





Название журнала		ВОДА: ХИМИЯ И ЭКОЛОГИЯ				
Издательство		Издательский дом "Вода: химия и экология"				
Год выпуска	2013	Том		Номер выпуска	4 (58)	
Название статьи					Страницы	Цит.
ВОПРОСЫ ЭКОЛОГИИ						
	ОЦЕНКА ВЛИЯНИЯ ИЗМЕНЕНИЙ КЛИМАТА НА ВОДНЫЙ РЕЖИМ И СТОК РЕК БАСЕЙНА ВОЛГИ Алексеевский Н.И., Фролова Н.Л., Антонова М.М., Игонина М.И.				3-12	8
	ПРИМЕНЕНИЕ МЕТОДА ДЕТЕРМИНАЦИОННОГО АНАЛИЗА И ЭКОЛОГИЧЕСКОГО НОРМИРОВАНИЯ ДЛЯ ОЦЕНКИ СОСТОЯНИЯ ВОДНОЙ ЭКОСИСТЕМЫ Кучай Л.А., Соколова Е.Н.				13-18	0
	ТРАНСФОРМАЦИЯ ПРИРОДНЫХ КОМПЛЕКСОВ БАСЕЙНА Р. АРГУНЬ В УСЛОВИЯХ ГЛОБАЛЬНЫХ КЛИМАТИЧЕСКИХ ИЗМЕНЕНИЙ И ВОЗРАСТАЮЩЕГО АНТРОПОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ Цыбекмитова Г.Ц.				19-24	0
МОНИТОРИНГ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ						
	ОЦЕНКА ОБЪЕМОВ НЕФТЕЗАГРЯЗНЕНИЙ РЕК В РАЙОНАХ НЕФТЕДОБЫЧИ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ ДИСТАНЦИОННЫХ ДАННЫХ Алексеева М.Н., Яценко И.Г., Перемитина Т.О.				25-29	1
ТЕХНОЛОГИИ ПРОМЫШЛЕННОЙ И БЫТОВОЙ ОЧИСТКИ ВОД						
	ИССЛЕДОВАНИЕ БИОЛОГИЧЕСКОЙ ОЧИСТКИ СТОЧНЫХ ВОД С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ БИОПРЕПАРАТОВ Борисова В.Ю., Серпокрылов Н.С., Скибина Е.В.				30-35	1
	К ВОПРОСУ ОЧИСТКИ СТОЧНЫХ ВОД БАСЕЙНОВ ГИДРОТЕРМИЧЕСКОЙ ОБРАБОТКИ ДРЕВЕСИНЫ Адельшин А.Б., Бусарев А.В., Селюгин А.С., Каюмов А.Р.				36-39	0
НАУЧНО-АНАЛИТИЧЕСКИЕ ОБЗОРЫ						
	ФАКТОРЫ ФОРМИРОВАНИЯ СТОКА ВЗВЕШЕННЫХ НАНОСОВ ГОРНЫХ РЕК АЗЕРБАЙДЖАНА Абдуев М.А., Эюбова Ф.А.				40-46	1
ГИДРОБИОЛОГИЯ						
	ВЛИЯНИЕ ТЕМПЕРАТУРЫ И УРОВНЯ ВОДЫ В ПЕРИОД НЕРЕСТА НА ВИДОВОЙ СОСТАВ МОЛОДИ КАРПОВЫХ РЫБ НА НЕРЕСТИЛИЩАХ РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА Кодухова Ю.В.				52-56	1
	ЖИЗНЕННАЯ СТРАТЕГИЯ ПАРАЗИТОВ РЫБ И АККУМУЛИРОВАНИЕ ИМИ МЕТАЛЛОВ Доровских Г.Н., Мазур В.В.				57-63	1
	СОСТАВ И СТРУКТУРА ЗООБЕНТОСА КАК ИНДИКАТОРЫ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ОЗЕР БУРЛИНСКОЙ СИСТЕМЫ Жукова О.Н., Безматерных Д.М.				64-70	2
	АДСОРБЦИЯ АРОМАТИЧЕСКИХ СОЕДИНЕНИЙ МЕТАЛЛУРГИЧЕСКИМ ШЛАКОМ Хоботова Э.Б., Грайворонская И.В., Власенко А.С.				71-76	0
МАТЕРИАЛЫ ДЛЯ ВОДОПОДГОТОВКИ						
	НОВЫЙ ВАРИАНТ ЭКСТРАКЦИОННО-ФЛУОРИМЕТРИЧЕСКОГО ОПРЕДЕЛЕНИЯ ИОНОВ ОЛОВА (IV) Попова О.Н., Дегтев М.И.				78-83	0
АНАЛИТИЧЕСКИЕ МЕТОДЫ И СИСТЕМЫ КОНТРОЛЯ КАЧЕСТВА ВОДЫ						
	ДЕГРАДАЦИЯ ГЕРБИЦИДА 2,4-Д И 2,4-ДИХЛОРФЕНОЛА В ВОДЕ ПРИ ДЕЙСТВИИ УЛЬТРАФИОЛЕТОВОГО ИЗЛУЧЕНИЯ ЭКСИЛАМП Вершинин Н.О., Чайковская О.Н., Каретникова Е.А., Соколова И.В.				84-91	2
ХИМИЯ ВОДЫ И ВОДНЫХ РАСТВОРОВ						

	ГИГИЕНИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ПИТЬЕВЫХ БУТИЛИРОВАННЫХ ВОД, ПРОИЗВОДИМЫХ НА ТЕРРИТОРИИ РЕСПУБЛИКИ МАРИЙ ЭЛ <i>Иванов А.В., Тафеева Е.А., Вавашкин К.В.</i>	92-96	0
SHORT COMMUNICATIONS			
	ХИМИЧЕСКИЙ СОСТАВ ВОДОТОКОВ В КОРЕННОМ ЕЛОВОМ И ПРОИЗВОДНОМ ЛИСТВЕННО-ХВОЙНОМ ЛЕСАХ <i>Дымов А.А.</i>	97-101	1
	ОСОБЕННОСТИ БИОЛОГИИ И РАСПРЕДЕЛЕНИЯ ПРЭСНОВОДНОЙ КРЕВЕТКИ LEANDER MODESTUS HELLER БАСЕЙНА Р. АМУР <i>Млынар Е.В.</i>	102-105	0
	ВЫБОР ТРЕБОВАНИЙ К ПРОТИВОГОЛОЛЕДНЫМ МАТЕРИАЛАМ ДЛЯ ЗИМНЕГО СОДЕРЖАНИЯ АВТОМОБИЛЬНЫХ ДОРОГ МЕГАПОЛИСА <i>Аржанухина С.П., Гарибов Р.Б., Кочетков А.В., Янковский Л.В., Глухов Т.А., Бобков А.В.</i>	106-115	5

ОЦЕНКА влияния ИЗМЕНЕНИЙ КЛИМАТА и **ВОДНЫЙ РЕЖИМ** и сток РЕК БАССЕЙНА ВОЛГИ

Проведен совместный анализ изменения статистических характеристик рядов температуры воздуха, осадков, среднегодового, среднего меженного и минимального месячного стока рек бассейна Волги за весь период наблюдений и за сопоставимые по продолжительности периоды 1935–1969 и 1970–2005 гг. Выполнена переоценка естественных ресурсов поверхностных и подземных вод бассейна Волги за период 1970–2005 гг.



