный анализ расчетных и измеренных значений, позволяет эффективно проводить расчеты распределения температурных полей, оценивать их характеристики при наиболее неблагоприятных сценариях, как по экологическим, так и технологическим показателям.

Литература

1. *Бернадский Н.М., Проскуряков Б.В.* Теория и практика расчётов прудов – холодильников. М.-Л.: Госэнергоиздат, 1933.

2. *Апухтин А.А., Клеванный К.А., Клеванная М.К., Смирнова Е.В*. Расчет максимальной температуры воды в Белоярском водохранилище // Метеорология и гидрология. 2013. №12. С.85-91.

3. *Вольцингер Н.Е., Пясковский Р.В*. Теория мелкой воды. Океанические задачи и численные методы. Л.: Гидрометеоиздат. 1977, 207 с.

4. *Лепихин А.П., Садохина Е.Л., Иваненко С.А*. Опыт создания и эксплуатации гидродинамических моделей крупных водохранилищ (на примере Камского и Воткинского водохранилищ) // Сб. Тр. отделения наук об окружающей среде РАЕН, вып. 4. Глобальные природно-антропогенные процессы и экология среды обитания. М.: 1996. С.53-65.

5. *Носков В.М.* Исследование термического режима к оценке

теплового загрязнения в приплотинной части Камского водохранилища // Географический вестник, 2008. №1. С. 117-132.

6. *Калинин В.Г., Минакова О.А., Коноплев Л.Л.* Особенности термического режима Камского водохранилища в районе влияния сброса подогретых вод Пермской ГРЭС // Географический вестник. 2014. Выпуск 3 (30). С.11-17.

7. *Любимова Т.П., Лепихин А.П., Паршакова Я.Н., Тиунов А.А*. Численное моделирование разбавления и переноса высокоминерализованных рассолов в турбулентных потоках // Вычислительная механика сплошных сред. 2010. №5. С. 68-79.

8. *Luibimova T., Lepikhin A., Parshakova Y., Konovalov V., Tiunov A*. Formation of the density currents in the zone of confluence of two rivers. Journal of Hydrology 2014. 508. P. 328–342.

СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ И ПУТИ РЕКОНСТРУКЦИИ ПОЙМЫ НИЖНЕГО ДОНА

Мирзоян А.В., Жукова С.В., Подмарева Т.И., Лутынская Л.А., Фоменко И.Ф. Бурлачко Д.С., Карманов В.Г., Шишкин В.М., Куропаткин А.П.
Азовский научно-исследовательский институт рыбного хозяйства, г. Ростов-на-Дону
riasfp@aaanet.ru

Несмотря на очевидную первостепенность роли поймы (в том числе и водного режима реки) в формировании рыбных запасов Азовоморского бассейна, изученность поймы р. Дон в современный период чрезвычайно низка. В наибольшей степени это связано с тем, что в традиционном понимании «пойма Нижнего Дона» не обозначена в границах Ростовской области, и, соответственно, показатели ее хозяйственного использования и прочие характеристики не подвергаются статистическому мониторингу. Наиболее достоверно установлены и картографически закреплены границы затопления территории в период прохождения весеннего половодья 5%-ой обеспеченности в 1994 г. Именно для территории, оконтуренной границами данного половодья, дается характеристика антропогенных преобразований в пойме Нижнего Дона, и обсуждаются первоочередные меры по ее реконструкции.

Пойма Нижнего Дона, расположенная в центральной части Ростовской области, протянулась узкой (2-20 км) полосой на 240 км от

Цимлянского гидроузла до Таганрогского залива. По данным Южгипроводхоза [1] общая площадь территории поймы, равная 306.7 тыс. га, составляет 3% от площади Ростовской области и 14.7% от общей площади районов, на территории которых находятся пойменные земли. Вдоль поймы расположены крупные города, поселки городского типа и промышленные центры Ростовской области: Цимлянск, Волгодонск, Константиновск, Семикаракорск, Багаевская, Новочеркасск, Аксай, Ростов-на-Дону, Батайск, Азов.

Пойма имеет исключительно важное рыбохозяйственное значение, являясь главнейшим звеном единой биологической цепи, обеспечивающей функции естественного воспроизводства и пополнения запасов ценных промысловых рыб Азовского моря. Значительное безвозвратное изъятие речного стока, его сезонное регулирование и территориальное перераспределение без учета рыбохозяйственных требований привели к тому, что годовой сток р. Дон в створе станицы Раздорская в зарегулированных условиях (1952-2014 гг.) в среднем составил 21.1 км^3, что ниже, чем в период естественного режима более чем на 6 км^3 [2]. Снижение объемов годового и весеннего стока явилось причиной уменьшения повторяемости затопления нижнедонских пойменных нерестилищ полупроходных азовских рыб (судака, леща, тарани, сазана и др.), катастрофического сокращения их площади и деградации русловых остаточных нерестилищ осетровых. Достаточно отметить, что к настоящему времени из наиболее продуктивного нерестового фонда поймы Дона, составлявшего 220 тыс. га, полностью выведено из строя 122 тыс. га, потенциальная рыбопродуктивность которых составляла порядка 30-40 тыс.т рыбы в год. Судя по уловам проходных и полупроходных рыб Азово-Донского района, которые, по сравнению с периодом зарегулирования, в современный период снизились в 260 (проходные) и 1700 раз (полупроходные), приходится констатировать, что Азово-Донской рыбопромысловый район по осетровым, азовским сельдям, основным частиковым полупроходным видам, также как и все Азовское море, утратили свое значение.

Создание Цимлянского водохранилища коренным образом изменило генезис естества водного стока р. Дон, преломив периодичность и цикличность его многолетней и внутригодовой изменчивости, рассредоточив по новым руслам судоходных и ирригационных каналов, используя его энергетический потенциал для выработки электроэнергии. В системе водохозяйственного комплекса (ВХК),

благодаря аккумуляции весеннего стока и перераспределения его на меженный период, существенное развитие получили такие отрасли экономики как сельское хозяйство с сетью многочисленных оросительных каналов, водный транспорт, гидроэнергетика и др. (рис. 1).

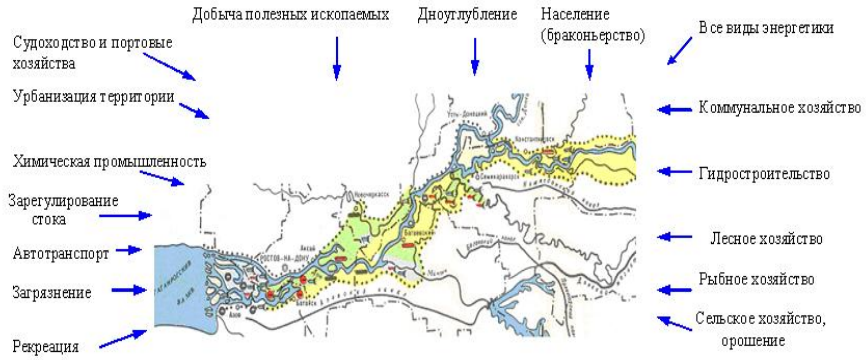


Рис. 1– Антропогенная деятельность в пойме Нижнего Дона

Глубокие изменения претерпела и современная долина Нижнего Дона в связи с крупномасштабным строительством промышленных и жилых сооружений, каналов, прудов, дамб и дорог и пр. Влияние хозяйственной деятельности человека на геологическую среду по своим масштабам и результатам достигает значений, соизмеримых с природными экзогенными геологическими процессами и, в некоторых случаях, даже превышает их. Такие виды деятельности как строительство плотин, жилых и производственных объектов, ирригация, добыча полезных ископаемых, обвалование склонов способствуют изменению режима поверхностного стока, переработке берегов водохранилищ, усилению или замедлению эрозии, затуханию денудации, заилению водоемов и трансформации рельефообразующих процессов [3].

Орошаемое земледелие – один из важнейших путей повышения устойчивости сельскохозяйственного производства в Ростовской области, территория которой характеризуется недостаточным естественным увлажнением. Анализ динамики изменения орошаемых земель Ростовской области за период 1953-2012 гг. показал, что площади орошения возрастали ежегодно на 8-15 тыс. га и достигли максимума (433.4 тыс. га) в 1986 г. (рис.2). С 1992 г. (период спада экономики России) началось стремительное списание орошаемых земель; с 2009 г. площади орошения составляют 228.4 тыс. га.

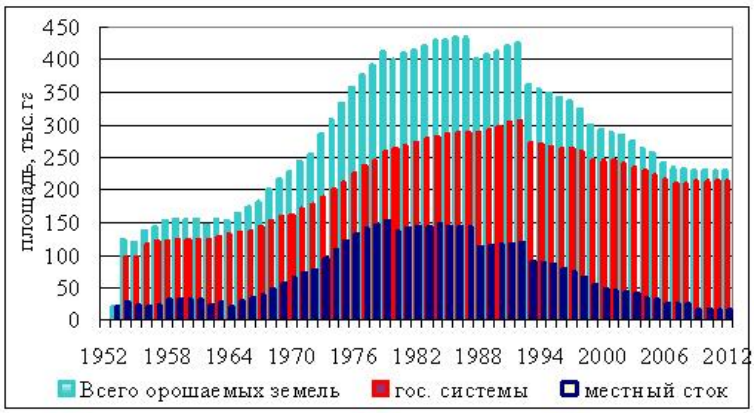


Рис. 2 – Динамика изменения орошаемых земель в Ростовской области за период 1952-2012 гг. (по данным [4])

По состоянию на 01.09.2012 года на территории Ростовской области насчитывалось 43 оросительные системы с площадью возможного орошения 260.1 тыс. га. [4]. Наиболее крупные из них расположены в пойме и приурочены к: Донскому магистральному каналу (протяженностью 112 км и расходом воды 250 $м^3/с$); Пролетарскому каналу (протяженностью 83.4 км и расходом 54 $м^3/с$) и Азовскому каналу (протяженностью 92.2 км и расходом 22 $м^3/с$). На сегодняшний день потенциал этих сооружений используется только на 69 % [3]. На территориях оросительных систем отмечается снижение забора воды на орошение при одновременном увеличении сбросных и коллекторно-дренажных вод. Это сопровождается тенденциями подъема уровня грунтовых вод с незначительным снижением их минерализации, ухудшения эксплуатационных характеристик оросительной, сбросной и коллекторно-дренажной сети, активизации процессов слитизации и образования недоокисленных веществ и закисных соединений серы, оказывающих токсичное влияние на растения [4].

Создание Волго-Донского судоходного канала (ВДСК) превратило р. Дон в воднотранспортную магистраль Федерального значения, связывающую Черное, Азовское, Каспийское, Белое и Балтийское моря. По ВДСК, в том числе по Нижнему Дону, с каждым годом нарастают грузоперевозоки, об объемах которых и номенклатуре перевозимых грузов можно судить по данным рис. 3.

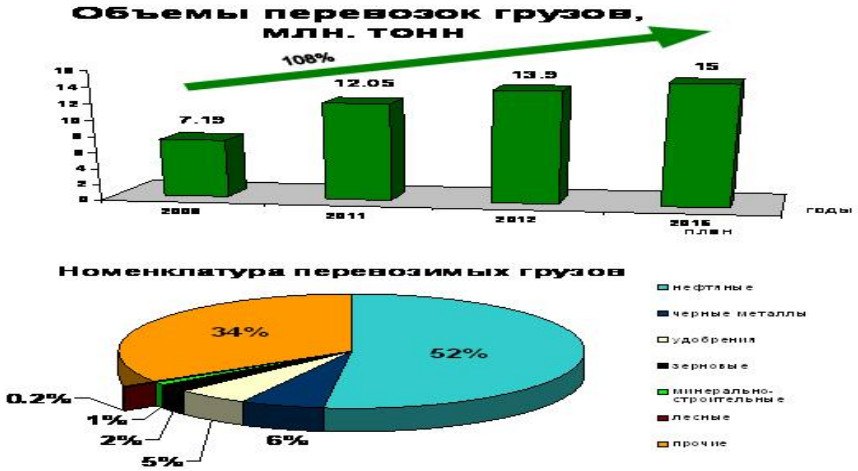


Рис. 3 – Динамика объемов перевозок через Кочетовский гидроузел на р. Дон и номенклатура грузов, 2008-2015 гг. [5]

Априорно установлено, что интенсивно развивающееся судоходство оказывает на состояние рыбных запасов как прямое, так и косвенное влияние. В частности, происходит загрязнение речной воды в результате сбросов с судов подсланевых, фекальных и балластных вод. Работа плавсредств и механизмов в период строительства и последующей эксплуатации причальных сооружений и фарватера приводит к загрязнению водной среды и донных отложений нефтепродуктами, вызывает взмучивание, снижение интенсивности процессов самоочищения, ухудшение гидрохимических показателей воды. В зоне работы винтов гибнут икра и ранняя молодь сельди и чехони. От волнобоя при проходе судов разрушаются дно русла и коренные берега, обогащая водную толщу взвешенными и влекомыми наносами, что в свою очередь ведет к заилению и осушению нерестилищ, замыву устьев малых рек, протоков, ериков, гирл, создает препятствия проходу производителей к местам нереста. Дноуглубительные работы, ежегодные объемы которых достигают 1.5 млн. м^3 приводят к гибели фито-, зоопланктона и зообентоса – основных кормовых организмов для молоди рыб, в том числе выпускаемой осетровыми рыбоводными заводами и нерестово-выростными хозяйствами по разведению полупроходных рыб.

Вследствие перераспределения водных ресурсов Цимлянского водохранилища в пользу судоходства и сельского хозяйства сокра-

тилась вероятность организации рыбонерестовых попусков воды. При очевидном негативном воздействии судоходства количественный учет ущерба, наносимого рыбному хозяйству, не поддается оценке, вследствие отсутствия нормативно-методической базы.

Относительно простые горно-технические условия, хорошо развитая дорожная сеть, близость многочисленных потребителей, представленных как крупными строительными фирмами, так и индивидуальными застройщиками делают очень привлекательной для среднего и малого бизнеса разработку пойменных месторождений общедоступных полезных ископаемых (ОПИ). В разные годы на рассматриваемой территории было разведано 73 месторождения строительных материалов. В том числе 58 месторождений песка, 8 – глины и суглинков, 7 – строительного камня и карбонатных пород [3]. В результате добычи ОПИ на значительной площади меняется не только рельеф поймы Дона, но и её гидрологические характеристики. Опасность для экосистемы поймы представляет загрязнение обводнённых карьеров веществами техногенного происхождения. Застойный характер карьерных водоёмов способствует развитию в них бактериального загрязнения. Зачастую карьеры ОПИ (как отработанные, так и разрабатываемые) при отсутствии рекультивации являются несанкционированными свалками бытовых и строительных отходов. Результаты выборочного геохимического анализа воды из отработанных и находящихся в разработке карьеров, показали: из 6-ти обследованных обводненных карьеров в 5-ти выявлено загрязнение фенолами от 1.5 до 20 ОДК [3]. Загрязнение воды и донных отложений р. Дон (ниже Цимлянского гидроузла) по ряду показателей выявлено и мониторинговыми исследованиями ФГБНУ «АзНИИРХ». Так, загрязнение хлорорганическими пестицидами за период 2008-2011 гг. в 26-56 % случаев превышало ПДК [2].

Наряду с этим, в пойме Дона сохранились нетронутые, заповедные уголки природы. Именно поэтому Нижний Дон используют для активного отдыха около 40 тысяч охотников и рыболовов, организованных в общества. Ежегодный трафик туристов в зонах отдыха побережья Азовского моря и р. Дон составляет 160-200 тыс. человек [3], что подтверждает туристскую привлекательность территории и перспективность её развития для семейного пляжного отдыха. По данным Ростовского областного комитета охраны природы на территории Ростовской области расположены следующие особо охраняемые природные территории (ООПТ): государствен-

ный природный биосферный заповедник «Ростовский», площадью 9.465 тыс. га, включающий «Водно-болотные угодья, внесённые в Перспективный список Рамсарской конвенции»; государственный природный заказник федерального значения «Цимлянский» (44.998 тыс. га); природный парк «Донской» областного значения (40.955 тыс. га); 70 памятников природы областного значения (20.473 тыс. га); 7 особо охраняемых природных территорий местного значения (106.65 тыс. га). Они играют важнейшую роль в сохранении и восстановлении ресурсов живой природы Дона и являются наиболее эффективным механизмом поддержания экологического баланса территорий, сохранения естественного биологического разнообразия.

Таким образом, весь комплекс антропогенной деятельности в пойме Нижнего Дона, вследствие просчетов в методах управления, привел к существенной деградации экосистем Нижнего Дона и Азовского моря. Свидетельством этому являются нарушение механизма воспроизводства проходных и полупроходных рыб, сокращение нерестовых площадей, снижение промысловой и биологической продуктивности, интенсификация процессов загрязнения водных и околоводных территорий, изменение гидрологического, геоботанического и гидравлического режимов и т.п. Современное состояние экосистем не способствует возможности восстановления рыбного хозяйства, решению задач в области продовольственной и экологической безопасности страны, устойчивого развития ее регионов.

В этой связи в комплексе мер по реконструкции Нижнедонской поймы первоочередной задачей должно стать придание ей статуса особо охраняемой территории с установлением режима специального хозяйствования в зонах периодического затопления (в границах половодья 1994 г.). Это позволит предотвратить строительство новых объектов, снизить нагрузку на экосистему выведением с территории незаконных построек, запрещением размещения складов ядохимикатов, минеральных удобрений и горюче-смазочных материалов, площадок для заправки аппаратуры ядохимикатами, мест захоронения навоза, свалок промышленных и бытовых отходов и пр. Результатом необходимого экологического мониторинга современного состояния водных и земельных ресурсов в пойменном пространстве должны быть оценки эффективности хозяйствования в регионе и ущерба, причиненного рыбному хозяйству и природным ресурсов за годы существования Донского ВХК.

Важным моментом в этой работе должна быть и деятельность, направленная на усиление гражданской позиции проживающего на пойменной территории населения, позволяющая воспринимать возможные наводнения как обычное природное явление, после которого, как говорили старожилы, возводящие свое жилье на сваях, «будут выше урожаи, будет больше рыбы!».

Литература

1. Технико-экономическое обоснование комплексного использования пойменных земель и водных ресурсов низовья р. Дон с учетом интересов рыбного хозяйства (рукопись) – Ростов н/Д: Южгипроводхоз, 1974. – Т. IV. – Кн. 2. 185 с.

2. *Жукова С.В., Сыроватка Н.И., Беляев А.Г., Шишкин В.М., Куропаткин А.П., Лутынская Л.А, Фоменко И.Ф.* Дельта Дона: эволюция в условиях антропогенной трансформации стока. Ростов-на-Дону: ФГУП «АзНИИРХ», 2009-184 с.

3. Отчет ФГУП «АЗНИИРХ» по Государственному контракту № 29-НИОКР/2-13-2012 от 26 ноября 2012 г. по базовому проекту 12фцп-У5-01 «Оценка последствий влияния зарегулирования и безвозвратного изъятия речного стока на условия естественного размножения гидробионтов». Этап 2: «Предложения по установлению режима специального хозяйствования в зонах периодического затопления на пойменных нерестилищах в дельтах и низовьях рек» (рукопись), 2013 г.

4. Отчет «Развитие мелиорации сельскохозяйственных земель на период до 2020 г.» по Государственному контракту ФГБНУ «РосНИИПМ» № 77 от 10 мая 2012 года с Минсельхозпродом Ростовской области», 2012, 279 с.

5. Информационные материалы к заседанию круглого стола. Развитие транспортной системы на р. Дон. Ростов-на-Дону. 2013.

ОЦЕНКИ АНТРОПОГЕННЫХ ЗАГРЯЗНЕНИЙ РЕЧНЫХ БАССЕЙНОВ ТЯЖЕЛЫМИ МЕТАЛЛАМИ НА ОСНОВЕ МОДЕЛИ ECOMAG[15]

Мотовилов Ю.Г.
Институт водных проблем РАН, Москва,
motol@pochta.ru

Среди других промышленных производств особое место по масштабам и вилянию на окружающую среду занимают предприятия крупнейшей в мире по производству никеля компании «Норильский никель», которые обеспечивают добычу руды и около 20% мирового производства никеля. Основные предприятия компании сосредоточены в двух экологически напряженных регионах Приполярья – на Кольском полуострове и полуострове Таймыр. Около половины объема добычи руды и производства никеля компании сосредоточены в дочернем Кольском филиале компании, в частности на предприятиях комбината Печенганикель (КП). В зоне деятельности комбината отмечаются деградация лесов, высокое загрязнение почвы и подземных вод тяжелыми металлами. Реки Колос-йоки и Луоттн-йоки с их притоками, в которые осуществляются сбросы промышленных сточных вод КП, на протяжении многих лет являются одними из самых загрязненных рек России тяжелыми металлами. Негативное воздействие предприятий КП на окружающую среду тесно переплетается с проблемами трансграничного загрязнения. Приграничные норвежские и финские территории на протяжении многих лет регулярно подвергаются техногенному воздействию, как в результате атмосферного переноса загрязняющих веществ, так и трансграничными водными объектами на границе с Норвегией. Поэтому вопросы трансграничного загрязнения окружающей среды предприятиями комбината Печенганикель находятся в рамках регулирования международных конвенций и межправительственных соглашений по окружающей среде в трансграничном контексте, объектом научных и мониторинговых исследований в рамках международных проектов, под пристальным вниманием российских и международных экологических организаций [1].

[15]Работа выполнена при финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (проект №15-05-09022).

Цель настоящего исследования заключалась в разработке модели формирования стока и качества вод для речных бассейнов, расположенных в зоне влияния комбината Печенганикель, и оценки с помощью разработанной модели динамики загрязнения указанных бассейнов тяжелыми металлами.

Модель ECOMAG. Для оценки антропогенного вклада в загрязнение речных вод в зоне деятельности КП задействована модель ECOMAG, которая состоит из двух блоков: подмодели формирования стока и подмодели формирования качества воды в речных бассейнах [2, 3]. Первая подмодель описывает основные процессы гидрологического цикла суши: формирование снежного покрова и снеготаяние, промерзание и оттаивание почвогрунтов, инфильтрацию талых и дождевых вод в почву, испарение, динамику влажности почвы, формирование поверхностного, подповерхностного, грунтового и речного стока. Подмодель формирования качества речных вод описывает процессы аккумуляции загрязнений на поверхности речного бассейна, их растворение талыми и дождевыми водами, просачивание растворенных поллютантов в почву, взаимодействие с почвенным раствором и твердой фазой почвы, биохимическую деградацию. Режим растворенных поллютантов в речном бассейне зависит от интенсивности гидрологических процессов. Загрязнения переносятся главным образом водными потоками, то есть поверхностным, подповерхностным, грунтовым и речным стоком. Количество загрязнений, выносимых речным стоком из бассейна, определяется как комбинацией компонентов формирования речного стока, так и антропогенной нагрузкой на речной бассейн. Поэтому, гидрологические характеристики, определяемые с помощью гидрологического модуля, используются также как входы для подмодели формирования качества вод.

Комбинат Печенганикель был построен в 1945 году на северо-западе Кольского полуострова в непосредственной близости от границ России с Норвегией и Финляндией. Комбинат располагается на двух промплощадках в г. Заполярный и пос. Никель (рис. 1), и включает рудники, обогатительную фабрику, цех обжига, плавильный цех, сернокислотный цех и другие вспомогательные цеха. Комбинат потребляет на технологические нужды большие объемы свежей и оборотной воды. Объем оборотного водоснабжения составляет 80% от общего водопотребления. Комбинат сбрасывает в поверхностные водные объекты шахтные и карьерные воды, фильтра-

ционные воды хвостохранилища и отстойных прудов. Для снижения отрицательного воздействия производственных и хозяйственно-бытовых сточных вод на водные объекты на комбинате действуют станции физико-химической и биологической очистки вод, пруды-отстойники, локальные очистные сооружения по очистке промстоков от транспортных и энергетических цехов комбината.

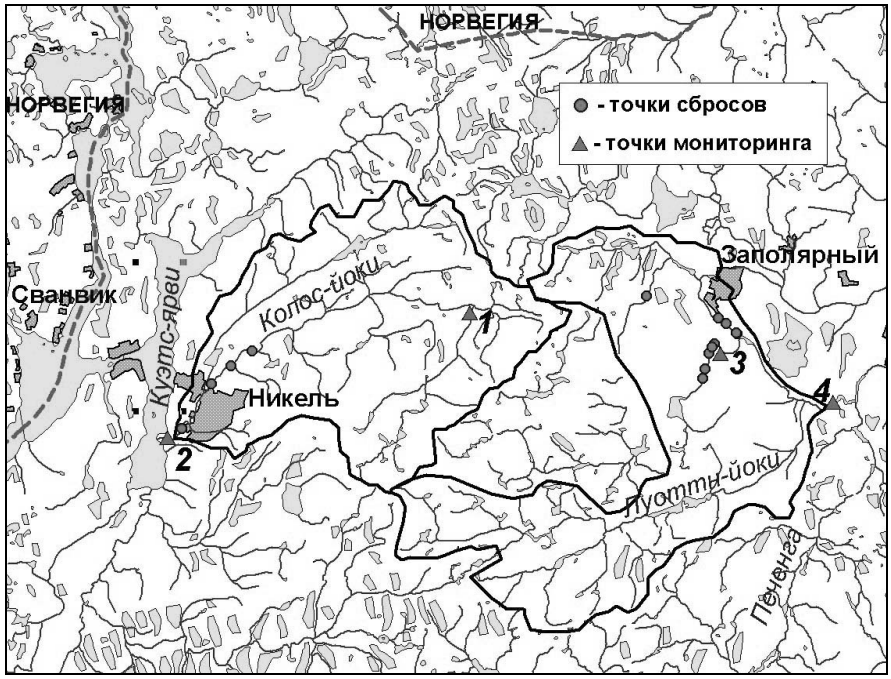


Рис. 1 – Расположение исследуемых водосборов, точек сброса сточных вод и мониторинга качества речных вод

На комбинате насчитывается 14 концентрированных выпусков сточных вод: 4 из них расположены на промплощадке пос. Никель и сбрасываются в р. Колос-йоки, а 10 на промплощадке г. Заполярный – сбрасываются в р. Луоттн-йоки и ее притоки. Сточные воды комбината содержат широкий спектр загрязняющих веществ, содержание которых в них контролируется подразделением комбината Печенганикель (контроль за окружающей средой).

Исследуемая территория (рис. 1). Река Колос-йоки впадает в озеро Куэтс-ярви. Длина реки 21 км, площадь водосбора составляет 140 км^2. Река Луоттн-йоки впадает в р. Печенга. Длина реки 29 км, площадь водосбора составляет 96 км^2. Рельеф исследуемой терри-

тории представляет собой холмистую равнину. Средняя высота водосбора – 260 м, лесистость – 50 %, озерность – 4 %, заболоченность территории –10 %. Господствующими типами почв являются подзолы (иллювиально-гумусовые и иллювиально-железистые). По механическому составу относятся к песчаным и галечниковым. Также встречаются глинистые и кислые метаморфические почвы. Преобладают таежные и лесотундровые типы ландшафтов.

Исходные данные и краевые условия. Модельная пространственная схематизация речных бассейнов производилась на основе электронных карт региона (рельеф, почвы, ландшафты) с помощью ГИС-технологии на базе пакета ArcView. Вся территория покрывалась нерегулярной сеткой из элементарных водосборов (пространственных расчетных ячеек) с необходимым для расчетов разрешением и на поверхности водосборов выделялась модельная речная сеть. Всего на территории бассейнов рек Колос-йоки и Луоттн-йоки было выделено около 150 элементарных водосборов.

В качестве граничных условий для гидрологического блока модели ECOMAG задаются суточные поля метеоданных (температура воздуха, осадки, влажность воздуха). Для построения метеорологических полей на территорию Кольского полуострова было задействовано 18 метеостанций. Гидрологическая модель в непрерывном режиме рассчитывает поля снежного покрова, увлажнения и промерзания почвы, снеготаяния и речного стока в русловой сети. Данные по расходам воды на гидрологических постах Кольского полуострова (включая пост Никель на устьевом участке реки Колосйоки) были задействованы для калибровки параметров и испытаний гидрологического блока модели.

Данные по среднемесячным расходам воды со среднемесячной концентрацией поллютантов в 14-ти точках концентрированных сбросов загрязняющих веществ в речную сеть (рис. 1) задавались в качестве точечных источников загрязнения речных вод в блоке модели формирования качества речных вод.

Среднемесячные объемы производственных выбросов загрязняющих веществ в атмосферу на промплощадках комбината в г. Никель и пос. Заполярный, а также среднемесячные конценгтрации поллютантов в выпадающих атмосферных осадках по ст. Сванвик (Норвегия), расположенной в восьми километрах от п. Никель, были использованы для задания пространственно-распределенной антропогенной нагрузки на водосборы (граничных условий в этом

блоке модели). Данные для гидрохимического блока модели, как и гидрометеорологические, были собраны за период 2001 – 2004 г.

К сожалению, имеющейся информации по пространственному загрязнению почвогрунтов в районе комбината Печенганикель недостаточно для корректного задания начальных условий – полей загрязнения территории. Поэтому они были восстановлены на основе всей имеющейся гидрометеорологической, гидрохимической и водохозяйственной информации путем непрерывного моделирования загрязнения исходно чистого речного бассейна за период работы комбината (с 1945 г.) с учетом эмпирических связей интенсивности атмосферных выпадений загрязняющих веществ в зависимости от расстояния от источника выбросов [4].

Параметры модели. Большинство параметров гидрологического блока модели задавались на основе картографической информации (DEM, структуры речной сети, пространственных распределений почв и растительности и т.д.), региональных справочников свойств почв (пористость, наименьшая влагоемкость, влажность завядания) и специальной базы данных ECOMAG для параметров растительности и землепользования (коэффициенты стаивания снега, максимальной емкости поверхностного задержания, распространения корневой системы между слоями почвы, коэффициенты шероховатости Маннинга). Ряд параметров (коэффициенты испаряемости в формуле Дальтона, вертикальные и горизонтальные коэффициенты гидравлической проводимости почво-грунтов при насыщении) были откалиброваны с использованием критерия Нэша и Сатклифа (NSE).

Наиболее важными и чувствительными параметрами подмодели качества воды являются константа сорбционного равновесия линейной изотермы Фрейндлиха для почвогрунтов [5] и два параметра, характеризующих обмен поллютантов в речной воде с ложем реки и интенсивность растворения дождевыми и талыми водами поллютантов, выпавших на поверхность речного бассейна в виде сухого осаждения от выбросов в атмосферу. Эти параметры были откалиброваны по данным о динамике концентрации поллютантов в речной воде.

Результаты. Из широкого спектра загрязняющих веществ, воздействующих на окружающую среду в районе КП, в работе рассмотрено поведение основного загрязнителя – никеля. Рассчитанные по модели ECOMAG и фактические гидрографы стока в устье

р. Колос-йоки, и динамика концентраций никеля в различных точках гидрохимического мониторинга на реках Колос-йоки и Луоттн-йоки приведены на рис. 2.

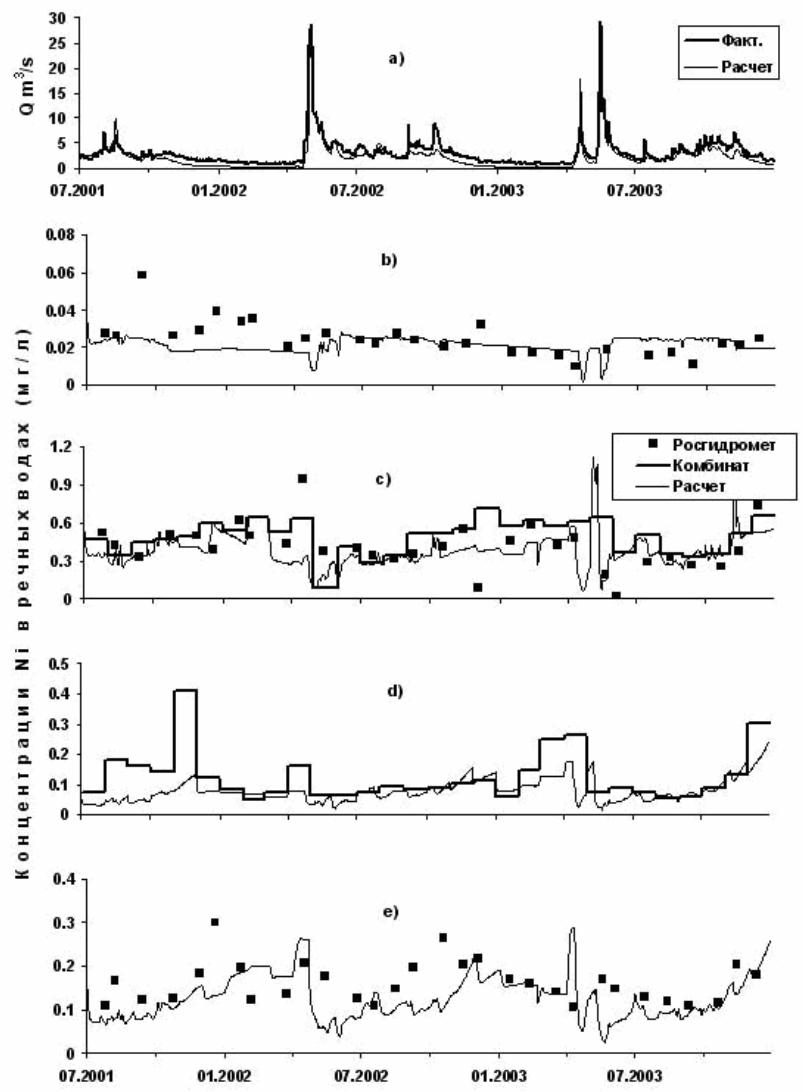


Рис. 2 – Фактические и рассчитанные гидрографы стока (a) и концентрации N в речных водах в точках мониторинга 1 (b), 2 (c), 3 (d) и 4 (e) за период с 1 августа 2001 – 31 декабря 2003 года

Результаты свидетельствуют, что модель хорошо воспроизводит процессы формирования стока (NSE=0.80). Рассчитанная динамика концентраций Ni в различных точках речной сети в целом находится в удовлетворительном соответствии с данными измерений. В большинстве случаев отмечаются расхождения того же порядка, что и между данными измерений концентраций мониторинговыми службами комбината Печенганикель и Росгидромета (рис. 2 c). Средний диапазон измеренных и рассчитанных концентраций никеля в речной воде Колос-йоки за рассматриваемый период в точке мониторинга 1, характеризующей фоновый уровень загрязнения реки, составляет 0.018-0.035 мг/л (рис. 2б); в точке 2, расположенной ниже по течению от всех точечных источников загрязнения – 0,3-0,7 мг/л (рис. 2c). На р. Луооттн-йоки в точках мониторинга 3 и 4 концентрации никеля в речных водах меняются в диапазоне 0,10-0,20 мг/л (рис. 2d, e).

Для оценки вклада различных составляющих антропогенной нагрузки в загрязнение речных вод была проведена серия численных экспериментов, поясняющих поведение никеля в речном бассейне в различных ситуациях. В частности, рассматривались следующие два сценария.

Первый сценарий включает только один источник загрязнения окружающей среды: концентрированные сбросы сточных вод в речную сеть, в то время как эффект загрязненной почвы исключается (сценарий 1). Второй сценарий отражает ситуацию, когда комбинат больше не работает (нет никаких выбросов в атмосферу и сбросов сточных вод в речную сеть), а загрязнение воды в реке обусловлено только за счет притока подземных вод, формирующихся в результате выпадения на поверхность бассейна чистых атмосферных осадков, проходящих через загрязненную почву (сценарий 2).

Для бассейна р. Колос-йоки получены следующие результаты моделирования. Значительный вклад (в среднем от 50 до 80%) в загрязнение речных вод дают сильно загрязненные почвенно-грунтовые воды в результате значительных выбросов в атмосферу за длительный период работы комбината. Даже выпадающие чистые осадки, проходя через загрязненные почвы, выклиниваются в реку уже грязными почвенно-грунтовыми водами. Подтверждением этих выводов являются и простые балансовые расчеты:

– вынос никеля в устьевом створе в 2002 г. составил по данным Росгидромета 49.0 т, по данным мониторинговой службы комбина-

та 43.3 т, по модели 37.3 т, концентрированные сбросы никеля в речную сеть в 2002 г. составили 2.83 т;

– вынос никеля в устьевом створе в 2003 г. составил по данным Росгидромета 29.7 т, по данным комбината 48.7 т, по модели 31.1 т, сбросы никеля в речную сеть составили 7.43 т.

Результаты моделирования показывают, что даже при прекращении работы комбината на очищение бассейна и речных вод р. Колос-йоки до фоновых концентраций потребуются около 3-х десятилетий.

Анализ результатов численных экспериментов показывает, что в отличие от бассейна р. Колос-йоки, сбросы загрязненных вод в речную сеть р. Луоттн-йоки дают значительный вклад в загрязнение речных вод. В первую очередь это связано со значительно меньшими выбросами в атмосферу на промплощадке пос. Заполярный по сравнению с производствами в г. Никель и, таким образом, значительно меньшим загрязнением почв в бассейне р. Луоттн-йоки. Вклад сосредоточенных сбросов никеля в загрязнение речных вод составляет в среднем 50 – 70% в летний период и до 80 –90% в зимне-весенний.

Заключение. Модель удовлетворительно воспроизводит наблюдаемые концентрации никеля в речных водах и позволяет оценивать динамику загрязнения вод с более высоким пространственно-временным разрешением, чем на основе существующей сети мониторинга. Продемонстрированы способности модели для оценки возможных изменений загрязнения речных вод при различных сценариях функционирования комбината Печенганикель.

Литература

1. Горно-металлургическая компания «Норильский никель» (влияние на окружающую среду и здоровье людей). Доклад объединения Bellona. 2010, 71 с.

2. *Мотовилов Ю.Г., Белокуров А.С.* Моделирование процессов переноса и трансформации загрязнений в речном бассейне для задач экологического мониторинга. Тр. ИПГ, 1997, вып.81. С.49 - 60.

3. *Motovilov Yu.G*. ECOMAG: a distributed model of runoff formation and pollution transformation in river basins solution // IAHS Publ. 2013. V. 361. P. 227–234

4. *Раткин Н.Е., Асминг В.Э., Кошкин В.В*. Моделирование аэротехногенного загрязнения покрова (на примере Печенгского рай-

она). В сб.: Эколого-географические проблемы Кольского Севера, Кольский научный центр РАН, Институт проблем промышленной экологии Севера, Апатиты. 1999, с. 28– 42.

5. *Sauve, S., Manna, S., Turmel, M.-C., Roy, A.G. & Courchesne, F.* Solid-solution partitioning of Cd, Cu, Ni, Pb and Zn in the organic horizons of a forest soil. *Environ. Sci. Technol*. (2003). 37(22), 5191–5196.

ФАКТОРЫ ФОРМИРОВАНИЯ ВТОРИЧНЫХ АРЕАЛОВ ЗАГРЯЗНЕНИЯ И ВОЗМОЖНОСТИ ИХ ВЫЯВЛЕНИЯ НА ФОНОВЫХ ТЕРРИТОРИЯХ

Никитская К. Е.
Институт водных проблем РАН, г. Москва,
knikitskaya@yandex.ru

Любой ландшафт, как естественный, так и антропогенно измененный, является сложной пространственной системой, функционирование которой определяется характером взаимосвязей ее отдельных компонентов. Система практически реализуется потоками воды, твердого вещества и растворов химических соединений. Подробный анализ динамики таких потоков, вкупе с анализом загрязнений, поступающих в пределы ландшафтных территорий, и ландшафтно-геоморфологическим анализом местности позволяет дать корректную оценку современного экологического состояния территории и потенциальных ее изменений.

Фоновая территория – это удаленный от потенциальных источников загрязнения участок земной поверхности со сходными с контролируемой территорией почвенным покровом, растительностью и характером хозяйственного использования. Обычно считается, что для фоновых территорий не характерны превышения пороговых значений концентраций химических элементов, так как территория не подвержена или слабо подвержена антропогенному воздействию. Но даже если на территории нет источников загрязнения, она все равно подвержена воздействию атмосферных выпадений, которые формируют определенный уровень присутствия многих химических элементов в пределах водосборных бассейнов.

Геолого-геоморфологические условия территории являются важнейшими факторами формирования структуры речных бассейнов. Они определяют направленность и интенсивность природных и антропогенных процессов. Так, геоморфологическими условиями

определяются характер и интенсивность водной эрозии, транспортирующая способность воды, а, следовательно, и перенос загрязняющих веществ. От литологического состава рельефообразующих пород зависят состав аллювиального и делювиального материала и способность его к перемещению, а также фильтрационные свойства подстилающей поверхности. Важным фактором в функционировании эрозионных морфосистем является соотношение уклонов водотоков разного порядка. Изучение уклонов притока и принимающего водотока необходимо для выявления зон аккумуляции или эрозии, что позволяет проследить путь миграции загрязняющих веществ.

Система водосборного бассейна может быть подразделена на несколько функционально и/или пространственно обособленных участков, различных по типу и скорости геохимического обмена, а, следовательно – и по устойчивости к неблагоприятным воздействиям [1]. Для водосборов верхних звеньев флювиальной сети (до долин 4 порядка включительно по системе Хортона-Стралера) характерно переотложение в их пределах более 75% наносов, поступивших со склонов в днищах долин, что позволяет говорить об их буферной роли или отнести к водосборам-накопителями [2]. На основании этого можно сделать вывод о том, что большая часть загрязняющих веществ, характерных для данной территории (подверженной, в основном, диффузному загрязнению), поступающих вместе с осадками, чаще всего не выносится за пределы малых водосборов, а аккумулируется вместе с твердым стоком в днищах балочной сети, на аккумулятивных участках долин малых водосборов и у подножий слонов.

При исследовании ряда малых водосборных бассейнов на территории Тверской области, которые по своим специфическим характеристикам могут быть отнесены к фоновым, обнаружено наличие участков, в пределах которых концентрация ряда химических элементов иногда значительно превышает средние показатели по данному району. По аналогии с термином, использованным М.А. Глазовской в 1997 г. [3], такие участки названы ареалами вторичного загрязнения.

На территории одного из водосборов 3-го порядка на территории Тверской области (южный берег Иваньковского водохранилища) были выделены несколько ареалов вторичного загрязнения территории. Основанием для их выделения явилось обнаружение серьезного превышения концентраций многих химических элементов на

определенных участках бассейна. Было выяснено, что высокие показатели как валового содержания, так и потенциально и реально подвижных форм химических элементов приурочены к аккумулятивным образованиям отрицательных форм рельефа. Такие образования могут быть выявлены с помощью морфометрического анализа территории. Границы ареалов, определенных в результате совместного анализа геоморфологических, литологических, геохимических и гипсометрических карт практически идентичны. Было проведено несколько контрольных апробаций, как в пределах выделенных ареалов, так и вне их, которые показали уровень совпадения с предсказанными значениями в 83% (по ряду химических элементов). Это позволяет сделать вывод о возможности предварительного камерального выделения потенциальных ареалов вторичного загрязнения территории (табл.1).