Введение

Особенности гидрологического режима водных объектов существенно влияют на хозяйственную деятельность, безопасность и условия жизни населения. Для эффективного и безопасного использования ресурсов рек необходимы оценка водных ресурсов территории или конкретных водных объектов, определение максимальных, минимальных и других критериев расхода воды, оценка влияния хозяйственной деятельности на режим рек, и другие гидрологические процессы.

Переоценка современных ресурсов поверхностных и подземных вод в связи с наблюдающимися в настоящее время климатическими изменениями является одной из актуальных задач гидрологии и гидрогеологии. Оценка меженного и минимального стока особенно важна для предотвращения экологических проблем. Изучение про-

Н.И. Алексеевский*, доктор географических наук, профессор, заведующий кафедрой гидрологии суши, Московский государственный университет имени М.В. Ломоносова

Н.Л. Фролова, доктор географических наук, доцент кафедры гидрологии суши, Московский государственный университет имени М.В. Ломоносова

странственно-временных закономерностей формирования речного стока, особенностей гидрологического режима рек позволяет выявить основные соотношения между элементами водного баланса, особенности питания подземных и поверхностных вод и формирования их естественных ресурсов при существующих и при прогнозируемых климатических условиях. Особенно это важно для территорий, включенных в экономическом отношении регионов страны к бассейну Волги.

Целью данной работы является выявление основных тенденций в изменении годового и меженного стока рек бассейна Волги; характер внутrigодового распределения стока, оценка современных естественных ресурсов поверхностных и подземных вод.

Материалы и методы исследования

С 1986 г. период регулярных наблюдений за гидрологическими характеристиками на большинстве постов не превышает 35–40 лет, поэтому имеющиеся картографиче-

*Адрес для корреспонденции: n_alex50@mail.ru

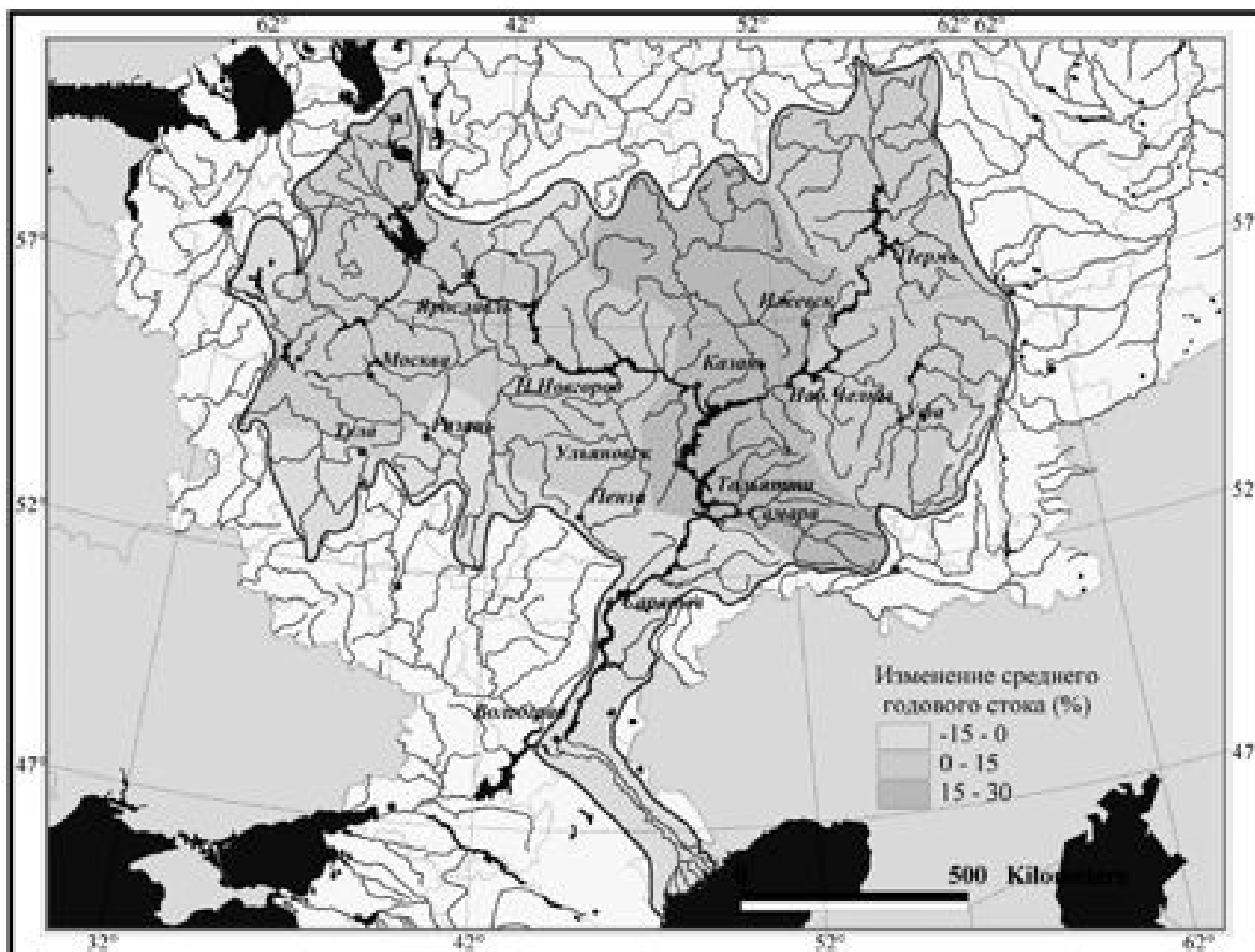


Рис. 1. Изменение среднего годового стока (%) за 1970–2005 гг. по сравнению с периодом 1935–1969 гг.

ческие обобщения базируются на анализе относительно коротких рядов данных. Учет данных за последующие 30 лет позволяет уточнить распределение стока воды по территории, что повышает точность гидрологических расчетов.

Для изучения пространственной и временной изменчивости стока рек бассейна Волги использовано 105 гидрологических постов, относительно равномерно распределенных в пределах волжского бассейна с площадью водосбора от 2000 до 50000 км², с периодом наблюдений 1935–2005 гг. Дополнительно был привлечен информация по ряду месячных и сезонных осадков и температуре воздуха по 60 метеостанциям. Величина подземного стока определялась путем осреднения меженивых расходов, наиболее полно отражающих в речии подземной составляющей в течение гидрологического года. Выбор периода осреднения для

М.М. Антонова,
инженер кафедры
гидрологии суши,
Московский государственный
университет имени М.В.
Ломоносова

М.И. Игонина,
аспирант,
Московский государственный
университет имени М.В.
Ломоносова

различных регионов проводился на основе генетического распределения гидрографов рек по методике [1] и сравнения полученной величины подземной составляющей с различными характеристиками меженивого стока.

Статистическая обработка проводилась с помощью стандартных пакетов Statistica и Excel, пространственный анализ гидрологических характеристик — с помощью пакета ArcViewGis 3.2.

Изменение годового стока рек бассейна Волги

Гидроклиматические условия в Русской равнине в последней четверти XX в. характеризуются повышенным увлажнением территории и увеличением регионального стока. Изменение циркуляционных связей с ними других климатообразующих процессов в последней четверти XX в. привело к существенному улучшению условий фор-

миров ния сток н Восточно–Европейской р вnine. Отмеч емые з последние десятилетия клим тические изменения в б ссейне Волги, несомненно, влияют н особенности водного режим рек, величину их годового и меженного сток , объем и высоту весеннего половодья [1, 2].

Количественные х р ктеристики изменчивости речного сток в многолетнем пл не можно р зделать н две группы: интегр льные, отр ж ющие сумм рную изменчивость временных рядов ежегодных величин сток (п р метры функции р спределения вероятности и принятой модели временного ряд), и дин мические, привязыв ющие колеб ния и изменения речного сток к

Ключевые слова: изменения клим - т , ресурсы по верхностных и подземных вод, водный режим

конкретным отрезк м времени (тенденции, тренды, циклы, многоводные и м ловодные периоды). В н стоящей р боте н лизируется изменение среднего многолетнего годового сток з 1970–2005 гг. по ср внению с периодом 1935–1969 гг., н личие возр ст - ющих и убыв ющих трендов з весь период н блюдений и з последние 35 лет. Оценки годового сток з первый период ок з лись меньше (примерно н 5–10 %) по ср внению со всем периодом н блюдений (1935–2005 гг.). Н оборот, з второй период (1970–2005 гг.) они ок з лись, соответственно, больше н 5–10 %. Общее изменение годового сток для р ссм трив емых двух периодов со ст вило около 10–15 % для большей ч сти

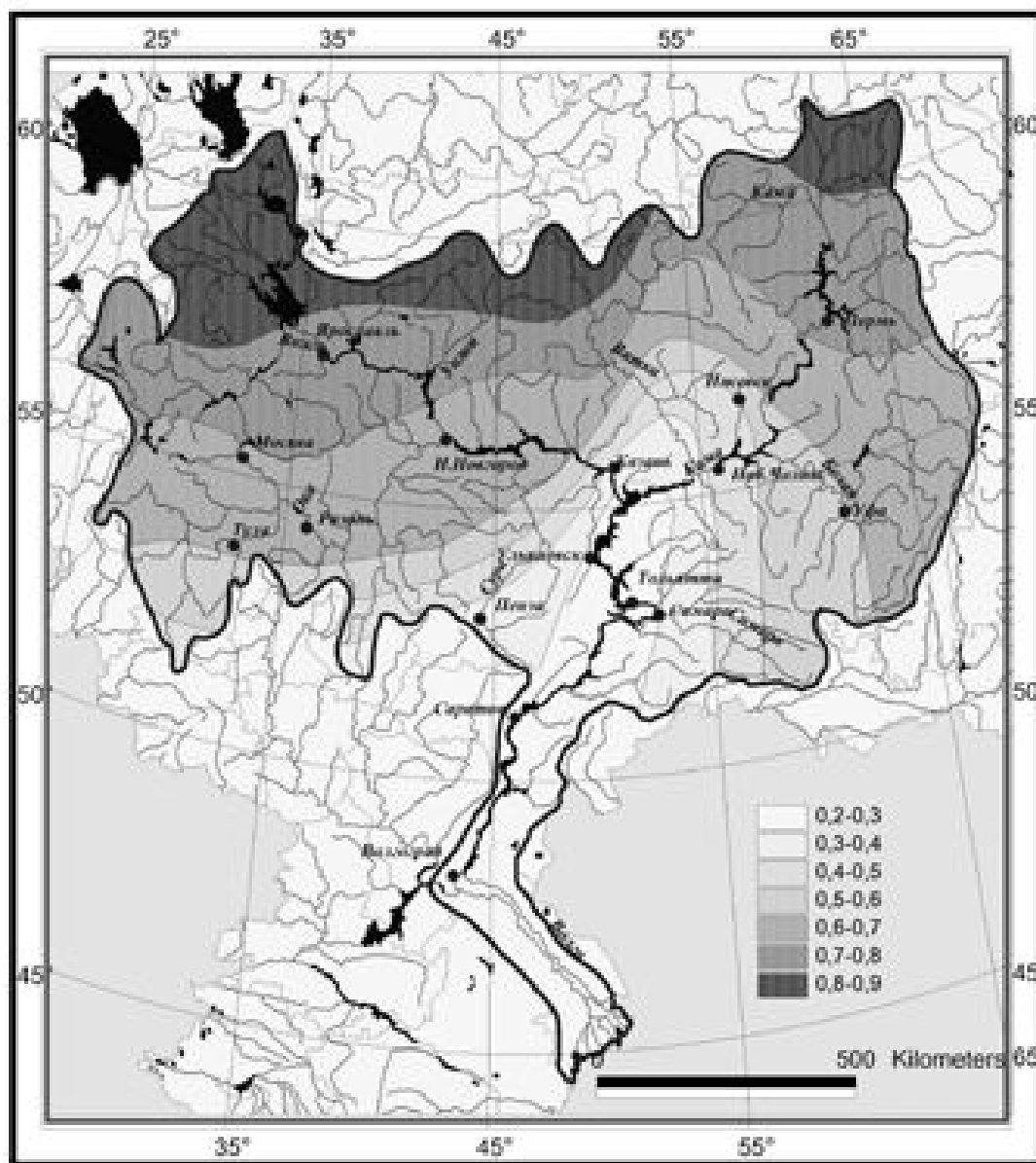


Рис. 2. Коэффициент корреляции между годовым стоком воды и суммой осадков за год [3].