Таблица 1 – Вторичные ареалы загрязнения, их свойства и способы предварительного выделения и уточнения границ

	Древние		Современные	
	Коренные	Гипергенные	Природные	Антропогенные
Свойства ареалов загрязнения и способы их формирования	Ареалы рассеяния химических элементов в непосредственной близости от месторождений полезных ископаемых. На исследуемой территории не встречаются	Образуются путем выветривания материалов коренных пород и их дальнейшего переотложения. Могут служить серьезными источниками ряда химических элементов в ландшафтах	Сформированы и продолжают формироваться эрозионно-аккумулятивными процессами на территории при существующем ныне базисе эрозии	Формируются при резком антропогенном вмешательстве в динамику поверхностного и приповерхностного стока в пределах водосбора, в том числе, при изменении базиса эрозии
Метод выделения	Литолого-геоморфологический	Литолого-геоморфологический, морфометрический	Морфометрический	Морфометрический, с учетом анализа антропогенной нагрузки

Ведущая роль в формировании ареалов вторичного загрязнения территории принадлежит геоморфологическим динамическим факторам. Именно литодинамические потоки, транспортирующие ма-

териал в пределах бассейна, и являются основным фактором, формирующим вторичные ареалы загрязнения. Отличается только время существования и продолжительность действия таких потоков. Одни из них действовали в исследуемом районе на протяжении четвертичного периода, перераспределяя гляциальный и флювиогляциальный материал. Этот древний ландшафт сейчас является почвоподстилающей основой для современных бассейнов. Ареалы, образованные такими потоками, невозможно выделить путем анализа современных морфометрических карт. Здесь необходим геоморфологический и литологический анализ. Эти ареалы выделить сложнее всего, но чаще именно они являются преимущественным источником поступления в ландшафт ряда химических элементов и в своей основе имеют, как правило, древние формы рельефа, поставляющие в пределы водосбора продукты деструкции подстилающих пород, перераспределяемые литодинамическими потоками. В табл. 1 такие ареалы указаны как древние гипергенные. Это могут быть как древние небольшие озерные котловины, так и участки старых аккумулятивных террас, фрагменты долинных зандров и пр. Для каждого химического элемента такие очаги различны. Например, участки долинных зандров, сложенные слабосортированными песками со значительным включением марганцевых конкреций, служат серьезным источником марганца в пределах малого водосборного бассейна. В таких ареалах содержание не только общего, но и потенциально-подвижного марганца на порядок превышает его среднее значение для данного бассейна (70092 против 6227 мг/кг почвогрунта).

Основное перераспределение химических элементов в пределах бассейна идет с поверхностным и внутрипочвенным стоком, который переносит химические элементы в растворенном и взвешенном состоянии, поэтому зоны накопления формируются, исходя из законов отложения и переотложения материала. Связанные с почвами процессы, такие как почвенная эрозия и аккумуляция, происходят в различных пространственных и временных масштабах, будучи контролируемыми в каждом конкретном случае разными факторами с различной интенсивностью [4]. Существенная доля загрязняющих веществ (по разным оценкам от 13 до 78%) может мигрировать вместе с твердым стоком на территории, а соответственно, подчиняется тем же законам транспортировки вещества, что и сам твердый сток.

Для лесного бассейна при выделения участков накопления материала возможно использование масс-баланс индекса или индекса баланса вещества (MBI) [5,6], основанного на предположении, что различные почвенно-связанные формы рельефа могут быть определены на основании значения некоторого индекса, определяющего зоны преимущественной эрозии, транзитной территории и зоны преимущественной аккумуляции. Для вычисления масс-баланс индекса (MBI) необходима цифровая модель рельефа (ЦМР) и сравнительный анализ ряда морфометрических карт. Показатель MBI определяется по формуле (1).

$$MBI = \begin{cases} f(k)\cdot[1-f(n)]\cdot[1-f(ht)], \text{для } f(k)<0 \\ f(k)\cdot[1+f(n)]\cdot[1+f(ht)], \text{для } f(k)>0 \end{cases} \cdot, \text{при } MBI = \in [-1;3]\cdot \quad (1)$$

Основные используемые параметры и программное обеспечение, необходимое для их вычисления, приведены в табл. 2. Параметры k, ht, n, T_x преобразованы при этом в соответствии с формулой (2) [5, 6]:

$$f(x) = \frac{x}{(|x|)+T_x}, \text{ где } x = k,h,t,n;\ f(k)\in[-1,1]; f(n,ht,h)\in[0,1]. \quad (2)$$

Таблица 2. Основные морфометрические параметры и способы их вычисления

Основные морфометрические параметры	Обозначение	Программное обеспечение, позволяющее рассчитать величины
Уклон	*n*	Landserf 2.3 (http://www.landserf.org/)
Средняя кривизна	*k*	SAGA 2.0.8 (http://www.saga-gis.uni-goettingen.de/html/index.php)
Перепады высот относительно местного базиса эрозии	*ht*	SAGA 2.0.8 (http://www.saga-gis.uni-goettingen.de/html/index.php)
Коэффициент, учитывающий относительные перепады высот между соседними объектами	T_x	SAGA 2.0.8 (http://www.saga-gis.uni-goettingen.de/html/index.php)

Считается, что зоны отрицательных значений MBI представляют собой участки с преобладанием аккумуляции, такие как поймы и депрессии; зоны положительных значений MBI –с преобладанием эрозии, такие как склоны холмов; и зоны значений MBI, близких к

нулю, показывают территории, на которых процессы эрозии и аккумуляции сбалансированы, такие как пологие склоны или равнины (рис. 1).

Исследован ряд химических элементов (69) и проанализировано их современное распределение по фоновому бассейну. В результате для большинства элементов отчетливо выделяются три относительно крупных ареала вторичного загрязнения.

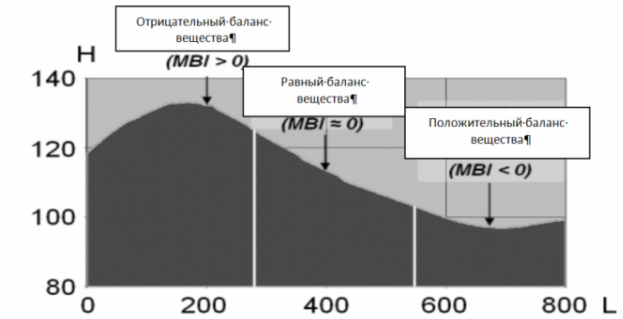


Рис. 1 – Связь между поперечным профилем склона и индексом баланса вещества (MBI)(H, высота, L, длина поперечного профиля): показан поперечный профиль территории и позиции на нем отрицательных, положительных и равных значений индекса баланса вещества

На карте-схеме (3D) рис. 2 приведены данные для цинка на примере Южного берега Иваньковского водохранилища.

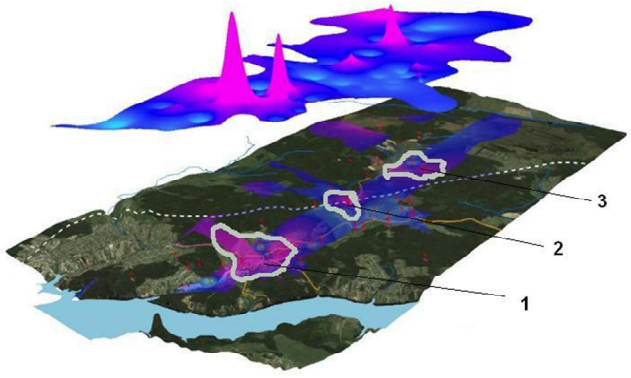


Рис. 2 – 3D карта-схема содержания в пределах низкопорядкового водосбора (южный берег Иваньковского водохранилища) цинка во вторичных ареалах загрязнения

На рис. 2 пиками показаны значительные превышения среднего уровня содержания цинка, серыми контурами – современные ареалы загрязнения, цифрами различные типы современных ареалов загрязнения (*природные*: 1 – микродельта и приустьевая зона водотока; *антропогенные*: 2 –участок аккумуляции материала перед крупной железнодорожной насыпью, 3 – расширенный участок поймы перед фрагментом зарегулированного русла реки).

Распределение химических элементов (на примере меди) в разной стадии «подвижности» в пределах каждого из типов ареалов вторичного загрязнения показано в табл. 3.

Таблица 3 – Формы нахождения меди в границах разных типов вторичных ареалов загрязнения в пределах водосборного бассейна низкого порядка

Содержание меди, % в среднем Формы:	Древние		Современные	
	Коренные	Гипер-генные	Природные	Антропо-генные
Жестко связанные	62	74	68	59
Потенциально-подвижные	28	21	17	30
Легкообменные	10	5	15	11

Рассмотрим подробнее каждый из формирующихся ареалов вторичного загрязнения.

Первый, наиболее значительный, приурочен к устьевой части малого водотока и сформированной вторичной микродельте, возникшей в результате изменении базиса эрозии из-за образования водохранилища. Эта зона характеризуется высокими показателями общего содержания химических элементов, а также и подвижной и потенциально подвижной их форм (зачастую превышение среднего содержания элемента может достигать порядковых величин), являясь, таким образом, наиболее универсальным ареалом вторичного загрязнения, имеющим современное природное происхождение и определяемым процессами аккумуляции материала.

Второй наблюдается в зоне антропогенного нарушения естественных линий поверхностного стока, образованной двумя крупными транспортными артериями (железнодорожной и автомобильной дорогами), пересекающими водосбор в направлении ЮЗ-СВ. Перед насыпью, ограничивающей дорожное полотно, из-за изменений уклона и нарушения естественного русла формируется аккумулятивная зона затрудненного стока с осаждением на пойме реки большого количества тонких наносов.

Третий имеет аналогичное второму происхождение и представляет собой расширенный участок поймы перед искусственным канализованным и заключенным в трубу руслом реки. В последних двух ареалах происходит накопление потенциально-подвижных форм элементов, а содержание реально подвижных зависит, видимо, от времени существования антропогенного «возмущения», нарушившего естественные тренды линий поверхностного стока. Так, содержание ряда элементов в 3-ем ареале, сформированном значительно позднее второго, ниже, а присутствие реально-подвижных форм элементов мало и для второго и для третьего ареалов вторичного загрязнения. Фактически, мы имеем дела со стадиями развития ареалов вторичного накопления элементов.

В результате можно выделить максимально неблагоприятный тип ареалов вторичного загрязнения. Это зоны современной преимущественной аккумуляции материала: устьевые участки речных долин, тыловые швы речных террас, подножия склонов, крупные западины и пр. Интересно, что именно природные, а не антропогенные ареалы вторичного загрязнения имеют значительную потенциальную опасность. Здесь, безусловно, работает временной фактор. Период существования природно-обусловленных участков аккумуляции материала в ситуации, когда вмешательство человека не носит ураганного характера, значительно длиннее, чем период воздействия некатастрофичных антропогенных возмущений (строительство дорог, регулирование русел, мелиоративные работы и пр.).

Важно отметить, что ареалы вторичного загрязнения являются очень нестабильными при изменении окружающих условий (например, резком повышении количества осадков в летний период или изменении кислотности осадков, а также появлении в составе осадков химически активных примесей) могут стать источником существенного выброса загрязняющих веществ. Но поскольку такие участки чаще всего приурочены к речным долинам, то и выброс может произойти в принимающие водотоки. До сих пор эти факторы не учитываются при экологическом анализе, а фоновые территории считаются априори безопасными.

Литература

1. *Шапошников Е.С. Минаева Т.Ю.* Комплексный ландшафтно-типологический метод выделения ООПТ // Критерии и методы формирования экологической сети природных территорий. Вып. 1.,

2-е изд. М.: Центр охраны дикой природы СоЭС. С. 32 –37.

2. *Симонов Ю.Г., Симонова Т.Ю.* Структурный анализ типов функционирования и эволюции речных бассейнов // Гидрология и геоморфология речных систем. Иркутск: СО РАН, 1997. С. 44-52.

3. *Глазовская М.А.* Методологические основы оценки эколого-геохимической устойчивости почв к техногенным воздействиям. М., 1997. С. 54.

4. *Steinhardt, U., Volk, M.* Meso-scale landscape analysis based on landscape balance investigations: problems and hierarchical approaches for their resolution. Ecol. Model. 168, 2003. Pp. 251–265.

5. *Friedrich, K.* Digitale Reliefgliederungsverfahren zur Ableitung bodenkundlich relevanter Flächeneinheiten. Frankfurter Geowissenschaftliche Arbeiten D 21, Frankfurt. M. 1996, pp. 148-153.

6. *Friedrich, K.* Multivariate distance methods for geomorphographic relief classification, in Heinecke, H., Eckelmann, W., Thomasson, A., Jones, J., Montanarella, L., Buckley, B. (eds.): Land Information Systems – Developments for planning the sustainable use of land resources. European Soil Bureau – Research Report 4, EUR 17729 EN, Office for official publications of the European Communities, Ispra, 1998, pp. 259–266.

ИЗМЕНЧИВОСТЬ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ РЕЧНЫХ ЭКОСИСТЕМ ЕВРОПЕЙСКОЙ ТЕРРИТОРИИ РОССИИ ПОД ВОЗДЕЙСТВИЕМ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ

Решетняк О.С.[1,2]

[1]Гидрохимический институт Росгидромета, г. Ростов-на-Дону

[2]Институт наук о Земле Южного федерального университета, г. Ростов-на-Дону

olgare1@rambler.ru

В современных условиях антропогенного воздействия проблемы рационального природопользования и охраны водных ресурсов становятся жизненно важными, особенно в промышленных районах, где сложилась напряженная экологическая ситуация, сформировались техногенно нарушенные геосистемы и возросла вероятность возникновения на водных объектах чрезвычайных экологических ситуаций, как природного, так и антропогенного характера [1-3]. Речные экосистемы не всегда способны ассимилировать боль-

шие объёмы поступающих органических и неорганических веществ, что может привести к повышению загрязненности воды до уровней высокого (ВЗ) и экстремально высокого загрязнения (ЭВЗ), нарушению естественных закономерностей функционирования экосистем и снижению их стабильности. В связи с этим исследования по изучению изменчивости состояния речных экосистем под воздействием высокой антропогенной нагрузки (при высокой частоте повторяемости случаев ЭВЗ воды) являются актуальными.

Основной опасностью экстремально высокого уровня загрязнения водной среды является ухудшение экологической ситуации на водных объектах. Несмотря на достаточно высокую способность к самоочищению, речные экосистемы весьма чувствительны к антропогенному воздействию и отвечают на испытываемую внешнюю нагрузку, в первую очередь, изменением компонентного состава водной среды. Наглядным проявлением таких изменений является возникновение и увеличение повторяемости случаев экстремально высокого уровня загрязнения воды по одному или нескольким загрязняющим веществам [3, 4].

Основу исследований составляет многолетняя (1995-2010 гг.) режимная гидрохимическая и гидробиологическая информация государственной службы наблюдений (ГСН) Росгидромета. В работе рассмотрены реки или их участки, испытывающие высокую антропогенную нагрузку с наибольшим количеством случаев ЭВЗ (более 25, без учета случаев ЭВЗ при снижении концентрации кислорода в воде ниже 2 мг/дм^3). Количество случаев экстремально высокого уровня загрязнения воды и характеристика загрязняющих веществ на отдельных участках рек Европейской территории России (ЕТР) представлены в табл. 1.

Можно отметить, что наибольшая повторяемость случаев экстремально высокого уровня загрязнения воды характерна для отдельных створов на реках Пельшма, Нюдуай, Преголя, Упа, Косьва и нижних участков Волги и Дона. В целом повторяемость возникновения случаев ЭВЗ воды на участках рек ЕТР довольно высокая, однако наблюдается тенденция их уменьшения в период с 2000 по 2010 годы на водотоках южных районов ЕТР.

Перечень ЗВ, высокие концентрации которых обусловливают возникновение ЭВЗ воды отдельных участков речных экосистем ЕТР, различен для рек, находящихся в разных природных зонах. Так, в зонах тундры и лесотундры к числу наиболее характерных

ЗВ, по которым зафиксировано наибольшее число случаев ЭВЗ, следует отнести соединения меди, сероводород, соединения молибдена и никеля, легкоокисляемые органические вещества, дитиофосфат; в зоне тайги – соединения марганца, ДДТ; в зоне смешанных и широколиственных лесов – соединения меди, железа; в зоне лесостепей, степей, полупустынь и пустынь – сероводород, соединения ртути и марганца.

Таблица 1 – Количество случаев ЭВЗ воды и характеристика ЗВ на участках рек ЕТР за период 1995-2010 гг.

Река* (пункты наблюдений)	Кол-во случаев ЭВЗ	ЗВ, по которым наблюдались случаи ЭВЗ
Северная часть ЕТР		
Нюдуай (г. Мончегорск)	310	соединения Cu, Ni, Mo, Hg, ксантогенат бутиловый
Пельшма (г. Сокол)	263	ЛООВ**, фенолы, ХПК, H_2S, метанол, лигносульфонаты
Преголя (г. Калининград)	205	сероводород, соединения Hg
Колос-йоки (пгт Никель)	94	соединения Cu, Ni, Hg
Неман (гг. Советск, Неман, д. Мостовое)	73	сероводород
Травяная (г. Мончегорск)	61	соединения Cu
Белая (г. Апатиты)	60	соединения Mo, Hg, фосфаты
Нама-йоки (устье)	41	дитиофосфат
Вычегда (гг. Сыктывкар, Коряжма)	25	соединения Cd
Мезень (д. Малонисогорская)	25	соединения Mn
Центральная часть ЕТР		
Блява (г. Медногорск)	209	соединения Cu, Zn
Упа (п. Ломинцевский, г. Тула, д. Орлово, д. Кулешово)	185	соединения Mn, азот нитритный
Косьва (г. Губаха, с. Перемское)	72	соединения Fe, Mn, фенолы
Дон (гг. Донской, Воронеж)	69	соединения Mn, ДДТ
Москва (гг. Воскресенск, Москва, д. Нижнее Мячково, г. Коломна)	58	азот нитритный и аммонийный, соединения Mn, Pb, фенолы, ДДТ
Хопер (г. Борисоглебск)	36	ДДТ
Ока (гг. Алексин, Коломна, Рязань, Дзержинск)	28	соединения Mn, метанол, формальдегид, азот нитритный
Тихая Сосна (г. Острогожск)	28	ДДТ

Южная часть ЕТР		
Волга (г. Астрахань, с.Верхнее Лебяжье)	182	сероводород, соединения Hg, Cu, Zn, нефтепродукты
Дон (гг. Волгодонск, Ростов, Азов, х. Дугино)	185	соединения Mn, Hg, ДДТ, азот нитритный
Кубань (гг. Армавир, Кропоткин, Темрюк)	49	соединения Fe, Hg, ДДТ
Камбилеевка (с. Камбилеевское)	30	соединения Zn, Cu, ЛООВ, фенолы
Чапаевка (г. Чапаевск)	25	соединения Hg, Mn, бензол, ДДТ
*Приведены реки с наибольшей повторяемостью случаев ЭВЗ воды за период; **ЛООВ – легкоокисляемые органические вещества, определяемые по $БПК_5$.		

В условиях высокой антропогенной нагрузки во многих речных экосистемах происходит трансформация компонентного состава водной среды, вызывающая адаптационную перестройку гидробиоценозов. Для любой системы существует диапазон восприимчивости, обусловленный различными видами ответных реакций отдельных видов организмов или их популяций на изменчивость окружающей среды. К числу наиболее значимых факторов, определяющих ответную реакцию, можно отнести ЗВ и их концентрации, а также продолжительность воздействия [3].

Ответной реакцией экосистемы на высокий уровень загрязненности водной среды является изменение структурной организации отдельных сообществ водных организмов или экосистемы в целом. Увеличение антропогенной нагрузки и длительность ее воздействия приводит к нарушению стабильности экосистемы и, как следствие, к ухудшению ее экологического состояния. Большинство водных объектов, охваченных гидробиологическими наблюдениями, функционируют в состоянии антропогенного экологического напряжения с элементами экологического регресса (до 70%) [2, 3]. При этом усиление процессов экологического регресса чаще всего проявляется в нарушении основных природных закономерностей развития планктонных и бентосных сообществ водных организмов.

Исследования последних лет показывают, что в результате попадания в водную среду широкого комплекса загрязняющих и токсических веществ усиливаются проявления процесса антропогенного экологического регресса в водных экосистемах, а именно – упрощение межвидовых отношений, структурно-функциональной организации сообществ за счет уменьшения видового разнообразия и

угнетения развития в целом отдельных сообществ водных организмов. Возможные экологические последствия возрастающего антропогенного воздействия чаще всего проявляются в увеличении общей численности бактериопланктона и, особенно, сапрофитной микрофлоры; снижении видового разнообразия фитопланктонных сообществ; выходе на доминирующее положение видов, более устойчивых к загрязнению; повышении индекса сапробности; угнетении развития зоопланктонных сообществ на фоне усиления развития коловраток и циклопид, а также снижении видового разнообразия в сообществах зообентоса, главным образом, за счет выпадения видов – представителей чистых вод и постепенного увеличения относительной численности олигохет [2, 3, 5-7].

Антропогенное загрязнение речных экосистем сопровождается изменением уровня развития бактериопланктона, способного который благодаря своей чувствительности реагировать на поступление в водную среду даже ничтожно малых количеств различных органических соединений. Бактериопланктону принадлежит ведущая роль в самоочищении природных экосистем. По изменению структуры микробных сообществ можно судить о степени антропогенного воздействия и природе загрязняющих веществ [8].

Результаты обобщения многолетней режимной гидробиологической информации ГСН по уровню развития бактериопланктона в реках с высокой частотой повторяемости случаев ЭВЗ показали пространственную неоднородность экосистем по уровню развития микроорганизмов, проявляющуюся в изменчивости общей численности сообщества и значений внутри модального интервала. При этом в воде наблюдаются как высокие значения общей численности бактериопланктона, так и угнетение развития сообщества (например, в р. Нюдуай) на отдельных участках речных экосистем с наибольшим числом случаев ЭВЗ (с высокой антропогенной нагрузкой). Активизацию деятельности бактериопланктонных сообществ следует рассматривать как ответную реакцию на увеличение загрязненности водной среды речных экосистем [3, 9, 10].

Одним из наиболее информативных показателей для оценки экологического состояния речных экосистем является макрозообентос в силу его функциональных особенностей и высокой чувствительности к воздействию токсического и теплового загрязнения [8].

Изменчивость уровня развития и структурной организации макрозообентосных сообществ является универсальным откликом

экосистем на внешнее воздействие [2, 3]. При этом бентосные сообщества отвечают на усиление антропогенной нагрузки и повышение уровня загрязненности водной среды расширением диапазона колебаний общей численности сообщества и уменьшением видового разнообразия бентофауны с выходом на доминирующее положение группы олигохет.

Изменчивость показателей развития макрозообентоса и уровня экологического регресса сообщества в речных экосистемах ЕТР с высокой антропогенной нагрузкой (с высокой частотой повторяемости случаев ЭВЗ воды) представлена в табл. 2.

Таблица 2 – Изменчивость показателей развития макрозообентоса в отдельных речных экосистемах ЕТР, испытывающих высокую антропогенную нагрузку

Река, пункт режимных наблюдений	Диапазон колебаний		Уровень экологического регресса [по 11]	Кол-во случаев ЭВЗ воды
	численности, тыс.экз/м^2	относит. численности олигохет, %		
Колос-йоки, устье	0,13-605* 1,00-19,4	7-100 61-100	Элементы экологического регресса	94
Хауки-лампи-йоки, г. Заполярный	0,15-27,0 0,15-7,0	20-100 75-100	Экологический регресс	22
Нюдуай, г. Мончегорск	0,05-21,1 0,06-1,00	0-73 0-19	Угнетение развития	310
Волга, г. Астрахань	0,02-20,3 0,02-3,86	0-100 40-96	Элементы экологического регресса	145
Волга, с. Верхнее Лебяжье	0,04-29,7 0,14-4,04	3-94 53-94	Элементы экологического регресса	37
Волга, прот. Кигач, с. Подчалык	0,03-62,1 0,24-10,5	0-92 8-48	Антропогенное напряжение с элементами экологического регресса	39
Волга, рук. Камызяк	0,02-35,8 0,21-10,6	0-92 40-89	Элементы экологического регресса	50
Дон, г. Ростов-на-Дону	1,30-77,0 1,10-16,0	0-100 68-100	Элементы экологического регресса	103
*в числителе общий диапазон значений, в знаменателе – модальный интервал.				

При повышении уровня экологического регресса происходит либо расширение диапазона колебания численности макрозообентоса с тенденцией увеличения максимальных значений, либо угне-

тение развития сообщества. Периодическое повышение максимальных значений численности сообщества, как правило, вызвано усилением развития группы олигохет (реже хирономид) и сопровождается уменьшением видового разнообразия бентофауны [2, 3].

На основе многолетней режимной гидрохимической и гидробиологической информации ГСН о качестве воды и состоянии водных объектов выявлены возможные негативные изменения состояния отдельных участков речных экосистем с высокой частотой повторяемости случаев экстремально высокого загрязнения воды, проявляющиеся в усилении экологического регресса планктонных и бентосных сообществ водных организмов.

По результатам работы можно сделать следующие выводы.

Определены участки рек на территории ЕТР, испытывающих наибольшую антропогенную нагрузку, что приводит к возникновению случаев экстремально высокого загрязнения водной среды; отмечена тенденция уменьшения количества случаев ЭВЗ воды в период с 2000 по 2010 гг. на водотоках южных районов ЕТР.

Поступление загрязняющих веществ может стимулировать развитие одних групп организмов и угнетение других, нарушать устойчивость водных экосистем и приводить к изменению качества водной среды. Показано, что ответной реакцией гидробиоценозов исследуемых участков речных экосистем является перестройка группового и видового состава отдельных трофических уровней. При усилении процессов экологического регресса отдельных сообществ водных организмов происходит изменение общей численности и структуры сообщества с выходом на доминирующее положение представителей загрязненных вод.

Полученные результаты могут быть в дальнейшем использованы при восстановлении и охране рек ЕТР от загрязнения и разработке комплексного химико-биологического подходов к оценке качества поверхностных вод и состояния водных объектов. Это позволит сохранить благополучие речных экосистем, являющихся средой обитания гидробионтов, и обеспечить сбалансированное устойчивое функционирование экосистем в условиях высокой антропогенной нагрузки.

Литература

1. *Горюнова С.В., Попов А.В., Суздалева А.Л., Безносов В.Н.* Чрезвычайные экологические и биологические ситуации в техно-

генных водных экосистемах // Вестник Российского университета дружбы народов. Серия «Сельскохозяйственные науки», 2002. № 8. С. 10-16.

2. *Никаноров А.М., Брызгало В.А.* Пресноводные экосистемы в импактных районах России. Ростов-на-Дону: Изд-во «НОК». 2006. 275 с.

3. *Никаноров А.М., Брызгало А.В., Решетняк О.С.* Реки России в условиях чрезвычайных ситуаций. Ростов-на-Дону: изд-во «НОК». 2012. 308 с.

4. *Решетняк О.С.* Особенности экстремально высокого уровня загрязнения воды экосистемы Нижней Волги // Самарская Лука: проблемы региональной и глобальной экологии. 2014. Т. 23, № 2. С. 103-106.

5. *Никаноров А.М., Брызгало А.В.* Реки России. Часть I. Реки Кольского Севера (гидрохимия и гидроэкология). Ростов-на-Дону: изд-во «НОК». 2006. 275 с.

6. *Никаноров А.М., Соколова Л.П., Косменко Л.С., Решетняк О.С.* Оценка состояния гидробиоценоза на участках водных объектов Кольского Севера с высокой степенью загрязненности воды соединениями меди и никеля // Метеорология и гидрология, № 11. 2009. С. 69-80.

7. *Решетняк О.С., Никаноров А.М. , Брызгало В.А., Косменко Л.С.* Антропогенная трансформация водной экосистемы Нижней Волги // Водные ресурсы, 2013.Том 40, № 6. С. 623-632.

8. Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем/ Под ред. В.А. Абакумова. СПб.: Гидрометеоиздат, 1992. 318 с.

9. *Олейник Г.Л., Якушкин В.М., Кабакова Т.Л.* Реакция бактериопланктона, как индикатор изменений в экосистеме водоемов в результате антропогенного загрязнения // Гидробиологический журнал, 1996. Т. 32, № 2. С. 29-41.

10. *Решетняк О.С.* Оценка состояния бактериопланктона водных объектов водных объектов Европейского Севера // Актуальные проблемы гуманитарных и естественных наук, № 12. 2009. С. 343-345.

11. РД 52.24.633. Методические указания. Методические основы создания и функционирования подсистемы мониторинга экологического регресса пресноводных экосистем. СПб.: Гидрометеоиздат, 2003. 32 с.

РАЗВИТИЕ МЕТОДА ДИСТАНЦИОННОЙ СПЕКТРОМЕТРИИ ПРИМЕНИТЕЛЬНО К ЗАДАЧЕ ОЦЕНКИ СОСТОЯНИЯ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ

Сухоруков Б.Л.
Институт водных проблем РАН, Гидрохимический отдел,
г. Ростов-на-Дону
bls-phys@yandex.ru

Интерпретация данных всех физических измерений заключается в нахождении соответствия различных излучательных свойств объекта их характеристикам, полученным в механических, химических, биологических опытах. При этом в ряде случаев физическая информация об объекте значительно полнее, чем полученная иными методами, но для осознания её информативности требуется «перевод» на язык, более понятный для наблюдателя: химический, биологический и др.

При интерпретации данных дистанционных спектрометрических измерений наиболее очевидные результаты получают при построении биооптических (регрессионных) моделей вида:

$$C_i = f\left(RP_i\right),$$

где концентрация *i*–го видимого (оптически активного) компонента водной экосистемы, RP_i – радиационный параметр, представляющий собой комбинацию из интенсивностей дистанционно измеренного сигнала на нескольких длинах волн видимого диапазона спектра. Наиболее распространены биооптические модели, в которых определяют концентрации растворенных органических веществ (*Сров)*, минеральных взвешенных веществ (*Смв*,) а также хлорофилла ***a*** фитопланктона, С*хл*. Обзор современных работ по построению биооптических моделей приведен в работе [1].

В ранних работах автора была высказана гипотеза о том, что восходящее из водной экосистемы излучение значительно более информативно, чем принято считать при использовании его для определения концентраций видимых (оптически активных) компонентов. Основанием для предложенной гипотезы послужили следующие экспериментальные факты.

Спектры коэффициентов яркости (КЯ) водных экосистем, полученные современной спектральной аппаратурой в видимой об-

ласти с разрешением менее 2 нм, несмотря на свою кажущуюся «похожесть», могут заметно различаться в деталях: сдвиги максимумов, появление двойных максимумов, отличных от симметричных и другие спектральные «особенности». На рис. 1 приведены спектры КЯ, с указанием спектрального положения (длин волн) основных особенностей, о которых будет упомянуто ниже. В литературе существуют работы, в которых дана интерпретация части этих особенностей, но в целом структура спектров КЯ до конца не объяснена.

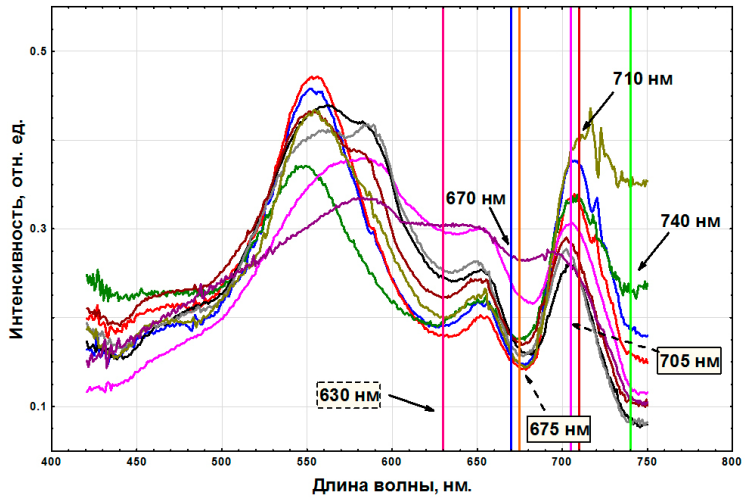


Рис.1 – Экспериментальные спектры КЯ, полученные на различных водных объектах. Стрелками указаны длины волн, на которых выполняют измерения интенсивности КЯ при построении биооптических моделей

В биооптических моделях для характеристики фитопланктона, а точнее концентрации хлорофилла ***a***, измеряют интенсивности спектров КЯ только на двух или трех длинах волн: 675, 705 нм, или 670, 710, 740 нм [1]. Но при этом из рассмотрения исключают диапазон вблизи 630 нм, с очевидностью указывающий на присутствие в фитопланктоне синезеленых водорослей (рис. 1). Кроме того, не учитывают измерения в других диапазонах, где спектральные изменения происходят с большой долей вероятности за счет изменения структурного состава фитопланктона.

В связи с изложенным выше предложен принципиально иной метод интерпретации спектрометрической информации – яркости

восходящего от воды излучения, позволяющий наблюдать за внутриводоемными процессами в водных экосистемах: метод пространства оптических образов (ПОО) [2, 3]. ПОО строят с использованием всех возможных экспериментальных спектров КЯ видимой области электромагнитного спектра (теоретически – *все возможные* экспериментальные спектры *всех водных объектов на Земле*), полученных на различных доступных водных объектах, а также большого количества модельных спектров, рассчитанных на основе использования теории переноса [4, 5]. Модельные спектры необходимы для создания пространства с устойчивыми статистическими параметрами при добавлении в ПОО новых экспериментальных спектров. В расчетах модельных спектров в [2, 3] варьировали только концентрации видимых компонентов при постоянном показателе поглощения фитопланктона, полученного из литературных источников.

ПОО образуют сжатые до трехмерных спектры коэффициентов яркости водных экосистем. Соответственно, это пространство строится в обобщенных координатах (ОК) ОК1, ОК2, ОК3. Общее количество спектров, использованных для построения пространства – около 500 экспериментальных и несколько тысяч модельных. В ПОО легко проследить за изменением положения спектров КЯ и, считая, что форма спектров КЯ связана и (или) определяется состоянием водной экосистемы, траектория, построенная по спектрам КЯ, фактически является траекторией внутриводоемного процесса водного объекта. Здесь и ниже рассматривается «форма кривой спектральной плотности коэффициента яркости». В дальнейшем вместо столь длинной формулировки вводится сокращение «форма спектра коэффициента яркости (КЯ)» или «форма спектра (КЯ»). В таком пространстве, созданном с использованием модельных спектров, удается построить изоплеты *Схл, Смв,* и в этих координатах траектория изменения состояния экосистемы легко интерпретируема. Однако совместный анализ спектрометрических и аналитических данных показал, что спектры КЯ имеющие различную форму, но одинаковые концентрации хлорофилла ***a***, *Схл,* могут попадать в различные области ПОО. Отсюда следует вывод, что форма спектров КЯ не может быть описана моделью, в которой достаточно изменять только концентрации видимых (оптически активных) компонентов.

Предположим, что проблема может быть решена при учете изменения видового состава фитопланктона. Такой учет можно выполнить в случае расширения списка варьируемых исходных данных модели, в частности показателя поглощения монокультур фитопланктона. Работы с результатами измерений этих спектров появились в литературе в последние годы в большом количестве [6, 7]. Однако удовлетворительные результаты по расчету спектров КЯ получили только тогда, когда исходные данные – спектры поглощения фитопланктона определяли на основе оригинальных *экспериментальных измерений проб воды,* отобранных синхронно со спектрометрической съемкой и профильтрованной через мембранные или стекловолоконные фильтры. Методика измерений спектров поглощения соответствует рекомендациям работ по «измерению спектров поглощения на увлажненных фильтрах» [6,7]. Спектры показателей поглощения получают с помощью того же портативного спектрометра, S41, которым выполняют дистанционную спектрометрическую съемку.

В результате использования в расчетах показателей поглощения, измеренных 13 февраля 2015 г. (доминирование динофитовых и диатомовых) и 13 августа 2014 г. (доминирование синезеленых и эвгленовых) получено ПОО, представленное на рис. 2, где преобразованные экспериментальные спектры КЯ помечены открытыми кружками, модельные – треугольниками и квадратами. На вынесенных рисунках показаны отдельные непреобразованные спектры КЯ. Сплош-ной линией обведены поверхности, полученные из модельных спектров с доминированием зеленых и синезеленых микроводорослей (треугольники) и диатомовых (открытые кружки).

Как следует из рис. 2, эти поверхности представляют собой своеобразные изолированные, неперекрывающиеся между собой «лепестки», практически сходящиеся в точке с обобщенными координатами ОК1=1,5; ОК2=-1,5 и ОК3=1,5. В этой точке концентрация Сфп=1 мг/дм^3, Смв=0. В пределах каждого лепестка располагаются изоплеты, но уже помеченные индексами (в) – весна или (л) – лето, соответствующими использованным спектрам показателей поглощения или определенному таксономическому составу фитопланктона. Выделены поверхности, построенные по показателям поглощения, измеренным весной и летом.

В качестве примера на рис. 2 сплошная линия с заполненными кружками представляет собой траекторию изменения состояния

водной экосистемы р. Дон (съемка проводилась с моста через р. Дон в 2012 г. в пяти точках по разрезу реки). Представлена траектория, полученная по данным, собранным на фарватере реки на расстоянии ~ 150 м от правого берега. Траектория изменения КЯ р. Дон, (фарватер) в 2012 г. нанесена сплошной линией; вынесены спектры КЯ, соответствующие точкам траектории.

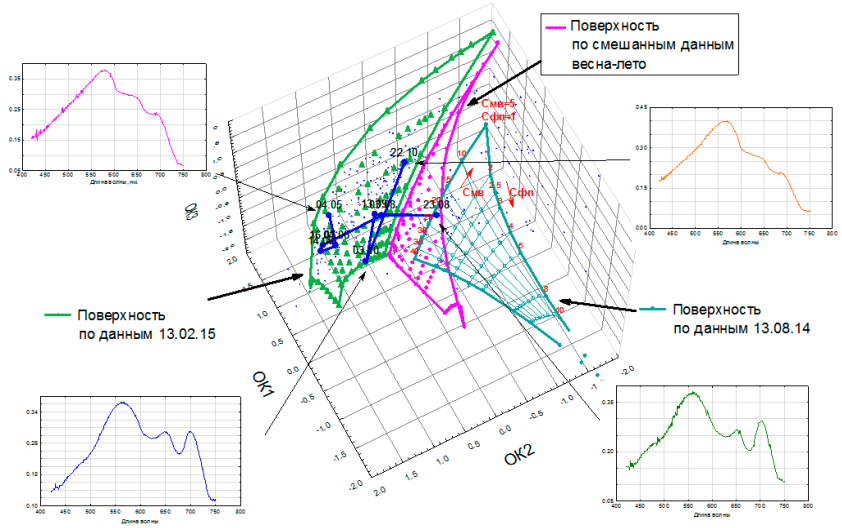


Рис.2 – Трехмерное пространство оптических образов, построенное по экспериментальным (точки) и модельным спектрам КЯ

Первая съемка проводилась 04.05, последующие – с периодичностью около двух недель. Практически все точки (спектры) попадают на первый лепесток, построенный по показателю поглощения, полученному в феврале, что указывает на то, что в экосистеме преобладают диатомовые водоросли с незначительной примесью синезеленых и, еще менее зеленых микроводорослей. Однако спектр, полученный 23.08, попадает на поверхность второго лепестка, что говорит о резком изменении состояния экосистемы в этот промежуток времени. Структура спектра КЯ на выноске показывает, что в этот промежуток времени наблюдалось цветение синезеленых, о чем свидетельствует минимум в спектре КЯ на длине волны 630 нм, и соответствующий максимум в спектре поглощения на этой длине волны. По данным аналитических определений 2012 год отличался

от других тем, что цветение воды было очень позднее и чрезвычайно кратковременное.

Таким образом, на основе использования в модельных спектрах КЯ экспериментально измеренных спектров поглощения фитопланктона усовершенствован метод построения ПОО и интерпретации дистанционных спектрометрических данных. Интерпретацию экспериментальных измерений проводят в объемном трехмерном пространстве. Изоплеты строят для каждой плоскости, определяемой таксономическим составом фитопланктона. Основные отделы фитопланктона образуют своеобразные «лепестки», теоретически сходящиеся в одной точке ПОО при Сфп=0, См*в*=0.

Впервые показано, что по дистанционно измеряемой спектрометрической информации высокого спектрального разрешения возможно на качественном уровне определять таксономический (структурный) состав фитопланктона. Траектория оптического образа либо меняется в плоскости «лепестка», показывая изменение концентрации видимых компонентов водной экосистемы, либо переходит с одного «лепестка» на другой, указывая на изменение таксономического состава фитопланктона. Естественно, возможно попадание спектров и между лепестками, что говорит о смешанном составе фитопланктона во время проведения съемки.

Предложенный подход существенно расширяет понятийный базис метода пространства оптических образов, предложенного в ранних работах автора, и позволяет вплотную подойти к решению задачи оценки *состояния водных экосистем* по данным дистанционной спектрометрии.

Литература

1. *Odermatt D.,Gitelson A., Brando V.E., Schaepman M*. Review of constituent retrieval in optically deep and complex waters from satellite imagery // Remote Sensing of Environment. 2012. V. 118. P. 116–126.

2. *Garbuzov G.P. & Sukhorukov B.L.* Investigation of ecological state of water bodies according to the remotely sensing optical spectra // Proc. 1st Int. Airborne Remote Sensing Conf. and Exhibit. – Strasbourg, France. – 1994. – Vol. 3. – P. 37–45.

3.*Сухоруков Б.Л., Гарбузов Г. П., Никаноров А.М.* Оценка состояния водных объектов по спектрам коэффициента яркости // Водные ресурсы. 2000. № 5. – С. 579-588.

4. *Голубицкий Б.М., Левин И.М., Танташев М.В*. Коэффициент

яркости полубесконечного слоя морской воды //Известия АН СССР. Сер ФАО. 1974. Т.10, №11. – С.1235–1238.

5. *Зеге Э.П.* Инженерные методы расчета световых полей в условиях многократного рассеяния //Распространение света в дисперсной среде. Минск: Наука и техника. –1982. – С.84–105.

6. *Tassan S., Ferrari G.M.* An alternative approach to absorption measurements of aquatic particles retained on filters // Limnol., Oceanogr. – 1995. – 40 (8). – P. 1358 – 1368.

7. *Чурилова Т.Я., Финенко З.З., Акимов А.И.* Пигменты микроводорослей/ Микроводоросли Черного моря: проблемы сохранения биоразнообразия и биотехнологического использования. Севастополь: ЭКОСИ – гидрофизика. 2008. С. 301 – 319.

ОЦЕНКА АНТРОПОГЕННОЙ СОСТАВЛЯЮЩЕЙ ГИДРОХИМИЧЕСКОГО СТОКА ГОРОДСКОГО ВОДОТОКА[16]

Фащевская Т.Б.
Институт водных проблем РАН, г. Москва
tf.ugatu@yandex.ru

Гидрохимический состав водных объектов формируется почвенно-геологическими и климатическими условиями, а также антропогенной деятельностью на водосборе. Наиболее интенсивное и сложно оцениваемое антропогенное воздействие водные объекты испытывают в пределах урбанизированных территорий. В городах ведется разнообразная хозяйственная деятельность по преобразованию поверхности водосбора и изменению путей и скорости миграции химических веществ в водные объекты. В городах сконцентрированы многочисленные источники дополнительного поступления в водные объекты химических веществ: предприятия различных отраслей экономики, жилищные объекты, городская инфраструктура, свалки бытовых отходов, полигоны-накопители промышленных отходов, полигоны подземного захоронения сточных вод и др.

Для планирования на водосборе оптимального состояния городского водотока и уменьшения поступления в него загрязняющих веществ до величин, обусловленных физико-географическими ус-

[16]Работа выполнена при финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (проект № 15-05-09022 а).

ловиями, необходимы количественные оценки факторов формирования химического состава воды: природных и антропогенных. При определении этих данных необходимо учесть следующее.

Во-первых, сведения о количественных и качественных характеристиках гидрохимического состава водных объектов в естественных условиях отсутствуют. Систематические наблюдения за составом поверхностных водных объектов начались в период, когда на их водосборах уже велась активная хозяйственная деятельность.

Во-вторых, загрязняющие вещества (ЗВ) с урбанизированных территорий поступают в водные объекты от точечных и неточечных источников. Сточные воды промышленных предприятий, городских систем канализации сбрасываются в водные объекты через точечные источники, и могут контролироваться. Поверхностный смыв с территории города, загрязненные подземный сток и атмосферные осадки поступают в поверхностные водные объекты из неточечных источников. Большое разнообразие и стихийный характер поступления ЗВ от неточечных источников ограничивает возможности их учета. По некоторым оценкам [1,2] количество загрязняющих веществ, поступающих из неточечных источников, может достигать 75% общего объема загрязнения водотока. Для объективной оценки антропогенной составляющей гидрохимического стока городского водотока необходим учет вклада неточечных источников.