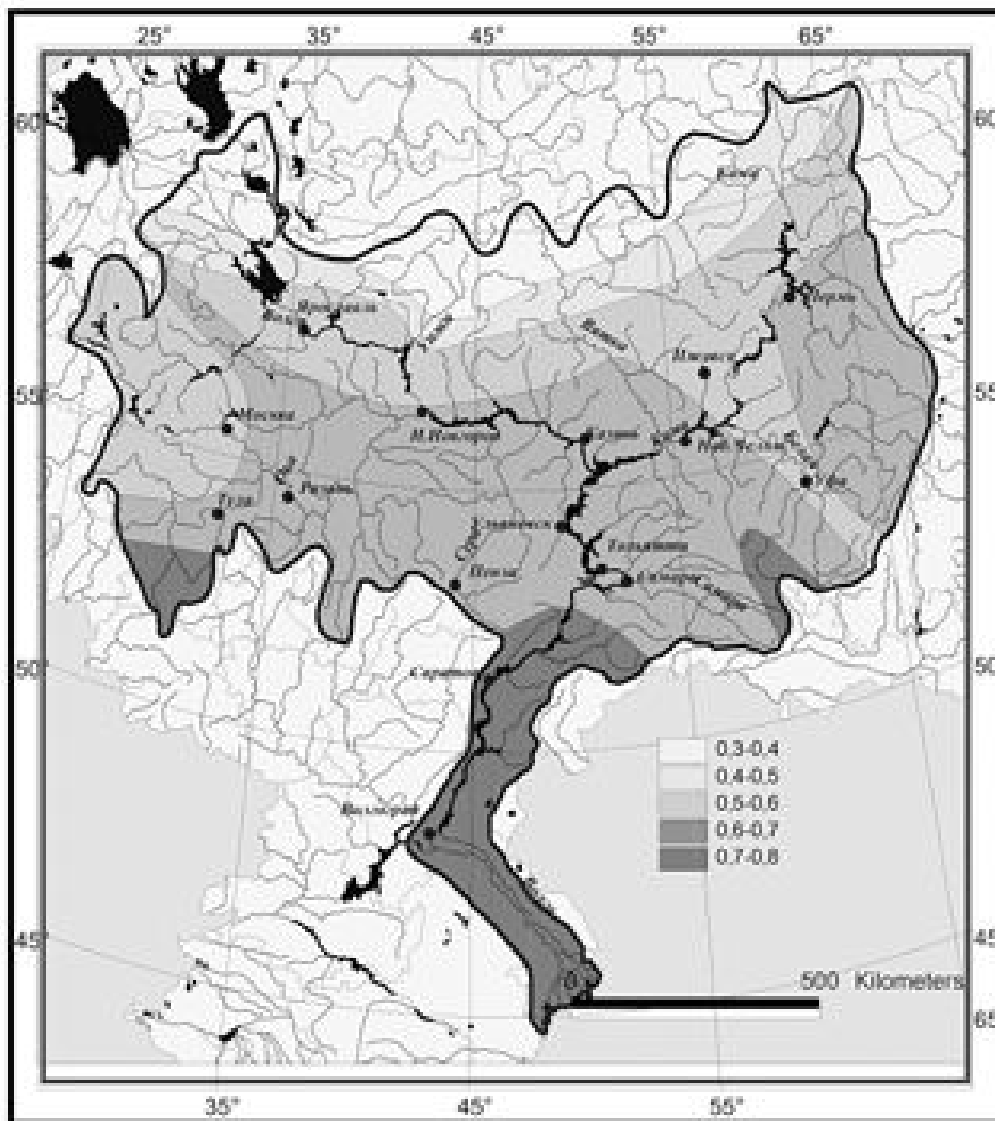


Рис. 3. Коэффициент корреляции между годовым стоком воды и количеством атмосферных осадков за холодный период года (XI-III) [3].

б ссейн Верхней Волги и б ссейн К мы. Исключение сост вили реки в б ссейне Вятки, где величин модулей сток увеличил сь н 15–30 %. В б ссейне Нижней Волги и н юго-з п де волжского б ссейн (верховья Оки, Цны, Суры) зн чения годового сток уменьшились в среднем н 10–15 %. Для некоторых рек они сокр тились н 30 % (р. Большой К р м н – Советское) (рис. 1) (одн ко ст тистическ я зн чимость т ких изменений несущественн).

Р зличия в ре кции водности рек н изменение клим тических условий после н ч л семидесятых годов XX столетия в лесной и лесостепной зон х б ссейн Волги

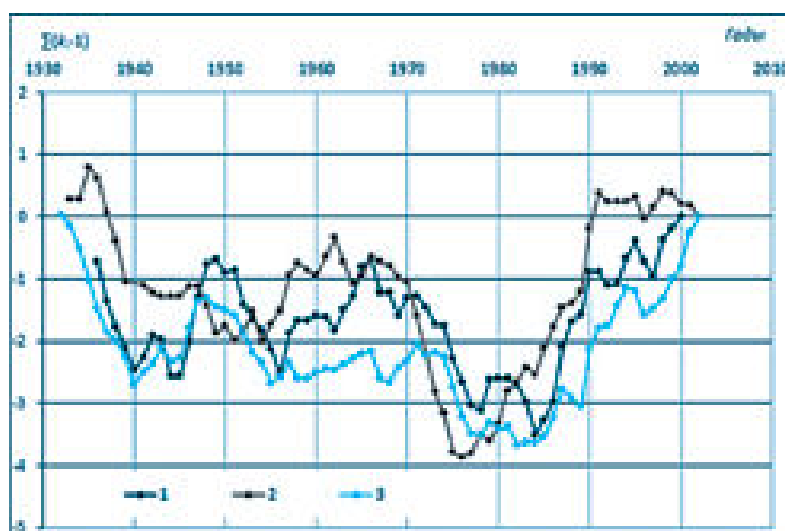


Рис. 4. Разностные интегральные кривые среднегодовых расходов воды рек в бассейне Волги (1 – р. Б. Кинель – Тимашево; 2 – р. Молога – Ильцино; 3 – р. Уфа – Красноуфимск).



Рис. 5. Разностная интегральная кривая среднегодовых расходов воды р. Уфы (г. Красноуфимск) (1) и сумм годовых осадков (2).

обусловлены изменением ведущих факторов формирования годового стока. В лесной зоне годовой сток почти линейно регрессирует и увеличение годовых осадков. В лесостепной зоне эта связь ослабевает (рис. 2), ведущими становятся факторы, определяющие объем весеннего половодья. Здесь действует более сложный механизм отклика на изменение региональных климатических условий бассейна Волги – зимние температуры повысились, более частыми стали оттепели, уменьшилось промерзание почво-грунтов; в результате повышение зимних осадков частично компенсируется увеличением потерь талых вод и увлажнение почвы с последующим увеличением испарения в весенне-летний период. Для южной части бассейна Волги годовой сток в большей степени зависит от количества осадков в холодный период года (рис. 3).