В-третьих, в формировании гидрохимического состава водотока в пределах городской черты часто основную роль играют не локальные, а расположенные выше по течению антропогенные источники [3]. «Транзитная» компонента антропогенной составляющей гидрохимического стока городского водотока также требует учета.

Для выделения антропогенной составляющей гидрохимического стока городского водотока разработан алгоритм, схема которого приведена на рис. 1 и рис. 2.

Расчет количественных характеристик природных и антропогенных факторов формирования гидрохимического стока основан на определении массы растворенных или взвешенных в речной воде веществ, что позволяет учесть самоочищающую способность конкретного водного объекта. Учет межгодовой, сезонной изменчивости речного стока и количества ЗВ в сточных водах требует проведения расчетов за многолетний период по фазам водного режима.



Рис. 1 – Алгоритм определения количественных характеристик факторов формирования гидрохимического стока городского водотока

Разработанный алгоритм апробирован при исследовании влияния г. Уфы на качество воды р. Белой [4]. Уфа – один из наиболее насыщенных предприятиями крупный промышленный центр Ура-

ло-Поволжья с населением свыше миллиона человек. В городе много заводов: три нефтеперерабатывающих, нефтедобывающего оборудования, моторостроительный, синтетического спирта, химический, кабельный, электротехнический, витаминный и др. Продукция только топливно-энергетического комплекса города в общероссийском объеме составляет: 13% автомобильных бензинов, 11% дизельного топлива и 21% моторных масел [5].

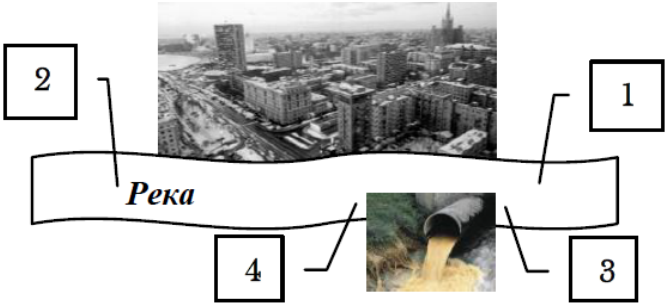


Рис. 2. – Схема к алгоритму расчета количественных характеристик факторов формирования гидрохимического стока городского водотока:
створы контроля качества воды ниже (**1**) и выше (**2**) города;
 - точечный выпуск сточных вод;
створы контроля качества воды ниже (**3**) и выше (**4**) точечного выпуска

Наличие водоемких отраслей промышленности обуславливает высокую степень использования поверхностного водного объекта, как для водозабора, так и для сброса сточных вод. По данным государственного учета, объем сброса сточных вод предприятиями г. Уфы в р. Белую превышает 50% общего объема стоков, отводимых в водотоки ее бассейна в Республике Башкортостан [6].

Для расчета общего количества различных загрязняющих веществ, поступающих в р. Белую с водосбора (***D***), использовались ежемесячные данные гидрохимического мониторинга Башкирского управления по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды за период 1986-2010 гг. (период «интенсивного» антропогенного воздействия). Для определения количественных характеристик гидрохимического состава водотока в естественных условиях (***N***) использовались аналогичные данные за период 1938-1950 гг. (период «малого» антропогенного воздействия) [4]. Сравнение характеристик среднегодового гидрохимического стока двух временных периодов показывает его значительное увеличение к настоящему

времени. Например, сток хлоридов увеличился в 7,4 раза, сульфатов в 1,4 раза, нитратов, нитритов и железа общего – более чем в 3 раза.

Расчет локального загрязнения р. Белой через точечные и неточечные городские источники (***V***) проведен для территории протяженностью около 35 км между двумя гидрохимическими створами, расположенными выше и ниже города. Результаты расчета показывают, что 50% годового стока ЗВ с территории г. Уфы в р. Белую поступает в период весеннего половодья, и только 7% в период зимней межени. Результаты расчетов подтверждаются данными государственного контроля. По данным Министерства природных ресурсов России по Республике Башкортостан, свыше 60% случаев высокого и экстремально высокого загрязнения р. Белой ежегодно регистрируется в период весеннего половодья [7].

За два месяца (апрель-май) с городской территории через источники обеих категорий поступает значительная масса ЗВ: железа – 67% годового стока; нефтепродуктов – 59%; нитратов, фосфатов, меди, органических веществ, оцениваемых по показателю $БПК_5$ – 51%; сульфатов – 50%; фенолов – 44%; взвешенных веществ, цинка, хлоридов – свыше 30% годового стока.

Сопоставление величин стока загрязняющих веществ р. Белой, поступающих со всего водосбора (*D*) и с территории г. Уфы (*V*), показывает следующее. Содержание в речной воде взвешенных веществ, нефтепродуктов, фенолов, СПАВ, азота аммонийного, железа, меди, цинка, а также органических веществ, оцениваемых по показателю $БПК_5$, обусловлено, в основном, местными антропогенными источниками. Доля города (*V'*) в общем загрязнении водотока этими веществами варьируется в диапазоне 64-100%. Доля локальных городских источников (*V'*) в загрязнении речной воды сульфатами, хлоридами, нитратным азотом, а также органическими загрязнителями, оцениваемыми по показателю ХПК, варьируется в диапазоне 10-35%. Это указывает на преобладающее поступление гидрохимических компонентов от природных либо антропогенных источников, расположенных выше по течению.

Сопоставление природного и различных составляющих антропогенного факторов формирования гидрохимического стока р. Белой (рис. 3) показывает, что доля транзитного загрязнения (***A***) может достигать значительных величин.

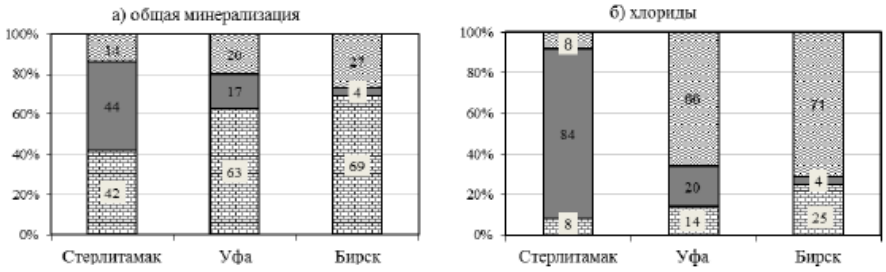


Рис. 3 – Соотношение природных и антропогенных факторов формирования гидрохимического стока р. Белой в створах городов Стерлитамак, Уфа и Бирск: ▦ - природный фон, ■ - локальное загрязнение с городской территории, ▨ - транзитное загрязнение

Например, содержание хлоридов в створе г. Уфы на 66% определяется их поступлением от расположенного выше по течению промышленного центра – г. Стерлитамака (рис. 3б). В свою очередь, загрязнение водотока, сформированное в районе г. Уфы, является транзитным для расположенного ниже по течению г. Бирска. На рис. 3б видно, что транзитная компонента антропогенной составляющей стока хлоридов р. Белой в створе г. Бирска в 18 раз превышает локальную и достигает величины 71%. Природная составляющая стока хлоридов на рассматриваемом участке р. Белой увеличивается вниз по течению, но не превышает 8-25% (рис. 3б).

Основным поставщиком точечного загрязнения с территории г. Уфы является предприятие «Уфаводоканал». На долю предприятия приходится около 35% объема сброса загрязненных сточных вод по Республике Башкортостан [6]. В систему городских очистных сооружений канализации (ГОСК) принимаются хозяйственно-бытовые сточные воды от населения и предприятий социальной сферы, а также стоки большинства (свыше 180-ти) предприятий города, прошедших локальную очистку на производстве.

Для определения количества различных ЗВ, содержащихся в речной воде в результате сброса сточных вод через точечный выпуск ГОСК (V_T) использовались «Сведения о работе очистных сооружений» предприятия «Уфаводоканал» за период 1986-2010 гг. Концентрации ЗВ, приведенные в указанном документе, являются результатом ежемесячных наблюдений за качеством воды водотока-приемника сточных вод в двух створах – в 500 м выше и 500 м ниже по течению от точечного выпуска ГОСК.

Сопоставление результатов расчетов, проведенных с помощью разработанного алгоритма, и сведений, содержащихся в ежегодной государственной статистической отчетности предприятия «Уфаводоканал» (формах 2ТП-водхоз) за аналогичный период, показало существующее между ними значительное различие [8]. Например, отличие по тяжелым металлам, фенолам составляет 98%, по железу – 97%, взвешенным веществам – 94% и т.д. По данным предприятия «Уфаводоканал», количество СПАВ, сбрасываемых со сточными водами за год, составляет 25 т, а по проведенным расчетам – 911 т, т.е. в 36 раз больше. Величина сброса хлоридов по данным предприятия составляет 7 241 т в год, а по расчетам – 213 131 т и т.д. Результаты проведенных расчетов и данные, содержащиеся в формах 2ТП-водхоз, оказались наиболее близкими для нитратного и нитритного азота – разница составляет 1,7 и 2,6 раз, соответственно.

Общее количество ЗВ, поступающих из всех точечных городских источников в р. Белую, определено по «долевому вкладу» «Уфаводоканал» в суммарный сброс всех предприятий города, имеющих самостоятельные выпуски сточных вод. «Долевой вклад» установлен на основе анализа отчетных форм 2ТП-водхоз предприятий г. Уфы.

Результаты расчета V_T и V_T' показывают, что точечные источники вносят значительный «вклад» в локальное загрязнение водотока. Через точечные источники г. Уфы в р. Белую поступает от общего количества соответствующих загрязнителей, содержащихся в водном объекте: 100% сульфатов, нитратов, фосфатов, меди; около 90% хлоридов, СПАВ и цинка; свыше 50% органических веществ, оцениваемых по показателю ХПК, азота аммонийного, железа. Около половины годового количества ЗВ через точечные выпуски города поступает в водный объект в весенний период. Сульфаты и хлориды – главные загрязнителями «точечного происхождения».

По результатам расчета V_H', установлено, что содержание в речной воде взвешенных веществ на 93%, фенолов на 82%, нитритов на 76% и легкоокисляемых органических веществ ($БПК_5$) на 54% определяется их поступлением из неточечных источников. Наибольшее количество ЗВ из неточечных источников г. Уфы поступает в р. Белую в летне-осенний период, наименьшее количество – в зимнюю межень. Главным загрязнителем «неточечного происхождения» являются взвешенные вещества, количество которых значительно превышает количество остальных загрязнителей.

Сопоставление количества ЗВ из точечных и неточечных городских источников показывает (рис.4), что соотношение точечного и неточечного загрязнения варьируется в различные фазы водного режима и в зависимости от вида загрязнителя.

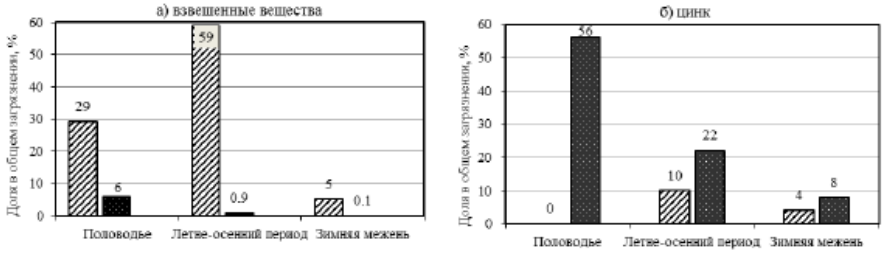


Рис. 4 – Соотношение точечного и неточечного загрязнения р. Белой в различные фазы водного режима с территории г. Уфы: ▨ - неточечные источники, ▩ - точечные источники

Литература

1. *Cunningham P.A*. Nonpoint source impact on aquatic life: Literature review. Prepared for Monitoring and Data Support Division, Office of Water Regulations and Standards, U.S. Environmental Protection Agency. Research Triangle Institute, Research Triangle Park, North Carolina, USA. July, 1988.

2. Environmental Programme for the Danube River Basin, Danube Integrated Environmental Study. Report phase 1. Commission of the European Communities. 1994, Jan.

3. *Postel S*. Every precious drop: stretching water supplies // Global issues. An Electronic Journal of the U.S. Information Agency. Volume 4, Number 1. Troubled Waters: Managing Our Vital Resources. March 1999. P.20-23.

4. *Красногорская Н.Н., Фащевская Т.Б., Рогозина Т.А*. Оценка качества водных объектов в условиях антропогенного воздействия. Уфа: Издательство УГАТУ, 2006. 278 с.

5. Комплексная программа социально-экономического развития городского округа город Уфа Республики Башкортостан на 2011-2015 годы. Уфа, 2010. 211 с.

6. Государственные доклады «О состоянии природных ресурсов и окружающей среды Республики Башкортостан» в 2005-2013 гг.

7. *Гареев А.М*. Географо-экологические основы комплексного использования и охраны водных ресурсов бассейна реки Белой. Челябинск, 1989. 124 с.

8. *Фащевская Т.Б., Красногорская Н.Н., Рогозина Т.А*. О воздействии предприятия «Уфаводоканал» на качество воды реки Белой // Материалы международной научной конференции «Экологические и гидрометеорологические проблемы больших городов и промышленных зон». СПб.: РГГМУ, 2006. С.80-82.

ВЛИЯНИЕ ВАНАДИЯ НА ПЕРВИЧНУЮ ПРОДУКЦИЮ В ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОДАХ (теоретический и прикладной аспекты)

Хорошевская В.О.[1,2]
[1]Гидрохимический институт Росгидромета, г. Ростов-на-Дону
[2]Институт водных проблем РАН, г. Москва
vv.z2@yandex.ru

Исследовано влияние биметалла – ванадия на биологическую продуктивность первичной продукции речной воды и показатели жизнедеятельности фитопланктона в модельном эксперименте. Эксперимент проводился в течение 3-х суток с 29.07.2014 г. по 01.08.2014 г. в лабораторных условиях при естественном освещении в стеклянных аквариумах вместимостью 10 л. Вода для экспериментов отбиралась 28.07. 2014г. в р. Дон на участке, расположенном выше сбросов сточных вод, ниже водосброса гидроузла г. Константиновск. Этот участок реки характеризуется отсутствием значительных содержаний ванадия (согласно данным наблюдений автора в 2012-2014 гг.). Ванадий добавлялся в воду в анионной форме в виде ванадата аммония NH_4VO_3. В аквариумы вносили NH_4VO_3 в концентрациях 0,5; 5,0; 25,0 и 100 мкг/л в расчете на элемент V, что составляет соответственно 0,5; 5,0; 25,0 и 100 ПДК ванадия в воде рыбохозяйственных водоемов. В один из аквариумов, который служил в качестве контрольного, ванадат аммония не добавлялся. На второй (30.07.2014 г.) и четвертый день (01.08.2014 г.) эксперимента определялось валовое содержание (сумма взвешенных и растворенных форм) и растворенных форм ванадия.

При проведении анализа на определение ванадия было установлено, что валовое содержание металла в каждом из аквариумов превышало количество внесенного в них ванадия. Это свидетельствует о том, что изначально в речной воде, отобранной на эксперимент, присутствовало незначительное (в пределах погрешности прибора) количество ванадия во взвешенной и растворенной фор-

мах. Определение валового и растворенного количества ванадия в последний день эксперимента (1.08.2014 г.) показало, что во втором (5,0 мкг/л) и третьем опыте (20,0 мкг/л) различия между растворенными и валовыми содержаниями находятся в пределах погрешности измерения. В четвертом опыте (100,0 мкг/л) количество растворенного металла на 12 мкг/л (2%) меньше, чем валового, что свидетельствует о процессе абсорбции растворенного ванадия взвешенным фитопланктоном [2].

В речной воде, отобранной в начале и конце эксперимента, в каждом из опытов, включая контрольный, определялись видовой состав, численность и биомасса фитопланктона. Значения общей биомассы и численности фитопланктона представлены на рис.1, 2.

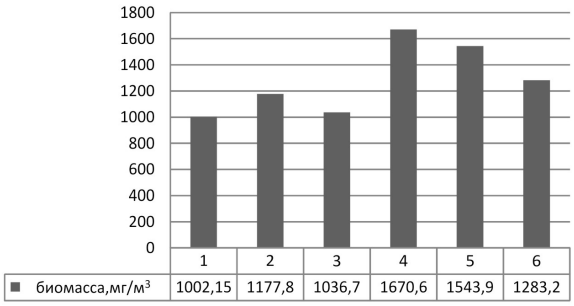


Рис. 1 – Гистограмма суммарной биомассы фитопланктона, мг/м^3
(1) – начало опыта (28.07); (2) – контроль; (3-6) – опыты (конец – 01.08)

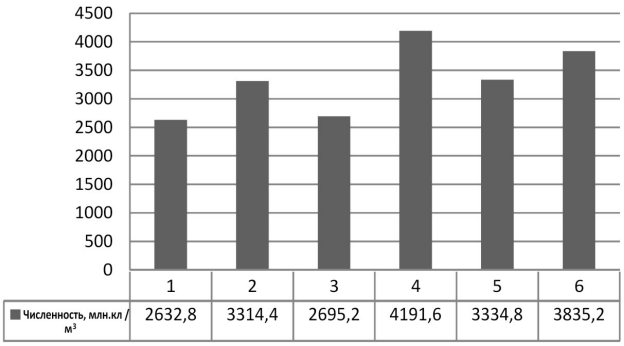


Рис. 2 – Гистограмма суммарной численности фитопланктона, мг/м^3
(1)– начало опыта (28.07); (2) – контроль; (3-6) – опыты (конец – 01.08)

Анализ графического материала позволяет сделать вывод, что стимулирующая роль ванадия для развития фитопланктона в целом

подтверждается вторым (5,0 мкг/л), третьим (25,0 мкг/л) и четвертым опытом (100,0 мкг/л). В этих аквариумах биомасса и общая численность фитопланктона превышали аналогичные показатели в контрольном аквариуме [2].

Фитопланктон в воде, отобранной 28.07.2014 г., распределялся в процентном соотношении по видам следующим образом: численность – сине-зелёные (55,8%-70,5%), зеленые (18,3%-33,5%), диатомовые (8,4%-8,8%), криптофитовые (2,0%-2,2%), эвгленовые (0,1%-0,4%), прочие (0%); биомасса – синезелёные (61,1%-77,8%), зеленые (3,5%-7,9%), диатомовые (3,5%-26,0%), криптофитовые (1,9%-3,0%), эвгленовые (2,0%-4%), прочие (0%). По окончании эксперимента 01.08.2014 г. в контрольном аквариуме во втором, третьем и четвертом опытах сине-зеленые водоросли по-прежнему доминировали и составляли по численности 40,2%-69,8%, по биомассе – 69,5%-80,2%. Вторым по численности был зеленый планктон:18,3%-50,8%, с биомассой 3,3%-9,1%; вторым по биомассе – диатомовый планктон: 9,8%-26,6% с численностью 7,0%-12,6%. В первом, третьем и четвертом опытах стал фиксироваться динофитовый фитопланктон численностью 0,1-3,6%, биомассой 0,1%-8,6% и золотистый фитопланктон численностью 0,2% до-1,4% и биомассой 0,1%-0,3%. Динофитовый фитопланктон фиксировался и в контрольном аквариуме численностью 0,2% и биомассой 1,3%.

Количество различных видов водорослей, присутствующих в воде р. Дон на начало эксперимента (фон) и по его окончании в опытных и контрольном аквариумах, представлено в табл.1.

Таблица 1. Количество видов фитопланктона, определенных экспериментально

Фитопланктон (отдел)	Количество видов					
	Начало эксп-та	Конт-роль	Опыт 1	Опыт 2	Опыт 3	Опыт 4
Cyanophyta (Сине-зеленый)	15	12	20	20	19	21
Bacillariophyta (Диатомовый)	13	12	16	15	12	11
Chlorophyta (Зеленый)	17	17	19	16	12	14
Euglenophyta (Эвгленовый)	2	3	3	2	2	2
Dinophyta (Динофитовый)	0	1	2	1	0	1
Cryptophyceae (Криптофитовый)	0	2	1	1	1	1
Chrysophyta (Золотистый)	0	0	1	1	1	1
Всего	47	47	62	56	47	51

Из табл. 1 следует, что разнообразием видов сине-зеленых, диатомовых и зеленых водорослей отмечались первый опыт (0,5 мкг/л); а сине-зеленых, диатомовых – второй опыт (5,0 мкг/л), что свидетельствует о стимулирующей роли ванадия для этих видов фитопланктона.

Общая численность сине-зеленого фитопланктона во втором опыте превышала общую численность в контрольном аквариуме на 21%; биомасса во втором, третьем и четвертом опытах превышала биомассу сине-зеленых водорослей в контрольном аквариуме на 25%-52% (рис.3).

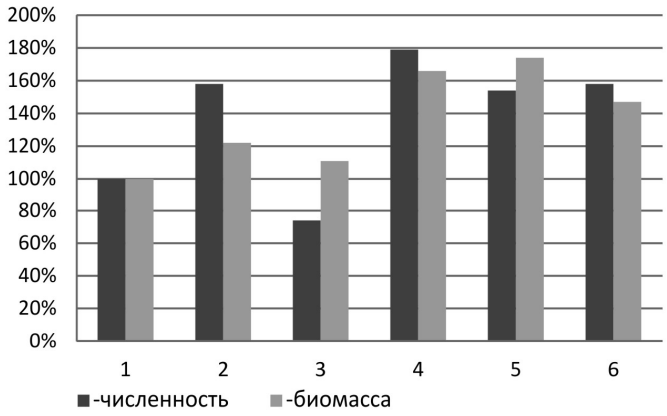


Рис. 3 – Гистограмма численности и биомассы сине-зеленого фитопланктона, %; (1)– начало опыта (28.07); (2) – контроль; (3-6) – опыты (конец – 01.08)

Общая численность диатомового планктона (второго по содержанию биомассы в контрольном и опытных аквариумах) во втором и третьем опытах превышала на 33%-38% общую численность в контрольном аквариуме. Биомасса диатомового планктона во втором опыте превышала на 111% и третьем опыте – на 13% биомассу в контрольном аквариуме (рис.4).

Превышение численности зеленого планктона (второго по общей численности в опытных аквариумах) в конце эксперимента, по сравнению с его началом, составляло: в первом опыте – 55%, втором – 25%, четвертом – 43%. Биомасса зеленого планктона превышала его биомассу в воде на начало эксперимента: в первом опыте на 55%, третьем – на 29%, четвертом – на 43%. При этом в кон-

трольном аквариуме численность и биомасса зеленого фитопланктона снизилась на 28%-4%, соответственно (рис.5).

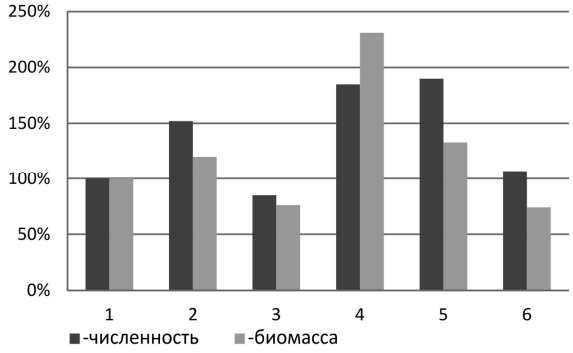


Рис. 4 – Гистограмма численности и биомассы диатомного фитопланктона, %; (1)– начало опыта (28.07); (2) – контроль; (3-6) – опыты (конец – 01.08)

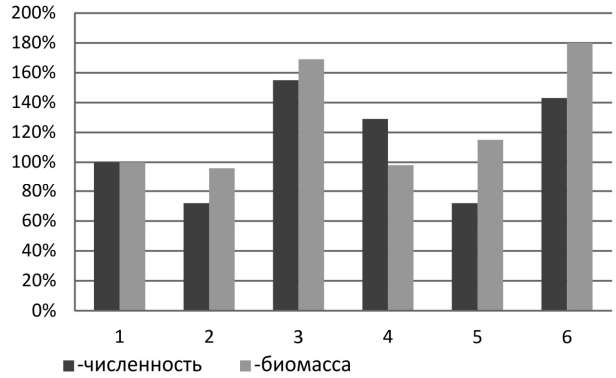


Рис. 5 – Гистограмма численности и биомассы зеленого фитопланктона, % (1)– начало опыта (28.07); (2) – контроль; (3-6) – опыты (конец – 01.08)

Золотистый фитопланктон в отобранной речной воде и контрольном аквариуме в ходе эксперимента не фиксировался, а был определен в разных количествах во всех опытных аквариумах (кроме второго), что может свидетельствовать о стимулирующей роли ванадия для развития этого вида планктона.

Во всех опытных и контрольном аквариумах определялись динофитовый, эвгленовый, криптофитовый виды фитопланктона; их общая численность и биомасса в опытных аквариумах была значи-

тельно ниже, чем в контрольном. Для этих видов фитопланктона ванадий был скорее токсичным и угнетал их развитие.

Эксперимент, проведенный с использованием воды р. Дон показал, что ванадий (NH_4VO_3) в концентрациях от 5,0 мкг/л до 25,0 мкг/л существенно влияет на развитие основных видов фитопланктона, представленных в донской воде в августе месяце. К ним относятся сине-зеленые, диатомовые, зеленые и золотистые водоросли. На динофитовый, эвгленовый, криптофитовый фитопланктон ванадий оказывает угнетающее действие.

Физиологическая роль металлов для живых организмов многогранна и ещё недостаточно изучена. Имеющиеся сведения о функциях ванадия в организмах говорят о том, что он, наряду с железом, участвует в процессах фотосинтеза фитопланктона. Ванадий входит в металлопорфириновые комплексы хлорофилла сине-зеленого фитопланктона (цианобактерий) [2]. На основе изучения различных видов гидробионтов, изначально содержащих большое количество металла, установлено, что ванадий в большей степени поглощается из воды водными растениями, в частности водорослями [1]. Исследования, проведенные в 80-годах прошлого века в Таганрогском заливе, выявили почти полное потребление ванадия фитопланктоном (137,5 тонн/год при выносе этого металла из р. Дон 140,0 тонн/год) [4]. В реки Дон и Миус, впадающих в Таганрогский залив, ванадий попадает с водосбора со стоком рек, истоки и верхние течения которых расположены в угленосном районе Восточного Донбасса [3]. Основное содержание растворенных форм металла фиксируется в меженный период, что позволяет говорить о поступлении ванадия с подземным стоком из контактов с ванадий содержащими породами. Геохимическая судьба этого металла связана с их участием в биохимических процессах [1]; степень его от + 2 до +5. В осадочных породах и поверхностных водах наиболее часто встречаются устойчивые соединения четырёхвалентного ванадия, который может мигрировать в природных водах в виде анионов ванадия. Указанные анионы восстанавливаются растворёнными гуминовыми кислотами (почвенного генезиса) и связываются в катионные формы VO^{2+}. Гуминовая кислота, аккумулирующая ванадий, может образовывать как водно-растворимые, так и нерастворимые комплексы с ионами и гидратированными оксидами металлов [3].

Литература

1. *Хорошевская В.О.* Геохимическая роль сине-зелёных водорослей в формировании ванадиево – никелевого комплекса органического вещества эпиконтинентальных водоёмов // «Известия вузов. Северо-Кавказский регион», 2012, №1. С.98-101.

2. *Хорошевская В.О., Предеина Л.М., Кожевников В.А., Коренева К.О.* Особенности влияния ванадия на показатели развития фитопланктона в эксперименте на модельных экосистемах // Проблемы и мониторинг природных экосистем: сборник статей Международной научно-практической конференции МНИЦ ПГСХА. Пенза: РИО ПГСХА, 2014. С.120-124.

3. *Хорошевская В.О.* Формы содержания ванадия, никеля и молибдена в реках Приазовья //«Вода химия и экология», 2015, №2. С.11-16.

4. *Хрусталёв Ю.П.* Закономерности осадконакопления во внутриконтинентальных морях аридной зоны. Л.: Наука, 1989. 267 с.

ПРОЯВЛЕНИЕ ПРИЗНАКОВ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО БЕДСТВИЯ НА КРУПНЫХ ВОДОХРАНИЛИЩАХ ЮГА РОССИИ

Хоружая Т.А.[1], Минина Л.И.[2]
[1]Институт водных проблем РАН, Гидрохимический отдел, г. Ростов-на-Дону
[2]Гидрохимический институт, г. Ростов-на-Дону

Задача выявления экологического бедствия на водных объектах не нова: она была поставлена еще в 90-е годы прошлого столетии [1]. В настоящее время анализ экологического благополучия и выявление признаков неблагополучия и его крайней степени – экологического бедствия (глубоких необратимых изменений в экосистеме согласно [1]) не утратили актуальности и, очевидно, останутся важными в будущем в связи с ростом антропогенных нагрузок, в том числе на водохранилищах. Этой задаче уделено особое внимание в действующем законодательстве РФ (ФЗ «Об охране окружающей среды» (с изменениями 29.12 2014 г.); Водный кодекс Российской Федерации» от 03.06.2006 №74-ФЗ (ред. от 14.10.2014).

Цель исследования – разработать методический подход и алгоритм выявления состояний экологического неблагополучия водохранилищ на примере крупных водохранилищ юга России: Цим-

лянского на р. Дон, Пролетарского и Веселовского на р. Западный Маныч. В отличие от оценки по [1] – выявления экологически неблагополучных территорий (зон) по данным, полученным не менее чем за три года, предлагается определять состояния экологического неблагополучия: экологического бедствия (ЭБ) и чрезвычайной экологической ситуации (ЧЭС) водных объектов, по комплексу физико-химических и биологических показателей за любое время.

Материалом для исследования послужила многолетняя информация режимного мониторинга Росгидромета (1971-2013 гг.) из базы данных ФГБУ «ГХИ», а также методические наработки и научные исследования авторов на водохранилищах [2,3 и др.].

Результаты исследований. Разработан алгоритм оценки состояния экологического благополучия/неблагополучия водных объектов с использованием комплекса физико-химических, гидробиологических и токсикологических (биотестовых) показателей, включающий следующие этапы:

- выбор и ранжирование комплекса показателей и параметров, соответствующих относительно удовлетворительному состоянию водной экосистемы, т.е. экологическому благополучию и двум рангам экологического неблагополучия: ЭБ и предшествующего ему состояния ЧЭС;
- выявление признаков ЭБ и ЧЭС на водохранилищах с помощью ранжированных показателей и параметров качества воды по фактическим данным мониторинга и исследований.

Для анализа и оценки состояния экологического благополучия/ неблагополучия водохранилищ выбраны физико-химические, гидробиологические и токсикологические (биотестовые) показатели, характеризующие основные внутриводоемные процессы: загрязнение, эвтрофирование и токсификацию. Показатели и параметры ранжированы для состояний: относительно удовлетворительного (ОУ), ЧЭС и ЭБ на основе шкал и классификаций, используемых в России [4] и за рубежом (в ЕС [5] и в Украине [6]). При этом учтен опыт наших разработок по проблеме экологического благополучия, ориентированных на совершенствование государственного мониторинга Росгидромета [2].

В *комплекс основных физико-химических показателей* оценки экологического благополучия водохранилищ включены: класс качества воды по загрязненности, повторяемость превышений ПДК загрязняющих веществ (ЗВ) в ежегодных пробах; концентрации ве-

ществ 1-2 и 3-4 классов опасности и биогенных веществ, минерализация и др. (см. табл. 1).

Таблица 1 – Основные физико-химические показатели, характеристики и параметры состояний экологического благополучия/неблагополучия экосистем водохранилищ

Показатели	Характеристики и параметры состояний		
	относительно удовлетворительного	чрезвычайной экологической ситуации	экологического бедствия
Класс качества воды по удельному комбинаторному индексу загрязнения (УКИЗВ)	1-й класс – вода “условно чистая”	4-й класс – вода “очень грязная”	5-й класс – вода “экстремально грязная”
Значение УКИЗВ[1)]	УКИЗВ=0,9-0,5	УКИЗВ=9,9-5,0	УКИЗВ= 9,9-5,5
Повторяемость превышений ПДК в течение года, доля проб с превышением, %	до 25	от 50 до 80	от 75до 100
Минерализация, мг/дм^3	до 1000	–	более 2000
Вещества I и II классов опасности	отсутствуют	концентрации – высокого загрязнения (ВЗ)	концентрации – экстремально высокого загрязнения (ЭВЗ)
Вещества III и IV классов опасности	концентрации ниже ВЗ и ЭВЗ	концентрации на уровне ВЗ	концентрации на уровне ЭВЗ
Концентрация азота аммонийного, мг/дм^3	до 0,20 включ. ПДК= 0,40	1,01-2,50	более 2,50
Концентрация азота нитритов, мг/дм^3	до 0,005 включ. ПДК=0,02 по азоту	0,051-0,100	более 0,100
Концентрация азота нитратов, мг/дм^3	до 0,30 включ.	1,01-2,50	более 2,50
Концентрация фосфора минерального, мг/дм^3	до 0,030 включ. ПДК= 0,2	0,201-0,300	более 0,300
Концентрация растворенного кислорода, мг/дм^3	7,6-8,0 (ПДК- минимум 4,0)	ВЗ - снижение концентрации растворенного в воде кислорода от 3 до 2	ЭВЗ – снижение до 2,0 и менее
pH (реакция среды)	6,7-7,9	4,0-4,9 или более 9,5	менее 4,0 или более 9,7

В *комплекс основных биологических показателей* включены: гидробиологические характеристики загрязненности, трофности, сапробности, а также токсичность воды при биотестировании, состояние природных сообществ водных организмов и условий их обитания (см. табл. 2).

Таблица 2 – Основные биологические показатели, характеристики и параметры состояний экологического благополучия/ неблагополучия экосистем водохранилищ

Показатели	Характеристики и параметры состояний		
	относительно удовлетворительного	чрезвычайной экологической ситуации	экологического бедствия
Класс качества воды по планктон. показателям	I и II класс (вода «условно чистая» и «слабо загрязненная)	IV класс (вода «грязная»)	V класс (вода «экстремально грязная»)
Индекс сапробности	до 1,5	3,6-4,0	более 4,0
Класс качества воды по макрозообентосу БИ И Г-У, %	I и II класс – вода “условно чистая” и “слабо загрязненная” БИ= 5-10 И Г-У менее 50	IV класс – вода “грязная” БИ=2 И Г-У 71-90	V класс – вода “экстремально грязная” БИ=1-0 И Г-У 91-100
Биомасса фитопланктона, мг/дм^3	менее 1,0 и 1,0	10,1-50,0	более 50,0
Доля синезеленых в общей биомассе водорослей, %	не более 25	от 50 до 75 эпизодически	более 75
Концентрация хлорофилла «а» (среднегодовая или медиана), мкг/ дм^3	0,1-1,0 (воды олиготрофные)	10,0 (воды эвтрофные)	порядка 20,0 (воды гипертрофные)
Площадь зоны «цветения», % от общей площади водоема (превал. знач.)	незначительная (менее 25)	от 25 до 50	от 51 до 100
Трофность по фитопланктону	олиготрофные воды	эвтрофные воды	гипертрофные воды

Зона сапробности	ксеносапробные – олигосапробные воды ИС от 0,50 до 1,50	α-мезо-апробные воды ИС от 3,6 до 4,0	полисапробные воды ИС более 4,0
Токсичность воды при биотестировании на дафниях	ОТД и ХТД отсутствуют на протяжении 96 ч	ОТД на протяжении 48 ч	ОТД на протяжении 24 ч
Примечания: ИС – индекс сапробности по Пантле и Букку; БИ – биотический индекс Вудивисса; И Г-У- индекс Гуднайта-Уитлея; ОТД - острое токсическое действие; ХТД –хроническое токсическое действие.			

Применение разработанного комплекса для анализа информации мониторинга Росгидромета и данных научных исследований позволило выявить признаки ЧЭС и ЭБ на всех рассмотренных водохранилищах, причем они обнаруживались не по всем, а лишь по отдельным показателям и в отдельные временные периоды.

Так, общий уровень загрязненности Цимлянского водохранилища по удельному комбинаторному индексу загрязненности воды (УКИЗВ), принятому в мониторинге Росгидромета [4], многие годы держится на уровне 3-4 классов качества воды («загрязненная» - «грязная» по [4]).

Наиболее грязной чаще всего была вода верхнего участка водохранилища, где отмечены единичные случаи высокого загрязнения (ВЗ) нефтепродуктами. Высокая повторяемость превышений ПДК ЗВ (меди, трудноокисляемых органических веществ (ОВ), азота аммонийного и нитритного, сульфатов), длительное время регистрируемая на водохранилище и свидетельствующая об устойчивости загрязнения, класс «грязная» вода, отнесены к признакам ЧЭС и ЭБ. В отдельные годы эти признаки выявлены по концентрациям веществ 1-2-го классов опасности, а по концентрациям веществ 3-4 классов (нефтепродуктов и соединений меди) - признаки ЧЭС.

На Цимлянском водохранилище признаки ЧЭС и ЭБ по биологическим показателям проявляются по параметрам развития фитопланктона: биомассе (среднегодовым и максимальным величинам), массовому развитию токсичных видов синезеленых водорослей и их высокой доле (до 100% [3]) в сообществе, по высокому уровню трофности, а также по проявлениям острого и хронического токсического действия воды на гидробионтов в современный период.

Основная особенность Манычских водохранилищ – высокая минерализация, обусловленная их расположением в зоне солонце-

ватых почв [2,3]. В Веселовском водохранилище она превышает ПДК более чем вдвое, в Пролетарском (восточной части) – в десятки раз. Такие превышения ПДК отнесены к признакам ЧЭС и ЭБ.

Общий уровень загрязненности по УКИЗВ [4] в многолетнем плане наиболее высок в Пролетарском водохранилище у п. Правый Остров и с. Маныч-Грузское (так, в начале 2000 гг. – вода «экстремально грязная», 5 класс [4]). По этому признаку состояние участков отнесено к ЭБ. К настоящему времени загрязненность снизилась до 4 класса («грязные» воды [4]), что соответствует ЧЭС. Однако, по повторяемости превышений ПДК сульфатов, хлоридов, соединений магния, железа и меди, легкоокисляемых ОВ, азота аммонийного и нитритного, все же выявлены признаки ЭБ: доля таких проб в году достигает 100% [4].

Вода Веселовского водохранилища в последние десятилетия в основном оценена как «очень загрязненная» или даже «грязная» с высокой ежегодной повторяемостью превышений ПДК; отличается высоким содержанием ОВ [4], хотя после опреснения кубанской водой оно снизились более чем в 10 раз. Эти признаки отнесены к граничащим с ЧЭС.

Анализ относительной значимости различных признаков ЭБ (в процентах к общему числу) позволил заключить, что на всех водохранилищах ЭБ было обусловлено главным образом физико-химическими показателями, причем число их было практически одинаковым на Цимлянском и Манычских водохранилищах. В то же время по биологическим показателям (интенсивному развитию фитопланктона с преобладанием токсичных видов синезеленых водорослей, гипертрофности, токсичности воды при биотестировании) ЭБ выявлялось только на Цимлянском водохранилище, тогда как на Манычских нарушения биологических показателей ограничивались ЧЭС. Таким образом, по биологическим показателям необратимых изменений состояния Манычских водохранилищ вообще не выявлено, что свидетельствуют об относительной стабильности биотической компоненты водных экосистем, но при существующей угрозе для водной биоты. Относительно более благополучное состояние биотической компоненты подтверждается также большим процентом биологических признаков ОУ-состояния на Маныче при равных соотношениях признаков по физико-химическим показателям.

Предлагаемый подход, основанный на применении большого набора физико-химических и биологических показателей, позволил оценить состояния экологического благополучия Цимлянского, Пролетарского и Веселовского водохранилищ и выделить показатели, обуславливающие формирование экологического бедствия. Важно, что признаки угрозы наступления необратимых изменений (ЧЭС) могут быть использованы для разработки мер по снижению вероятности развития ЭБ водных экосистем водохранилищ и разработки мер по их реабилитации. Подход может быть применен для оценки состояния других водохранилищ в любой момент времени или за многолетний период. Использование классификаций и методов оценки загрязненности и качества воды, разработанных в России, Директив ЕС [5] и методик Украины [6], открывает перспективу применения подхода для решения практических вопросов, возникающих на трансграничных водных объектах.

Литература

1 Критерии оценки экологической обстановки территорий для выявления зон чрезвычайной экологической ситуации и зон экологического бедствия // Зеленый Мир. Российская экологическая газета.1994.- № 12. - С.8.

2 Оценка состояния пресноводных экосистем по комплексу химико-биологических показателей. Р 52.24.763-2012. Ростов-на-Дону: Росгидромет, 2012.- 22 с.

3 *Никаноров А.М., Хоружая Т.А., Мартышева Н.А*. Современные характеристики и тенденции многолетних изменений эколого-токсикологического состояния Цимлянского водохранилища //Метеорология и гидрология. 2012. №4. С. 75-85.

4 Ежегодники. Качество поверхностных вод Российской Федерации. СПб.: Гидрометеоиздат, 2003-2013 гг.

5 Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy // Official J.Europ.Communities. 2000.- L.327/1/ 118 p.

6 Методика экологической оценки качества поверхностных вод по соответствующим категориям // Сборник нормативно-методических документов по организации и осуществлению мониторинга поверхностных вод. Харьков: ИД «ИНЖЕК», 2007.- 38с.

О МИГРАЦИИ ФОСФОРА И ДРУГИХ ХИМИЧЕСКИХ ЭЛЕМЕНТОВ С ГРУНТОВЫМ СТОКОМ В СЕЛЬСКИХ ЛАНДШАФТАХ

Шилькрот Г.С.
Институт географии РАН, Москва
gal-shilkrot@yandex.ru

Качественный состав природных вод есть результат взаимодействия всех компонентов ландшафта, а в любом ландшафте, по М.А. Глазовской [1], действуют ландшафтно-геохимические и, в том числе, биогеохимические законы организации территориальных систем. Из чего следует, что ландшафтно-геохимический подход к их исследованию дает возможность получить знание о биогеохимической организованности ландшафтов и об условиях формирования качества окружающей среды, включая качество грунтовых вод.

Химический состав грунтовых вод – один из важнейших показателей экологии сельских ландшафтов, т.е. среды обитания человека. Он же может рассматриваться и как индикатор динамики процессов в ландшафтах при современных меняющихся условиях климата и мощного воздействия антропогенного фактора. Грунтовые воды всегда интенсивно использовались человеком в питьевых целях. Но эти воды выполняют еще роль экологического фактора для рек и озер, получающих с ними водное питание и химические элементы. Подземная составляющая в среднемноголетнем речном стоке для Европейской части России составляла в 90-е годы XX века 27-28% [2].

В настоящее время, из-за действия климатических и антропогенных факторов, на локальном и региональном уровнях отмечаются изменения величины грунтового стока и химического состава вод, нередко резко выраженные. При этом последнее связывают, как правило, с фактором их загрязнения. Однако следует обратить внимание и на то, что из-за меняющихся климатических условий и воздействия антропогенного фактора в ландшафтах нарушаются процессы аккумуляции и миграции химических элементов, в том числе биогенных и токсичных. А вследствие присущей ландшафтам несбалансированности аккумуляционно-миграционных процессов [3] формируются новые динамические состояния первых.

В Институте географии РАН исследования химического состава грунтовых вод начинались в 60-х гг. прошлого столетия в бас-

сейне Валдайского озера (Новгородская обл.) [4]. В тот период фосфор не вымывался из почв, оставаясь в почвенном профиле в виде труднорастворимых органо-минеральных соединений. Терялся же он почвой с поверхностным стоком при развитии эрозионных процессов.

Ниже представлены результаты многолетних наблюдений, ведущихся с 2001 г. в бассейне озера Селигер (Тверская обл.), и эпизодических наблюдений, главным образом в лесной зоне ЕЧР. Они позволили показать различия геохимических свойств грунтовых вод природных и антропогенно-нарушенных сельских ландшафтов, а также обратить внимание на возросшую в современный период миграцию из почв в грунтовые воды биогенного элемента – фосфора и токсичного элемента – цинка. Полученные результаты были частично публикованы [5, 6]. Выводы о высокой миграционной активности фосфора и цинка в современный период находят подтверждение в их повышенном содержании в грунтовых водах. Последнее отмечается в исследованиях ряда авторов [7, 8]. Несомненно, важным источником фосфора в почвах сельских ландшафтов лесной зоны является антропогенное воздействие. Но нельзя не учитывать также фактор накопления этого элемента в почвенном профиле за длительный период времени и существования его резерва в торфяной залежи низинных болот [9].

Район исследования и методика. Многолетние исследования в бассейне оз. Селигер велись в основном на водосборе его замыкающего, Селижаровского, плеса в разные сезоны года, на реперных объектах – родниках и колодцах питьевого назначения на селитебной территории (вне города Осташкова). Грунтовые воды дренируют в этом районе осадочные четвертичные отложения.

В отобранных пробах измерялись величина pH, минерализация воды, содержание основных ионов, с особым вниманием на присутствие в воде хлоридов как индикаторов антропогенного загрязнения в районах избыточного и достаточного увлажнения. Определялось содержание минеральных соединений фосфора и азота, а также токсичных микроэлементов и тяжелых металлов. Часть химических определений выполнялась на месте наблюдения, но основные – в Институте географии РАН (основные ионы и биогенные элементы) и Центральном научно-исследовательском геолого-разведочном институте (катионы и микроэлементы). Основные ионы измерялись методами объемного титрования, биогенные элементы – колори-

метрией на фотометре КФК-3. Для фосфора использовался реактив молибдата аммония с аскорбиновой кислотой. Микроэлементы измерялись методом масс-спектрометрии с индуктивно связанной плазмой, ICP – MS, на приборе ELAN 6100 производства фирмы Perkin Elmer.

Результаты и обсуждение. Водосборный бассейн озера Селигер занимает водораздельное положение на Валдайской возвышенности, испытавшей воздействие последнего оледенения. Для территории характерна мощная, до 50–60 м, толща ледниковых и послеледниковых отложений. Распространены суглинки с прослоями супесей и песков, а в понижениях – флювиогляциальные отложения; отмечается выраженная в разной степени заболоченность. Большое влияние антропогенного фактора в настоящее время стало проявляться в прибрежной части Селигера вследствие развития рекреации и туризма, интенсивной застройки берегов дачами и вырубки леса.

В табл. 1 представлены данные по минерализации воды (сумма ионов), pH и другим показателям, дающие возможность сопоставить между собой и увидеть различия основных гидрохимических свойств родниковых вод и вод питьевых колодцев. Исследованные воды имеют гидрокарбонатно-кальциевый состав, типичный для зоны избыточного и достаточного увлажнения.

Таблица 1 – Гидрохимические показатели грунтовых вод водосбора Селижаровского плеса озера Селигер, 2002-2013 гг. (n = 20 и > по каждому из объектов)

Объект/ показатель	pH	Минерализация, мг/л	Хлориды, мг/л	Фосфор P мин, мкг/л
Родники	7,0 – 7,8	250 – 410	4 – 19	5 – 94
Колодцы	5,6 – 7,6	115 – 310	4 – 14	110 – 350
Колодец д. Панюки	4,4 – 7,4	80 – 172	4 – 20	5600 – 11200

Из табл. 1 следует, что воды родников более минерализованные, имеют нейтральную и даже несколько щелочную реакцию в сравнении с водой колодцев, вода в которых часто кислая. Самое же большое различие между указанными объектами в уровне содержания в них фосфатов. В воде колодцев их содержится в несколько раз больше, чем в родниках. Исключительно же много их постоянно во все годы наблюдается в колодце в д. Панюки.

Высокие концентрации фосфора в воде колодцев можно было бы связать исключительно с её непосредственным загрязнением. Однако с этим не согласуются незначительные концентрации хлоридов в колодцах и в родниках. В случаях загрязнения вод в зоне избыточного и достаточного увлажнения концентрации хлоридов в них возрастают на порядок (см. рис. 2). Такой вывод подтверждается данными для родников г. Калуги и её пригородов, когда из-за загрязнения содержание хлоридов может достигать 298 и 98 мг/л, соответственно [10].

Для родников Селигера, в отличие от колодцев, характерно в более высокое содержание многих микроэлементов, включая тяжелые металлы, что отмечается почти без изменений на протяжении нескольких лет. Повышено также содержание Fe, Sr, Ti, Cr и Ba, и всегда мало содержание Zn (табл. 2).

Таблица 2 – Среднее содержание (мкг/л) наиболее характерных для грунтовых вод бассейна озера Селигер тяжелых металлов в разных объектах на водосборе Селижаровского плеса (n= 10 и > по каждому из 3 – х объектов)

Элемент/ объект	Родники	Колодцы	Колодец д. Панюки	ПДК для питьевых вод
Fe	498	356	106	300
Sr	218	99	71	7000
Ti	102	44	13	100
Cr	12,3	5,2	1,4	50
Ba	32	24	2,5	100
U	0,4	0,1	0,03	100
Zn	2,6	18	74	1000

Заметим, что некоторые авторы [11], указывая на повышенное содержание литофильных элементов Ti, Cr и Ba в донных осадках Шатурских озер, связывают это явление с составом флювиогляциальных кварцевых полевошпатных песков. Такой тип отложений имеет распространение в ложбинах стока ледниковых вод и, видимо, в бассейне озера Селигер.

Автором было выявлено ещё одно отличие родниковых вод от колодезных. В колодцах обычно повышено содержание токсичного элемента Zn (но оно намного меньше ПДК для питьевых вод). Накопление этого элемента в водах колодцев можно объяснить только его выщелачиванием из почв. Сюда он поступает с загрязненными атмосферными осадками, концентрируется в растительности, опаде

и гумусовом горизонте почв, а уходит после минерализации органического вещества. Это подтверждают лабораторные исследования [12], показавшие высокую мобильность С орг. при минерализации растительного опада, а в составе фульвокислот и растворенного Zn, концентрация которого достигала 9–21 мкг/г опада.

С вымыванием из почв связано и высокое содержание фосфора в колодцах освоенных территорий. Колодцы, дренирующие менее глубокие по сравнению с водами родников водоносные горизонты, явно испытывают влияние почвенных вод. Содержание же в них других микроэлементов, кроме фосфора и цинка, меньше, чем в родниках.

Источниками фосфора для вод являются селитебные территории и туризм. Однако их следует отнести также и к факторам, задающим импульс процессу выщелачивания фосфора из ранее накопленных резервов в почве или в торфяной залежи заболоченного водосбора в виде труднорастворимых соединений. Это подтверждается данными многолетнего эксперимента, проведенного на лесном заболоченном водосборе оз. Каллиярви в Финляндии [13]. Показано, что одноразовое внесение минеральных удобрений на небольшой участок (11% водосбора) подействовало как катализатор для повышенного вымывания фосфора и азота в последующие годы уже из их запаса в лесных почвах. То же можно видеть из лабораторных экспериментов с торфяной почвой [14], когда при возрастании нагрузок фосфора в почве усиливается деструкция органических лигандов, особенно при кислом инфильтрате, и растет выход Р-мин в раствор.

Эпизодические наблюдения за составом грунтовых вод в Московском регионе и окружающих его областях дополняют данные многолетних исследований в бассейне Селигера. Грунтовые воды на обширной территории дренируют также ледниковые и послеледниковые отложения. Но здесь более разнообразные ландшафтные условия, выраженные главным образом в большем уровне освоения ландшафтов и снижении площади лесов.

Минерализация грунтовых вод (родников, колодцев и скважин) указанной территории изменяется в интервале от 110 до 545 мг/л. По ионному составу эти воды гидрокарбонатно-кальциевые, реакция их близка к нейтральной (pH=6,2–7,5). По этим показателям они мало отличаются от вод бассейна оз. Селигер. Более того, значения концентраций фосфора и других важнейших микроэлементов

в этих водах (рис. 1 и 2) находятся в интервале колебаний, выявленных для родниковых и колодезных вод указанного бассейна.

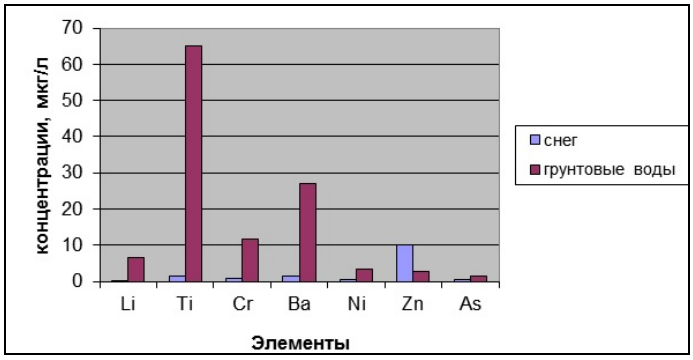


Рис.1. – Содержание микроэлементов в снеге и грунтовых водах Московского региона и окружающих областей, 2011-2013 гг.

Рис. 1 демонстрирует в сравнительном аспекте содержание основных микроэлементов в грунтовых водах и в атмосферных осадках (в снежном покрове перед его таянием). Из него следует, что в отличие от снега грунтовые воды обогащены литофильными элементами (Ti, Ba, Li, Cr) и др. На этом фоне проявляется пониженное содержание Zn, который превалирует в снеге.

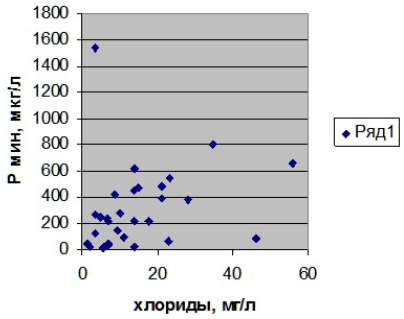


Рис. 2 – Связь содержания фосфора в грунтовых водах с концентрацией хлорида

Рис. 2 обозначил связь содержания фосфора с хлоридами в грунтовых водах сельских ландшафтов Московского региона и его окружения. Исследовались воды Тверской, Ярославской, Калужской, Тульской, Орловской, Рязанской и Нижегородской областей. Содержание хлоридов в исследуемых водах изменялось от 1,4 до 42–56 мг/л. Минимум и максимум их отмечен для вод Московской

области. В значительной части случаев (из 31-го) содержание хлоридов было менее 20 мг/л, что исключает значимое загрязнение большей части вод, кроме объектов Московской области. Среднее содержание Р мин для 30 объектов составило 0,29 мг/л (при ПДК для питьевых вод 0,2 мг/л). При расчетах была исключена высокая концентрация фосфора 1,54 мг/л при сопутствующем низком содержании хлоридов, всего 3,6 мг/л.

Минимум содержания Р мин наблюдается в объектах Тверской, Ярославской и Московской областей, а максимум – главным образом в водах последней. Иногда (в объектах Московской области) отмечалось сезонное колебание концентраций нитратного азота – от 0,6 до 23 мг/л N на фоне мало меняющегося содержания Р мин – 0,24 - 0,22 мг/л.

Из сказанного следует, что обогащение грунтовых вод фосфором является следствием загрязнения почв и современных биогеохимических процессов, усиливающих миграцию элемента в грунтовые воды из ранее накопленных резервов. В этих явлениях можно видеть аналогию с повышенным выходом фосфатов из иловых отложений в водную массу озер и водохранилищ, подвергшихся антропогенному эвтрофированию. Пример длительно изучавшегося автором Валдайского озера [4] показывает, что прежде, до «внезапного» эвтрофирования его, в условиях мезотрофии, илы на больших глубинах содержали много фосфора (до 0,8% Р в сухом веществе). Этот элемент был связан с железом, содержание которого составляло 4-5%. Однако выход фосфора в воду был затруднен; даже при возникавших иногда условиях аноксии в придонном слое воды концентрация фосфора повышалась незначительно, до 0,025–0,045 мг/л.

Следовательно, если раньше илы задерживали фосфор, то сейчас их роль изменилась. Они стали источниками дополнительного, внутреннего источника Р мин для озерных вод. Новая роль отложений поддерживается высоким развитием фитопланктона и быстрой минерализацией мертвой легкоокисляемой и иной органики, т.е. возросшей активностью биогеохимических процессов [15]. Активной миграции фосфора и других химических элементов из почв, в том числе и из низинной торфяной залежи, способствуют, видимо и антропогенный, и климатический факторы, ускоряющие биогеохимические процессы.

Выводы. Из результатов исследований следует, что наблюдаемые повышенные концентрации фосфора и цинка в грунтовых водах сельских ландшафтов обусловлены как загрязнением почв, так и современной биогеохимической активностью в системе биота – почва – грунтовые воды. Вынос указанных элементов из почв и их рассеяние можно рассматривать как положительное явление (самоочищение почв). Однако, миграция указанных элементов, находившихся ранее в виде резервов, и включение их в большой круговорот способствуют расширению ареалов загрязнения природной среды. Для ограничения ареалов с интенсивной миграцией рассматриваемых элементов и, соответственно, загрязнения природной среды, необходимо сохранять в структуре территорий значительную долю ненарушенных и слабонарушенных ландшафтов.

Литература

1. *Глазовская М.А*. Биогеохимическая организованность экологического пространства в природных и антропогенных ландшафтах как критерий устойчивости //Известия РАН. Серия географическая. 1992, № 5. С. 5-12.

2. *Коронкевич Н.И*. Водный баланс Русской равнины и его антропогенные изменения. – М.: Наука. 1990. 205 с.

3. *Нечаева Е.Г*. Мониторинг вещественно-динамического состояния геосистем в познании физико-географического процесса //География и природные ресурсы. 2007, № 3. С. 108–116.

4. *Шилькрот Г.С*. Типологические изменения режима озер в условиях культурных ландшафтов. – М.: Наука. 1979. 168 с.

5. *Кудерина Т.М., Шилькрот Г.С*. Мониторинг состояния озера Селигер в новых условиях природопользования //Теория и практика восстановления внутренних водоемов. Сб. трудов междун. научн.-практ. конф. СПб. 15–18 октября 2007. СПб: Изд. «Лема». 2007. С. 224–230.

6. *Шилькрот Г.С*. Миграция фосфора в системе почва - грунтовые воды в сельских ландшафтах лесной зоны //Геохимия ландшафтов и география почв (К 100-летию М.А. Глазовской). // Всеросс. научн. конф., Москва, 4–6 апреля 2012. М.: Изд. МГУ. 2012. С. 363–365.

7. *Ахметьева Н.П., Лапина Е.Е., Кудряшова В.В*. Родники на водосборе Иваньковского водохранилища //Природа. 2007. № 2. С. 66 –70.

8. *Мотузова Г.В., Барсова Н.Ю., Карпова Е.Ф., Кочарян А.Г.* Формирование химического состава почвенных вод в береговой зоне Иваньковского водохранилища //Известия РАН. Серия географическая, 2010. № 3. С. 109–116.

9. *Косов В.И., Сабелев Ю.П., Ненастьева Г.В., Морозов В.П., Сафронова А.Л.* Исследование физико-химических свойств торфяного месторождения с целью охраны окружающей среды //Географические аспекты рационального природопользования. Калинин. 1987. С. 60–64.

10. *Семёнова И.В., Лыков И.Н., Каткова М.Н.* Оценка экологического состояния и риска использования воды родников урбанизированных территорий //Проблемы региональной экологии. 2012. № 6. С. 29–33.

11. *Горбатов Е.С.* Основные геохимические ассоциации элементов в осадках Шатурских озер //Сб. н. тр. «Актуальные проблемы экологии и природопользования. М.: Росс. ун-т дружбы народов. 2013. Вып. 15. С. 168–172.

12. *Алещукин Л.В.* Водорастворимые органические вещества из растительного опада (подстилки) как носители металлов //В кн.: Геохимия природных и техногенно измененных биогеосистем/ отв. ред. проф. В.В. Добровольский. – М.: Прометей. 2003. С. 20-26.

13. *Saura M., Frisk T.,Sallantaus T., Bilalerdin A*. The effects of forest fertilization on a small polyhumic lake //Verh. Internat. Verein. Limnolog. Stuttgart. 2000. Vol. 27. P. 3029–3033.

14. *Кудеярова А.Ю.* Хемосорбция фосфат-ионов и деструкция органо-минеральных сорбентов в кислых почвах //Почвоведение. 2010. № 6. С. 681–697.

15. *Шилькрот Г.С.* Биогеохимические процессы и потоки веществ и энергии в нарушенных водных экосистемах //Известия РАН. Серия географическая. 2008. № 3. С.35-44.

Секция III. ***ОЗЕРА РОССИИ: ПРОБЛЕМЫ ОЦЕНКИ СОСТОЯНИЯ И ПРОГНОЗА ИЗМЕНЕНИЙ***

РОЛЬ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ В ФОРМИРОВАНИИ ХИМИЧЕСКОГО СОСТАВА ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД ГУМИДНОЙ ЗОНЫ
(на примере озер Карелии)

Белкина Н.А.
Институт водных проблем Севера КарНЦ РАН, г. Петрозаводск
bel110863@mail.ru

Донные отложения являются геологическими архивами, в которых содержится информация об изменении озерных экосистем под влиянием природно-климатических и антропогенных факторов на протяжении всей истории водоема. Умеренно-континентальный климат и состав пород Фенноскандинавского щита являются главными внешними факторами, обуславливающими железо-кремнегумусовый тип седиментогенеза в озерах Карелии. Многообразие сочетания геологических, гидрологических, химических и биологических условий, как в самом водоеме, так и на водосборе, становится причиной формирования осадков разного генезиса. На территории республики встречаются водоемы с элементами всех типов озерного накопления [1-9]. Органические донные отложения накапливаются в небольших эвтрофных и мезотрофных водоемах. В малых озерах широко распространены сапропели, встречаются диатомиты и озерные извести. В процесс накопления донных отложений высоко проточных озер наибольший вклад вносят терригенные взвеси и хемогенные ожелезненные образования. Ранее были рассчитаны средние показатели химического состава донных отложений аккумуляционных зон 105 озер Карелии площадью от 1 до 100 км^2. Содержание органического вещества (ОВ) в иловых осадках изменяется от 2 до 60%. Средние концентрации органического углерода ($C_{орг.}$), органического азота ($N_{орг.}$), фосфора общего ($P_{общ.}$), железа и марганца равны 12; 1; 0,2; 2 и 0,4 %, соответственно. Углерод гуминовых и фульвовых кислот составляет от 8 до 54% $C_{орг.}$, причем в эвтрофных водоемах преобладают гуминовые кислоты, в мезотрофных – фульвовые кислоты. Пигментный фон донных отложений представлен в основном хлорофиллом *A* и феофитином,

максимальные концентрации которых наблюдаются в эвтрофных (до 1000 мкг/г), минимальные (10 мкг/г) – в олиготрофных водоемах. Сопоставление химического состава донных отложений с типами вод, показало, что накопление ОВ и $N_{орг.}$ в донных отложениях соответствует трофическому статусу водоема и закономерно увеличивается от олиготрофного типа к эвтрофному. Их максимальное содержание обнаружено в высокогумусных водоемах с карбонатным классом вод группы кальция, минимальное – в мезогумусных слабощелочных слабокислых озерах с карбонатным типом вод группы кальция и натрия. Для фосфора подобной закономерности не выявлено. Его содержание согласуется с накоплением железа в донных отложениях [9].

Донные отложения больших водоемов (Онежского и Ладожского озер) отличаются разнообразием и пестротой распределения: в центральных районах в настоящее время накапливаются минеральные хемогенные осадки, в малых продуктивных заливах – осадки, обогащенные органическим веществом, в районах впадения рек оседают речные наносы. Донные отложения, загрязненные взвешенным материалом сточных вод, формируются в заливах, на берегах которых расположены крупные промышленные центры [9-11].

Донные отложения, являясь конечным продуктом сложного баланса вещества и энергии водоема, выполняют не только накопительную функцию. В процессе диагенетических преобразований седиментационного материала часть вещества возвращается в водную толщу. В отличие от водного раствора реакции в осадках протекают медленно, в связи с более низкими температурами и гетерогенностью системы равновесие устанавливается не сразу, а за более длительный промежуток времени. На трансформацию вещества в донных отложениях оказывают влияние физико-географические условия среды осадкообразования; скорость осадконакопления; минералогический и химический состав абиогенного материала; количественный и качественный состав органического вещества; поступающего в донные отложения; деятельность донных организмов, участвующих в процессе его трансформации. Вопрос о роли донных отложений в формировании химического состава поверхностных вод гумидной зоны остается открытым.

Целью данной работы является изучение особенностей процессов, протекающих на границе «вода – донные отложения» и влияющих на химический состав озерных вод. Химические анализы вы-

полнены в лаборатории ИВПС Карельского научного центра РАН по общепринятым методикам, данные химического состава донных отложений рассчитаны на воздушно-сухой вес.

Процессы разложения ОВ, доминирующие на стадии первичного диагенеза, определяют интенсивность потоков вещества на границе «вода – донные отложения» и, следовательно, влияют на химический состав придонных вод: газовый состав, ионный состав, содержание биогенных элементов и микроэлементов. Окислительно-восстановительное состояние поверхностного слоя донных отложений зависит от присутствия кислорода в придонной воде и количественного и качественного состава ОВ, поступающего на дно. Окислительный тип диагенеза донных отложений, формирующийся при малых скоростях осадконакопления в центральных районах больших озер, приводит к разделению окислительно-восстановительных реакций по глубине колонки: потреблением кислорода – в поверхностном слое, redox-реакции марганца, затем железа – на геохимическом барьере. Благодаря окраске соединений Fe и Mn зону каждой реакции можно выделить визуально. Рудные прослойки препятствуют транспорту веществ из толщи донных отложений, поэтому основным процессом, формирующим поток вещества из донных отложений в воду, является биохимическое окисление ОВ и восстановленных форм Fe, Mn, протекающее в поверхностном слое с участием кислорода. Именно в этом «наилке» происходят наибольшие концентрационные изменения растворенных форм биогенных элементов. Процесс сопровождается увеличением CO_2 в надиловой воде (рис. 1). В поверхностном слое осадка накапливаются микроэлементы; растворения минеральной части донных отложений не происходит.

Второй тип диагенеза – восстановительный формируется в донных отложениях небольших озер. Высокие скорости осадконакопления, небольшие глубины приводят к тому, что степень трансформации ОВ много ниже, чем в больших озерах. Визуально это темные илы зеленых оттенков. В эвтрофных озерах цвет ила более темный, почти черный; в олиготрофных озерах преобладают серые и коричневые тона. В отличие от больших водоемов, процессы образования рудных слоев в аккумуляционных зонах наблюдаются редко. Накопление железа и марганца происходит на склоновых участках дна. В олиготрофном озере основная масса органического вещества минерализуется на границе «вода – дно». В мезотрофном

водоеме этот процесс проходит в поверхностном, окисленном слое донных отложений. Значительная доля органического вещества в эвтрофном водоеме разлагается в анаэробных условиях. Количественная оценка этого процесса в донных отложениях показала, что скорость разложения изменяется от 0.1 до 100 мг на квадратный метр углерода в сутки.

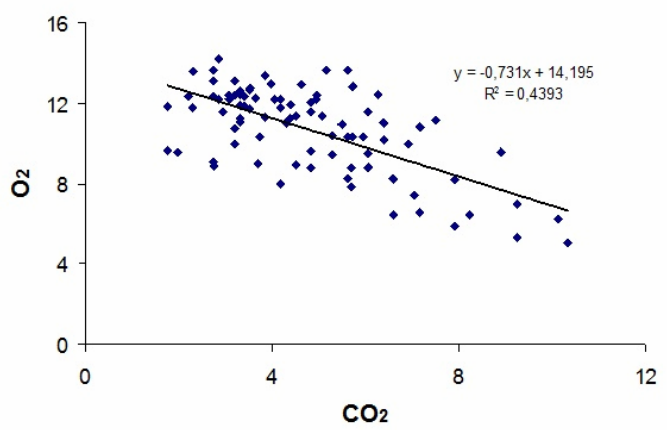


Рис. 1 – O_2 и CO_2 в надиловых водах Онежского озера, мг/л

Интенсивность обменных процессов на границе раздела «вода – дно» увеличивается с ростом трофического уровня водоема. Величина биогенной нагрузки для озер изменяется в пределах от 0.001 до 4 мг P на кв. м в сутки и от 0.05 до 40 мг N на кв. м в сутки в виде нитратов или аммония. Поглощение кислорода донными отложениями также зависит от трофического статуса водоема и колеблется от 0.01 до 0.1 г $O_2 \cdot м^{-2} \cdot сутки^{-1}$ для олиготрофных, от 0.1 до 1 г кислорода для мезотрофных озер и более 1 г кислорода для эвтрофных озер [9]. Разложение органического вещества в толще осадка в анаэробных условиях приводит к увеличению поступления из донных отложений в воду не только P и N, но и восстановленных форм Fe, Mn, S, что оказывает значительное влияние на кислородный режим водоема. Понижение pH в результате разложения ОВ влияет на растворение минеральной части осадка. Все перечисленные процессы могут приводить к значительному изменению химического состава придонных вод.

Необходимо также отметить, что высокие скорости седиментации в зонах влияния сточных вод предприятий целлюлозно-бумаж-

ной промышленности в заливах Онежского и Ладожского озер способствуют аккумуляции продуктов неполного окисления ОВ и созданию в донных отложениях восстановительных условий. Основными признаками антропогенного влияния на донные отложения является сокращение окисленного слоя, снижение *pH* и Eh. Значения плотности потоков веществ из техногенных накоплений в Кондопожской губе Онежского озера, в Питкярантском и Сортавальском заливах Ладожского озера соответствуют осадкам, типичным для эвтрофных водоемов [12-14].

В заключение следует подчеркнуть, что степень влияния донных отложений на химический состав вод определяется не только количественным и качественным составом взвесей, поступающих в водоем, морфометрическими и гидрологическими свойствами озера, но и его трофическим статусом, формирующим геохимическую среду озерной седиментации и изменчивость кислотно-щелочных и окислительно-восстановительных обстановок. Для водоемов гумидной зоны количественный и качественный состав органического вещества и процессы его разложения в донных отложениях определяют степень их влияния на газовый, ионный, биогенный и микроэлементный состав придонных вод. Поглощение кислорода донными отложениями и интенсивность обменных процессов на границе раздела «вода – дно» увеличивается с ростом трофического уровня водоема.

Литература

1. *Перфильев Б.В*. Микрозональное строение иловых озерных отложений и методы его исследования. Л. Наука. 1972 г. 216с.

2. *Семенович Н.И.* Донные отложения Ладожского озера. М.-Л.: Наука, 1966. 124 с.

3. *Семенович Н.И.* Донные отложения Онежского озера.– Л.: Наука, 1973. 102 с.

4. *Васильева Е.П.* Донные отложения // Экосистема Онежского озера и тенденции ее изменения. Л.: Наука, 1990. С. 147-175.

5. *Васильева Е.П., Давыдова Н.Н., Белкина Н.А*. Особенности формирования донных отложений // Онежское озеро, экологические проблемы. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 1999. С. 109-145.

6. *Демидов И.Н., Шелехова Т.С.* Диатомиты Карелии (особенности формирования, распространения, перспективы использования). Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2006, 89 с.

1. *Синькевич Е.И., Экман И.М.* Донные отложения озер восточной части Фенноскандинавского кристаллического щита. 1995. КарНЦ РАН. Петрозаводск. 176 с.

2. Озера Карелии. Справочник/ Под. ред. Н.Н. Филатова, В.И. Кухарева. – Петрозаводск: КарНЦентр РАН, 2013. 464 с.

3. *Белкина Н.А.* Роль донных отложений в процессах трансформации органического вещества и биогенных элементов в озерных экосистемах // Водные проблемы Севера и пути их решения / Труды Карельского научного центра РАН. 2011. №4 С. 35-41.

4. Современное состояние водных объектов республики Карелия. По результатам мониторинга в 1992-1997 гг./ Под. ред. Лозовика П.А. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 1998. 188 с.

5. Состояние водных объектов республики Карелия. По результатам мониторинга в 1998–2006 гг./ Под. ред. Лозовика П.А. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2007. 210 с.

6. *Белкина Н.А.* Изменение окислительно-восстановительного состояния озерных донных отложений под влиянием антропогенных факторов (на примере Ладожского и Онежского озер) // Общество. Среда. Развитие. 2014, № 3. С.152-158.

7. *Белкина Н.А.* Ретроспективная оценка состояния донных отложений Выгозерского водохранилища // Водные ресурсы. Т. 41, №3. С. 258-268.

8. *Белкина Н.А.* Ретроспективная оценка донных отложений Кондопожской губы Онежского озера // Водные ресурсы. 2005. Т. 32, №6. С. 689-699.

РЕСУРСЫ И ХИМИЧЕСКИЙ СОСТАВ ПОДЗЕМНЫХ ВОД КАРЕЛИИ

Бородулина Г.С.,
Институт водных проблем Севера Кар НЦ РАН, г. Петрозаводск
bor6805@yandex.ru

Традиционным и основным источником водоснабжения в Карелии являются поверхностные воды. Все поверхностные водозаборы расположены в непосредственной близости к населенным и промышленным зонам, и сточные воды сбрасываются в эти же во-

доемы, причем менее 15% сброшенных вод нормативно очищены, большая часть очищена недостаточно. В связи с этим, помимо неудовлетворительного природного качества поверхностных вод (низкая минерализация, высокая цветность и содержание органических веществ, железа), техногенное загрязнение водоемов вызывает острую проблему обеспечения населения Карелии питьевой водой нормативного качества [1].

В настоящее время во многих странах отмечается тенденция к увеличению степени использования подземных вод для водоснабжения населения [2, 3]. Это объясняется тем, что подземные воды как источник водоснабжения имеют ряд преимуществ по сравнению с поверхностными по защищенности от загрязнения и эффективности использования, не требующей дорогостоящих мероприятий по водоподготовке.

Гидрогеологическая изученность Карелии в региональном плане остается достаточно слабой и неравномерной, что объясняется в первую очередь тем, что на фоне больших ресурсов поверхностных вод подземные воды до последних лет не привлекали внимания как источник водоснабжения. Доля подземных вод в общем балансе хозяйственно-питьевого водоснабжения республики никогда не превышала 5%, что является наименьшим показателем для регионов России. Однако максимально возможное использование подземных вод для питьевого водоснабжения Карелии должно стать определяющим принципом в общей стратегии повышения надежности системы хозяйственно-питьевого водоснабжения. Например, в соседней Финляндии, имеющей сходные природные условия, подземную воду используют 3,5 млн. человек [4].

Подземные воды Карелии формируются в пределах восточного склона Фенноскандинавского щита, включающего часть Балтийского гидрогеологического массива и небольшие по площади участки Ленинградского артезианского бассейна на юге и юго-востоке республики. Эти структуры формировались в разной палеогеографической обстановке, в условиях активных неотектонических процессов, с участием различных по проницаемости разрывных нарушений, что определило неоднородность водовмещающей среды, локальное распространение подземных вод и обусловило сложности в решении водохозяйственных задач региона.

В пределах Балтийского бассейна основной водоносный горизонт, имеющий повсеместное распространение, залегает в верхней

трещиноватой зоне кристаллических пород архея и нижнего протерозоя. Практически на всей территории развиты поровые грунтовые воды рыхлых отложений четвертичного покрова.

Наиболее интенсивная трещиноватость кристаллических пород отмечается до глубин 30-40 м, глубже породы становятся слаботрещиноватыми. В зонах тектонических нарушений глубина распространения трещиноватости увеличивается до 100-150 м. Фильтрационные свойства трещиноватых пород изменчивы и, как правило, низкие. Водопроводимость архейских и нижнепротерозойский пород одного порядка (в среднем 2-5 $м^2$/сут.) [5]. Повышенная водообильность характерна для зон тектонических нарушений. Высокие значения водопроводимости встречаются в пределах всех водоносных комплексов и объясняются характером перекрывающих четвертичных отложений, играющих ведущую роль в формировании подземного стока на кристаллическом массиве. Такие условия складываются на территориях, сложенных песчаными флювиогляциальными и озерно-ледниковыми отложениями мощностью 10 и более метров; эти образования в отдельных районах занимают значительные площади (сотни квадратных километров). На участках, где кристаллические породы непосредственно перекрыты обводненными флювиогляциальными или озерно-ледниковыми отложениями (не мореной) даже небольшой мощности, водоприток в скважины из трещиноватых пород заметно увеличивается. Наиболее значительные естественные ресурсы подземных вод (модуль стока 3-4 л/с·$км^2$) приурочены к водосборам рек Приладожья, верхнего и среднего течения р. Шуи. Участки с высоким модулем (2-3 л/с·$км^2$) встречаются на водосборах рек Олонки, Важинки, Суны, в верховьях рек Чирка-Кеми, Онды, Сумы. Самый низкий модуль стока (до 1 л/с·$км^2$) отмечается на побережье Белого моря, на водосборах рек Верхний Выг и Водла [6].

Подземные воды кристаллических пород, как правило, безнапорные; лишь на отдельных локальных участках, где в покровных отложениях преобладают глинистые фракции, воды приобретают небольшой напор. Питание подземных вод осуществляется полностью за счет инфильтрации атмосферных осадков, составляющей обычно 70-100 мм/год [6]. Среднегодовая величина инфильтрации в песчаных отложениях достигает 560 мм/год [7].

Общие гидрогеологические условия открытого кристаллического массива, характеризующегося отсутствием региональных во-

доупоров, определяют довольно простую схему движения подземных вод для всех комплексов водовмещающих пород. Водосборы поверхностных и подземных вод совпадают, движение направлено от водоразделов к ближайшим поверхностным водотокам и водоемам, где происходит их разгрузка. Повсеместно напорными являются воды осадочного комплекса Русской платформы, представленные в пределах административных границ Карелии каменноугольными, девонскими и верхнепротерозойскими (валдайская серия) отложениями. В среднем водопроводимость осадочных пород палеозоя составляет 10 $м^2$/сут, максимальные величины (80 $м^2$/сут – средн.) характерны для водоносных горизонтов валдайской серии.

На юге Карелии отложения валдайской серии тянутся широкой полосой от Ладожского озера до западного склона Олонецкой возвышенности. Верхнекотлинский горизонт распространен на значительной площади Олонецкой равнины. Водоносной является пачка песчаников мощностью 20-30 м, перекрытая глинистой толщей. Вблизи северных границ песчаники залегают непосредственно под четвертичными отложениями. В настоящее время воды горизонта используются для водоснабжения г. Олонца. Нижнекотлинский горизонт распространен в пределах Олонецкого района и узкой полосой тянется на северо-восток до Онежского озера. По побережью Ладожского озера и в северной части своего распространения он залегает непосредственно под четвертичными отложениями, на остальной территории перекрыт верхнекотлинским горизонтом. В пределах Олонецкого района нижнекотлинский горизонт не перспективен для водоснабжения. В северной части он резко отличается по параметрам; сложен слабосцементированными песчаниками мощностью 10-50 м, залегающими на кристаллических породах и перекрытых водоупорными глинами ледникового происхождения. Горизонт здесь характеризуется высокими фильтрационными параметрами, удельный дебит скважин колеблется от 0,5 до 2 л/с. С 2012 г. горизонт эксплуатируется для водоснабжения микрорайона г. Петрозаводска.

В целом естественные ресурсы подземных вод региона, количественно равные подземному стоку в реки (с учетом озерности водосбора) оцениваются в 8,5 $км^3$/год [6]. Прогнозные ресурсы пресных подземных вод Карелии с учетом гидрогеологических условий и потребности населения оценены в 814,7 тыс. $м^3$/сут [1]. Следует отметить весьма неравномерное распределение запасов подземных вод

по площади; наибольшее эксплуатационное значение принадлежит верхнекотлинскому и нижнекотлинскому горизонтам, распространенным на небольшой территории Карелии.

Централизованное снабжение подземными водами организовано только в г. Олонец, посёлках Повенец, Новая Вилга, Пряжа. В остальных населенных пунктах эксплуатируются одиночные скважины, на них приходится около 80% подземного водоотбора. Производительность скважин колеблется от 1 до 400 м^3/сут, в основном составляет 30-50 м^3/сут. Широко используются колодцы и родники. В республике насчитывается более 600 источников нецентрализованного водоснабжения [1]. Не поддается учёту большое количество частных скважин.

Ресурсы подземных вод региона характеризуются низкой разведанностью (13%) и освоенностью разведанных запасов (12%). В Карелии к 2013 г. разведано 29 месторождений пресных подземных вод для хозяйственно-питьевого водоснабжения (запасы составляют 108 тыс. м^3/сут), из них используются менее 10. Современная и перспективная потребность в воде обеспечена утвержденными запасами только в г. Олонце. Разведанные запасы подземных вод верхнечетвертичных флювиогляциальных отложений 9 месторождений в объеме 8,5 тыс. м^3/сут составляют около 8% от общих запасов. Несмотря небольшую производительность их водозаборов (150-2000 м^3/сут), они полностью обеспечивают водой небольшие поселки. Для сравнения: в Финляндии подобного рода месторождения подземных вод широко эксплуатируются, только для рассредоточенных населенных пунктов построено более 1100 водозаборов [4].

Подземные воды в пределах кристаллического массива характеризуются в целом невысокой минерализацией (как правило, менее 1 г/л), более минерализованные воды приурочены к зонам замедленного водообмена или связаны с особенностями тектонического строения. Выявляется региональная вертикальная и горизонтальная зональность, определяющая увеличение минерализации подземных вод с глубиной и по мере уменьшения степени расчлененности рельефа. Минимальные величины характерны для вод гранитогнейсовых полей Западно-Карельской возвышенности, где создаются наиболее промывные условия. Самые минерализованные и разнообразные по составу воды приурочены к породам Онежской структуры [8]. В отличие от наиболее распространенных на массиве гидрокарбонатно-кальциевых вод в породах структуры преобладают

гидрокарбонатные и гидрокарбонатно-хлоридные натриевые воды. Нередко скважинами вскрываются хлоридно-натриевые воды с минерализацией более 1 г/л, причем глубина одной скважины составила всего 100 м [9]. На участках развития пиритизированных шунгитовых пород в водах возрастает доля сульфатов и магния. В западной части Онежской структуры формируются минеральные железистые («Марциальные воды») уникального SO_4-HCO_3-Mg-Ca состава [10]. Редкие HCO_3-Mg-Ca щелочные воды встречаются в пределах ультраосновного массива. На Заонежском полуострове известен родник «Соляная яма» – единственный в Карелии естественный очаг разгрузки солоноватых (до 4 г/л) хлоридно-натриевых подземных вод, связанной, по-видимому, с зонами складчато-разрывных дислокаций. Свидетельством в пользу существования таких вод служит новая информация о разрезе карельских образований Онежской структуры, включающих мощную толщу каменных солей ятулия [11].

Минерализация подземных вод пород валдайской серии и комплексов палеозоя в зависимости от условий залегания горизонтов изменяется от 0,2 г/л до 10-15 г/л. Так, нижнекотлинский горизонт в пределах г. Петрозаводска характеризуется минерализацией 0,2-0,4 г/л, а южнее в Олонецком районе уже не перспективен для водоснабжения (минерализация 2-8 г/л). Наблюдается резкий переход пресных вод верхнекотлинского горизонта с минерализацией до 0,5 г/л к солоноватым (более 1 г/л) вдоль южной окраины г. Олонца. При эксплуатации верхнекотлинского горизонта происходит подтягивание солоноватых вод и увеличение минерализации в отдельных скважинах выше 1 г/л.

Содержания микрокомпонентов в подземных водах региона в целом сравнительно низкие. Их концентрации изменяются в широких пределах, но медианные величины только Sr, Ba, Al, Zn, Mn попадают в интервал 10-100 мкг/л, остальных элементов – ниже 10 мкг/л. В Карелии очень низка доля большинства биологически важных микроэлементов (F, I, Cu, Cr, Zn, Co, Mo, Se, Ni, V), поступающих в организм человека с подземной водой; значительная часть ресурсов подземных вод представлена железосодержащими водами. Концентрации железа в водах региона достигают десятков и даже сотен мг/л; его высокие концентрации наиболее характерны для районов с максимальными мощностями перекрывающих четвертичных отложений или наличием даже локальных водоупоров,

что приводит к исчезновению в водах кислорода и установлению низких положительных (100-250 мВ) значений Eh. Бескислородные и бессульфидные воды являются, как правило, комплексными железо-марганцевыми.

Особый интерес представляют радиоактивные элементы в подземных водах региона. Фоновая концентрация урана составляет 0,1 мкг/л, максимальные величины достигают 300 мкг/л. Максимальная концентрация радия ($8{,}2 \cdot 10^{-12}$ г/л) установлена в хлоридно-натри-евых водах. Одним из наиболее экологически важных показателей является радон. Его содержание в подземных водах Карелии изменяется в широких пределах – от единиц до тысяч Бк/л. Воды с высоким содержанием радона приурочены к системам разломов, контролирующих размещение основной массы радиоактивных пород; в их пределах зафиксированы максимальные концентрации радона в подземной воде (2000-9400 Бк/л) [8]. В воде 50% обследованных в регионе скважин и 20% родников активность радона превышает 60 Бк/л. В 11 км к юго-востоку от г. Костомукша разведано Кондокское месторождение (6 $м^3$/сут) лечебных радоновых вод средней концентрации (3200-4800 Бк/$дм^3$).

Среди элементов антропогенного происхождения следует особо выделить нитраты, которые являются прямыми показателями хозяйственно-бытового загрязнения. Содержание нитратов в грунтовых водах часто достигает высоких значений (до 330 мг/л), наблюдается отчетливая пространственная приуроченность нитратного загрязнения подземных вод к заселенным территориям. Из общего количества опробованных родников и колодцев в поселках и городах только 12% имеют концентрацию нитратов менее 10 мг/л, в 20% – превышают 45 мг/л [12].

Литература

1. Государственный доклад о состоянии окружающей среды Республики Карелия в 2010 г. – Петрозаводск: ИП Андреев П.Н., 2013. – 300 с.

2. *Зекцер И.С*. Подземные воды мира. – М.: Наука, 2007. – 438 с.

3. Водные ресурсы Республики Карелия и пути их использования для питьевого водоснабжения. Опыт карельско-финляндского сотрудничества. – Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2006. – 263 с.

4. *Бородулина Г.С., Игонин А.В*. Подземные воды Карелии/ Горный журнал. 2012. №5. С.32-33.

5. *Иешина А.В., Поленов И.К., Богачев М.А., Теруков В.С., Логинова Л.Ф., Перская Е.А., Бородулина Г.С.* Ресурсы и геохимия подземных вод Карелии. – Петрозаводск: Карельск. фил. АН СССР, 1987. – 151 с.

6. *Soveri J.* Influence of meltwater on the amount and composition of groundwater in Quaternary deposits in Finland. № 63. Helsinki. National Board of Waters, 1985. P.92.

7. *Бородулина Г.С.* Качество подземных вод /В кн. Водные ресурсы Республики Карелия и пути их использования для питьевого водоснабжения. – Петрозаводск: Кар. НЦ РАН, 2006. – 263 с.

8. *Бородулина Г.С., Токарев И.В*. Геохимические и изотопные особенности подземных и поверхностных вод в пределах Онежской палеопротерозойской структуры //Тезисы докладов научной конференции. Санкт-Петербург, 2013. С. 11-14.

9. *Токарев И. В., Бородулина Г.С., Блаженникова И.В., Авраменко И.А*. Условия формирования железистых минеральных вод по изотопно-геохимическим данным (курорт “Марциальные воды”, Карелия) //Геохимия, №1, 2015. С. 88-91.

10. Онежская палеопротерозойская структура (геология, тектоника, глубинное строение и минерагения). – Петрозаводск: Кар. НЦ РАН, 2011. – 431 с.

11. *Лозовик П.А., Бородулина Г.С.* Соединения азота в поверхностных и подземных подах Карелии// Водные ресурсы, 2009. Т.36, №6. С.694-704.

К АКТУАЛИЗАЦИИ ИССЛЕДОВАНИЙ ПЕРМАНЕНТНОГО НАКОПЛЕНИЯ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ ИЗ АЛЛОХТОННЫХ И АВТОХТОННЫХ ВЗВЕСЕЙ В ПРЕСНОВОДНЫХ И МОРСКИХ ВОДОЁМАХ

Гулин М.Б.
Институт биологии южных морей, г. Севастополь
m_gulin@mail.ru

Обсуждаются результаты экспедиционных исследований в период 1995-2015 гг., а также литературные данные по изучению процессов седиментации и биоседиментации в ряде существующих и реликтовых озёрных системах (Ильмень, Кояшское, Тобекчийское). Аналогичные процессы освещены и в отношении Чёрного моря как

полузамкнутого внутреннего морского бассейна с пониженной солёностью, а в прошлом – реликтового пресноводного озера.