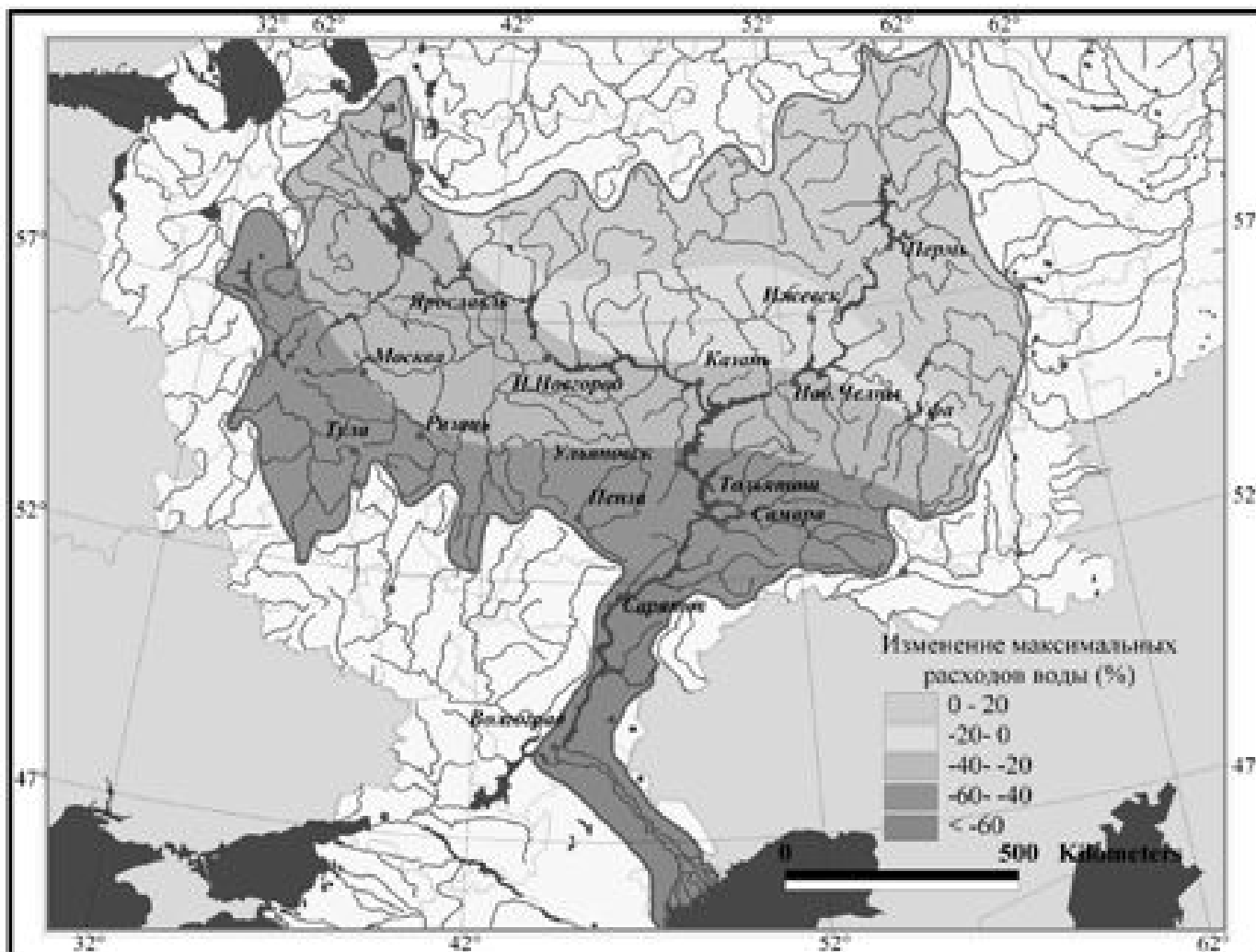


Рис. 6. Изменение максимальных расходов воды (%) за 1970–2005 гг. по сравнению с периодом 1935–1969 гг.

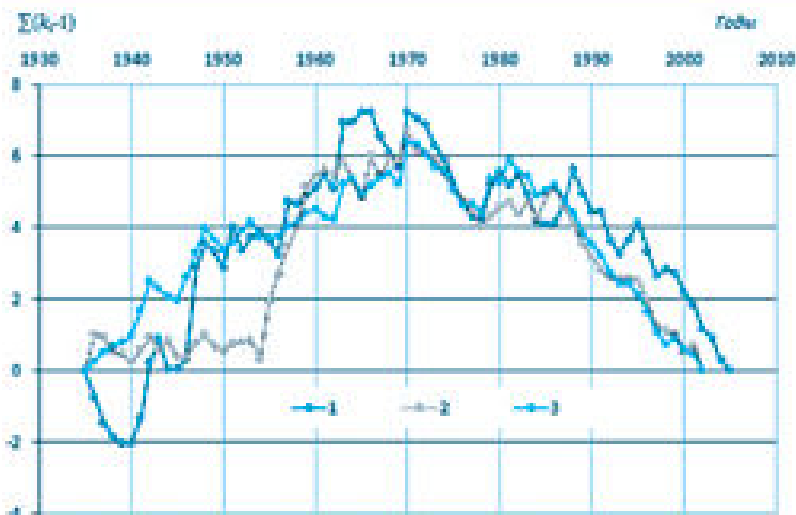


Рис. 7. Разностная интегральная кривая ежегодных максимальных расходов воды некоторых рек бассейна Волги (1 – р. Б. Кинель – Тимашево; 2 – р. Клязьма – Ковров; 3 – р. Ока – Муром).

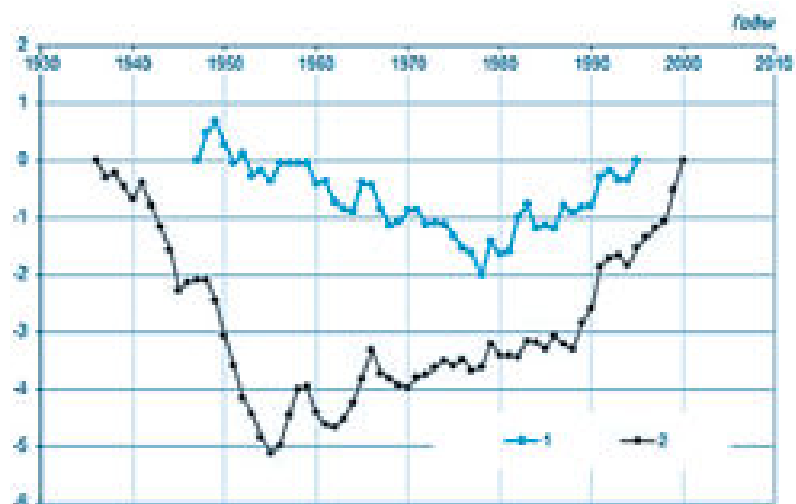


Рис. 8. Разностные интегральные кривые ежегодных значений максимальных расходов воды р. Сим – Миньяр (1) и суммы осадков за холодный период (2)

После 1975–1978 гг. в изменениях величины средних годовых расходов воды для большинства гидрологических постов в бассейне Волги четко выявляется возрастающий статистически значимый тренд. Для рек в бассейне Верхней Волги и Оки сток начал возрастать раньше (1975–1977 гг.) по сравнению с бассейном Кмы и Нижней Волги (1979–1985 гг.) (рис. 4). Общей причиной увеличения стока является возрастание суммы годовых осадков (рис. 5). Наиболее четко связь между этими переменными прослеживалась в 1980–2000 гг. На фоне относительно медленного увели-

чения суммы годовых осадков возобновляемые водные ресурсы возрастали гораздо быстрее, что связано с влиянием возрастающей нагрузки подземных водоносных горизонтов и увеличением стока за период зимней межени. Наибольшая интенсивность возрастания возобновляемых водных ресурсов наблюдается в бассейне Оки.