Зачастую исследования скорости и параметров седиментации взвешенного вещества в водных экосистемах выполняются лишь для нужд геохронологии или при изучении механизмов самоочищения водоёмов, в том числе деэвтрофикации. Достижения последнего времени, прежде всего, в ландшафтной экологии бентали, расширяют возможности и для иных интерпретаций динамики осадконакопления. К примеру, в первый послеледниковый период озеро Ильмень, одно из крупнейших в России, имело глубину до 30 м. Теперь же оно классифицируется, как «умирающее», водная толща от поверхности до дна не превышает 10 м. Ключевым фактором служит заиление дна, причём в течение всей истории водоёма [1]. Не менее остро проблема потери объёмов из-за быстрого накопления осадков стоит и перед искусственными водохранилищами.

Своеобразными озёрными экосистемами обладает полуостров Крым. Данные водоёмы имеют специфический гидрохимический режим и обусловленную этим оригинальную структуру населяющих их биологических сообществ. В то же время, отличаясь зачастую от пресноводных водоёмов кардинально иным солевым режимом, эти природные объекты также характеризуются высокими скоростями накопления осадков – до 1 мм /год [2] (рис. 1).

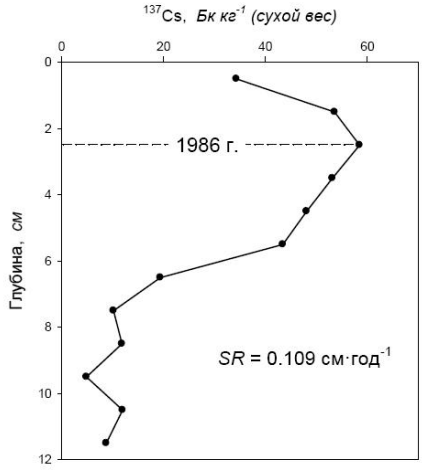


Рис.1 – Вертикальное распределение цезия-137 в донных отложениях прибрежной зоны оз. Кояшское. SR – средняя скорость осадконакопления

Столь же высокие скорости осадконакопления характерны и для озера Тобекчийское (восточный Крым). В настоящее время это практически полностью обмелевший водоём, несмотря на то, что площадь его водосбора существенная – 189 км^2 (рис. 2).



Рис.2 – Озеро Тобекчийское, вид с берега (июнь 2009 г.)

В целом, в экспедициях 2009 г. были обследованы озёра Тобекчийское, Каяшское, Богайлы и Кызыл-Яр (табл. 1.).

Таблица 1 – Некоторые ключевые биогеохимические характеристики поверхностного слоя донных отложений различных озёр полуострова Крым

Озёрный водоём Крыма	Солёность, ‰	Eh, мВ	ОВ, мг/г сухого в-ва
Кызыл-Яр	3	-163	73
Богайлы	11	-363	88
Тобекчийское	216	-386	239

Обращает внимание, что чем меньше солёность в донных осадках, тем выше значения окислительно-восстановительного потенциала (Eh, по отношению к нулевому и положительным величинам) и, следовательно, тем ниже содержание сероводорода. Известно, что в пресных или солоноватоводных озёрных водоёмах отмечается низкое содержание не только хлоридов, но и сульфатов. Вероятнее всего, этот фактор и лимитирует образование H_2S сульфатредуцирующими бактериями.

В распределении органических веществ (ОВ) также прослеживается определённая закономерность – осолонение водоёма ведёт к накоплению значительных количеств органики в осадках бентали.

По каким-то причинам, воздействие перманентного осаждения взвесей из водной толщи на объёмы и местоположение уровня поверхности водоёмов остаются недостаточно изученными в отношении морских бассейнов и Мирового океана в целом. Вместе с тем Океан, как конечное депо водных масс, не имеет стока (исключая

испарение в атмосферу), в контрасте с речными и большинством озёрных систем. Соответственно, перманентное осаждение взвешенного вещества – как аллохтонного, так и автохтонного будет приводить в данном случае не только к непрерывному нарастанию толщи плотных донных отложений, но и к выталкиванию ими водных масс из прежних границ водоёма. Донные осадки действуют при этом, как твёрдое тело, постоянно нарастающее в объёме [3].

Таким образом, очевидный итог перманентного осадконакопления – повышение уровня вод Мирового океана. На последнем историческом отрезке отмеченная тенденция имеет постоянный характер. В Мексиканском заливе, например, за столетний период 1910–2010 гг. подъём океанической поверхности составил 20 см [4].

В Чёрном море получены схожие оценки: подъём уровня вод в течение 1876-1991 гг. достигал 1.3-3.7 мм·год$^{-1}$ [5]. С другой стороны, скорость осадконакопления в Чёрном море также существенна и варьирует в разных районах Чёрного моря в интервале 0.4–3.0 мм·год$^{-1}$ [6, 7]. Даже с учётом объёмной влажности морских донных осадков ~ 20 % в среднем [3] получаем сопоставимую по величинам систему «осадконакопление – подъём вод». Дополнительное воздействие на темпы повышения уровня Чёрного моря даёт, вероятно, наблюдаемое в настоящее время глобальное потепление: таяние полярных льдов, тепловое расширение океанических водных масс и др. Тектонические движения земной коры [8] могут иметь как попутные, так и обратные тенденции.

Красноречивее других фактов о масштабах затопления суши в Голоцене свидетельствует наличие многочисленных фрагментов палеорусел рек и древних береговых террас на морском шельфе. Глубины местонахождения таких реликтов могут достигать 100 и более метров от современного уровня моря [9] (рис. 3).

Также следует отметить, что котловины как озёрных водоёмов, так и палеорусел рек являются аккумуляторами органического вещества – автохтонного и аллохтонного (см. рис. 4).

В целом, обсуждаемая проблематика представляется перспективным направлением для комплексных сравнительных лимнологических и океанографических исследований. К примеру, дальнейший подъём уровня Мирового океана грозит не только затоплением низинных береговых территорий, но способен видоизменять рельеф дна, нарушать характер водообмена через проливы и водный баланс водоёмов, отделять от материков новые острова и т.п. В то же вре-

мя, в озёрных водоёмах и в водохранилищах накопление донных осадков может иметь разнохарактерные последствия в зависимости типа водоёма по происхождению, по водному балансу, типу минерализации и по трофности вод.

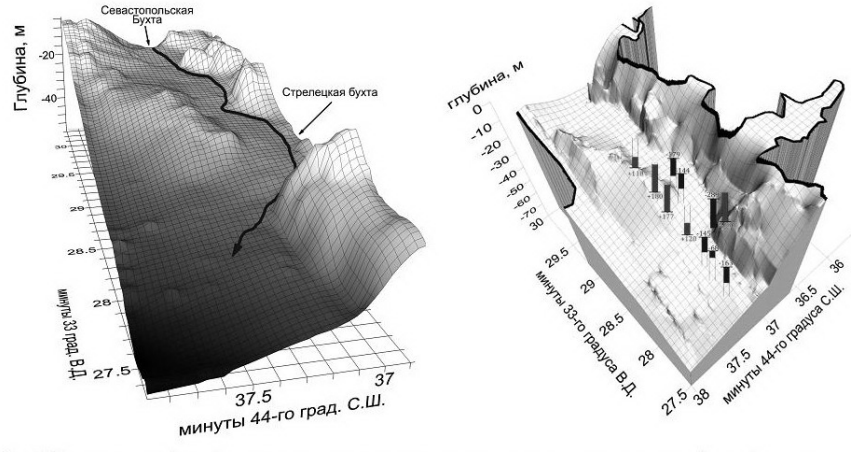


Рис.3 – Линия тальвега (слева) и распределение окислительно-восстановительного потенциала (справа) в ложе и на склонах палеорусла реки Черная – морской шельф внешнего рейда Севастополя

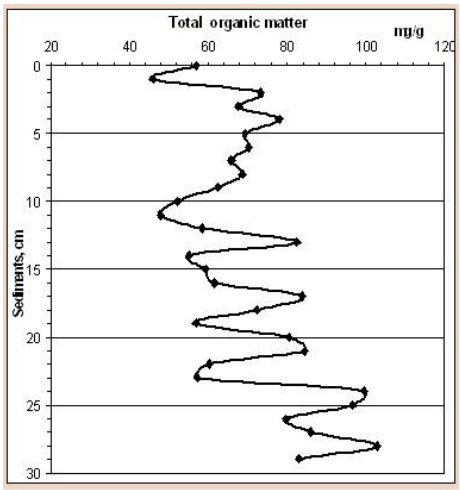


Рис. 4 – Распределение органического вещества в донных отложениях палеорусла реки Черная на черноморском шельфе вбизи г. Севастополя

В конечном счёте, осадконакопление – один из ключевых факторов трансформации водных, прежде всего, бентосных экосистем [10, 11].

Вполне допустимо, что уже в недалёкой перспективе развития природоохранных мероприятий может возникнуть необходимость разработки технологий изъятия больших объёмов донных осадочных отложений из водоёмов (пресноводных и даже морских) и перемещения их обратно на те или иные участки суши [1]. Всеобъемлющее научное прогнозирование последствий будет в таком случае явно востребовано.

Литература

1. *Гулин М.Б.* О роли перманентного осадконакопления в эволюции и судьбе морских водоёмов // Морской экологический журнал. 2013. 12, № 3. С. 48.

2. *Гулина Л. В., Гулин С. Б.* Природные и техногенные радионуклиды в экосистеме солёного озера Кояшское (юго-восточный Крым) //Морской экологический журнал. 2011. 10, № 1. С. 19- 25.

3. *Kuenen H.* Marine Geology. – New York: John Wiley And Sons Inc., 1950. – 601 p.

4. *Church J.A., White N.J.* A 20th century acceleration in global sea - level rise // Geophysical Research Letters. 2006. – 33. – L01602.

5. *Коников Е.Г., Лиходедова О.Г.* Глобальные и региональные факторы колебаний уровня Чёрного моря как основа геодинамической модели береговой зоны // Геология и полезные ископаемые Мирового океана. 2010. № 1. С. 84-93.

6. *Gulin S. B., Aarkrog A., Polikarpov G. G., Nielsen S. P., Egorov V. N.* Chronological study of Cs input to the Black Sea deep and shelf sediments // Radioprotection. 1997. № 32 (2). P. 257-262.

7. *Совга Е. Е., Любарцева С. П.* Источники, стоки и перенос метана в Черном море // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа. – Севастополь: ЭКОСИ-Гидрофизика, 2006. С. 530-546.

8. *Фокина Н.А.* Природные факторы процессов абразии // Культура народов Причерноморья. 2006. № 79. С. 29-33.

9. *Гулин М.Б., Коваленко М.В.* Палеорусла рек Чёрная и Бельбек на шельфе юго-западного Крыма – новый объект экологических исследований// Морской экологический журнал. 2010. 1(9).С. 23-31.

10. *Гулин М.Б., Тимофеев В.А., Коваленко М.В., Чекалов В.П., Бондаренко Л.В., Аннинская И.Н., Иванова Е.А.* Трансформация затопленных морем фрагментов речных систем в морские биогеоценозы / О.А. Петренко. Материалы VIII Международной научно-практической конференции «Современные рыбохозяйственные и экологические проблемы Азово-Черноморского региона» (Керчь, 26-27 июня 2013). – Керчь: ЮгНИРО, 2013. – С. 30-38.

ПРОБЛЕМЫ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО ОЗДОРОВЛЕНИЯ ОЗЕРА АК-ГЕЛЬ

Гуруев М.А., Османов М.М., Амаева Ф.Ш., Алигаджиев М.М., Абдурахманова А.А.
Прикаспийский институт биологических ресурсов ДНЦ РАН, г. Махачкала,
perspektivard@mail.ru

В условиях низменной части Республики Дагестан, где расположено большое количество озер лагунно-морского происхождения и пойменных, важным фактором их гидрологического режима выступает уровень Каспийского моря, оказывающий влияние на гидрологический режим и экологическое состояние таких озер Приморской низменности как Ак-Гель, Большое и Малое Турали, Аджи, Южный Аграхан [1-3]. Озеро Ак-гель, расположенное в городской черте и непосредственной близости от Каспийского моря, испытывает наибольшее антропогенное воздействие и требует для реабилитации выполнения специальных мер. Комплексная эксплуатация и охрана озера Ак-Гель, имеющего рыбохозяйственное и рекреационное значение, невозможна без учета особенностей структуры и функционирования его экосистемы. Поэтому основной целью исследований являлось изучение гидрологических и экологических особенностей функционирования озера в современных условиях. Актуальность этих исследований определяется существующей проблемой изменения состояния озерной экосистемы, его охраны и использования.

Материалы и методы. Для изучения морфометрических показателей и особенностей гидрологического режима озера использованы результаты крупномасштабной топографической съемки водоема (1:1000, с сечением рельефа 0,5 м), выполненной на площади 153 га. Получение инженерно-топографического плана с данными о

ситуации и рельефе местности акватории озера обеспечивалось эхолотом с применением глобальной навигационной спутниковой системы GPS. По результатам топографической съемки в среде программы GeoniCS создан цифровой топографический план. Цифровая модель котловины озера подготовлена с помощью программного продукта ArcGis 9.3 (ESRI). В ходе исследований произведен отбор проб и анализ воды озера на гидрохимические показатели, отбор и исследование проб на фитопланктон, фитоперифитон, зоопланктон и зообентос. Определяли температуру воды, содержание кислорода в воде, соленость, pH.

Результаты и обсуждение. *Морфометрическая характеристика*. По своему географическому положению относящееся к интразональным, постоянное озеро Ак-Гель относится к типу малых озер. Озеро имеет округло-прямоугольные очертания. Западная часть озера полукруглой дамбой отсечена от основной части озера. Площадь отсеченной части не превышает 12 га. Котловина озера морского происхождения образовалась отчленением от берега аккумулятивной косой морской лагуны.

Полученные в ходе исследований основные морфометрические характеристики озера Ак-Гель (табл.1) существенно отличаются от ранее опубликованных данных [1,2] и отражают современную тенденцию регрессии Каспийского моря. Средняя глубина озера составляет 2,01м, а максимальная достигает 4,08 метров.

Таблица 1 – Основные морфометрические показатели озера Ак-Гель

№п/п	Морфометрические характеристики		Значения
1	$F_{оз}$	площадь озера	1028907,91 м^2
2	$V_{оз}$	объем воды в озере	2072601,09 м^3
3	$L_{бер.л}$	длина береговой линии проведенной по урезу воды	4107,63 м
4	$L_{оз}$	длина озера	1416 м
5	B	средняя ширина озера	504,57 м
6	$B_{оз.мах}$	максимальная ширина озера	1115,2 м
7	$h_{оз.мах}$	максимальная глубина озера	4,08 м
8	$H_{ср.мах}$	средняя глубина озера	2,01 м

Северная и северо-западная часть озера более мелководна и представлена литоралью, средняя глубина которой составляет 0,7 метра и имеет протяженность около 50 метров от берега (рис. 1). За пределами литорали находится подводный откос – сублитораль, которая распространяется на 300-400 метров. Средняя глубина суб-

литоральной части озера составляет 1,6 метра. Южный и юго-восточный участки озера более глубоководные, их средняя глубина составляет 3,41 метра. Глубина в пелагиали озера достигает максимальных значений (4,08 метра).

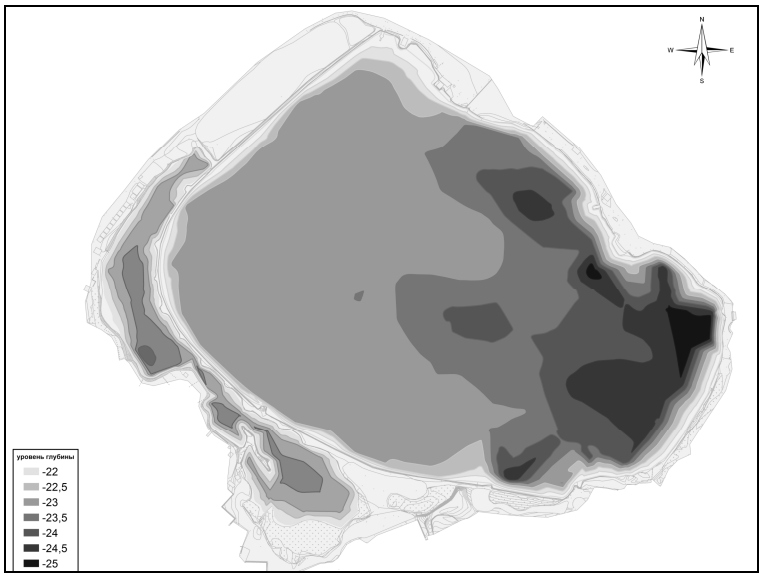
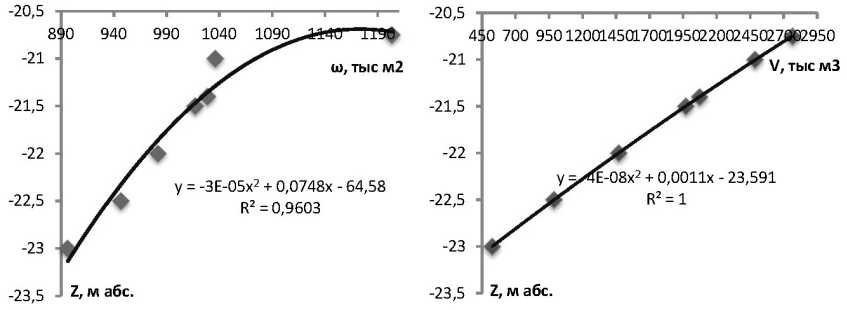


Рис.1 –Цифровая модель котловины озера Ак-Гель

Рассчитанные выше морфометрические элементы, характеризующие форму озерной котловины, дают представления об основных закономерностях режима озера. Они изменчивы вследствие колебаний уровня озера. Сезонные изменения уровня значительны лишь в многоводные годы, обычно же они не превышают 50 см и определяются сезонным ходом уровня грунтовых вод и количеством атмосферных осадков. Величина колебаний уровня достигает 1,5-2,0 м.

Для решения практических задач экологической реабилитации водоема важно получить батиграфические кривые озера $(\omega = f(z); w = f(z))$. Учитывая наличие характерных для озера Ак-Гель длительных квазициклических колебаний уровня воды, для установления функциональной зависимостей $\omega = f(z)$ и $w = f(z)$ выполнены специальные исследования с использованием данных по морфометрии озерной котловины, а также архивных и других материалов. Полученные зависимости хорошо описываются полиноми-

альной функцией (рис.2). Потенциально возможная аккумулирующая способность котлована озера достигает 2,76 млн. м^3 воды.



I II

Рис.2 – Кривые связи площади (I) и объема (II) озера с отметкой воды

Характерной особенностью гидрогеологической обстановки территории г. Махачкалы является почти повсеместное очень высокое положение уровня подземных вод. Анализ существующих гидрогеологических материалов показывают, что подземные воды на рассматриваемой местности залегают на глубине 0,4-3,6 м от поверхности земли и имеют гидравлическую связь с поверхностными водами озера Ак-Гель. Основной дебет в озеро обеспечивает поток грунтовых вод, берущих свое начало на склонах прилегающих гор [1]. Поверхностный сток с водосборного бассейна отсутствует. В приходной части водного баланса озера доля атмосферных осадков не превышает 20%.

В период проведения исследований (март 2015 г.) отметка зеркала воды озера соответствовала уровню – 21,3 м абс., что определяет характер водообмена озера как бессточный. С середины 1990-х годов и по настоящее время падение среднегодового уровня воды Каспийского моря на морском посту Махачкала составило 0,9 м, с отметки -26,7 до -27,6 м абс. По существующим вековым наблюдениям минимальный уровень Каспийского моря соответствовал величине равной -29,1 м абс. Обусловленное этим снижение подпора уровня грунтовых вод суши, следствием которого также являлось образование активной депрессионной поверхности грунтовых вод, питающих озеро Ак-Гель, в 1970-х годах уже приводил к началу процесса его высыхания. Впоследствии озеро было восстановлено путем его подпитки расчетным объемом поверхностных вод, проведением дноуглубительных работ и вследствие повышения уровня

грунтовых вод в результате современной трансгрессии моря, продолжавшейся до середины 90-х годов прошлого века.

Гидрохимическая характеристика. Гидрохимический режим озера Ак-Гель тесно связан с составом вод, питающих водоем и, очевидно, генетически определяется всем комплексом климатических, гидрологических, почвенных, экологических и других условий, характеризующих бассейн его водосбора.

Проведенные исследования показали, что весной вода озера Ак-Гель характеризуется благоприятным гидрохимическим режимом. Содержание растворенного кислорода при температуре 18-20^{0}С находилось в пределах 12,7-13,5$^{мг}/_{л}$, что составляет 142,6-145,7 % от нормального насыщения. Накопление углекислого газа и сероводорода в воде в весенний период не наблюдалось. Содержание растворенного кислорода в воде менялось по районам озера незначительно. В середине озера содержание кислорода составляет 12,7 мг/л, а у береговой полосы – 13,03 мг/л, что говорит о хорошем водообмене и слабой интенсивности окислительных процессов органических веществ.

По солевому составу вода относится к сульфатно-хлоридно-гидрокобанатному классу. Показатель общей минерализация воды достаточно стабилен и характеризует воды как слабосолоноватые. Содержание ионов хлора колебалось весной в интервале: 162,6-163,7 мг/л, ионов SO_4: 741,1–758,4 мг/л, ионов HCO_3: 163,4–181,4 мг/л; ионов Са': 67,5 67,8 мг/л, ионов Mg: 44,7 – 45,7 мг/л.

Изменение концентрации водородных ионов носило сезонный характер. В весенний период величина pH воды озера находилась в пределах 8,54-8,52. По результатам проведенных исследований вода озера относительно неплохо обеспечена биогенными веществами. Содержание такого важного элемента, как минеральный фосфор колебалось от 0,094 до 0,114 мг/л, а содержание железа - от 0,19 до 0,2 мг/л; нитратный азот содержался в количествах от 0,46 до 0,74 мг/л весной, аммонийный азот- 0,024-0,025.

В воде озера регистрируется повышенное содержание легкогидролизуемого органического вещества ($БПК_5$), что свидетельствует об антропогенном характере загрязнения вод. Потребность воды в кислороде в среднем соответствовала 5,6 мг/л. На основе проведенных исследований по показателю качеству поверхностных вод данное озеро относится к числу загрязненных, что согласуется с имеющимися данным [3–6]

Гидробиологическая характеристика. Присутствие в воде биогенных веществ, прежде всего, связано с развитием жизни в водоеме. Всего в озере Ак-Гель было найдено 48 видов микроводорослей. Исследованиями были охвачены как планктонные сообщества, так и фитоперифитон. Всего в фитопланктоне обнаружено 33 вида, а в фитоперифитоне 32 вида микроводорослей, 16 из которых не обнаружены в планктоне. Общими для обоих сообществ являлись также 16 видов. Индекс флористического сходства (по Жаккару) составлял 50%, следовательно, сообщества фитопланктона и фитоперифитона в сравнении видового состава находились в области малого соответствия флора (ниже 66%). По экологическим группам 29 видов обнаруженных в озере микроводорослей относились к пресноводным видам, остальные к солоноватоводным и эвригалинным. Анализ видового состава характеризует озеро, как богатое органическими веществами. Средние показатели численности и биомассы фитопланктона составляли 20.9 млн. экз/м^3 и 6,1 г/м^3, соответственно.

Анализ полученных данных показывает, что таксономический состав зоопланктона озера Ак-Гель не велик и состоит в основном из коловраток (*Rotatoria*) и веслоногих раков (*Copepoda*). В мартовском зоопланктоне озера не обнаружены ветвистоусые раки, характерные для пресноводных и пресноводно-солоноватоводных водоемов. Основными причинами отсутствия указанных раков могут быть солевой и термический режим озера.

Средняя биомасса зоопланктона равна 3710, 38 мг/м^3 при численности 68080 экз./м^3. Это высокая продуктивность озера и хорошая кормовая база для воспроизводства рыбного населения озера.

В акватории озера Ак-Гель обнаружено 18 видов зообентоса. Основу видового разнообразия макрозообентоса составляют черви и моллюски (по 6 видов). На долю хирономид и ракообразных приходится всего по 3 вида. Несмотря на относительно невысокое видовое разнообразие для макрозообентоса отмечено высокое количественное развитие. Основу биомассы формируют пресноводные моллюски (10, 4 г/м^2), что составляет 67% от общей биомассы

Заключение. В ходе проведенных исследований получены объективные морфометрические характеристики оз. Ак-Гель, отражающие современную тенденцию его развития, характеризующуюся снижением уровня. Уровенный режим озера находится в зависимости от внутривековых колебаний уровня Каспийского моря.

Гидрохимический режим озера удовлетворительный, но проявляются первичные признаки эвтрофности. Воды озера характеризуются высоким развитием видов-индикаторов микроводорослей, относительно стабильным развитием зоопланктонного комплекса и бентоса. При проведении ряда природоохранных мероприятий и дополнительных специальных мер (в том числе укрепление кормовой базы с использованием искусственных рифов), озеро может быть использовано как рыбохозяйственный водоем с хорошим потенциалом.

Литература

1. *Акаев Б.А., Атаев З.В., Гаджиев Б.С.* и др. Физическая география Дагестана. – М.: Школа, 1996. – 386 с.

2. *Сайпулаев И.М., Эльдаров Э.М., Атаев З.В.* и др. Водные ресурсы Дагестана: состояние и проблемы. – Махачкала, 1996. 180 с.

3. *Ахмедова Г.А., Расулова М.М.* Состояние малых озер в урбанизированных ландшафтах и их защита в условиях антропогенной нагрузки (на примере озер Ак-Гель и Большое Турали) // Юг России: экология, развитие. – 2009. – №4. С. 157-161.

4. *Абдурахманов Г.М., Ахмедова Г.А., Расулова М.М.* Оценка современного состояния и трофического статуса водоемов Приморской низменности. – Махачкала: Эко-пресс, 2011. – 100 с.

5. *Расулова М.М.* Оценка современного экологического состояния и трофического статуса водоемов приморской низменности Дагестана. Автореф. дис… канд. биологич. наук. – Махачкала, 2012. – 22 с.

6. *Расулова М.М.* Антропогенное загрязнение как фактор повышения трофического уровня малых водоемов на примере озера Ак-Гель // Известия Дагестанского государственного педагогического университета. Естественные и точные науки. – 2008. – №3. – С. 89-95.

ВОДНЫЕ РЕСУРСЫ ОЗЕР РОССИЙСКОЙ ФЕДЕРАЦИИ: РЕЗУЛЬТАТЫ ПРОВЕДЕННОЙ ОЦЕНКИ, НОВЫЕ ЗАДАЧИ И ПУТИ ИХ РЕШЕНИЯ

Измайлова А.В.
Институт озероведения РАН, г. Санкт-Петербург,
ianna64@mail.ru

Среди поверхностных водных ресурсов озерные воды занимают важнейшее место, однако в отличие от быстро возобновляемых (речных) водных ресурсов их оценке обычно уделяется недостаточно внимания. Вместе с тем происходит активная эксплуатация озерных вод для различных целей, приводящая к их количественным и качественным изменениям. Только четкое представление о размерах озерного фонда РФ и качестве входящих в него вод дает возможность сохранить озерные ресурсы и регламентировать их эксплуатацию, обеспечить надежное и экологически безопасное водопользование.

Последняя оценка количества озер в масштабах страны (тогда - СССР) выполнялась в 1960-е гг. в рамках составления изданий «Ресурсов Поверхностных вод». К началу XXI века вопрос о новой широкомасштабной оценке озерных ресурсов в рамках всей страны (теперь – Российской Федерации) и всех ее административных единиц стал крайне актуальным. Методы современной электронной картографии дали возможность провести указанную оценку на новом уровне, уточнив при этом озерно-ресурсные показатели даже для тех регионов, в которых они считаются наиболее надежными.

Новая оценка озерного фонда страны на основе единой, специально разработанной методики выполнялась в ИНОЗ РАН по проекту «Оценка ресурсов озерных вод России на основе изучения формирования структуры озерных экосистем» Программы фундаментальных исследований №31 Президиума РАН (2012-2014 гг.). Определялись водные ресурсы всех федеральных округов и входящих в них субъектов Федерации, рассчитывались площади озерного покрытия и озерные ресурсы в объемном выражении. Для определения суммарного озерного покрытия использовалась современная спутниковая информация и возможности программы «Google Планета Земля». При переходе от площадных характеристик озерных ресурсов, полученных с использованием снимков, к объемам воды

необходимые данные по промерам глубин брались из имеющихся в ИНОЗ РАН баз данных, а в случае их отсутствия использовались зависимости, характеризующие связь между различными морфометрическими параметрами озерных котловин.

Согласно проведенной оценке площадь озерного покрытия РФ составляет более 350 000 км^2 (без учета российской части акватории Каспийского моря). Водные ресурсы озер РФ оценены в ~25 970 км^3, в том числе более 50 км^3 - воды повышенной минерализации. Около ~1 370 км^3 воды заключено в озерах Европейской территории России (ЕТР) и ~24 600 км^3 – в озерах Азиатской ее территории (АТР). Примерно ~890 км^3 воды содержится в искусственных водоемах (ЕТР – 250 км^3 и АТР – 640 км^3, с учетом Богучанского водохранилища (объем 58.2 км^3), заполнение которого пока полностью не завершено). Суммарный объем не текучих поверхностных вод РФ составляет, таким образом, около ~26 800 км^3, а суммарное покрытие >420 000 км^2 (рис. 1). На долю крупнейших озер (15 озер с площадью зеркала >500 км^2) приходится более 95 % от общего объема пресных озерных ресурсов РФ.

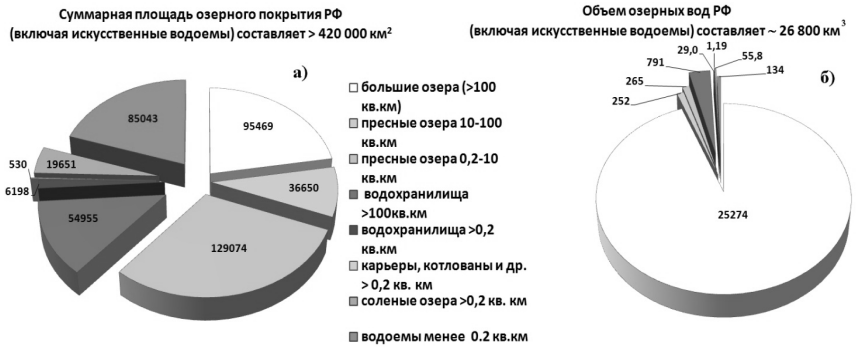


Рис. 1 – Распределение ресурсов поверхностных вод РФ в зависимости от их происхождения и размера котловин: а) площади покрытия, б) – объемы воды

Среди федеральных округов России наибольшие озерные водные ресурсы имеет Сибирский ФО, прежде всего благодаря расположению в пределах его территории оз. Байкал. Значительные озерные ресурсы характерны и для Северо-Западного ФО (рис. 2).

Произведенная новая оценка водных ресурсов озер РФ дала возможность уточнить данные прошлой кадастровой оценки, осуществленной еще в СССР в 60-е гг. XX века.

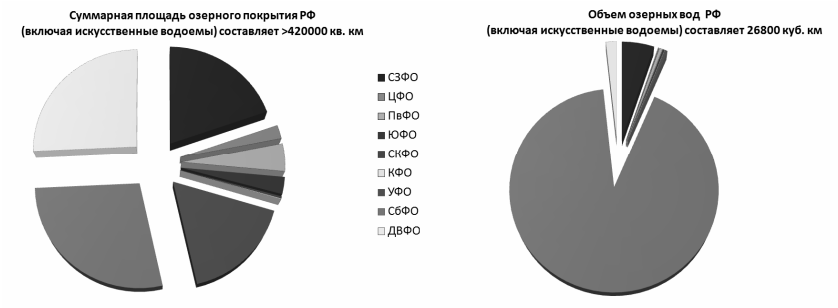


Рис. 2 – Распределение озерных водных ресурсов
по Федеральным округам РФ (площадь покрытия и объем вод).

Детальность оценки, выполненной при помощи инструментария программы Google – Планета Земля, позволила выяснить, что многие водоемы, трактуемые ранее как озера с площадью зеркала превышающей 1 га, на самом деле имеют несколько меньшую площадь. То есть, формально они не относятся к категории водных объектов именуемых «озера». Так, для наиболее озерных на территории европейской части России Мурманской области и Республики Карелия, процент водоемов с площадями более 1 га составляет лишь около 30 и 40% от общего количества дешифрированных водоемов. При этом общее количество дешифрированных нами водоемов на снимках по указанным регионам лишь на ~15% превосходит количество водоемов, учтенных по картам в 1960-е годы.

Кроме того, новая оценка водных ресурсов озер РФ дала возможность выявить тренды изменения озерного фонда по ряду регионов, чаще всего – его снижение в сравнении с проводимыми ранее оценками. Так, в ряде областей центральной части ЕТР существенно сократились площади озер, расположенных среди постледникового рельефа. В Рязанской области площадь оз. Шагара за последние 50 лет уменьшилась в 2,5 раза; оз. Сокорево – в 2 раза, оз. Ивановское – на 30 %, оз. Комгарь – более чем на 20 %. Озеро Мартыново фактически превратилось в болото. Многие малые озера исчезли. Существенные сокращения площадей озер произошли также в Тульской и Тамбовской области. Среди основных причин сокращения озерного фонда данного региона, наряду с процессами так называемого «старения озер», можно назвать высокую антропогенную нагрузку, приведшую к фактически полному исчезновению естественных ландшафтов, изменение системы дренажа, в том чис-

ле благодаря активному строительству искусственных водоемов, и, отчасти, климатические изменения. Темпы сокращения озер в данном регионе внушают очень большие опасения. Как показывает анализ имеющихся трендов, уже через несколько десятилетий можно потерять здесь большинство озер, расположенных среди постледниковых ландшафтов, как, впрочем, и сами ландшафты. Для сохранения имеющегося озерного фонда и не сведения его практически исключительно к озерам старичного типа необходимо выработать соответствующие рекомендации по защите озер центральной части ЕТР от исчезновения.

Значительное сокращение озерных площадей произошло и в низовьях р. Волги, наиболее сильно оно коснулось района западных подстепных ильменей (ЗПИ) и явилось результатом изменений, произошедших после зарегулирования и создания Волжско-Камского каскада ГЭС. Согласно проведенной нами оценке, с 1960-х гг. по настоящее время площадь водного покрытия ЗПИ водоемами, превышающими 1 км^2, сократилась более чем на 40%, а их количество – более чем на 30%. Существующие тренды крайне негативны, однако перспективы решения проблемы Нижней Волги, а вместе с ней и района ЗПИ улучшились после принятия федеральной целевой программы «Развитие водохозяйственного комплекса Российской Федерации в 2012– 2020 гг.» и подготовки в ее рамках комплексной долгосрочной целевой программы «Развитие водохозяйственного комплекса Астраханской области в 2012–2020 гг.».

Поскольку для развития экономики территорий, характеризующихся малым количеством озер или недостаточной увлажненностью, сокращения озерного фонда бывают весьма чувствительны, выявленные тренды требуют дальнейшего тщательного анализа. В перспективе необходимо рассмотреть не только общие тенденции дальнейшего изменения озерного фонда, но и дать их вариантный прогноз с учетом особенностей социально-экономического развития при различных сценариях природо- и водопользования. По ряду регионов, где не было выявлено сокращения площадей озер, однако присутствует значительное ухудшение качества воды, также необходимы вариантные прогнозы изменения озерных ресурсов, их качественных характеристик. Вариантные прогнозы позволят обосновать систему научных рекомендаций по организации оптимального водопользования, основанного на комплексной эксплуатации вод. При этом результаты прогнозов помогут выработать научно обос-

нованный подход к использованию озерных ресурсов не только на региональном уровне, но и в масштабах всей страны.

Еще одной задачей, возникшей при количественной оценке водных ресурсов озер РФ, явилась необходимость проведения расширенной оценки озерных водных ресурсов регионов недостаточного увлажнения, характеризующихся высокой временной изменчивостью водных запасов. При общей оценке озерных ресурсов РФ по этим регионам были учтены среднемноголетние данные по площадям водоемов и глубинам. В то же время изменчивость ресурсов для таких регионов очень велика и во внутригодовом, и в многолетнем разрезах. При низких запасах озерных вод начинают возникать экологические проблемы, в обжитых районах – проявляются проблемы водопользования. В то же время высокие запасы вод могут приводить к значительному подтоплению территорий, что вызывает материальный ущерб в регионах хозяйственного освоения.

Регионы недостаточного увлажнения чаще всего характеризуются низкой лимнологической изученностью. Оценка временной изменчивости озерных водных ресурсов таких регионов требует специального методического обоснования. При этом с одной стороны методика оценки должна опираться на весьма скудные данные гидрометрических измерений, с другой стороны – могут быть использованы данные космической съемки за различные сезоны года и периоды водности. Использование космической информации при недостатке гидрометрических измерений представляется весьма перспективным направлением исследований. Оценка временной изменчивости озерных водных ресурсов регионов недостаточного увлажнения также является актуальной. Полученные согласно такой оценке данные важны при планировании водопользования за счет озерных вод, тем более что ценность водных ресурсов здесь крайне высока, а ошибки при их эксплуатации приводят к особенно тяжелым последствиям.

Количественная оценка водных ресурсов озер РФ является лишь первым этапом работ, направленных на определение потенциала их хозяйственного использования. Следующий этап – качественная оценка озерных ресурсов, первые шаги в направлении которой уже были сделаны. Прежде всего была осуществлена оценка качества вод, содержащихся в крупнейших водоемах РФ (с площадью зеркала >500 км^2). Необходимо подчеркнуть, что более 95% от общего объема пресных озерных вод приходится на крупнейшие

озера, а ~91 % – на оз. Байкал. Поэтому оценка качества сосредоточенной в них воды позволяет получить представление об основных резервах озерных вод страны. В основу проведенной оценки положены справочные и литературные данные по крупнейшим водоемам РФ, а также данные Государственных докладов по качеству воды. Выяснено, что большинство крупнейших озер РФ до сегодняшнего дня сохраняют высокое качество вод по основной части акватории, и около 24 000 км^3 содержащейся в них воды могут считаться условно чистыми, поддерживающими олиготрофный статус (рис. 3). В то же время в крупнейших водохранилищах (включая новое – Богучанское) сосредоточено 780 км^3 воды, лишь около ~13% которой имеют надлежащее качество.

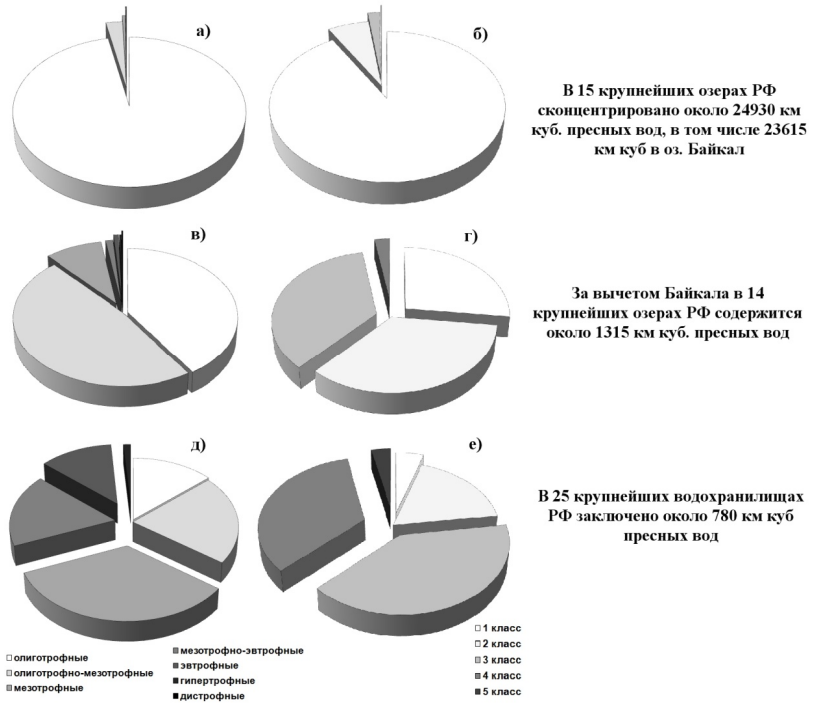


Рис. 3 – Трофический статус водных масс и класс загрязненности крупнейших озер и водохранилищ РФ на уровень 2010 гг.: (а) и (б) – озера с учетом Байкала; (в) и (г) – без учета Байкала; (д) и е) – водохранилища

Поддержание высокого экологического статуса крупнейших озер позволяет сохранять значительные стратегические запасы чис-

той озерной воды в масштабах всей страны даже при сильном загрязнении малых и средних водоемов. Вместе с тем, хотя РФ и обладает колоссальными озерными ресурсами, их распределение по территории страны крайне неравномерно и слабо согласованно с основными центрами размещением населения и хозяйственного развития. Крупных озер на территории страны достаточно мало, в результате для многих субъектов Федерации не только средние, но и малые озера являются важным источником пресных вод. В то же время, экологическое состояние большинства малых и средних озер, расположенных в наиболее экономически развитых регионах РФ, внушает значительное опасение. Для ряда областей, в которых отсутствуют крупные водоемы, доля условно чистых озерных вод уже сегодня составляет лишь доли процента. Более подробная оценка качества ресурсов озерных вод, выполняемая уже в масштабах всех Федеральных округов и субъектов Федерации, представляется крайне важной задачей. Такая оценка должна в основном опираться на уже существующие разработки, однако в силу ряда объективных причин обязана быть с одной стороны крайне упрощенной, с другой – содержать дополнительные параметры, характеризующие именно ресурс, а не водоем.

Таким образом, дальнейшее развитие исследований в области оценки водных ресурсов озер предполагает, прежде всего, решение следующих задач.

- Выявление динамики изменений озерного фонда, обусловленных сложившимся характером природопользования. Вариантный прогноз тенденций изменений озерного фонда с учетом особенностей социально-экономического развития регионов.
- Проведение уточненной оценки водных ресурсов озер, расположенных в регионах недостаточного увлажнения, позволяющей учесть их значительную временную изменчивость, определяемую вариациями климата и антропогенной деятельностью. Выявление регионов, характеризующихся наиболее высокой изменчивостью озерных ресурсов, оценка экологических последствий достижения экстремальных значений таких изменений.
- Анализ качества озерных ресурсов по регионам РФ и выявление существующих региональных проблем функционирования озерных экосистем, исследование реакции озерных экосистем, располагающихся в разных экологических условиях, на различные виды хозяйственного воздействия.

ОСНОВЫ БИОМОНИТОРИНГА ОНЕЖСКОГО ОЗЕРА С УЧЕТОМ ЕГО ГЕОХИМИЧЕСКИХ ОСОБЕННОСТЕЙ[17]

Калинкина Н.М., Полякова Т.Н., Сидорова А.И,
Сярки М.Т., Теканова Е.В., Т.А. Чекрыжева Т.А.
Институт водных проблем Севера КарНЦ РАН, г. Петрозаводск
cerioda@mail.ru

Онежское озеро –втрое по величине озеро Европы, объем водной массы которого достигает 295 км^3 [1, 2]. С учетом высокого качества воды Онежское озеро следует считать важнейшим объектом, обеспечивающим стратегический запас питьевой воды и, следовательно, требующим особых принципов и методов мониторинга и охраны.

К настоящему времени накоплен достаточный объем информации о влиянии климатических изменений и антропогенных факторов на экосистему Онежского озера: изучено распространение и накопление загрязняющих веществ в воде и донных отложениях; оценены элементы баланса органического вещества, рассмотрены температурный, гидрологический, химический режим, изучена роль биоты в процессах функционирования озера, дана оценка биоресурсного потенциала, разработаны модели, позволяющие проследить реакцию экосистемы Онежского озера на различную фосфорную нагрузку и изменение температурного режима [3-6; 2; 1].

В ходе комплексных исследований установлено, что в современный период экосистема Онежского озера на большей части своей акватории (обширный профундальный район озера – Центральное, Большое, Малое Онего, центральная часть Повенецкого залива), сохраняет природный статус, который характеризуется как олиготрофный. Основные источники загрязнений озера находятся на берегах его северо-западных заливов (Петрозаводская, Кондопожская губы, вершинная части Повенецкого залива). Трансформация заливов в настоящее время продолжается. Важнейший признак этих процессов – накопление в эвтрофируемых заливах загрязняющих и биогенных веществ, расширение зоны антропогенного влияния на

[17] Исследование выполнено при финансовой поддержке Российского научного фонда (проект №14-17-00766).

центральный район озера. В последнее время серьезное воздействие на экосистему Онежского озера оказывают ускоряющиеся процессы биоинвазии.

В условиях климатических изменений и воздействия антропогенных факторов экосистема Онежского озера трансформируется, в связи с чем необходим постоянный экологический мониторинг ее состояния. Согласно современным принципам биомониторинга, гидробиологические показатели являются приоритетными для оценки состояния водных экосистем [7, 8]. Значение биомониторинга водной среды заключается в возможности выявления реакции экосистемы на загрязнение, которое невозможно изучить никакими другими подходами, включая прямое измерение гидрохимических параметров. Основными элементами биомониторинга являются биоиндикация и биотестирование. Последнее, в отличие от традиционных аналитических методов, позволяет получить быструю интегральную оценку загрязнения водных экосистем, отражающую действие всех присутствующих в пробе токсических веществ с учетом их антагонистического и синергетического взаимодействия.

Научные основы биомониторинга экосистемы Онежского озера предполагают, прежде всего, рассмотрение климатических условий, а также морфометрических и геохимических особенностей водоема. Климат региона по условиям образования принадлежит к атлантико-арктической зоне умеренного пояса [9]. Невысокая температура воды (ее среднегодовое значение составляет 8ºС) лимитирует развитие планктона и является главным регулятором его сезонной цикличности в пелагиали озера. В сообществах бентоса сезонные явления выражены существенно меньше, что связано с незначительными колебаниями температуры на больших глубинах.

Низкая температура воды, невысокое содержание в воде биогенных элементов, достаточно большие площади рудоносных илов на дне Онежского озера – все эти факторы вместе определяют весьма низкую его продуктивность. Следует отметить, что для Онежского озера характерны малые скорости как продукционных, так и деструкционных процессов. Это определяет низкую способность водоема к самоочищению, а, значит, высокую уязвимость к загрязнению органическим веществом. Поэтому важнейшими критериями состояния экосистемы должны стать показатели продукционно-деструкционных процессов в воде и донных отложениях.

Согласно современным подходам [8], при изучении состояния пресноводных экосистем, кроме структурно-функциональных показателей биоты, важнейшим критерием состояния водоемов является цикличность биологических процессов. Критерием нормального состояния водоемов является естественное развитие водных сообществ, а именно, ненарушенные сезонные циклы биоты. При этом в качестве нормальных показателей циклов используются данные по сезонным фазам развития водных сообществ на референтных (фоновых) участках, не подверженных антропогенному воздействию.

Основные фенологические фазы биоты (состояние водных сообществ в начальный момент вегетационного периода, максимальное развитие биоты, а также процессы спада развития и переход к зимнему состоянию) являются важнейшими критериями состояния Онежского озера. Особую информативность эти показатели приобретают в настоящее время, когда Онежское озеро испытывает серьёзное влияние климатических изменений, в результате которых сход ледового покрова происходит на 10 дней раньше, чем десятилетие назад [10].

К настоящему времени выполнен анализ сезонной цикличности водных сообществ Онежского озера на основе статистических подходов, учитывающих соотношение внутри- и межгодовой изменчивости гидробиологических показателей [11-13]. Показано, что основные фазы первично-продукционного цикла в пелагиали Онежского озера зависят от цикличности географических факторов среды (температуры и падающей солнечной радиации). Сезонный максимум первичного продуцирования формируется недиатомовым фитопланктоном, хорошо обеспеченным хлорофиллом. Его развитие ограничивается низкими концентрациями фосфора в воде. Количественная оценка межгодовой изменчивости сезонного цикла показала, что цикл первичной продукции в открытом плесе Онежского озера представляет собой устойчивый процесс, который обеспечивает стабильное пополнение пелагической системы новообразованным органическим веществом.

Водным сообществам Онежского озера свойственны особые черты, которые важно учитывать при проведении мониторинга [14]. Представители фауны водоемов северных широт имеют иное индикаторное значение, чем виды более южных регионов. Индекс Шеннона не всегда адекватно отражает биоразнообразие зоопланктона Онежского озера. Широко рекомендованный индекс Вудивисса мо-

жет быть использован только на мелководье, так как с глубиной резко снижается биоразнообразие водных сообществ и этот индекс в условиях глубоководного Онего не применим. Таким образом, для условий Онежского озера должна быть разработана новая система биоиндикации, базирующаяся на оценке состояния биоты в различных районах озера, включая фоновые. Современными исследованиями показано, что исторически доминирующие в бентофауне Онежского озера олигохеты неоправданно завышают олигохетные индексы, что смещает итоговую оценку в сторону более высокой загрязненности озера. Это определило необходимость разработки нового амфиподно-олигохетного индекса для оценки состояния донных сообществ [15].

В биомониторинге Онежского озера важно учитывать геологическое строение пород, составляющих его котловину. Из подстилающих пород в верхние слои донных отложений могут поступать микроэлементы, что приводит к формированию на дне озера геохимических аномалий. Исследования химического состава придонных вод [16] обнаружили в глубоководных районах Онежского озера (залив Большое Онего, Уницкая губа) признаки субаквальной разгрузки, что определило здесь геохимические аномалии. В поверхностном слое донных отложений залива Большое Онего и Уницкой губы отмечается накопление микроэлементов (Zn, Ni, Cd, Cu, Pb). Там были обнаружены токсичные илы, что позволило предположить о существовании токсического фактора природного происхождения. Его угнетающее действие на бентос проявляется в центральных глубоководных районах озера. Статистический анализ данных по макрозообентосу Онежского озера за 1990-2013 гг. позволил выявить на дне озера четыре зоны, в пределах которых показатели состояния донных сообществ достоверно различаются по абсолютным значениям и соотношению групп бентоса. Первая зона отнесена к центральной глубоководной части озера, Лижемской и Уницкой губам, где наблюдается лимитирование развития организмов макрозообентоса за счет действия токсического фактора природного происхождения. Вторая зона дна – места интенсивного антропогенного воздействия (Кондопожская, Петрозаводская губы, Повенецкий залив, Кижские шхеры). Третья зона занимает промежуточное положение между первой и второй. Четвертая зона расположена, главным образом, в глубоководной части Петрозаводской губы, где наблюдается наиболее интенсивное развитие амфипод.

При проведении биомониторинга Онежского озера необходим учет выявленных 4-х зон с различным состоянием макрозообентоса. Для определения тенденций изменения экосистемы озера нужно не только сравнение зон между собой, но и выполнение анализа временных трендов для каждой из них в отдельности. Токсикологические исследования, позволяющие дать интегральную оценку пригодности условий для обитания макрозообентоса, должны стать неотъемлемой частью биомониторинга Онежского озера.

В последние годы литоральная зона Онежского озера претерпевает коренные изменения, связанные с появлением амфиподы байкальского происхождения *Gmelinoides fasciatus* Stebbing [17]. Этот вид более 40 лет назад в массовых количествах был завезён из оз. Байкал в верхние водохранилища Волги и озера Карельского перешейка для улучшения кормовой базы рыб. Около 15 лет назад этот вид впервые был обнаружен на литорали Онежского озера [18], а в настоящее время он стал одним из доминирующих видов. Исследованиями последних лет показано, что температура и кормовые условия не лимитируют развитие популяции вида *G. Fasciatus* в различных типах литорали. Затишные условия, а именно, наличие изрезанных берегов, небольших бухт, зарослей макрофитов оказались факторами, определяющими наиболее высокие показатели численности, биомассы и продукции *G. Fasciatus*. Ихтиологические исследования позволили установить, что в различных районах Онежского озера (Кумса-губа Повенецкого залива, Уницкая губа, Петрозаводская губа) вселенец *G. Fasciatus* стал объектом питания рыб, в частности, молоди окуня. Доля рачка в пищевом комке в желудках рыб из разных районов составляла от 5 до 70%. Таким образом, вселение вида *G. Fasciatus* в экосистему Онежского озера привело к заметному увеличению продукционных характеристик литоральных ценозов и улучшению кормовой базы рыб.

Литература

1. Онежское озеро. Атлас /Отв. ред. Н.Н. Филатов – Петрозаводск: Карельский НЦ РАН, 2010. – 151 с.

2. Lake Ladoga and Onego: Great European Lakes. Observations and Modelling /Editors: *L. Rukhovets, N. Filatov*. Springer-Praxis. 2010. – 302 p.

3. Онежское озеро. Экологические проблемы / Под ред. Н.Н. Филатова – Петрозаводск: Карельский НЦ РАН, 1999. – 293 с.

4. *Филатов Н.Н., Назарова Л.Е., Сало Ю.А., Тержевик А.Ю.* Оценки возможных изменений климата и их воздействие на некоторые характеристики гидрологического режима Ладожского и Онежского озер // Водные ресурсы Европейского Севера России: итоги и перспективы исследований. Материалы юбилейной конференции, посвященной 15-летию ИВПС, 2006 г. Петрозаводск: Изд-во КарЦН РАН, 2006. С. 178-196.

5. *Руховец Л.А., Филатов Н.Н., Тержевик А.Ю., Астраханцев Г.П., Минина Т.Р., Мальгин А.Н., Петрова Н.А., Полосков В.Н., Белкина Н.А., Ефремова Т.В., Назарова Л.Е., Сало Ю.А., Сабылина А.В, Тимакова Т.М.* Онежское озеро сегодня и завтра: опыт математического моделирования // Водные ресурсы Европейского Севера России: итоги и перспективы исследований. Материалы юбилейной конференции, посвященной 15-летию ИВПС, 2006 г. Петрозаводск: Изд-во КарЦН РАН, 2006. С. 127-153.

6. Биоресурсы Онежского озера / под ред. В. И. Кухарева, А. А. Лукина. – Петрозаводск: Карельский НЦ РАН, 2008. – 272 с.

7. Water Framework Directive (WFD) 2000/60/EC: Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy: http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/

8. Рекомендации Росгидромет. 52.24.763-2012: Оценка состояния пресноводных экосистем по комплексу химико-биологических показателей.- Ростов-на-Дону. 2012.

9. *Назарова Л.Е.* Климат и озера / Озера Карелии. Справочник / под ред. Н.Н. Филатова, В.И. Кухарева. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2013. С. 22-23.

10. *Efremova T., Palshin N., Zdorovennov R.* Long-term characteristics of ice phenology in Karelian lakes // Estonian Journal of Earth Sciences. 2013. V. 62. № 1. P. 33–41.

11. *Сярки М.Т., Теканова Е.В.* Сезонный цикл первичной продукции в Онежском озере // Известия РАН. Серия Биологическая. 2008. № 5. С. 621-625.

12. *Сярки М. Т.* Изучение траекторий сезонной динамики планктона с помощью метода двойного сглаживания // Принципы экологии. 2013. № 1. С. 62–68. (DOI: 10.15393/j1.art.2013.2141).

13. *Сярки М.Т., Чистяков С.П.* О применении метода ортогональных расстояний для моделирования сезонной динамики планктона Онежского озера // Экология. № 2. 2013. С. 1-3.

14. *Куликова Т.П., Полякова Т.Н. Вислянская И.Г.* Оценка экологического состояния водоемов и качества воды по гидробиологическим показателям // Современное состояние водных объектов Республики Карелия. По результатам мониторинга 1992-1997 гг. Петрозаводск: изд-вл КарНЦ РАН, 1998. С. 23.-25.

15. *Калинкина Н. М., Белкина Н. А., Полякова Т. Н., Сярки М. Т.* Биоиндикация состояния глубоководных участков Петрозаводской губы Онежского озера по показателям макрозообентоса // Водные ресурсы. 2013. Т.40, №5. С. 488-495.

16. *Borodulina G.S., Belkina N.A.* Study of the geochemical anomalies at the water-sediment boundary in subaqueous groundwater discharge zones in lake Onega // Book of abstract. 32nd congress of the international society of limnology. Budapest. August 4-9, 2013. P. 191.

17. *Сидорова А.И., Калинкина Н.М.* Инвазия байкальской амфиподы *Gmelinoides fasciatus* в Онежское озеро. Сезонная динамика популяционных показателей. Lap Lambert Academic Publishing. 2015. 80 с.

18. *Березина Н.А., Панов В.Е.* Вселение байкальской амфиподы Gmelinoides fasciatus (Amphipoda, Crustacea) в Онежское озеро // Зоологический журнал. Т. 82, № 6, 2003. С. 731-734.

ОПЫТ СОЗДАНИЯ СХЕМ ЗАМЕРЗАНИЯ И ВСКРЫТИЯ ЛАДОЖСКОГО ОЗЕРА

Каретников С.Г.
Институт озероведения РАН, г. Санкт-Петербург
sergeyka55@mail.ru

Для крупных димиктических озёр большое значение имеет период существования на их поверхности ледовых явлений. Разнообразие ледового режима крупного озера обусловлено в основном различием тепловых потоков через поверхность воды в зимний период, а так же распределением глубин, и определяется региональной характеристикой суровости зимы. Даже тонкий ледяной покров сильно уменьшает теплоотдачу с поверхности воды, и, наоборот, существование в озере длительное время участка с открытой водой истощает его теплозапасы, что сказывается на тепловом режиме озера в весенний период.

Длительные наблюдения за ледовым режимом могут стать индикатором локального климата. Проведенный анализ сроков появления и исчезновения компактных ледяных образований, общей продолжительности ледовых явлений в Ладожском озере и продолжительности полного ледостава, а также их межгодовых вариаций может быть полезен для оценки теплового режима Ладожского озера в зимний период.

Ладожское озеро – крупнейшее в Европе димиктическое озеро с общей площадью 18 тыс км^2, объемом 840 км^3, средней глубиной 47 м и максимальной глубиной 233 м. Более полугода (с начала ноября по конец мая) на поверхности воды Ладожского озера могут наблюдаться ледовые явления.

Регулярные наблюдения за пространственным распределением льда на Ладожском озере проводятся с 1943 года. По этим наблюдениям и данным метеопостов были составлены первые схемы районов по срокам замерзания и вскрытия Ладожского озера [1]. До 1992 года ледовые авиаразведки осуществлялись Гидрометслужбой примерно 2 раза в месяц и публиковались картосхемы покрытости Ладожского озера льдом с указанием его сплоченности [2,3]. Начиная с 1971 года, в добавление к авиаразведкам стали появляться снимки из космоса, позволившие составить схемы замерзания и вскрытия озера при различных направлениях преобладающих ветров [4]. В настоящее время спутниковые снимки являются основным материалом для изучения степени покрытости озера льдом. В Институте озероведения РАН имеется архив картосхем ледовых авиаразведок СЗ УГКС до 1992 года. С 1996 года материалы о покрытости озера льдом, были получены из архива информации ИКИ РАН спутников серии NOAA километрового разрешения. За последние 15 лет появилась возможность получать информацию со спутника MODIS 250-и метрового разрешения, а с 2015 года в свободном доступе появилась информация радиолокатора с синтезированной апертурой (SAR) с европейского спутника Sentinel-1. Прием и обработка многоканальной информации с различных спутников имеет несомненную ценность в оперативных и научных целях. Динамика увеличения числа съемок за год приведена на рис. 1; в среднем за весь период наблюдений производилось 20 съемок за год при максимальном значении 51 в 1994 г. Чаще всего съемки производились в феврале и марте, что связано с хорошей ясной погодой в районе озера, устанавливающейся в эти месяцы.

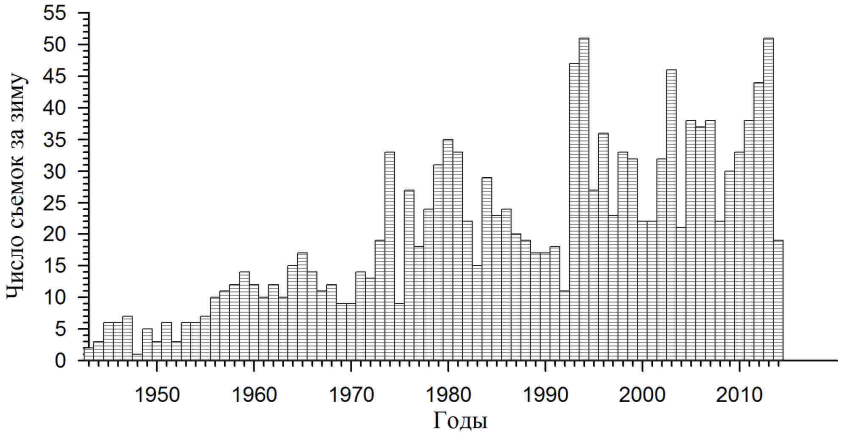


Рис. 1 – Количество ледовых съемок по годам

В процессе подготовки данных о степени покрытости озера льдом была составлена электронная форма более 830 авиа и спутниковых съемок за период с 1964 по 2015 гг.

Поверхность Ладожского озера разбивалась на 178 ячеек со сторонами 10х10 км. Для каждого квадрата с точностью 10% указывался процент покрытости его льдом. Организованные таким образом данные позволили провести их статистический анализ и построить типичные хронологические схемы среднего многолетнего процесса становления и разрушения льда Ладожского озера.

К данным о степени покрытости каждого квадрата льдом за все годы была применена процедура декадного осреднения со сдвижкой на 5 дней и построен сезонный ход изменения средней величины ледовитости. Изменение указанной величины аппроксимировалось двумя линейными зависимостями для процессов увеличения и уменьшения покрытости квадрата льдом. Даты полного покрытия квадрата льдом и даты начала его разрушения получались по аппроксимационным зависимостям для 95% покрытости квадрата льдом. На рис. 2. представлены средние изменения ледовитости для разных по расположению на озере квадратов, способ получения дат установления полного (95%) ледостава и начала его разрушения. В некоторых квадратах, как показано на рис. 2(а) по осредненным за многолетие данным, полный ледостав наступает на очень короткое время или, как показано на рис. 2(в) вообще не наступает.

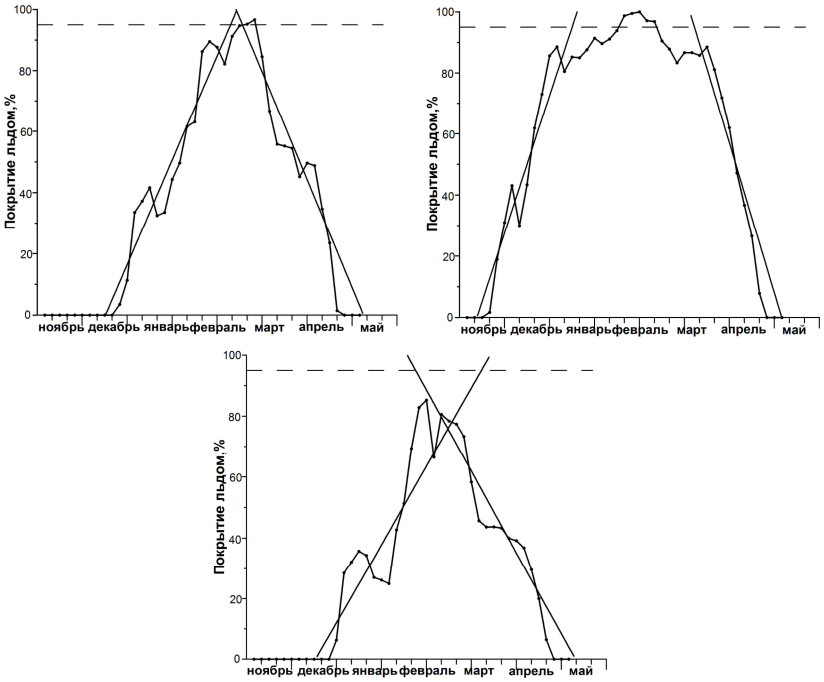
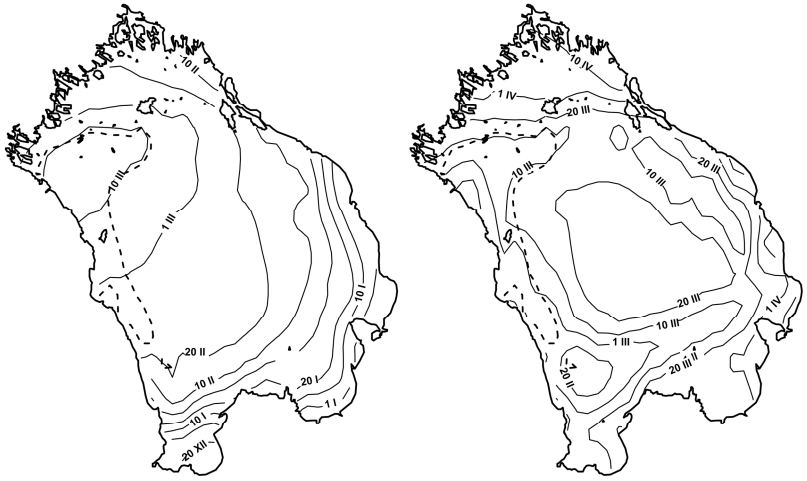


Рис. 2 – Примеры линейных аппроксимаций процессов нарастания и разрушения льда в квадратах, расположенных в центре (а), у восточного (б) и западного (в) берегов

В среднем изменение покрытости озера льдом на 10% при замерзании и при вскрытии происходит за 13 дней. Быстрее всего процесс покрытия льдом происходит в бухте Петрокрепость, в Волховской и Свирской губах. По средним многолетним данным там ледостав устанавливается за один месяц (с середины ноября до середины декабря). Медленнее всего увеличение покрытости льдом происходит на акватории, расположенной 20-30-ти километровой полосой вдоль устьев южных заливов. Лед на этой акватории периодически устанавливается и разрушается на протяжении двух месяцев с середины декабря до середины февраля. Основная акватория озера, как следует из рис. 3 (а), замерзает меньше чем за месяц с середины февраля до середины марта. В северо-западной части озера по материалам осредненных многолетних наблюдений вода покрывается льдом частично или в отдельные годы остается полынья чистой воды. Аналогично для каждого из 178 квадратов рас-

считывалась и дата начала разрушения льда, схема которого представлена на рис. 3 (б).



а б

Рис. 3 – Типичные изохронны установления полного ледостава (а) и начала его разрушения (б) (пунктирной линией обозначен район с неполным ледоставом)

Отрыв большого ледяного поля в центральной части озера от припая и образование участков чистой воды между льдиной и припаем в первой декаде марта свидетельствует о начале процесса разрушения льда. К концу марта ветром разрушается центральное ледяное поле и очищается ото льда большая часть бухты Петрокрепость и Волховской губы. В апреле полный ледостав можно наблюдать лишь в Свирской губе, вдоль восточного берега и в части озера севернее о-ва Валаам. Как правило, к маю озеро полностью очищается ото льда.

Для каждого из 178 квадратов можно определить продолжительность полного ледостава (как разность между датами установления ледостава и начала разрушения льда), представленную на рис. 4. В среднем по озеру продолжительность полного ледостава составляет 33 дня. Как уже отмечалось выше, в северо-западной части озера имеется акватория, не регулярно или не полностью покрывающаяся льдом. Дольше всего (около 4 месяцев) полностью покрыты льдом Волховская и Свирская губы, ледостав в них образуется раньше и позже разрушается.



Рис. 4 – Средняя многолетняя продолжительность полного ледостава, (сут.)

По материалам многолетних наблюдений за ледовыми условиями были рассчитаны типичные пространственные распределения сроков начала, конца и продолжительности полного ледостава Ладожского озера. Полученные схемы кардинально отличаются от предложенных ранее, как по срокам, так и по пространственному положению изохрон замерзания, вскрытия и продолжительности ледостава озера. Результаты работы дают общее представление о ледовом режиме озера, позволяют детализировать расчеты теплового баланса для зимнего периода и проводить сравнение реальной ледовой обстановки со средней многолетней характеристикой зимы по ледовым условиям.

Литература

1. *Молчанов И.В.* Ладожское озеро. Гидрометеоиздат, Л., 1945, С. 407-451

2. *Медрес П.Л.* Ледовый режим Ладожского озера по материалам авиаразведок. Труды ГГИ., Гидрометеоиздат, Л. 1957, вып. 66. С. 92-140.

3. *Лебедев В.В., Медрес П.Л.* Ледовый режим Ладожского озера

по материалам авиаразведок. Сборник работ ГМО., Л., 1966, вып.3. С. 135-182.

4. *Усачев В.Ф., Прокачева В.Г., Бородулин В.В.* Оценка динамики озерных льдов, снежного покрова и речных разливов дистанционными средствами. – Л.: Гидрометеоиздат,1985.-103 с.

ОЦЕНКА СОВРЕМЕННОЙ БИОГЕННОЙ НАГРУЗКИ НА РОССИЙСКУЮ АКВАТОРИЮ ФИНСКОГО ЗАЛИВА И ЕЕ СООТВЕТСТВИЕ МЕЖДУНАРОДНЫМ ТРЕБОВАНИЯМ

Кондратьев С.А.
Институт озероведения РАН, г. Санкт-Петербург
kondratyev@limno.org.ru

Финский залив – одна из наиболее загрязнённых акваторий Балтийского моря [1]. В ноябре 2007 г. на сессии Хельсинкской комиссии (ХЕЛКОМ) принят План действий по Балтийскому морю (ПДБМ) [2], который должен представлять собой долговременную стратегию оздоровления Балтийского моря. По результатам математического моделирования с использованием шведской модели экосистемы Балтийского моря MARE NEST для Финского залива определены максимально возможные нагрузки общим фосфором ($P_{общ}$) и общим азотом ($N_{общ}$) в размере 4860 т P/ год и 106 680 т N/ год с территории водосбора, расположенного в России, Финляндии и Эстонии [2]. ПДБМ предполагает установление в будущем платы за избыточное поступление биогенных веществ в Балтийское море от каждой страны. Указанный факт придает особую актуальность вопросу о выполнении научно-обоснованной оценки современного уровня биогенной нагрузки на Финский залив со стороны России.

Цель настоящей работы – оценка нагрузки $P_{общ}$ и $N_{общ}$ на российскую часть акватории Финского залива с водосбора за период 2012-2013 гг. на основе данных мониторинга, по результатам специальных полевых исследований и с привлечением методов математического моделирования, а также оценка соответствия современных значений биогенной нагрузки требованиям ПДБМ.

Биогенная нагрузка на Финский залив, поступающая через российскую береговую линию с 80% площади водосбора залива, формируется следующими источниками:

1. вынос из Ладожского оз. со стоком р. Невы;

2. сбросы сточных вод Санкт-Петербурга;
3. вынос со стоком р. Нарвы;
4. вынос со стоком р. Луги;
5. вынос с частного водосбора р. Невы;
6. вынос с частного водосбора Финского залива, не охваченного системой мониторинга Росгидромета.

Биогенная нагрузка, сформированная первыми четырьмя указанными источниками (Ладожское оз., Санкт-Петербург, реки Нарва и Луга), может быть достаточно легко оценена на основе материалов государственного мониторинга Росгидромета и статистических данных ГУП «Водоканал СПб», что и было сделано. Для оценки выноса $P_{общ}$ и $N_{общ}$ с частных водосборов р. Невы и Финского залива в настоящей работе использовались материалы специально проведенных натурных наблюдений за стоком малых притоков Финского залива и содержанием в них биогенных веществ, а также методы математического моделирования. Ниже приведены результаты количественной оценки всех составляющих биогенной нагрузки на залив.

За последнее десятилетие гидрохимические характеристики Петрокрепостной бухты Ладожского оз., из которой вытекает р. Нева, практически не изменились. Поэтому современный вынос биогенных веществ из Ладоги, сформированный на ее водосборе с площадью ~ 280000 км^2, принят равным 1000 т P/год и 40100 т N/год [3]. Следует помнить, что этот вынос азота и фосфора сформирован не только на Российской территории, так как около 20% площади водосбора Ладоги находится на территории Финляндии.

Информация о динамике сбросов биогенных веществ с очищенными и неочищенными сточными водами Санкт-Петербурга представлена на сайте ГУП Водоканал Санкт-Петербурга [http://www.vodokanal.spb.ru/]. В соответствии с приведенными данными муниципальная биогенная нагрузка на залив в среднем за 2012–2013 гг. принята равной 442 т P/ год и 9483 тN/год .

По данным мониторинга Росгидромета вынос биогенных веществ со стоком р. Нарвы (створ Ивангород) в среднем за 2012 – 2013 гг. составлял 344 т P/ год и 10379 т N/ год. Исходя из того, что Российская территория здесь занимает 63.3% общей площади водосбора, составляющей ~ 56 000 км^2, можно приближенно оценить биогенную нагрузку на Финский залив со стороны водной системы

Чудско-Псковского оз., р. Нарвы и Нарвского водохранилища в 217 т P/ год и 5703 т N/ год.

Нагрузка, сформированная на водосборе р. Луги площадью ~ 12200 км^2, рассчитана по данным мониторинга Росгидромета; ее средние значения (2012-2013 гг.) составили 331 т P/год и 4252 т N/год.

В 2013 году в Российском государственном гидрометеорологическом Университете выполнено диссертационное исследование, посвященное изучению и оценке биогенной нагрузки, сформированной на частном водосборе Невы площадью ~ 5500 км^2 [4]. В качестве средства решения поставленной задачи использована математическая модель формирования биогенной нагрузки ILLM (Institute of Limnology Load Model), разработанная в ИНОЗ РАН [5]. На рис. 1 приведена общая структура ILLM.

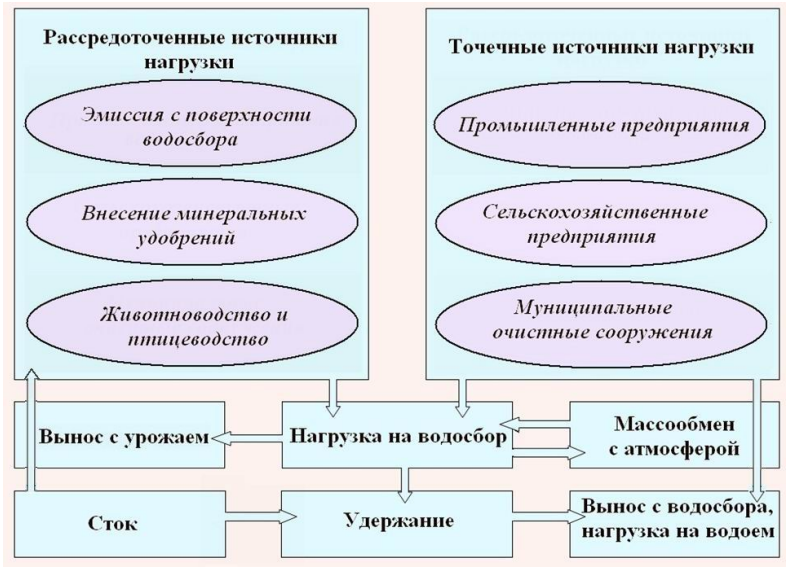


Рис. 1 – Схема математической модели формирования биогенной нагрузки ILLM [5]

Модель учитывает вклад точечных и рассредоточенных источников в формирование биогенной нагрузки на водосбор, позволяет рассчитывать вынос примесей с водосбора с учетом влияния гидрологических факторов и удержания биогенных веществ водосбором и гидрографической сетью. Конечным итогом моделирования является количественная оценка биогенной нагрузки на водоем со сторо-

ны водосбора и отдельных ее составляющих. Модель верифицирована на материалах наблюдений за стоком и выносом биогенных веществ малыми притоками Невы (реками Славянка, Ижора, Тосна, Мга). После чего проведен расчет выноса $P_{общ}$ и $N_{общ}$ со всего водосбора Невы. В соответствии с результатами моделирования современный вынос биогенных веществ с водосбора Невы составляет ~ 790 т P/ год и 3830 т N/ год.

В рамках проекта «Год Финского залива – 2014» при финансовой поддержке Невско-Ладожского бассейнового водного Управления проведена работа по оценке биогенной нагрузки на залив с его частного водосбора площадью ~ 9200 км^2 (т.е. с водосбора малых притоков, не охваченных в настоящее время системой измерений мониторинга Росгидромета). В 2013 г. обследовано 17 малых притоков залива, формирующих биогенную нагрузку непосредственно на изучаемую акваторию. На северном побережье – это реки Песчаная, Великая, Чулковка, Полевая, Дрёма, Матросовка, Гороховка и Чёрная. На южном побережье – реки Стрелка, Шингарка, Караста, Чёрная, Лебяжья, Коваши, Воронка, Систа и Хаболовка. Схема расположения водосборов рассматриваемых рек и точек отбора проб представлена на рис. 2.

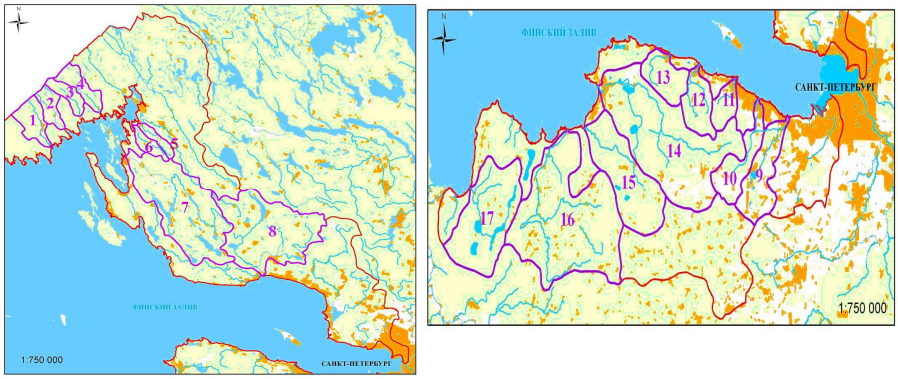


Рис. 2 – Схема расположения водосборов изученных рек северного побережья Финского залива: Песчаная (1), Великая (2), Чулковка (3), Полевая (4), Дрема (5), Матросовка (6), Гороховка (7), Черная (8), Стрелка (9), Шингарка (10), Караста (11), Черная (12), Лебяжья (13), Коваши (14), Воронка (15), Систа (16), Хаболовка (17)

Общая водосборная площадь исследуемых водотоков, впадающих в Финский залив, составляет 5262 км^2. Все водосборы района северного побережья (от границы с Финляндией до Санкт-Петер-

бурга) расположены в пределах Балтийского кристаллического щита и вытянуты в направлении Выборгского и Финского заливов. Абсолютные отметки местности изменяются от 0 м (устьевые участки рек) до 110 м. Залесенность водосбора составляет в среднем 62% от значения общей площади. Сельскохозяйственные угодья занимают около 4 % площади. Район южного побережья простирается от Санкт-Петербурга до устья р. Луги. Реки района берут свое начало на Ижорской возвышенности. Абсолютные отметки местности изменяются от 0 м (устьевые участки рек) до 160 м. Залесенность водосбора составляет в среднем 55% от значения общей площади. Сельскохозяйственные угодья занимают 12% площади.

В соответствии с региональным разделением гидрологических сезонов были выбраны сроки проведения наблюдений: зимний период – март; весенний период – апрель, летний период – июнь; осенний период – сентябрь. В указанные сроки проводились измерения расходов воды и содержания общего азота и общего фосфора (в нефильтрованных пробах воды). Выбранные створы проведения гидрометрических работ и отбора проб располагались вблизи устьевых участков рассматриваемых рек и автомобильных дорог.

Анализ результатов натурных измерений показал, что в период зимней межени на северном побережье Финского залива расходы воды изучаемых водотоков изменялись от 0.04 до 7.5 $м^3/с$; на южном побережье – от 0.5 до 9.6 $м^3/с$. На северных притоках расходы воды, измеренные в период весеннего половодья, в среднем в 19 раз превышали расходы зимней межени, на юге – расходы летней межени в среднем в 34 раза меньше расходов в период половодья. Расходы воды, измеренные в осенний период, практически не отличались от расходов летней межени, что связано с отсутствием сильных дождей как летом, так и осенью 2013 г.

Концентрация общего фосфора в среднем составила 0.10 $мг/дм^3$. Наименьшие концентрации наблюдались в период наибольшей водности весеннего половодья; наименьшие концентрации – в период летне-осенней межени. При этом концентрации фосфора на реках северного и южного побережий Финского залива практически не отличались. Максимальные измеренные концентрации составили для рек северного побережья – 0.25 $мгР/дм^3$ (р. Матросовка), для рек южного побережья – 0.27 $мгР/дм^3$ (р. Караста).

Наблюдалась общая тенденция увеличения концентраций общего фосфора к концу гидрологического года. На реках северного

побережья концентрации в среднем изменялись от 1.16 мгР/дм^3 в период зимней межени, до 2.5 мгР/дм^3 в осенний период. Максимальные концентрации отмечены на реках Полевая и Чулковка. На юго-восточном побережье концентрации в среднем изменялись от 1.29 мгР/дм^3 в период зимней межени до 2.89 мгР/дм^3 в осенний период. Максимальные концентрации зафиксированы на реках Систа, Стрелка и Воронка. При этом не выявлена зависимость концентрации фосфора от морфологических характеристик водосборов. Статистически значимая положительная связь концентрации фосфора от степени урбанизированности территории отмечена только для рек северного побережья Финского залива.

Для водосборов всех 17 рек выявлена отрицательная зависимость концентрации общего азота от заболоченности водосборов. Особенно отчетливо эта зависимость проявляется в период весеннего половодья. Для рек южного побережья получены положительные зависимости концентрации азота от степени сельскохозяйственной освоенности территории, однако эти зависимости статистически не значимы. Для малых рек северного побережья Финского залива, имеющих более залесенные и менее сельскохозяйственно освоенные водосборы, выявлена положительная зависимость содержания азота в стоке от степени залесенности.

Интерполяция и экстраполяция значений измеренных расходов воды и концентрации $P_{общ}$ и $N_{общ}$ позволили приближённо оценить биогенную нагрузку на Финский залив, сформированную на водосборах изученных в 2013 г. малых притоков, в 133 т Р/год и 2884 т N/год. Для оценки нагрузки с неохваченной измерениями площади проведены необходимые расчёты с использованием упомянутой выше математической модели формирования биогенной нагрузки ILLM [5]. Обеспечение модели исходными данными проводилось с использованием имеющейся геоинформационной системы, форм статистической отчётности 2-ТП Водхоз, информации с сайта Федеральной службы государственной статистики [http://www.gks.ru/dbscripts/munst/munst58/DBInet.cgi], а также значений параметров, полученных в предыдущих исследованиях [5]. Кроме того, модель была дополнительно откалибрована по данным натурных наблюдений 2013 г., проведенных на 17 малых притоках залива.

В результате суммарное значение биогенной нагрузки на Финский залив со стороны водосбора малых притоков северного и южного побережий в 2013 г. составило 363 т Р/год и 5039 т N/год. Эти

цифры учитывают и вклад точечных источников биогенной нагрузки, осуществляющих сброс очищенных сточных вод напрямую в Финский залив, основными из которых являются муниципальные очистные сооружения городов Сосновый Бор и Выборг.

В табл. 1 приведены результаты оценки биогенной нагрузки на российскую часть Финского залива, выполненной для периода 2012-2013 гг., из которых следует, что рассчитанные значения современной нагрузки составляют 3143 т Р/год и 68407 т N/год.

Таблица 1 – Оценка биогенной нагрузки на Финский залив (т/год) за период 2012-2013 гг., поступающей с Российской части водосбора

	Источник нагрузки	$P_{общ}$	$N_{общ}$
1	Ладожское озеро	1000	40100
2	Санкт-Петербург	442	9483
3	Река Нарва	217	5703
4	Река Луга	331	4252
5	Частный водосбор р. Невы	790	3830
6	Водосборы малых притоков Финского залива	363	5039
	Общая нагрузка	3143	68407
% от допустимой нагрузки (4860 тР/год, 106680 тN/ год)		65	64

Нетрудно сделать вывод, что на территории, составляющей около 80% площади водосбора Финского залив, формируется 64 – 65% от допустимых значений нагрузки, рекомендованных в ПДБМ (2007). То есть биогенная нагрузка на Финский залив с Российской территории в настоящее время не превосходит критических значений и какие-либо претензии к нашей стране здесь не уместны.

Из сказанного, естественно, не следует, что нагрузку на залив снижать уже не нужно. В любом случае минимизация поступления загрязняющих веществ с водосбора является единственным путем оздоровления экосистемы Финского залива и всего Балтийского моря.

Литература

1. Eutrophication in the Baltic Sea // Baltic Sea Environment Proceedings No 115B. Helsinki Commission Publ. Helsinki, 2009. 148 p.

2. HELCOM Baltic Sea Action Plan // Helsinki Commission Publ. Helsinki, 2007. 103 p.

3. Ладога – под ред. Румянцева В.А. и Кондратьева С.А.//СПб, Изд-во «Нестор-История», 2013. 467 с.

4. *Ершова А.А*. Автореф. дисс. «Комплексная оценка поступления биогенных веществ с водосбора реки Невы в Восточную часть Финского залива» на соискание уч. ст. кандидата географических наук по специальности 25.00.36 // СПб, РГГМУ, 2013. 28 с.

5. *Кондратьев С.А., Казмина М.В., Шмакова М.В., Маркова Е.Г*. Метод расчета биогенной нагрузки на водные объекты// Региональная экология. 2011, 3-4. С.50-59.

НОРМИРОВАНИЕ ДОПУСТИМОЙ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ НА ВОДНЫЕ ОБЪЕКТЫ С ЭКОЛОГИЧЕСКИХ И ГЕОХИМИЧЕСКИХ ПОЗИЦИЙ

Лозовик П.А.
Институт водных проблем Севера Кар.НЦ РАН, г. Петрозаводск
lozovik@nwpi.krc.karelia.ru

Нормирование допустимой антропогенной нагрузки на водные объекты имеет большое значение, поскольку важно знать, до каких пределов можно изменять качество воды, существенно не нарушая при этом природное состояние водных экосистем. Антропогенное влияние на водоемы необходимо подразделять на эвтрофирование и загрязнение. Первое приводит к повышению их биопродуктивности и связано с избыточным поступлением биогенных элементов (*P*, *N*) и органического вещества (ОВ). Второе – обусловлено попаданием токсичных веществ, что способствует загрязнению водной среды.

За ассимиляционную (или самоочистительную) способность водного объекта следует принимать истинную скорость трансформации вещества в воде (U), определяемую как произведение концентрации (*C*) на константу скорости трансформации (*k*):

$$U = kC\ . \qquad (1).$$

Величина ассимиляции вещества в водном объекте (*As*) будет определяться как произведение скорости на объем воды. Для рек ассимиляция выражается произведением скорости на среднегодовой сток в данном створе: $(As)_{рек}=kC\cdot V_{сток}$. Для озер необходимо учитывать ассимиляцию вещества как в озерной котловине, так и в стоке из озера:

$$(As)_{оз}=kC_{оз}\cdot V_{оз}, \qquad (2)$$

$$(As)_{сток}=kC_{оз}\cdot V_{сток}. \qquad (3)$$

Суммарная ассимиляция вещества в озерных системах будет равна:

$$As=kC_{оз}\cdot(V_{оз}+V_{сток})= kC_{оз}V_{сток}\cdot(\tau+1), \quad (4)$$

где τ – период водообмена. Последнее уравнение является общим как для озер, так и для рек, только в последнем случае τ=0.

Рассмотрим, как соотносятся два вида ассимиляции в озерных системах:

$$\frac{(As)_{оз}}{(As)_{сток}} = \frac{kC_{оз}V_{оз}}{kC_{оз}V_{сток}} = \tau . \quad (5)$$

Для озер с τ>1 ассимиляция в озере превышает ассимиляцию в стоке. Для озер с большим периодом водообмена (τ>10) фактически будет преобладать озерная ассимиляция, и эти озера будут обладать кумулятивным эффектом, существенно снижая вынос вещества за пределы озера. Для озер с τ<1ассимиляция в озере будет меньше, чем в стоке из озера. Фактически для высокопроточных озер аккумуляции вещества происходить не будет. Когда τ=1, наблюдается равенство ассимиляции вещества в озере и в его истоке.