Изменение естественной зарегулированности и водного режима рек бассейна Волги

Оценки изменения водного режима рек проводились на основе изучения гидрографов стока за различные периоды времени, оценки внутригодовой неравномерности стока, изменения характеристик весеннего стока – максимальных расходов воды, даты начала и конца половодья, доли стока за половодье в годовом стоке, изменения соотношения источников питания рек.

Весеннее половодье является главной фазой и отличительной чертой водного режима рек бассейна Волги. На долю стока весеннего половодья рек волжского бассейна приходится около 60 % годового стока. Для рек более южных районов бассейна эта доля достигала 90 %. Максимальные расходы весеннего половодья наблюдаются на 5–15 сут. позже начала половодья. На величину уровней в период весеннего половодья влияет осеннее увлажнение, промерзание почв к концу зимнего периода, запас воды в снеге перед началом половодья и интенсивность снеготаяния. Для рек в бассейне Волги характерно одновершинное половодье. В отдельные годы (с ранней весной и возвратом холодов) в период снеготаяния может наблюдаться несколько пиков подъемов уровней. Пространственное изменение характеристик максимального стока формируется в зависимости от климатических изменений и продолжительности наблюдений за экстремальным стоком воды. Уменьшение максимальных расходов весеннего половодья характерно для всего рассматриваемого периода наблюдений (1935–2005 гг.) для рек бассейна Оки и Нижней Волги. Для этих рек отмечен сдвиг сроков начала весеннего половодья в сторону более ранних дат на 10–15 сут., соответственно увеличился и продолжительность половодья. Изменение максимальных расходов составляет для Оки и ее притоков 20–40 %, для рек Нижней Волги – 40–70 % (рис. 6, 7). Для рек бассейна Оки эта тенденция характерна и для последних 35 лет. Он обусловлен повышением температуры воздуха зимой, ко-

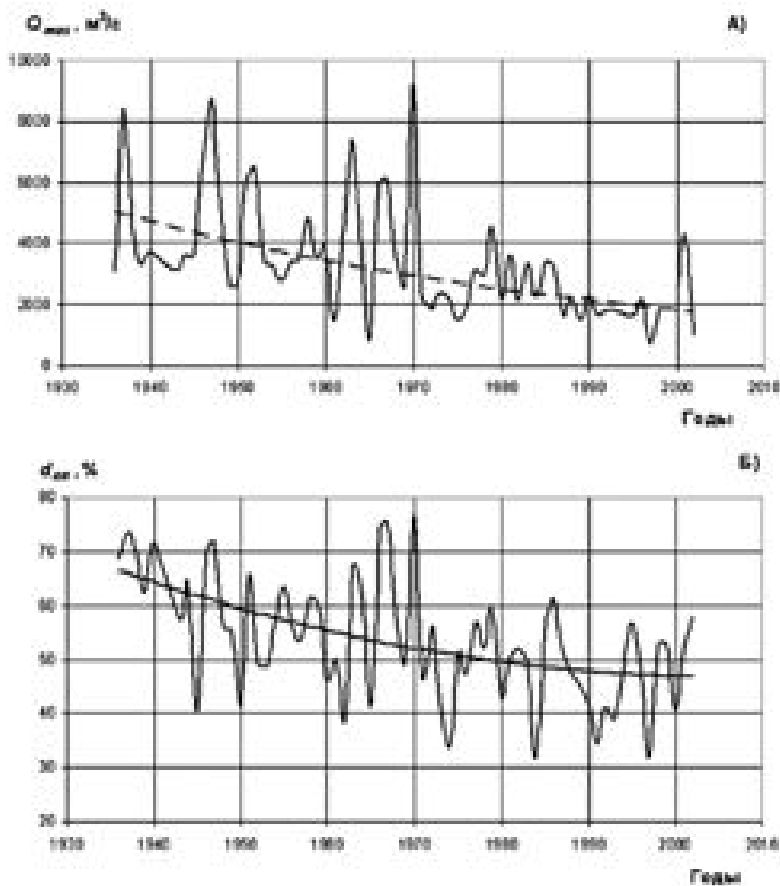


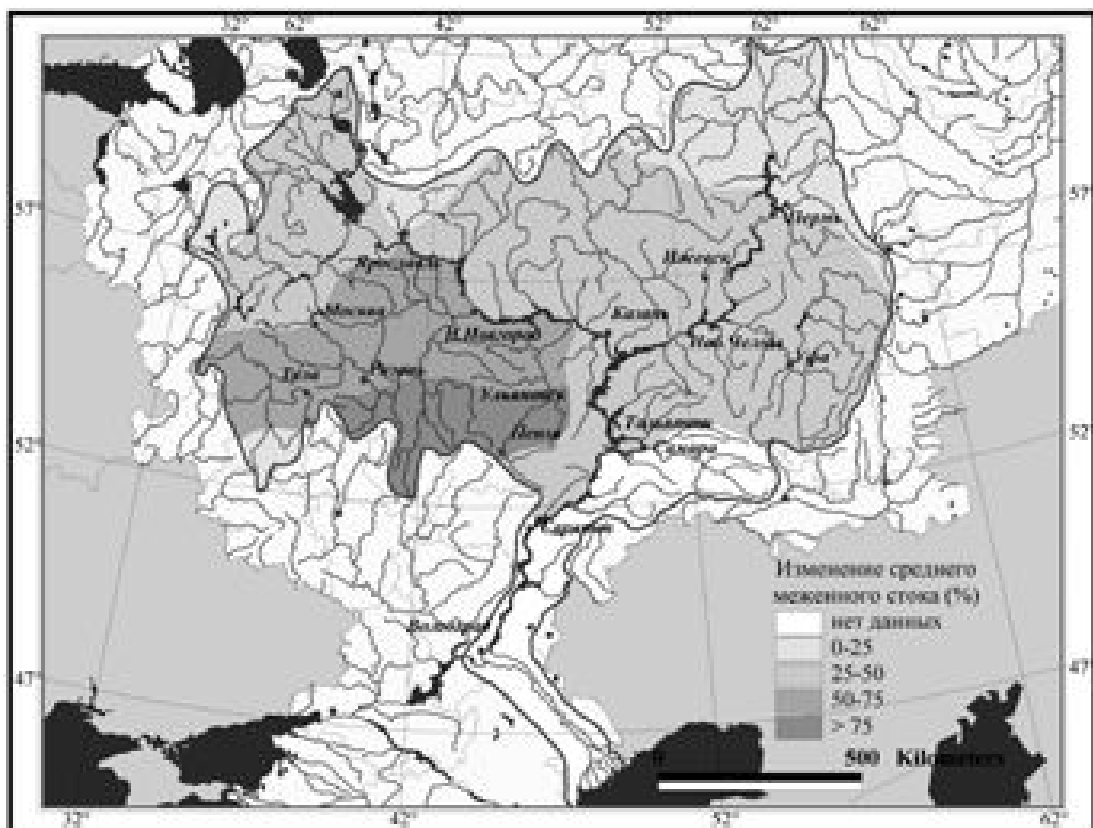
Рис. 9. Изменение максимальных расходов воды, m^3/s (а) р. Ока (г. Калуга) и доли половодья в годовом стоке, % (б) за период 1935–2005 гг.

торое сопровождается увеличением числ и продолжительности оттепелей и, следовательно, уменьшением предвесенних паводков воды, максимумных расходов весеннего половодья. Статистически значимые возрастные тренды (с вероятностью 95 %) рядов максимумных расходов воды для период 1935–2005 гг. отмечаются для р. Унж, многих рек в бассейне Кмы. В последние три десятилетия эта тенденция проявилась в колебаниях максимумного стока рек Верхней Волги (Чгодош, Унж, Суд, Лидь, Керженец, Ветлуг) и сохранилась для рек бассейна Кмы. Такая ситуация объясняется характером изменения величины осадков в холодный период, увеличение которой характерно для узких водосборных территорий (рис. 8).

Изменение характера весеннего половодья сказывается на его доле в годовом стоке. Ранее (до 1970 г.) эта величина колебалась от 60 % (бассейн Кмы и Верхней Волги) до 70–80 % и более (левобережные притоки в пределах Нижней Волги). В последние десятилетия доля весеннего половодья в годовом стоке уменьшилась примерно на 10 % (рис. 9).

Более благоприятные условия для формирования стока складываются в периоды зимней и летне-осенней межени. Повышенному стоку в этот период спо-

Рис. 10. Изменение среднего меженистого (подземного) стока (%) за 1970–2005 гг. по сравнению с периодом 1935–1969 гг.



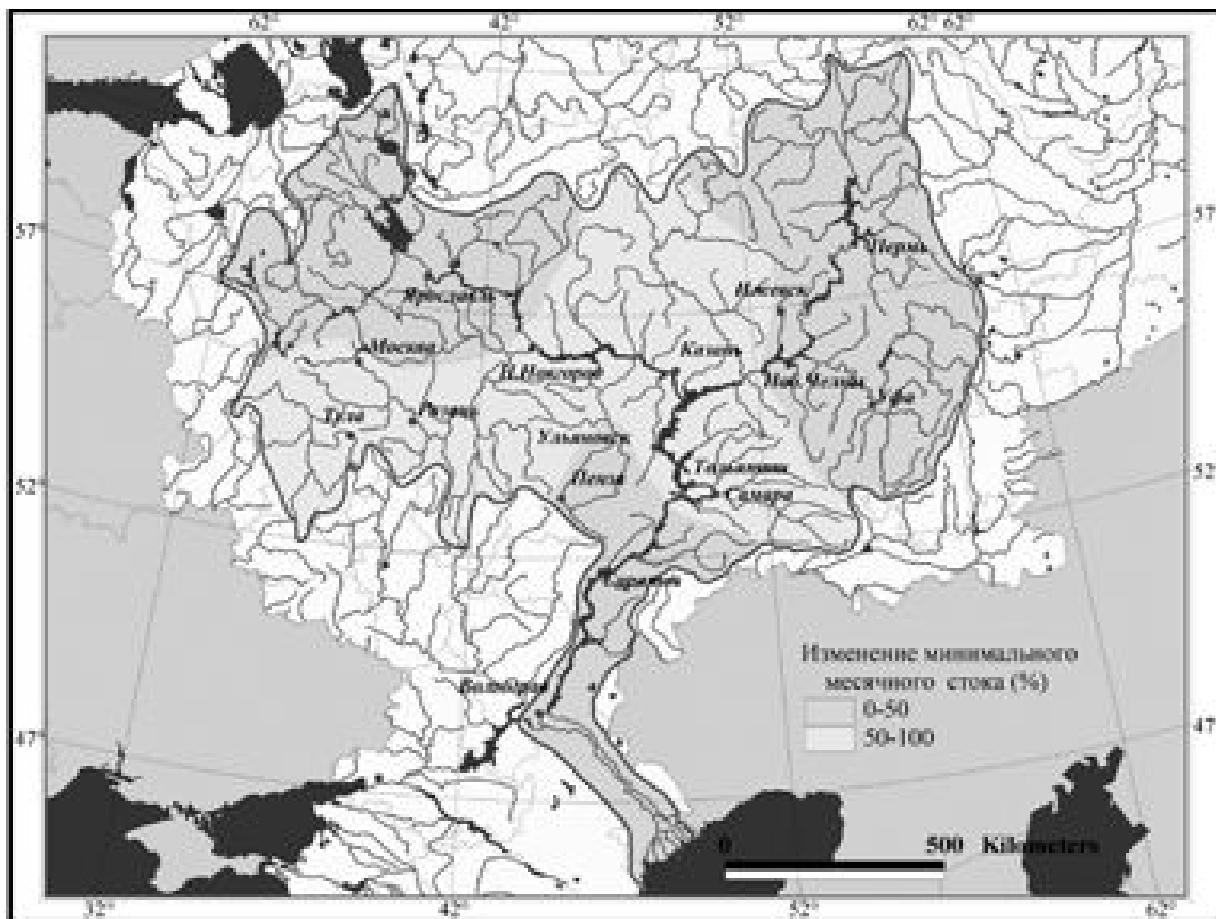


Рис. 11. Изменение минимального месячного стока (%) за 1970–2005 гг. по сравнению с периодом 1935–1969 гг.



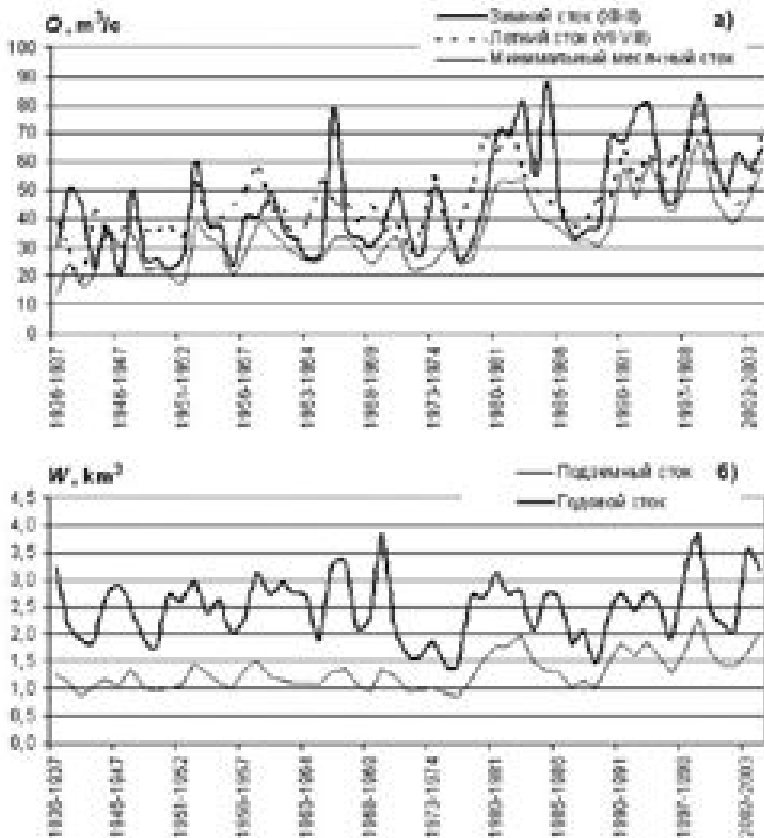


Рис. 12. Изменение среднего стока р. Оки (г. Белов) за зимний период (XII–II), летний период (VI–VIII), минимального месячного стока (Q , m^3/s) (а), объема суммарного годового и подземного стока (W , km^3) (б).