Соотношение ассимиляция и внешней нагрузки на водоем определяется уравнением:

$$\frac{As}{L} = \frac{kC_{оз}(V_{оз}+V_{сток})}{\overline{C}_{пр}V_{сток}} = k(1-R)(\tau+1) \quad (6)$$

С учетом зависимости R от k и τ $R = \frac{k\tau}{1+k\tau e^{-\frac{1}{\tau}}}$ [1] уравнение (6) запишем в виде:

$$\frac{As}{L} = k\left(1-\frac{k\tau}{1+k\tau e^{-\frac{1}{\tau}}}\right)\cdot(\tau+1) \quad (7)$$

Для озер с одним и тем же периодом водообмена и одинаковой величиной k ассимиляция пропорциональна внешней нагрузке на водоем; при росте нагрузки будет увеличиваться и ассимиляция вещества, что имеет принципиальное значение для нормирования антропогенной нагрузки на водоем. Следует также учитывать ассимиляционную способность водного объекта только в природном состоянии (а не в измененном), в противном случае нагрузку можно будет увеличивать до бесконечности. В связи с этим необходимо записать, что допустимая антропогенная нагрузка не должна превышать ассимиляцию вещества в природном состоянии объекта:

$$(L_{антр})_{доп}=(As)_{прир} \quad (8)$$

Исходя из данного принципа, можно осуществлять нормирование антропогенной нагрузки на водные объекты. При увеличении нагрузки на величину ассимиляции (L)$_{доп}$=L+As) концентрация вещества в водном объекте составит:

$$(C_{оз})_{ДОП} = C_{оз}[1 + k(\tau + 1)(1 - R)] \quad (9)$$

Отношение ($C_{оз}$)$_{доп}$/$C_{оз}$ колеблется в очень узких пределах (1.4-1.8), составляя в среднем 1.58. Этот коэффициент совпадает с коэффициентом при нормировании антропогенного воздействия по $P_{общ}$ и ОВ по принципу сохранения геохимического класса вод: «допустимая антропогенная нагрузка на водоем не должна приводить к $\sqrt{2.5}$ - кратному увеличению концентрации вещества по сравнению с его природным содержанием» [2]. Установленный факт позволяет не только констатировать, что оба методических подхода к нормированию антропогенного воздействия будут давать близкие результаты, но и является подтверждением правомерности их применения для оценки допустимой нагрузки.

На основании указанных положений и формул выполнены расчеты природной ассимиляции соответствующих нагрузок и концентраций веществ в озерах Ладожском, Онежском, Крошнозеро; Исо-Пюхяярви и Кондопожской губах Онежского озера (табл. 1).

Таблица 1– Природная ассимиляция и нагрузки на водные объекты; соответствующие им концентрации веществ в приточных и озерных водах

Озеро	(As)$_{прир}$	$L_{прир}$	$L_{доп}$	$(\overline{C}_{пр})_{доп}$	($C_{оз}$)$_{доп}$
Фосфор общий					
	т/год			мкг/л	
Онежское	264	396	660	35.0	9.9
Ладожское	1284	2098	3382	43.5	16.3
Крошнозеро	2.1	3.3	5	94.6	50.1
Кондопожская губа	20.3	42.6	63	13.3	10.1
Органическое вещество					
	т/год			мг/л	
Исо-Пюхяярви	256	488	744	31.2	19.1

По (Lp)$_{доп}$ получено, что состояние Онежского озера полностью соответствует допустимой нагрузке, и оно в современный период отвечает верхней границе олиготрофных водоемов как по содержанию $P_{общ}$, так и по гидробиологическим показателям [3]. В Ладож-

ском озере наблюдаемая в настоящее время концентрация $P_{общ}$ [4] также согласуется с допустимой нагрузкой. Для оз. Крошнозеро получено, что современная концентрация $P_{общ}$ в воде озера выше $(C_{оз})_{доп}$ в 1.3 раза.

Из всех рассмотренных объектов наиболее существенно отличается Кондопожская губа, в которой современная фосфорная нагрузка выше допустимой в 2 раза и, как следствие этого, средняя концентрация $P_{общ}$ в губе в настоящее время в 2 раза больше, чем при допустимой нагрузке. По последней губа соответствовала бы верхней границе олиготрофных водоемов, а по современной – приближается к эвтрофным.

Для оз. Исо-Пюхяярви установлено, что при $((L_{ОВ})_{доп})$ концентрация ОВ будет в 1.2 раза меньше, чем современная, и озеро будет соответствовать типично мезогумусному классу вод.

При использовании второго методического подхода оценки допустимой нагрузки получены близкие изменения концентрации веществ в воде озер по сравнению с первым вариантом расчета. Различия допустимых нагрузок, рассчитанных двумя методами, по $P_{общ}$ и ОВ составляют всего 2-5%.

В настоящее время нормирование загрязнения вод токсичными веществами, согласно приказу Минприроды, осуществляется в России на основе нормирования допустимого сброса (НДС) загрязняющих веществ со сточными водами [5]. Нормативы по НДС устанавливаются всем предприятиям, сбрасывающим в водные объекты сточные воды. Если сброс воды находится в пределах НДС, то взимается плата за загрязнение среды по обычному тарифу, если превышает – вводятся повышающие коэффициенты.

В чем недостаток существующей официальной методики? Фактически расчет НДС осуществляется исходя из принципа, что концентрация загрязняющего вещества должна быть на уровне ПДК в контрольном створе с учетом кратности разбавления сточных вод в этой точке. Если предприятие сбрасывает свои сточные воды в малопроточный водоток с низкой кратностью разбавления сточных вод, то НДС будет небольшой, а если в высокопроточный (в крупную реку), то НДС будет увеличен. В первом случае предприятие должно платить намного больше, чем во втором, хотя сбрасывается одно и то же количество загрязняющих веществ. Для устранения этого противоречия предлагается новая методика нормирования,

учитывающая как качественную сторону (уровень загрязнения), так и количественную (объем стока загрязненных вод).

При загрязнении водных объектов токсичными веществами оценивается количество загрязненных вод (КЗВ), определяемое как произведение $ИЗВ_{рег}$ на объем годового стока из водоема:

$$КЗВ=ИЗВ_{рег}\cdot V_{стока},$$

где $ИЗВ_{рег}$ рассчитывается по региональным ПДК (РПДК). В РПДК учитывается геохимический фон элемента и его ПДК для рыбохозяйственных водоемов [6]. При этом не имеет принципиального значения, по какому объекту считать: результат будет одинаковым как в случае расчета КЗВ для водоприемника сточных вод, так и для сбрасываемых сточных вод.

За допустимое количество загрязненных вод (ДКЗВ) принимается объем, при котором $ИЗВ_{рег}=1$ (фактически равеный объему годового стока с водного объекта). Представленная выше методика оценки КЗВ была применена к водным объектам системы р. Кенти (Северная Карелия), подверженным влиянию техногенных вод Костомукшского ГОК'а (ОАО «Карельский окатыш»). Ежегодно в систему сбрасывается от 10 до 24 млн $м^3$ воды из хвостохранилища ГОК'а в зависимости от водности года. В системе реки сформировался техногенно-измененный сульфатно-калиевый тип вод с высоким содержанием K^+, SO_4^{2-} и повышенным Li, NO_3^-, Ni по сравнению с природными водами региона [7]. Расчет $ИЗВ_{рег}$ был проведен по пяти компонентам (K^+, SO_4^{2-}, Li, NO_3^- и Ni), содержание которых отражает специфику техногенных вод и загрязнение системы. На основе данных по $ИЗВ_{рег}$ для водных объектов и объему стока рассчитано количество загрязненных вод, поступающих из этих водоемов (табл. 2).

Таблица 2 – Количество загрязненных вод в системе р. Кенти в 2014 г.

Объект	Объем стока, млн. $м^3$/год	$ИЗВ_{рег}$	КЗВ	ДКЗВ	КЗВ–ДКЗВ
			млн. $м^3$/год		
Оз. Окуневое	32.1	12.7	408	32	376
Оз. Поппалиярви	57.2	8.4	480	57	423
Оз. Койвас	119	3.43	408	119	289
Оз. Кенто	199	2.4	478	199	279
Среднее			455*		

* - без учета оз. Окуневое

Как следует из табл. 2, загрязнение реки уменьшается вниз по течению, а количество загрязненных вод остается постоянным, не-

зависимо от водного объекта. Полученные результаты позволяют констатировать, что применительно к системе р. Кенти количество загрязненных вод в ней оценивается около 455 млн. м^3/год, а допустимое – 55 млн. м^3/год. За последнее значение принято ДКЗВ для оз. Поппалиярви, являющееся замыкающим створом для всех техногенных вод, сбрасываемых в систему р. Кенти. Превышение допустимого уровня достигает 400 млн. м^3/год.

Аналогичным способом можно провести оценку КЗВ по техногенным водам и отводным каналам (табл. 3). Суммарное количество загрязненных вод для них близко к КЗВ в системе р. Кенти. Из этого следует, что не имеет значения, каким образом осуществлять расчет КЗВ: по выпускам техногенных вод или по их водоприемникам.

Таблица 3 – Количество загрязненных техногенных вод и вод водоотводных каналов в 2014 г.

Объект	Объем стока, млн м^3/год	ИЗВ$_{рег}$	КЗВ	Допустимое КЗВ	Превышение КЗВ
			млн м^3/год		
Хвостохранилище	8.8	18.5	163	9	154
Фильтрационные воды	2.0	13.7	27	2	25
Западный карьер	2.9	53.3	155	3	152
Южный канал	15.5	4.9	76	16	60
Северо-Западный канал	8.8	4.7	41	9	32
Всего	38		462	39	423

Представленная новая система оценки количества загрязненных вод имеет существенные преимущества по сравнению с ныне действующей системой по нормированию сброса сточных вод [5]. В принятой методике требуется установление кратности разбавления сточных вод в контрольном створе. Выполнить его достаточно сложно для озер, необходимо проведение специальных исследований. По новой методике расчета КЗВ значительно упрощается оценка платы за сброс загрязняющих веществ. Было бы логично установить единую для всех плату за сброс в год 1 млн. м^3 загрязненных вод в пределах ДКЗВ, а за превышающий объем сброса использовать повышающий коэффициент.

Литература

1 *Лозовик П.А., Рыжаков А.В., Сабылина А.В.* Процессы трансформации, круговорота и образования веществ в природных водах//

Труды КарНЦ РАН. 2011. № 4. С. 21-28.

2. *Лозовик П.А.* Гидрогеохимические критерии состояния поверхностных вод гумидной зоны и их устойчивости к антропогенному воздействию // Автореф. диссер.. на соискание учёной степени доктора химических наук. М. 2006. 56 с.

3. Состояние водных объектов Республики Карелия. По результатам мониторинга 1998-2006 гг. Петрозаводск, КарНЦ РАН.2007. 210 с.

4. *Сусарева О.М., Петрова Т.Н.* Многолетний мониторинг динамики содержания фосфора в Ладожском озере / Органическое вещество и биогенные элементы во внутренних водоемах и морских водах. Материалы V Всероссийского симпозиума с международным участием 10-14 сентября 2012 г. Петрозаводск. 2012. С. 62-66.

5. Приказ №333 МПР РФ от 17.12.2007 «Об утверждении методики разработки нормативов допустимых сбросов веществ и микроорганизмов в водные объекты для водопользователей».

6. *Лозовик П.А., Платонов А.В.* Определение региональных предельно допустимых концентраций загрязняющих веществ на примере Карельского гидрографического района // Геоэкология, 2005. №6. С. 527-532

7. *Лозовик П.А., Кулакова Н.Е.* Методические подходы к оценке загрязнения водных объектов в зоне действия предприятий горнодобывающей промышленности// Водные ресурсы. 2014. Т. 41. № 4. С. 429.

ВЛИЯНИЕ ИЗМЕНЕНИЯ УРОВНЯ КАСПИЙСКОГО МОРЯ НА ДИНАМИКУ СООБЩЕСТВ ГИДРОБИОНТОВ ЕГО СЕВЕРНОГО РЕГИОНА

Митина Н.Н., Малашенков Б.М.
Институт водных проблем РАН, г. Москва
natalia_mitina@mail.ru

Цель работы – исследование влияния изменения уровня Каспийского моря на сообщества подводных ландшафтов Северного Каспия. В процессе работы была составлена матрица данных за 1935-2005 гг. по 154-м показателям – климатическим, гидрологическим, гидродинамическим, литологическим, гидрохимическим, гидробиологическим и концентрациям загрязняющих веществ (ЗВ). Оценено влияние изменения уровня моря на фитопланктон, зоо-

планктон, бентос и ряд представителей ихтиофауны за указанный период с использованием методов математической статистики.

Отмечено три периода таких изменений и следующих за ними трансформаций качественного и количественного состава сообществ гидробионтов. Первый период – до 1933 г. с относительной стабильностью уровня моря; второй – с 1933 по 1978 гг., характеризуется понижением уровня во время заполнения водохранилищ; третий – с 1978 г., период разнонаправленных изменений с итоговым повышением уровня Каспия [1].

Воздействие изменения уровня моря на гидрохимию и биологическую продуктивность вод. За период 1935-1978 гг. количество биогенов (фосфатов и кремния), выносимых р. Волгой, сократилось, что связано с зарегулированием стока, при котором значительная часть ЗВ оседает на дне водохранилищ, а также общим снижением стока и скорости течения реки. По данным 1978-2005 гг. обнаружены значимые отрицательные корреляции уровня моря с растворенными в воде биогенами – PO_4, Si, NH_4, с ЗВ – содержанием СПАВ, меди, фенолов (табл. 1.), что указывает на эффект разбавления этих веществ при повышении уровня моря [2, 3], а также спадом производства.

Таблица 1 – Корреляции уровня Каспийского моря с растворенными в воде биогенами и ЗВ

Показатель	*r*- коэфф. корреляц. показатель – годы	Годы наблюдений	*f* – число степеней свободы (*m*–2)	*P* – довер. вероятность
Количество кремния в Северном Каспии, тыс.т	-0,66	1978-2005	21	0,99
Вынос фосфатов с волжскими водами в Северный Каспий, тыс.т	-0,59	1978-2005	37	0,99
Сток фосфатов за год, тыс. т	-0,6	1978-2005	23	0,99
Первичная продукция Сев. Каспия (O_2 мл/л/сут)	-0,66	1978-2005	19	0,99
СПАВ устьевого взморья Волги, мкг/л	-0,57	1978-2005	16	0,95
Cu, устьевого взморья Волги тыс.т.	-0,6	1978-2005	16	0,99
Биомасса фитопланктона Северного Каспия, г/м^3	-0,54	1933-2005	31	0,95

Вслед за общим падением уровня моря и сокращением биогенов за период 1933-2005 гг. значимо сокращается первичная продукция открытого моря и прибрежных вод Северного Каспия, биомасса фитопланктона, в частности диатомовых водорослей, развитие которых нуждается в кремнии (рис. 1). Эта тенденция сохранилась и в период повышения уровня моря, вероятно, в связи с зарегулированием стока р. Волги и заменой реофильных видов на лимнофильные.

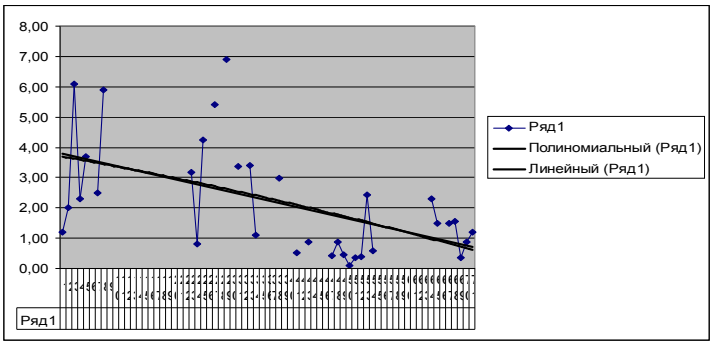


Рис. 1– Изменение биомассы фитопланктона в Северном Каспии за 1934-2004 гг.

Многолетняя динамика биомассы зообентоса северной части Каспийского моря. Тренд динамики биомассы бентоса и его разновидностей [4, 5] был неоднородным и зависел от изменений уровня моря (рис. 2). Как следует из рисунка, два указанных показателя находятся в противофазе.

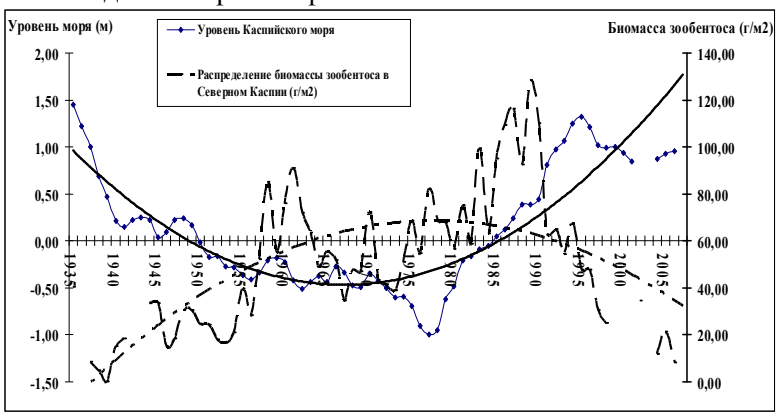


Рис. 2 – Динамика биомассы зообентоса в Северном Каспии (г/м^2) [2; 3] и уровня Каспийского моря по данным 1935-2005 гг.

Биомасса зоопланктона изменялась так же, как и биомассы зообентоса, т.е. в зависимости от уровня моря с общей тенденцией к повышению до 1990 г. и последующим резким спадом (рис. 3).

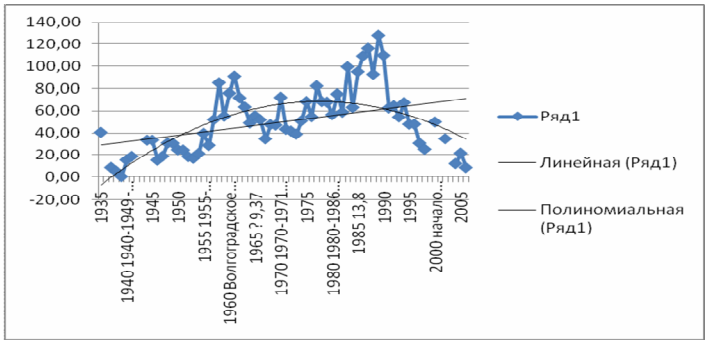


Рис. 3 – Динамика биомассы зоопланктона северной части Каспийского моря

Эта взаимозависимость указывает с одной стороны на сложность трофической сети Северного Каспия, так как не прослеживается зависимость биомассы зоопланктона от биомассы фитопланктона, которой зоопланктон питается, а с другой – на преобладание в биомассе зоопланктона в период наблюдений, сообществ зообентоса, находящихся на ранней (планктонной) стадии развития [6].

Многолетняя динамика ихтиофауны в Каспийском море. За значимый период 1935-2005 гг. сократились уловы всех видов рыб, исключая уловы осетровых рыб в Иране; сильно сократились площади нерестилищ осетровых рыб, при этом выросли кормовые ресурсы осетровых рыб, и рыб полупроходных видов (рис. 4).

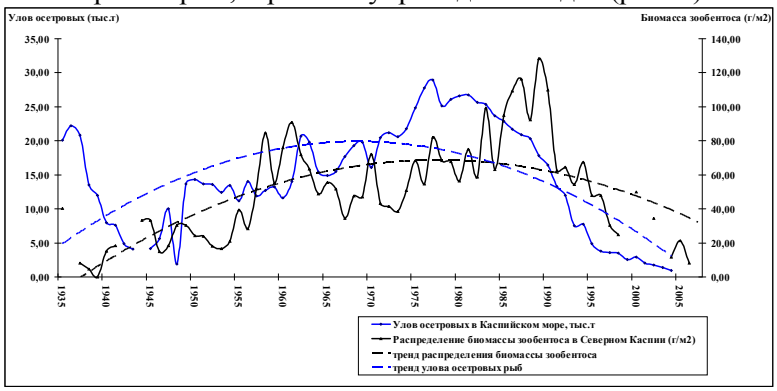


Рис. 4 – Уловы осетровых рыб (тыс. т) и биомасса донных беспозвоночных, являющиеся их кормовой базой (г/м^2)

При сопоставлении биомассы бентоса и уловов осетровых рыб получены значимые положительные корреляции (r=0,47 для P=0,99); при смещении показателей биомассы бентоса по отношению к уловам осетровых на семь лет вперед, учитывая так называемые «волны жизни», корреляции возрастали до 0,7.

Полученные результаты планируется применить для разработки рекомендаций по рациональному использованию природных ресурсов и восстановлению деградированных экосистем Каспийского моря.

Заключение. К числу важнейших воздействий, оказывающих влияние на стабильное экологическое состояние Каспийского моря, относится изменение его уровня. В период падения уровня Каспийского моря в 1933-1978 гг. и снижения биомассы фитопланктона биомасса зоопланктона значимо возрастает, а в период повышения уровня моря – биомасса снижается (данные 1933-2005 гг.), что указывает на сложную, разветвленную трофическую сеть в Северном регионе Каспийского моря.

Уровень Каспийского моря и биомасса бентоса Северного Каспия – взаимозависимы и находятся в противофазе (данные 1933-2005 гг.). Тренд изменения биомассы зоопланктона соответствует тренду изменения биомассы зообентоса; это означает, что в основном зоопланктон относится к так называемым «временным представителям», т. е. является видам зообентоса, находящемся в июне в личиночной стадии развития.

Падение уровня моря не сказалось отрицательно на биомассе различных форм бентоса. В западной и восточной частях Северного Каспия наблюдается увеличение биомассы как солоноватоводных, так и морских форм, за исключением двустворчатого моллюска дрейссены – показателя чистоты вод (данные 1933-2005 гг.). Особенно выросла биомасса червей, как менее чувствительных к загрязнению вод видов и, в частности, нереиса, специально интродуцированного в качестве кормового вида ихтиофауны. Кормовую базу ценных проходных и полупроходных видов рыб в значительной степени определяют представители зообентоса. В период падения уровня моря биомасса как солелюбивых, так и прибрежных слабосолоноватоводных и эвригалинных кормовых видов в Северном Каспии значимо возросла за 1933-1978 гг.

При сопоставлении биомассы бентоса и уловов осетровых рыб получены значимые положительные корреляции, при смещении по-

казателей биомассы бентоса по отношению к уловам осетровых на семь лет вперед, учитывая так называемые «волны жизни», корреляции возрастали до 0,7. Чем обильнее пища производителей, тем обильнее их нерест, выше жизнестойкость половых продуктов, оплодотворенной икры и личинок, а через 6 -8 лет, когда вылупившиеся из икры мальки достигнут промыслового возраста, соответственно увеличится их промысловое стадо и уловы.

Литература

1. *Фролов А.В.* Моделирование многолетних колебаний уровня Каспийского моря: теория и приложения. М.: ГЕОС, 2003. 174 с.

2. ESIMO data base (http://www.esimo.ru).

3. Биологическая продуктивность Каспийского моря. М.: Наука, 1974. 245 с.

4. Атлас беспозвоночных Каспийского моря. М.: Пищевая промышленность, 1968.

5. Атлас основных кормовых организмов рыб Нижней Волги и Каспийского моря.- Астрахань: КаспНИРХ, 2002. 394 с.

ГИДРОХИМИЧЕСКИЙ РЕЖИМ И ОЦЕНКА КАЧЕСТВА ВОДЫ ПРИТОКОВ ЛАДОЖСКОГО ОЗЕРА

Петрова Т.Н., Гусева М.А.
Институт озероведения РАН, г. Санкт-Петербург,
velapandere@gmail.com

Количество и состав веществ, поступающих с водосбора, является одним из главных факторов, влияющих на формирование химического состава воды Ладожского озера. Основная роль в этом поступлении принадлежит рекам. Водосборы трех главных притоков – рек Свирь, Вуокса, в нижнем течении река Бурная, и Волхов составляют более 80 % площади бассейна озера, и на них приходится более 80 % суммарного речного притока. Притоками второй величины являются реки Паша, Оять, Сясь, Олонка и Янис. Кроме того, в озеро впадает более двух десятков мелких рек. Вынос химических веществ в озеро с водой рек можно рассматривать как интегральный показатель природных условий и хозяйственной деятельности на водосборе. Химический состав речных вод Ладожского бассейна определяется: с одной стороны, общностью основных климатических условий региона, в том числе умеренным климатом,

избыточным увлажнением, составом растительного покрова; с другой стороны – различием в геоморфологическом строении, составе слагающих пород, объеме и составе подземной составляющей стока, озерностью и заболоченностью отдельных частей бассейна, интенсивностью биохимических процессов выветривания пород и минерализации органического вещества. Значительные нарушения в естественном гидрохимическом режиме рек происходят в результате хозяйственной деятельности человека. Большинство притоков Ладоги, особенно реки юго-западного, южного и юго-восточного побережий, испытывают антропогенное воздействие, что ведет к изменению гидрохимических показателей и ухудшению качества воды. Таким образом, химический состав речных вод в пределах бассейна неоднороден, наблюдается определенная последовательность изменения состава воды притоков с севера на юг.

В 2013 и 2014 гг. пробы воды для определения основных гидрохимических показателей были отобраны в притоках, представленных на рис. 1, для которых рассчитан индекс загрязнения воды (ИЗВ) [1] по шести показателям, имеющим наибольшие значения приведенных концентраций.

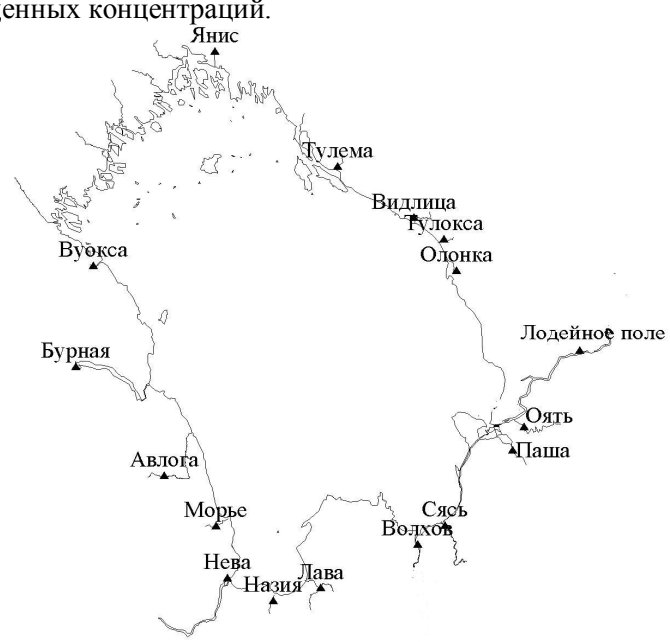


Рис. 1 – Точки отбора проб в притоках Ладожского озера и в истоке р. Нева в 2013-2014 гг.

Для расчета индекса использовались ПДК веществ согласно ГН 2.1.5.1315-03 «Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования». По ИЗВ воды разделяются на 7 классов – от «очень чистых» (класс качества I) до «чрезвычайно грязных» (класс качества VII), см. табл.1.

Таблица 1 – Классы качества речных вод без учета показателя цветности (**a** – значение ИЗВ, **b** – класс качества вод)

Река	Июнь 2013		Сентябрь 2013		Октябрь 2013		Май 2014		Июль 2014		Октябрь 2014	
	a	**b**	**a**	**b**	**a**	**b**	**a**	**b**	**a**	**b**	**a**	**b**
Бурная	0,69	II	0,57	II	0,50	II	0,95	II	0,61	II	0,96	II
Вуокса	1,04	III	1,12	III	0,54	II	0,96	II	0,92	II	0,80	II
Хиитолан	1,40	III	0,68	II								
Иййоки	1,21	III	1,35	III								
Тохма	0,94	II	1,40	III								
Янис	0,83	II	0,98	II	0,75	II	1,29	III	0,37	II	0,70	II
Уксун	1,05	III	0,81	II								
Мийнола	0,44	II	1,82	III								
Тулема	1,07	III	1,12	III			1,24	III	1,13	III	0,89	II
Видлица	1,08	III	0,69	II			1,68	III	1,39	III	0,95	II
Тулокса	1,62	III	1,72	III			1,77	III	1,99	III	1,63	III
Олонка	1,54	III	1,44	III	1,46	III	1,98	III	**2,16**	**IV**	1,83	III
Свирь	0,62	II	0,41	II	0,52	II	1,41	III	0,73	II	0,41	II
Оять	1,42	III	1,19	III	1,38	III	1,88	III	1,84	III	1,44	III
Паша	1,57	III	1,32	III	1,14	III	1,97	III	**2,03**	**IV**	1,55	III
Сясь	1,69	III	1,25	III	**2,13**	**IV**	**2,14**	**IV**	1,44	III	**2,37**	**IV**
Волхов	1,66	III	1,16	III	1,36	III	**2,08**	**IV**	1,77	III	1,51	III
Лава			**2,32**	**IV**	1,79	III	**2,69**	**IV**	**2,11**	**IV**	1,96	III
Сарья	1,87	III	1,92	III								
Назия	**2,99**	**IV**	**3,54**	**IV**	**2,29**	**IV**	**2,70**	**IV**	**3,35**	**IV**	**2,18**	**IV**
Морье	**3,48**	**IV**	**5,39**	**V**	**3,88**	**IV**	**2,96**	**IV**	**3,48**	**IV**	**2,56**	**IV**
Авлога	**3,51**	**IV**	**3,45**	**IV**	**3,18**	**IV**	**2,90**	**IV**	0,55	II	**2,74**	**IV**
Нева	0,45	II	0,53	II			1,29	III	1,23	III	1,68	III

Для притоков южной части Ладожского водосбора характерны повышенные значения цветности воды в течение всего года, что связано с высоким естественным фоном содержания в воде гуминовых веществ и железа, поэтому расчет проводился как с учётом этого показателя, так и без него. Из табл. 1 следует, что хорошо зарегулированные реки (характеризующиеся большой озерностью водо-

сборов) – рр. Вуокса, Бурная, Свирь и Янис имеют наиболее высокий класс качества вод из всех притоков Ладожского озера (преимущественно II – «чистые»); они сохраняют его почти всегда в течение года. Близки к ним и небольшие северные притоки – реки Хиитолан, Иййоки, Тохма, Уксун, Мийнола. Воды рек восточного и юго-восточного побережья, от р. Тулема до р. Волхов, в основном относятся к III-му классу качества («умеренно загрязненные»). Наиболее загрязненной среди этих рек является река Сясь.

Наиболее низкий класс качества (в основном «загрязненные») имеют малые южные реки – Лава, Назия, Морье и Авлога (для Авлоги в период летней межени класс качества повышается). Вода в истоке р. Нева в 2013 г. характеризовалась как «чистая», в 2014 г. – как «умеренно загрязненная».

Основной вклад в ИЗВ для всех притоков Ладожского озера вносят такие показатели как содержание общего органического углерода, значение биохимического потребления кислорода ($БПК_5$), содержание некоторых металлов (Fe, Mn, Al), а для рек южного и юго-восточного побережья, отличающихся высокими индексами загрязнения (рр. Оять, Сясь, Волхов, Лава, Назия, Авлога, Морье) – также и содержание общего фосфора.

Заболоченность и облесенность Ладожского водосбора, недостаток тепла, замедленная минерализация органических веществ (ОВ) обусловливают высокую цветность воды рек и широкий диапазон концентраций ОВ в воде притоков. Из рис. 2 видно, что сезонный ход общего органического углерода (ТОС) выражен слабо.

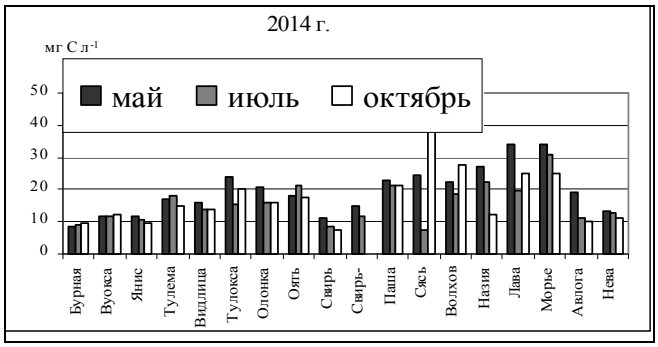


Рис. 2 – Содержание общего органического углерода в воде притоков Ладожского озера и в истоке р. Нева в 2014 гг.

Преобладающее влияние на содержание органического вещества оказывают природные факторы (водность года, внутригодовое

разделение стока) [2]. Содержание ТОС в притоках уменьшается с юга на север. Наиболее низкими значениями содержания общего органического углерода, а также незначительной его сезонной изменчивостью характеризуются реки с высокой озерностью водосборов – Свирь и Бурная (северный рукав р. Вуокса). В 2014 г. в воде большинства рек были отмечены более высокие концентрации ТОС, чем в 2013 г. В основном повышенные концентрации ТОС совпадают с интенсивными дождевыми паводками, связаны со смывом из болот и лесной подстилки.

Значения биохимического потребления кислорода, косвенно характеризующего содержание легкоокисляемого органического вещества, измерялись для 8 притоков (южных – Волхов, Лава, Назия, Морье, Авлога, и северных – Свирь, Бурная и Вуокса) в сентябре и в октябре 2013 года и для 16 притоков в 2014. Как видно из рис. 3, максимальные значения $БПК_5$ наблюдаются в весенний или летний период (что соответствует периодам наибольшей фотосинтетической активности фитопланктона в озерно-речной системе), в октябре же значения $БПК_5$ минимальны.

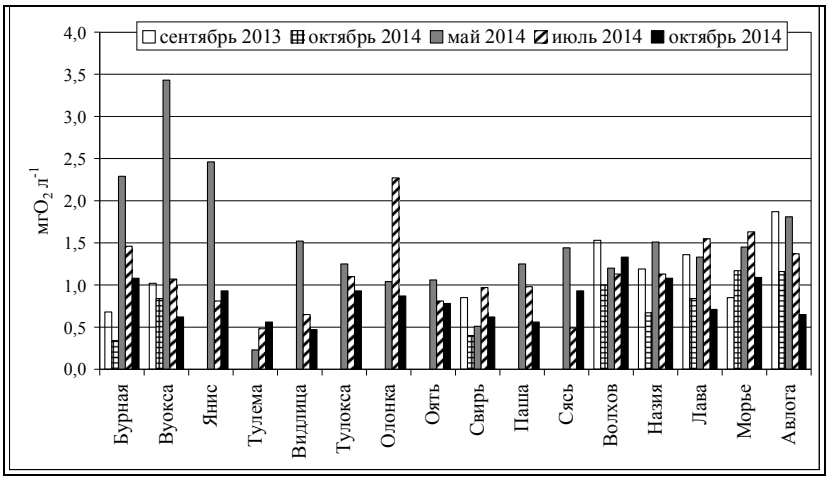


Рис. 3 – Сезонная и межгодовая изменчивость $БПК_5$ в 2013 – 2014 гг.

По содержанию фосфора в воде притоки Ладожского озера можно разделить на три группы [3]. К первой группе относятся реки, концентрация общего фосфора в воде которых, как правило, не превышает 50-60 мкг Р $л^{-1}$. Это – реки Свирь, Бурная, Вуокса, Янис, Уксун, Тулема, Видлица. Вторая группа включает реки, содержание общего фосфора в воде которых находится преимущественно в

диапазоне 80-140 мкг Р $л^{-1}$, а минимальная концентрация составляет 15-40 мкг Р $л^{-1}$. К этой группе относятся реки восточного побережья – Тулокса и Олонка и притоки юго-восточного побережья – Паша, Оять и Сясь. Повышенные концентрации общего фосфора в воде рек второй группы, очевидно, обусловлены значительной сельскохозяйственной освоенностью территории. Наибольший антропогенный пресс испытывают малые реки южного и юго-западного побережья – Назия, Морье, Авлога. Пределы концентраций общего фосфора для отдельных притоков Ладожского озера за период 2001 – 2014 гг. представлены в табл. 2.

Таблица 2 – Пределы концентраций общего фосфора (мкг Р $л^{-1}$) в воде основных притоков Ладожского озера в 2001–2014 гг.

Река	2001-2003	2004	2005	2006	2007	2008	2011	2012	2013	2014
Волхов	28-122	116-123	135-334	95-380	75-76	58-75	57-83	52-112	38-89	70-85
Бурная	14-31	14-19	13-17	15-23	15-17	13-15	17-50	16-41	17-68	15-16
Свирь	18-28	21-32	14-22	14-28	18-60	16-28	24-36	15-36	12-38	12-23
Паша	28-40	46-79	29-34	16-33	37-38	41-45	28-63	31-78	24-69	35-49
Оять	21-63	58-82	48-50	19-40	52-54	51-60	46-57	44-53	26-46	42-50
Сясь	22-46	67-101	40-60	19-47	55-64	48-65	55-59	71-78	30-54	50-62
Янис	14-22	20-31	15-16	15	12-21	17-29	42-52	–	8-18	11-16
Олонка	54-140	82-117	97-116	100	101-124	110-144	109-360	83-104	69-95	64-107
Тулокса	38-125	94-142	92-116	–	83-107	–	91-118	78-107	75-81	63-121
Видлица	38-72	49-63	37-40	–	35-97	–	30-53	33-50	28-58	28-49
Тулема	14-30	17-29	17-19	–	16-31	–	20-43	12-37	16-99	63-121

Река Волхов всегда отличалась повышенным содержанием фосфора в воде и была главным источником поступления фосфора в озеро. Это обусловлено как особенностями природных условий бассейна, так и развитым хозяйством южной части водосбора. В начале 60-х годов прошлого века средняя концентрация общего фосфора в воде р. Волхов составляла всего 46 мкг $л^{-1}$. Наиболее высокие концентрации общего фосфора наблюдались здесь в конце 1970-х – середине 1980-х. Со второй половины 80-х гг. содержание фосфора в воде Волхова снизилось (как благодаря проведению водоохранных мероприятий, так и из-за уменьшения объемов производства в 90-е) и в 2000-2004 гг. составляло 45-160 мкг $л^{-1}$. В 2005 г. активизировалась деятельность ОАО «Волховский алюминий», что привело к повышению содержания общего фосфора в речной воде до 335-380 мкг $л^{-1}$. С конца 2006 г. содержание общего фосфора в сточных водах ОАО «Волховский алюминий» сократилось до 10-30 мкг $л^{-1}$ в

конце 2006 г и в 2007 г. [3]. В результате содержание общего фосфора в воде р. Волхов в настоящее время уменьшилась до значений 70-85 мкг $л^{-1}$. С 2008 года наблюдается некоторая стабилизация содержания фосфора, что хорошо видно на рис. 4.

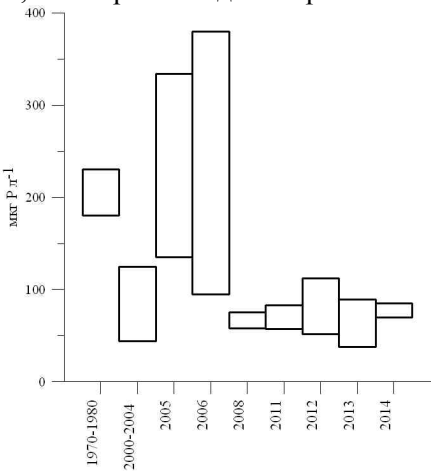


Рис. 4 – Амплитуды значений общего фосфора в воде р. Волхов в 1970 – 2014 гг.

Заключение. Проведенные расчеты индексов ИЗВ в 2013-2014 годах показали следующее. Наиболее высокий класс качества вод из всех притоков Ладожского озера (II - преимущественно «чистые») имеют хорошо зарегулированные реки (с большой озерностью водосборов) – Вуокса, Бурная, Свирь и Янис, которые почти всегда сохраняют этот класс в течение года. К ним близки небольшие северные притоки – реки Хиитолан, Иййоки, Тохма, Уксун, Мийнола. Воды рек восточного и юго-восточного побережья, от р. Тулема до р. Волхов, в основном относятся к III-му классу качества («умеренно загрязненные»). Наиболее низкий класс качества (в основном «загрязненные») имеют воды малых южных рек – Лава, Назия, Морье и Авлога (для Авлоги в период летней межени класс качества повышается). Вода в истоке р. Нева в 2013 г. характеризовалась как «чистая», в 2014 г. – как «умеренно загрязненная».

Литература

1. Временные методические указания по комплексной оценке качества поверхностных и морских вод по гидрохимическим показателям. – М.: Госкомгидромет, 1986. – 7 с.

2. Оценка экологического состояния рек бассейна Ладожского озера по гидрохимическим показателям и структуре гидробиоценозов /Под ред. Трифоновой И.С. – СПб.: Лема, 2006. – 130 с.

3. Ладога /Под ред. Румянцева В.А., Кондратьева С.А. – СПб.: Нестор-История, 2013. – 468 с.

УРОВЕНЬ ВОДЫ ВОДНОЙ СИСТЕМЫ «ЛАДОГА – НЕВА – НЕВСКАЯ ГУБА» В СОВРЕМЕННЫХ ПРИРОДНЫХ И АНТРОПОГЕННЫХ УСЛОВИЯХ

Румянцев В.А., Трапезников Ю.А.
Институт озероведения РАН, г. Санкт-Петербург
trapeznikov@inbox.ru

Исследован механизм изменчивости уровня воды водной системы «Ладога – Нева – Невская губа» под воздействием формирующих факторов: колебания и изменения климата, эвстатические колебания уровня Мирового океана, тектонические и изостатические движения участков земной коры, возрастающая антропогенная нагрузка на водосборе системы. Показано, что климатически обоснованное падение уровня Ладоги сопровождается разнонаправленными тектоническими перемещениями северных и южных берегов озера на фоне изменения уровня воды Невской губы под воздействием увеличения уровня Мирового океана. Разработаны научно обоснованные рекомендации по принятию административных мер для предотвращения негативных последствий функционирования водной системы.

Анализ изменчивости уровня Ладожского озера под воздействием климатических факторов (температуры воздуха и атмосферных осадков и тектонического смещения берегов и дна озера) показал, что в XX веке на водосборе Ладожского озера произошло повышение температуры воздуха на 1.6 ^{0}C, сопровождаемое увеличением атмосферных осадков на 86 мм (14.8 %). При таком климатическом потеплении уровень Ладоги имел устойчивую тенденцию понижения. Численными расчетами установлено, что климатически обусловленное падение уровня Ладоги составило 65 см за 100 лет. Климатически обусловленное падение уровня Ладоги сопровождалось устойчивым тектоническим погружением южного побережья со скоростью 15 см в 100 лет. Примерно с такой же скоростью про-

исходил тектонически обусловленный подъём северного побережья озера. Разнонаправленность тектонических перемещений северных и южных берегов послужила дополнительным фактором ускорения падения уровня северного побережья и замедления его падения на южном побережье. Для прогностических оценок уровня Ладожского озера к концу XXI века использованы прогнозные оценки климата по климатическим моделям [1]. Сценарные климатические параметры (температура воздуха, атмосферные осадки) использованы в стохастических моделях передаточных функций и водного баланса озер [2] для расчета сценарных прогнозов уровня Ладоги. Показано, что при осуществлении сценариев, которые задают условия близкие к современному развитию промышленности и антропогенного выброса парниковых газов, к концу XXI века произойдет климатически обусловленное падение уровня Ладоги на 76 см, т.е. оно будет близко к изменению уровня, которое было в XX веке. По сценарию, который близок к верхнему пределу возможной эмиссии парниковых газов, возможно падение уровня на 136 см.

Приведенные оценки уровня Ладоги представляют среднее положение уровня озера за 30 лет. Ранее в работах [3–5] было показано, что внутри 30-летнего цикла происходит устойчивое чередование маловодных и многоводных фаз. В XX веке высотный разброс этих фаз составляет 120 см. При сохранении в текущем XXI веке высотного разброса фаз водности озера следует ожидать падение уровня в маловодную фазу ниже отметки 300 см БС. Такое падение уровня озера будет сопровождаться уменьшением стока р. Невы в 2–2.5 раза по сравнению с существующим. При повышении уровня моря в Невской губе с одновременным уменьшением уровня Ладожского озера существует реальная возможность проникновения вод Невской губы в котловину озера. Таким образом, при значительных подъемах уровня Невской губы существует реальная угроза проникновения загрязненных вод Невской губы в Ладогу. Для сохранения Ладожского озера водоемом с чистой пресной водой будет необходимо строительство защитной дамбы в истоке р. Невы. Возведение дамбы повысит уровень Ладоги и защитит озеро от проникновения вод Финского залива и Невской губы. Высота дамбы зависит от высоты УМО: чем выше уровень Мирового океана, тем выше дамба.

Воды дельты реки Невы поступают на невское взморье, представляющее собой систему отмелей. Пройдя отмели, невские

воды поступают в широкий мелководный водоём – Невскую губу. Сравнительно недавно Невская губа была восточной частью Финского залива. Её границей на востоке было устье р. Невы, на западе граница проходила по линии г. Ломоносов – остров Котлин – г. Лисий Нос. С окончанием строительства защитной дамбы, проходящей по западной границе Невской губы, и в связи с расширением границ города с включением г. Кронштадт в городскую черту Санкт-Петербурга Невская губа превратилась во внутренний водоём мегаполиса. В значительной степени решив проблему защиты города от морских наводнений, дамба породила комплекс новых проблем. До строительства защитных сооружений скорости стокового течения в зоне транзита невских вод составляли 4-10 см/сек с уменьшением скорости у северного и южного берегов. Это приводило к образованию у них застойных зон. Строительство защитных сооружений обусловило возникновение участков с усилением скоростей перед водо- и судопропускными отверстиями и уменьшение скоростей перед глухими частями плотины, что привело к образованию новых застойных зон, расширение которых зон, а также интенсивная жилищная и административная застройка прибрежных территорий существенно изменили качество воды Невской губы.

Рациональное освоение прибрежных территорий требует знания механизмов формирования уровня воды Невской губы. Для этой цели исследован механизм формирования вековой, внутривековой и короткопериодной изменчивости уровня воды Невской губы под влиянием формирующих факторов: изменение уровня Мирового океана, вертикальные тектонические движения земной коры на водосборе системы, антропогенная нагрузка, сток р. Невы. Показано, что на современном этапе функционирования рассматриваемой водной системы совокупное воздействие формирующих факторов приводит к подтоплению побережья Невской губы и исторической части г. Санкт-Петербурга, расположенной на островах дельты р. Невы.

Проведённый аналитический обзор прогнозов возможных изменений климата, выполненных по моделям климатическим и общей циркуляции атмосферы, показал, что, несмотря на большую неопределённость этих прогнозов и значительный разброс оценок климатов будущего, все климатические прогнозы показывают продолжение начавшегося климатического потепления. Продолже-

ние глобального климатического потепления будет сопровождаться повышением уровня Мирового океана, которое будет происходить за счёт уменьшения массы горных ледников, таяния морских льдов и шельфовых ледников. По оценкам Межправительственной группы экспертов по изменению климата уровень Мирового океана может повыситься на 30–80 см к концу текущего столетия. Повышение уровня Мирового океана приведет к подтоплению прибрежных территорий российского побережья Финского залива, Невской губы, дельты р. Невы. Вполне реально подтопление г. Санкт-Петербурга, его окрестностей, расположенных в Приневской впадине, береговых сооружений в г. Кронштадте, проникновение загрязненных вод Невской губы в котловину Ладожского озера.

Существует реальная необходимость принятия срочных административных мер по предотвращению негативных последствий климатического потепления и возрастающей антропогенной нагрузки. Среди них основными являются следующие: прекращение уплотнительной и высотной застройки исторической части города, которая расположена в зоне тектонического погружения земной коры; прекращение высотного строительства в низменной прибрежной зоне губы; выделение охранной зоны по всему побережью Невской губы и дельты р. Невы с последующим ее преобразованием в парковую зеленую зону; перенос жилищного и ведомственного строительства на возвышенные участки побережья; высотное жилищное строительство проводить только с учетом тектонической структуры побережья вне зоны тектонических разломов.

Литература

1. *Арпе К., Бергстон Л., Голицын Г.С., Ефимова Л.К., Мохов И.И., Семенов В.А., Хон В.Ч.* Анализ изменений гидрологического режима на водосборе Ладожского озера и стока Невы в XX и XXI веках // Метеорология и гидрология. – 2000. – № 12. – С. 5-13.

2. *Румянцев В.А., Трапезников Ю.А*. Стохастические модели гидрологических процессов. – СПб.: Наука, 2008. – 152 с.

3. *Леонов Е.А*. Космос и сверхдолгосрочный прогноз. – СПб.: Алетейя, Наука, 2010. – 352 с.

4. *Румянцев В.А., Трапезников Ю.А.* Обоснование механизма формирования коротко-периодных климатических циклов гидро-

метеорологических процессов // Известия Русского географического общества. 2012. Т. 144. Вып. 3. – С. 3–12.

5. *Румянцев В.А., Трапезников Ю.А*. Короткопериодные климатические циклы гидрометеорологических процессов // Вода и водные ресурсы: системообразующие функции в природе и экономике. Сборник научных трудов Всерос. науч. конф., 23–28 июля 2012 г., г. Цимлянск. – Новочеркасск: ЮРГТУ (НПИ), 2012. – С. 117-122.

ИССЛЕДОВАНИЕ ЛАДОЖСКОГО ОЗЕРА И ЕГО ПРИТОКОВ С ПОМОЩЬЮ ИЗОТОПНЫХ ИНДИКАТОРОВ

Румянцев В.А.[1], Рыбакин В.Н.[1], Токарев И.В.[2]
[1]Институт озероведения РАН, г. Санкт-Петербург
[2]Научный парк Санкт-Петербургского госуниверситета,
Ресурсный центр «Геомодель», г. Санкт-Петербург
v.n.rybakin@gmail.com

Ладожское озеро, крупнейший пресноводный водоем Европы, имеет важное экономическое значение для северо-западного региона Российской Федерации, являясь транспортной артерией, источником водоснабжения (через р. Неву), рыбопромысловым и рекреационным объектом. Соответственно, принципиальным оказывается построение такого механизма управления водными и биологическими ресурсами в бассейне озера, который учитывал бы состояние водоема, включая процессы, протекающие в нем самом и притоках.

Широкий спектр работ зарубежных групп исследователей указывает на высокую эффективность подходов, базирующихся на исследовании водных объектов с помощью изотопных методов [1–4], однако в России эти методы пока слабо освоены. Наше исследование основывается на использовании информации о глобальных изотопных трассерах (environmental isotopes) для количественной оценки условий формирования водного баланса и качества воды в Ладожском озере.

В данной публикации представлены промежуточные результаты первого этапа работ, включающего изучение водного баланса Ладожского озера по изотопному составу воды (содержаниям дейтерия – δ^2H и кислорода-18– δ^{18}O). Полученные в 2012–2014 гг. данные отражают вариации изотопного состава воды в озере и его притоках, а также средний подекадный (за каждые 10 дней) изотоп-

ный состав осадков в указанный период. Для количественных оценок проведены опыты по влиянию испарения на изотопный состав воды, снеговая съемка и небольшой объем наблюдений на озерах Карельского перешейка. Всего выполнено около 350 измерений изотопного состава воды, которые, как правило, сопровождались изучением химического состава воды, а также исследованием гранулометрического и химического состава взвесей.

Сводка результатов по изотопному составу воды различных исследованных объектов представлена на рис. 1. Из диаграммы $\delta^2H \div \delta^{18}O$ (рис. 1) следует, что в изучаемом районе изотопный состав атмосферных осадков 2012–2014 г. вполне соответствуют глобальной линии метеорных вод (ГЛМВ) классическое уравнение которой имеет вид [5]:

$$\delta^2H = 8 \times \delta^{18}O + 10,$$

и которая будет использоваться в дальнейших рассуждениях.

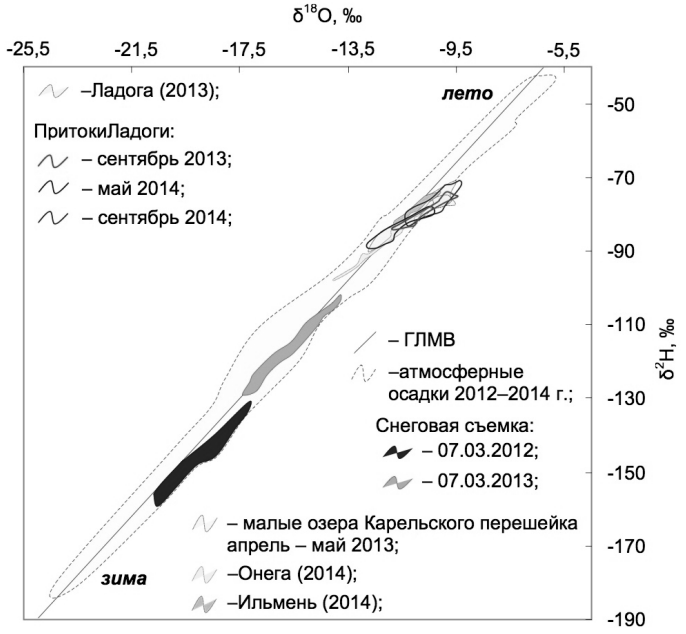


Рис. 1 – Изотопный состав атмосферных осадков и поверхностных вод в бассейне Ладожского озера. Пунктирная область – изотопный состав атмосферных осадков (станции наблюдения «Петергоф» и «Ламмин-Суо»), подписи “лето” “зима” около этой области означают состав летних и зимних осадков; ГЛМВ – глобальная линия метеорных вод

Разброс изотопного состава осадков вдоль ГЛМВ обусловлен закономерным и наблюдаемым повсеместно облегчением[18] их состава в холодный период года и утяжелением – в теплый. В рассматриваемом случае наиболее изотопически легкие (зимние) осадки имеют $\delta^{18}O$ = -23,5 ‰ и $\delta^{2}H$ = -181 ‰, а наиболее изотопически тяжелые (летние) – $\delta^{18}O$ = -5,9 ‰ и $\delta^{2}H$ = -44 ‰, если принимать во внимание отдельные измерения.

Из диаграммы $\delta^{2}H \div \delta^{18}O$ видно, что изотопный состав воды во всех исследованных поверхностных водных объектах варьирует в существенно меньших пределах, чем в атмосферных осадках. Это означает, что на поверхности водосбора и в водоемах имеет место значительное осреднение (перемешивание) осадков, выпадающих в холодный и теплый период года.

Отметим, что начальное осреднение происходит уже в ходе выпадения твердых осадков, на что указывают данные снеговых съемок 2012 и 2013 г., разброс изотопных составов для которых существенно меньше, чем для отдельных снегопадов (рис. 1). Дальнейшее осреднение имеет место в процессе руслового стока, регулируемого емкостью малых озер и болот, а также, возможно, – подземным стоком. Наиболее сильное выравнивание изотопного состава воды, естественно, наблюдается в Ладожском озере, время пребывания воды в котором достаточно велико, а само озеро на значительной части акватории является димектическим.

Анализ полученных результатов указывает на то, что Ладожское озеро является, в целом, хорошо перемешанным резервуаром, на баланс которого значительное влияние оказывает испарение воды на водосборе и с зеркала водоема. Исходя из экспериментов, потери воды на испарение оцениваются величиной около 17 % (см. рис. 2).

Наблюдения за притоками позволяют уверенно идентифицировать волну снеготалого стока, а также проследить изменения изотопного состава в годовом разрезе времени. По изотопному составу

[18] Под термином «облегчение» изотопного состава подразумевается появление отрицательных величин $\delta^{2}H$ и $\delta^{18}O$ с большим значением, связанных с уменьшением содержаний дейтерия и кислорода-18 и обусловленных действием изотопного фракционирования. Под «утяжелением» понимается обратный процесс.

воды обнаружены существенные различия в условиях питания притоков Ладожского озера (рис. 3).

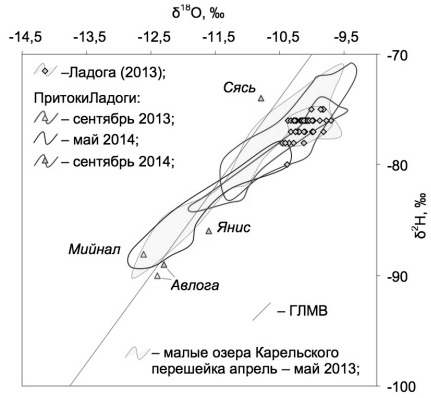


Рис.2 – Расчет испарения по результатам экспериментов и исследованиям изотопного состава воды в бассейне Ладожского озера

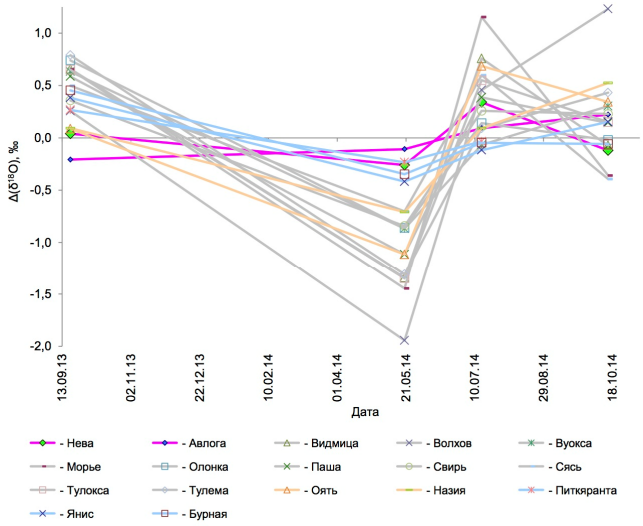


Рис.3 – Вариации изотопного состава кислорода во времени в реках-притоках Ладожского озера (приведены в абсолютных значениях $\delta^{18}O$ относительно среднего $\Delta(\delta^{18}O)$ для каждой точки наблюдения)

В частности, р. Волхов характеризуется максимальным размахом вариаций $\delta^{2}H$ и $\delta^{18}O$, для которого $\Delta(\delta^{18}O) = 3{,}2$ ‰, а также р. Морье $\Delta(\delta^{18}O) = 2{,}6$ ‰. Наименьший размах изотопных составов,

как и ожидалось, имеет р. Нева $\Delta(\delta^{18}O) = 0{,}6$ ‰. Река Авлога демонстрирует аномальный (для малой реки) ход изменения изотопного состава воды, который, с одной стороны, является самым легким из измеренных, а с другой – почти не изменяется во времени, лишь слегка утяжеляясь $\Delta(\delta^{18}O) = 0{,}4$ ‰. Относительно малые изменения состава отмечены также в реках Бурная – $\Delta(\delta^{18}O) = 0{,}8$ ‰, Питкяранта – $\Delta(\delta^{18}O) = 0{,}5$ ‰ и Янис – $\Delta(\delta^{18}O) = 0{,}8$ ‰. Реки Назия и Оять, имеют размах вариаций изотопного состава сопоставимый с основной массой опробованных притоков ($\Delta(\delta^{18}O) = 1{,}2$ ‰ и $\Delta(\delta^{18}O) = 1{,}8$ ‰, соответственно), однако ход изменений их состава имеет характер, несколько отличающийся от общего.

Указанные вариации изотопного состава в реках интерпретируется как относительно низкая доля подземного питания в р. Волхов, а также всего бассейна оз. Ильмень. Напротив, р. Авлога (Карельский перешеек) в области перехода от осадочного чехла к Балтийскому кристаллическому щиту, характеризующаяся почти постоянными величинами $\delta^{2}H$ и $\delta^{18}O$, имеет существенную долю подземного питания. Река Свирь имеет промежуточный размах вариаций, что связано с зарегулированностью ее стока Онежским озером. Река Нева имеет мало меняющийся во времени изотопный состав воды, вариации которого совпадают с вариациями средних составов воды в Ладожском озере.

Данные о динамике изменения изотопного состава воды предполагается использовать для верификации и калибровки математической модели циркуляции и формирования качества воды в Ладожском озере.

Литература

1. *Ферронский В.И., Дубинчук В.Т., Поляков В.А., Селецкий Ю.Б., Купцов В.М., Якубовский А.В.* Природные изотопы гидросферы. – М.: Недра, 1975. 280 с.

2. Изотопия природных вод. /Отв. ред. Ферронский В.И. – М.: Наука, 1978. 246 с.

3. *Ферронский В.И., Поляков В.А*. Изотопия гидросферы Земли. – М.: Научный мир, 2009. 632 с.

4. *Leibundgut C., Maloszewski P., Kulls C*. Tracers in Hydrology. Wiley-Blackwell. Singapore. 2009, 441 p.

5. *Craig H*. Isotopic variations in meteoric waters. Science, 1961, v. 133, No 3464, p. 1702-1703.

ИНДИКАЦИЯ ИЗМЕНЕНИЙ ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ И УРОВНЯ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ НА ВОДНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ ПО ДОННЫМ ОТЛОЖЕНИЯМ ОЗЕР: НОВЫЙ МЕТОДИЧЕСКИЙ ПОДХОД

Сапелко Т.В., Игнатьева Н.В., Кузнецов Д.Д.,
Лудикова А.В., Гусева М.А.
Институт озероведения РАН, г. Санкт-Петербург
tsapelko@mail.ru

Озерные ресурсы – один из главнейших стратегических запасов пресной воды на Земле. Разработка и совершенствование методик оценки состояния озерных экосистем является актуальной проблемой использования и прогноза их развития в будущем. Реконструкция эволюции озерных экосистем в прошлом позволит получить аналоги для прогноза. Донные отложения являются хорошим источником информации о состоянии экосистем и качестве воды на различных этапах развития озер. Комплексное изучение донных отложений позволяет не только дать оценку антропогенной составляющей, но и определить влияние природных факторов на озерные экосистемы. Отражение современного состояния озерных экосистем фиксируется в поверхностных пробах донных отложений (верхние ~ 2 см в зоне контакта «вода-дно»). Динамику состояния озерных экосистем в историческом аспекте фиксируют колонки донных отложений. Полученные результаты позволяют проводить адекватные реконструкции состояния озерных экосистем в зависимости от климатических изменений, динамики гидрологических процессов и степени антропогенного воздействия.

В ходе междисциплинарных исследований озерных экосистем, проводившихся в последние годы в рамках тем НИР ИНОЗ РАН, получены результаты, позволившие разработать методику разделения влияния природных и антропогенных факторов на экосистемы озер с помощью палеолимнологических данных [1-3]. Получены данные по изменениям климатических, гидрологических и антропогенных характеристик в течение длительного периода времени (несколько тысяч лет). По данным литологического, палинологического, диатомового, геохимического анализов получены качественные характеристики влияния природных и антропогенных факторов на экосистему озера. По анализу динамики содержания в донных от-

ложениях металлов (Fe, Mn, Cu, Ni, Pb, Cr, Co, V и др.), органического вещества и фосфора (общего, неорганического и органического) получены количественные характеристики каждого из перечисленных компонентов (рис. 1).



Рис. 1– Пример графика значений соотношения антропогенного и естественного накопления органического фосфора (по колонке донных отложениях озера Светлояр)

По палинологическому и радиоуглеродному анализам установлена хронология процессов, происходящих в озере, а по скорости осадконакопления выбрана условная граница периода без антропогенного воздействия на экосистему озера и периода с антропогенным воздействием. До этой границы на экосистему озера влияли только природные факторы. Вероятность влияния антропогенных и природных факторов на экосистему озера в индустриальный период в процентном соотношении рассчитана с помощью математической обработки полученных данных. Расчет проводился на основании определений изучаемых компонентов в колонках донных отложений изучаемых озер (рис. 2).

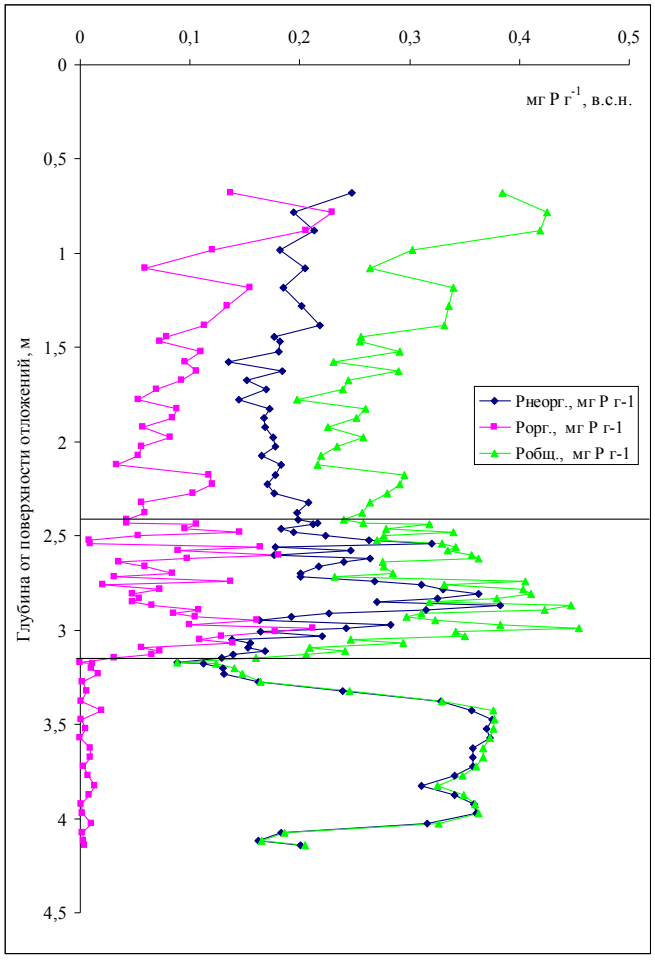


Рис. 2 – Вертикальное распределение фосфора
в донных отложениях оз. Светлояр

Апробация методики проводится на разнотипных озерах Восточно-Европейской равнины. Работы выполнены на больших озерах (Ладожское озеро) и на малых (озера Нижнее Суздальское в г. Санкт-Петербурге, Берестовое в Ленинградской обл., Глубокое в Московской обл., Светлояр в Нижегородской обл. и др.), расположенных в регионах с разной степенью антропогенного воздействия.

На *Ладожском озере* изучена колонка донных отложений с глубины 72 м в центральной части, которая отражает общее состоя-

ние в целом всего озера. Согласно полученным данным [1], на изменение экосистемы Ладожского озера на современном этапе влияют в основном природные факторы. Антропогенное влияние сказалось лишь на содержании свинца. На резкое повышение концентрации свинца в верхней части разреза с вероятностью до 44% повлияли антропогенные факторы (т.е. значения свинца на 44% выше среднего природного уровня). В то же время, на колебания концентраций некоторых других металлов, динамика которых была изучена, влияние оказали в равной степени, как природные факторы, так и антропогенные. По результатам расчетов определено, например, что содержание никеля в донных отложениях Ладожского озера в настоящее время не превышает максимального природного уровня. В то же время, рассчитанный антропогенный уровень выше рассчитанного природного, т.е. на данный момент на динамику содержания никеля в донных отложениях Ладожского озера влияют как природные, так и антропогенные факторы. При этом количество никеля в индустриальный период превышает его же значение в доиндустриальный период на 6,7%. Оценка вероятности антропогенного воздействия на содержание никеля составляет 22%.

Озеро Нижнее Суздальское выбрано в качестве объекта исследования, находящегося в черте крупного города. Колонка донных отложений отобрана с глубины 3,5 м [4]. По данным изучения колонки, в индустриальный период происходит увеличение концентрации органического фосфора. В результате проведенных расчетов определено, что практически 60% увеличения накопления фосфора в донных отложениях озера обусловлено антропогенными факторами. На содержание вещества в донных отложениях озера потери при прокаливании (ППП) в индустриальный период не влияют. Из проанализированных металлов (железо, хром, никель, медь, марганец, свинец, стронций) только увеличение содержания стронция имеет большую вероятность антропогенного воздействия, которая превышает 50%. Вероятность влияния антропогенных факторов на содержание в донных отложениях озера других металлов не превышает 20%. По полученным расчетам увеличение концентрации органического фосфора в озере на современном этапе развития практически на 60% происходит в результате антропогенного воздействия. На содержание органических веществ в донных отложениях антропогенные факторы на данный момент не влияют.

На *озере Глубоком* в Московской области проанализирована колонка донных отложений с глубины 3,3 м [5]. Более 120 лет ведется мониторинг современного состояния экосистемы озера, что позволяет получить полную картину развития озера не только в прошлые эпохи по палеолимнологическим реконструкциям, но и за последние 120 лет по данным натурных наблюдений. Анализ донных отложений показал, что концентрация большинства металлов снижается в индустриальном периоде, кроме свинца, содержание которого в донных отложениях озера Глубокого в индустриальный период превышает его же концентрацию в доиндустриальный период на 96%. По нашим оценкам, вероятность антропогенного происхождения концентрации свинца стремится к 100%.

Озеро Светлояр в Нижегородской области и его окрестности являются на сегодняшний день охраняемым памятником природы. Озеро находится вдали от возможных источников промышленного загрязнения. Однако огромный поток туристов, сельскохозяйственные угодья, застройка водосбора может нанести серьезный вред экосистеме озера. Колонка донных отложений отобрана с глубины 2,2 м. По результатам исследований можно сделать вывод о том, что в целом на современное состояние озера оказывают влияние в большинстве своем природные факторы, антропогенное влияние существует, но в целом оно минимально. Антропогенное влияние проявилось лишь в содержании в донных отложениях озера ванадия и железа с вероятностью 100%, Антропогенное влияние на увеличение содержания меди и марганца также довольно высокое (вероятность 80-85%). Вероятность влияния антропогенного фактора на накопление фосфора ничтожна. Повышение содержания органического вещества в донных отложениях озера Светлояр на 100% связано с природными факторами.

Озеро Берестовое расположено на северном склоне Центральной возвышенности Карельского перешейка. В качестве источников антропогенного влияния можно назвать поселок на северном побережье озера с молочной фермой и базой отдыха на берегу. Колонка донных отложений отобрана с глубины 6,5 м. Наши данные показали, что для этого озера характерно резкое увеличение содержания фосфора и органического вещества. Рассчитанная концентрация неорганического фосфора увеличилась более, чем на 80%, а содержание органического фосфора на 100%, относительно полученного в результате расчетов природных фоновых значений. Однако по

данным комплексного палеолимнологического анализа установлено, что рост среднего уровня концентрации общего фосфора произошел еще до начала индустриального периода. Рассчитанное повышение концентрации органического вещества составляет 200%. По ППП расчитана самая большая среди изучаемых компонентов вероятность антропогенного воздействия – 97%, но и она не превышает фонового порога. Рассчитанные значения низкой вероятности антропогенного воздействия подтверждают результаты палинологического и диатомового анализов, свидетельствующие об олиготрофном статусе озера Берестового. Незначительные следы антропогенного воздействия, начиная со среднего голоцена, отразились в основном в изменении озерных ландшафтов, связанных с вытаптыванием и выжиганием растительности, вырубками и распашкой.

Результаты выполненных исследований позволяют говорить о наиболее сильном антропогенном воздействии на экосистему Нижнего Суздальского озера. Что касается озер Ладожского, Глубокого и Светлояр, то влияние природных процессов на экосистемы озер здесь более значительно, чем антропогенных. В связи с полученными результатами исследований оз. Берестового установлено, что влияние антропогенных факторов не превышает природного фона.

Апробация методики на разнотипных озерах, расположенных в разных природных зонах, с разными морфометрическими характеристиками и различным трофическим статусом, показала степень антропогенного влияния на экосистему каждого из изученных озер. Проведенные исследования показывают, что адекватная оценка соотношения природной и антропогенной составляющих в развитии и трансформации озерных экосистем невозможна без представления о «фоновом» состоянии экосистемы, а пониманию особенностей современного состояния водоемов во многом способствует знание палеогеографических обстановок.

Литература

1. *Сапелко Т.В., Игнатьева Н.В., Кузнецов Д.Д.* Антропогенные и природные факторы развития Ладожского озера в позднем голоцене по данным комплексного анализа донных отложений // Сохраним природное и культурное наследие Ладожского озера. Сборник научных трудов. СПб. 2011. С. 170-181.

2. *Sapelko T. V., Shemanaev K.V., Kuznetsov D.D. and Ignatieva N.V.* Relation of human and natural factors in the development of lakes according to a complex analysis of lake sediments // Geophysical Research Abstracts, EGU General Assembly 2012, Vol. 14, EGU2012-11926, Vienna, Austria, 22–27 April 2012.

3. *Sapelko T., Shemanaev K., Kuznetsov D., Ignatieva N., Ludikova A*. Paleolimnological approach to the separation of the effects of anthropogenic and natural factors on the lake ecosystems // Geophysical Research Abstracts, Vol. 15, EGU2013-PREVIEW, 2013, EGU European Geosciences Union General Assembly, Vienna, Austria, 07–12 April 2013.

4. *Верзилин Н.Н., Мороз Т.А., Севастьянов Д.В., Сапелко Т.В., Субетто Д.А*. Эволюционно-географический подход при изучении геохимических особенностей голоценовых донных осадков озера Нижнее Суздальское (С.-Петербург) // Геология и эволюционная география, №5. СПб.,2005. С. 170-178.

5. *Сапелко Т.В., Смирнов Н.Н., Щерочиньска К., Хасанов Б.Ф., Баянов Н.Г., Кузнецов Д.Д., Антипушина Ж.А*. История озера Глубокого (Московская область) по результатам анализа донных отложений // Доклады Академии наук, 2013, том 450, №3. С. 344–347.

ОНЕЖСКОЕ ОЗЕРО И ЕГО ВОДОСБОР: ИСТОРИЯ РАЗВИТИЯ, ОСВОЕНИЕ ЧЕЛОВЕКОМ И СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ[19]

Субетто Д.А., Калинкина Н.М., Лукина Ю.Н., Филатов Н.Н.
Институт водных проблем Севера КарНЦ РАН, г. Петрозаводск
subetto@mail.ru

Онежскому озеру, наряду с Ладожским озером, было уделено особое внимание на Совете Безопасности Российской Федерации, как крупнейшему пресноводному резервуару, ухудшение качества воды в котором может привести к проблемам с обеспечением питьевой водой всего Северо-Западного региона Российской Федерации. Особенно было отмечено, что вопросами охраны данных водоемов следует заняться более предметно как на федеральном, так и на региональном уровнях. Онежское озеро является вторым по величине

[19]Исследование выполнено при финансовой поддержке Российского научного фонда (проект №14-17-00766).

после Ладожского озера пресноводным водоемом Европы. Вместе они входят в водосборный бассейн реки Невы, безальтернативного источника водоснабжения крупнейшего мегаполиса Северо-Запада России — Санкт-Петербурга, а также во многом определяющего качество воды Финского залива и всего Балтийского моря. При этом следует отметить, что Онежское озеро является объектом комплексного использования: служит источником питьевого, коммунально-бытового, промышленного водоснабжения и приемником сточных вод, является водохранилищем Верхне-Свирской ГЭС и воднотранспортной магистралью, имеет большое рыбохозяйственное и бытовое значение.

В последние десятилетия наметились тенденции ускоренной трансформации озера под влиянием естественных и антропогенных факторов. В частности, олиготрофное состояние озера изменилось в некоторых районах до мезотрофного, сократилась численность ценных видов рыб, таких, например, как пресноводный лосось. В результате стихийной интродукции появились новые виды, которые начали оказывать все усиливающееся влияние на естественные экосистемы. Заметное воздействие в последние годы на состояние экосистемы оказывает активное развитие аквакультуры и садкового рыбоводства. Большое значение для формирования гидрологического и химико-биологического режимов озера имеет частный водосбор, который более, чем в 5 раз превышает площадь озера. Именно поэтому остро стоит вопрос о необходимости комплексного исследования Онежского озера и его водосбора, которое станет основой для организации и проведения научно-общественного мониторинга качества воды, среды и биологических ресурсов, а также разработки научно-обоснованного режима водопользования и водопотребления.

Для решения поставленных задач в рамках гранта Российского научного фонда «Онежское озеро и его водосбор: история геологического развития, освоение человеком и современное состояние» (проект №14-17-00766) были запланированы исследования, направленные на изучение закономерностей и последствий изменения экосистемы Онежского озера под воздействием антропогенных и климатических факторов. Предполагалось выполнение палеолимнологических реконструкций развития озера, исследование динамики водных масс и условий формирования водного баланса озера на базе мониторинга изотопного состава воды ($\delta^{18}O$ и $\delta^{2}H$), оценка ан-

тропогенной нагрузки на водоем, изучение процессов трансформации водных сообществ, а также естественного воспроизводства лососевых видов рыб в притоках озера.

Одной из задач проекта явилось археологическое изучение Прионежья. История археологических исследований в районе Онежского озера насчитывает более ста лет. В настоящее время это наиболее изученный в археологическом отношении регион Карелии. Многочисленные археологические памятники, выявленные на побережье озера, датируются, начиная с мезолитического периода. Они предоставляют возможность проследить историю освоения человеком этого водоёма на всём её протяжении. На данный момент наиболее ранней датой, полученной для Онежского побережья, является дата с поселения Бесов Нос VI на восточном берегу вблизи устья р. Шалы (8300±80 лет назад). В то же время имеются косвенные признаки, позволяющие предполагать более раннее заселение этой территории, начиная уже с конца пребореала.

В рамках выполнения проекта в ходе комплексной экспедиции были подробно изучены два водоема Заонежского полуострова, расположенные на разных высотах — оз. Сяргозеро (48 м) и оз. Палозеро (132 м) с целью реконструкции палеоуровней Онежского озера в послеледниковое время. Выполнена батиметрическая съемка озер, выявлены основные морфологические особенности строения их котловин. Проведено бурение донных отложений ручным буром, в результате чего для каждого из озер получены полные колонки донных отложений. Сделано стратиграфическое описание колонок, взяты пробы на диатомовый, спорово-пыльцевой и радиоуглеродный анализ. Проведен отбор колонок поверхностного слоя донных отложений озер и проб воды на общий химический и изотопный состав. В ходе экспедиционных работ опробована методика поиска новых археологических памятников на основе высотных реконструкций Э. И. Девятовой и цифровой модели рельефа в программе SAGA GIS. Найден новый памятник — стоянка Больничное II, которая, согласно высотному расположению, относится к бореальному периоду.

В бассейне Онежского озера проведен комплекс работ, направленный на изучение динамики водных масс и условий формирования водного баланса озера на базе мониторинга изотопного состава воды ($\delta^{18}O$ и $\delta^{2}H$). Комплекс включает наблюдения за атмосферными осадками как источника формирования водного стока, по-

верхностными водами (реками и озерами) и подземными водами. В ходе работ была выполнена экспериментальная оценка скорости испарения для изучения влияния испарения на изотопный состав воды в различных условиях. Наблюдения за атмосферными осадками включали сбор средне-недельных проб воды, для которых определялся объем выпадений, химические показатели и изотопный состав. При наличии экстремальных погодных явлений (тяжелых ливней или массивных снегопадов) пробы отбирались непосредственно по завершении этих событий. В конце зимы 2014 г. выполнена также снеговая съемка по субмеридиональным и субширотным профилям для оценки региональных трендов изменения изотопного состава снега. Оценка среднегодового изотопного состава речного стока выполнялась по результатам еженедельных (в половодье ежедневных) наблюдений за р. Неглинкой (приток Онежского озера), проводимых с 2012 г. Также на изотопный состав опробованы 22 притока Онежского озера и малые озера на водосборе. С учетом проведенных с 2009 г. наблюдений на данный момент на изотопный состав всего отобрано и проанализировано около 750 проб различных природных вод.

По результатам изотопного анализа получены статистические характеристики распределения величин $\delta^{18}O$ и $\delta^{2}H$ в атмосферных осадках по станции «Петрозаводск», в поверхностных и подземных водах региона за весь период наблюдений (с 2009 г. по настоящее время). Взвешенный среднегодовой состав атмосферных осадков $\delta^{18}O \approx -11{,}4$ и $\delta^{2}H \approx -83$ ‰ рассчитан с учетом распределения объема и состава выпадений во времени. Изотопный состав осадков в зимний период оценен по результатам снегомерной съемки величинами $\delta^{18}O \approx -18{,}1$ и $\delta^{2}H \approx -139$ ‰. Временное распределение изотопного состава осадков близко к синусоиде, экстремально легкие значения наблюдаются, как правило, в осеннее-зимне-весенний период. Получен хронологический график изменения изотопного состава речной воды, отражающий структуру питания водотока. Наиболее существенное облегчение изотопного состава воды в реке обнаруживаются в период весеннего половодья. В осеннее-зимне-весенний период в моменты наступления экстремальных погодных явлений отмечаются кратковременные (до 2–3 суток) существенные облегчения изотопного состава воды. В летний период на изотопный состав речной воды заметно влияет испарение, а в холодный период – замерзание воды. Обнаружено, что подземные воды ре-

гиона, в целом, имеют несколько облегченный (по сравнению с осадками) изотопный состав, что свидетельствует о преимущественном питании за счет таяния снега. В некоторых случаях получены экзотические изотопные составы подземных вод, существенно отклоняющиеся от глобальной линии метеорных вод, что связано с влиянием мерзлоты, имевшей место в прошедшие периоды глобального похолодания.

Согласно задачам проекта, было запланировано исследование антропогенной нагрузки на Онежское озеро, а именно, определение качества сточных вод, поступающих в Онежское озеро от точечных источников загрязнения и оценка эффективности их очистки. Всего в 2014 г. было обследовано 14 выпусков сточных вод (49 проб воды) — ОАО «Кондопога», ОАО «Петрозаводские коммунальные системы», ООО «Пудожское ВХК», ООО «Водоканал» г. Медвежьегорска, о.Кижи, ТЭЦ г. Петрозаводска, ООО «Санаторий Марциальные воды», ООО «Водоканал» пос. Пидуши, ООО «Рубин» в пос. Матросы, ЗАО «Эссойла». Всего было выполнено около 1300 элемент-определений. Из 14 выпусков на 9 сточные воды проходят очистку на биологических очистных сооружениях, на 2 выпусках – механическую очистку, а на 3 выпусках сточные воды не очищаются. Из числа обследованных выпусков непосредственно в Онежское озеро поступают сточные воды от 5 водовыпусков, а от остальных – в водные объекты бассейна Онежского озера. Результаты исследований показали, что сточные воды промышленных предприятий и хозяйственно-бытовые стоки населенных пунктов бассейна Онежского озера содержат большое количество минеральных и органических веществ, биогенных элементов, микроэлементов и тяжелых металлов. Поступление биогенных элементов со сточными водами в водные объекты может привести к их эвтрофированию. Особенно этому способствует избыточное содержание общего фосфора. В сточных водах бассейна Онежского озера отмечены весьма большие концентрации минерального и общего фосфора. Содержание минерального фосфора изменялось в пределах от 53 до 6112 мкг/л, а общего фосфора – от 426 до 6768 мкг/л. Почти на 80 % общий фосфор был представлен минеральными формами, что типично для многих видов сточных вод. Особенно высокие концентрации фосфора отмечены в сточных водах ПКС г. Петрозаводска, пос. Шуя, ЗАО «Эссойла», ООО «Пудожское ВКХ», пос. Пудож. В целом работу

большинства исследованных очистных сооружений следует считать недостаточно эффективной.

В ходе выполнения проекта были отобраны образцы донных отложений Онежского озера для биотестирования. Исследованиями были охвачены основные районы: Центральное Онего, Южное Онего, Большое Онего, Малое Онего, не испытывающие прямого антропогенного воздействия, а также загрязненные участки (Петрозаводская губа, Кондопожская губа, Повенецкий залив; Кижские шхеры, Петрозаводское Онего). Оценка токсичности донных отложений Онежского озера дана по показателям жизнедеятельности тестовых видов ракообразных (*Ceriodaphnia affinis* Lillijeborg). Исследования, проведённые в 2014 г., позволили установить, что большинство районов Онежского озера характеризуется нетоксичными донными отложениями. Наибольшее количество станций с токсичными илами расположено в районе Кондопожской губы, интенсивно загрязняемой сточными водами целлюлозно-бумажного комбината. Токсичность илов в Кондопожской губе связана с содержащимися в них загрязняющими веществами сточных вод (лигносульфонат, соединения серы). Впервые выявлен центральный глубоководный участок Онежского озера (Большое Онего и Центральное Онего), илы которого обладают высокой токсичностью, обусловленной, скорее всего, высоким содержанием микроэлементов, характерным для центральных районов озера. Результаты биотестирования илов, позволили предложить гипотезу о существовании особой зоны в центральной части Онежского озера, в которой развитие сообществ макрозообентоса лимитировано токсическим фактором природного происхождения. Гипотеза была подтверждена результатами анализа натурных наблюдений за состоянием донных сообществ.

При выполнении проекта была изучена роль малых водотоков (притоков Онежского озера) как резерватов рыб, находящихся под угрозой исчезновения. В Онежском озере обитают ценные представители лососёвых: пресноводный лосось и кумжа. К началу XXI века популяция лосося и кумжи в озере существенно сократились в основном из-за неконтролируемого вылова. Популяция пресноводного лосося поддерживается частично (стадо реки Шуя) за счёт искусственного воспроизводства. Популяция кумжи существует исключительно за счёт естественного воспроизводства. Кумжа, как вид более пластичный, нерестится в малых реках (до 10 км дли-

ной). Крупные притоки Онежского озера (Шуя, Немина, Водла и др.) облавливаются практически круглый год местными жителями, а летом ещё и туристами. Активно лов лосося и кумжи производится и в озере, во время нагула рыб. Лов производится как сетями так и троллингом (ставшим недавно популярным способом ловли). В сложившейся ситуации популяции кумжи и лосося крупных рек находятся под угрозой исчезновения. В то же время стада кумжи малых рек характеризуются численностью в несколько десятков особей и в связи с этим не облавливаются, что способствует сохранению кумжи как вида в бассейне Онежского озера. Стада кумжи малых рек могут быть использованы для рыбоводных работ по восстановлению популяций кумжи в соседних реках, утративших полностью нерестовое стадо.

Исследования 2014 г. показали, что в обследованных малых реках (Нелукса, Орзега и Большая Уя) естественное воспроизводство кумжи осуществляется успешно. Наибольшие плотности расселения отмечены в реке Нелукса – 129 экз./100 м^2. Это достаточно высокий показатель для бассейна Онежского озера. Сравнимые плотности распределения молоди пресноводного лосося отмечены только в р. Суна, где в 2008-2013 гг. плотность рыб достигала более 150 экз./100 м^2. Причиной высокой плотности распределения молоди кумжи в р. Нелукса является отсутствие регулярного промысла. В реке Орзега общая плотность расселения составила 51 экз./100 м^2, сравнимый показатель по сравнению с другими более крупными притоками Онежского озера. Плотность расселения рыб в возрастной группе 0+ в этой реке оказалась в два раза выше, чем в группе 1+. Отсутствие возрастной группы 2+ объясняется скатом в озеро преимущественно в этом возрасте. В реке Большая Уя общая плотность распределения рыб составила 16 экз./100 м^2, это низкий показатель, как по сравнению с Орзегой и Нелуксой, так и с другими притоками озера. Причиной низкой численности для рек Орзега и Большая Уя является вылов производителей в реке во время нерестовой миграции. Антропогенный фактор (несанкционированный вылов рыбы) является основным, влияющим на численность кумжи в малых реках, поскольку гидрологические условия, фракционный состав и подвижность грунтов в этих реках соответствуют оптимальным условиям для нереста кумжи.

Сборник научных трудов (в двух томах)

ВСЕРОССИЙСКАЯ НАУЧНАЯ КОНФЕРЕНЦИЯ
«Научное обеспечение реализации
«Водной стратегии Российской Федерации
на период до 2020 г.»
г. Петрозаводск, 06−11 июля 2015 г.
(Том 1)

Формат Объем п.л
Тираж…180 экз. Заказ №
г. Петрозаводск, ул.
Отпечатано в РИО Кар НЦ РАН по оригинал-макету