способствует улучшению условий питания рек подземными водами. Для оценки этого процесса оценена степень изменения величины подземной составляющей (на основе метода [1]) и ее доля в годовом стоке. Для анализа изменения меженного стока рек Верхней Волги и бассейна Оки использованы средние расходы за декабрь-февраль, для рек в бассейне Нижней Волги — средние расходы за июль-сентябрь и декабрь-февраль, для рек в бассейне Кумы — осредненные месячные значения за ноябрь-март. Такой выбор следует из анализа особенностей водного режима и степени связи между меженными расходами воды и подземной составляющей стока. В основном меженные расходы воды характеризуют изменение зимнего стока и в значительной мере обусловлены устойчивой загрузкой подземных вод. Подземный сток в различных природно-климатических зонах формируется за счет талых вод эффективных осадков (инфильтрующихся до уровня подземных вод). Для средней полосы

Ключевые слова: изменение климата, ресурсы поверхностных и подземных вод, водный режим

Европейской территории России это обычно осадки зимне-весеннего и осеннего сезонов года. В настоящее время зимний сезон характеризуется повышенным стоком воды снегодождевого происхождения, который формируется с ноября по февраль-март (зимние оттепели). В летний сезон увеличение меженного стока в основном обусловлено их пополнением за счет речных вод в период невысокого, но протяннутого во времени половодья, на которое накладываются летние, осенние и весенние паводки. Водность рек в период межени в 1970–2005 гг. была на 25–50 % выше, чем за предшествующий многолетний период 1935–1969 гг. для рек бассейна Кумы, Верхней Волги (выше впадения р. Которосль), Унжи и Ветлуги. Еще больше (на 50–75 %) увеличился меженный (зимний) сток рек бассейна Оки. Для рек Цны и Мокши увеличение меженного стока составило более 75 % (рис. 10–13). Доля меженного стока в годовом объеме стока увеличилась примерно на 30 % (реки бассейна Верхней Волги), на 50 % и более (реки бассейна Оки), 20–30 % (реки в бассейне Кумы). Подземная составляющая стока, определенная по методу [1], увеличилась несколько в меньшей степени: на 10–20 % в бассейне Верхней Волги и на 20–30 % в бассейне Оки.

Изменение годового стока воды сопровождается трансформацией внутригодового распределения стока. Для оценки перераспределения стока внутри года использован анализ изменчивости коэффициента естественной регулированности стока ϕ [4]. Он выражает долю базисного стока в общем объеме годового стока воды. Статистически значимый возрастующий тренд для этой характеристики существует для преобладающего большинства речных бассейнов рек бассейна Волги. Особенно значительное увеличение регулированности стока отмечено для рек бассейна Оки (рис. 13), Суры, Б. Кинеля и др. Для р. Мокши, например, величина ϕ увеличилась с 0,39 (1935–1969 гг.) до 0,57 (1970–2005 гг.). Увеличение ϕ статистически значимо и для многих рек бассейна Кумы, хотя оно проявилось в существенно меньшей степени.

Заключение

Наблюдающаяся для обширных территорий «синхронизация» изменений меженного стока и масштабы этих из-

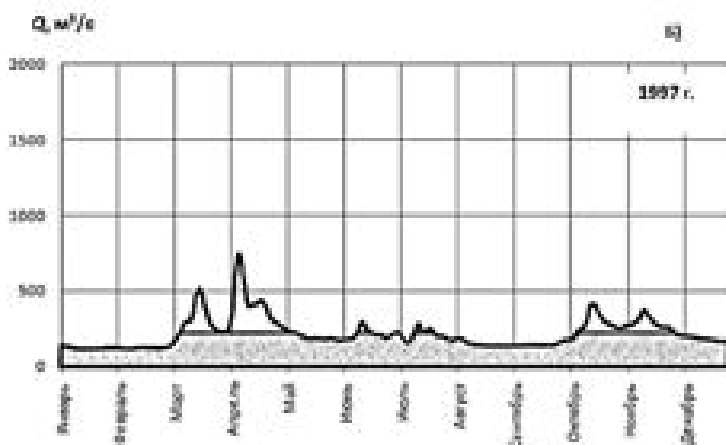
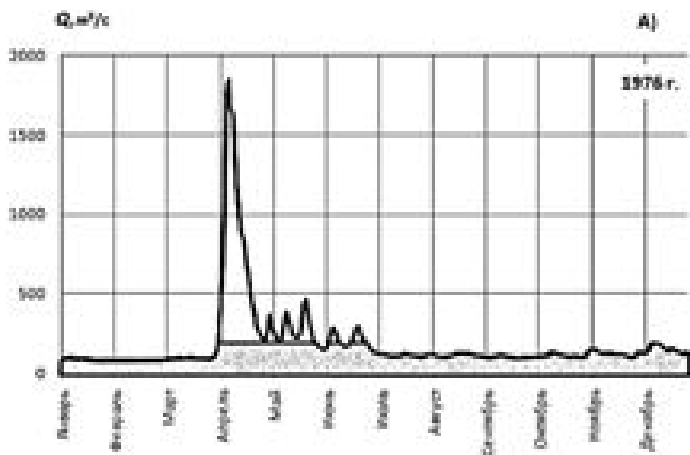


Рис. 13. Изменение расходов воды р. Оки (г. Калуга) в 1976 г. (а) и 1997 г. (б) (закрашен базисный сток).

менений являются неординарными и не имеют аналогов в XX столетии. Рост меженного стока обусловил в последние 30–35 лет увеличение водных ресурсов даже в бассейнах рек, где

произошло снижение стока весеннего половодья. На основе современной гидрометрической информации выполнен переосмотр природных ресурсов поверхностных и подземных вод бассейна Волги за период 1970–2005 гг.

Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ (проект №13-05-00113), гранта Правительства РФ для государственной поддержки научных исследований, проводимых под руководством ведущих ученых в российских ВУЗах (проект №11.G.34.31.0007), ФЦП «Развитие водохозяйственного комплекса Российской Федерации в 2012-2020 годах».

Литература

1. Джмлов Р.Г. Формирование современных ресурсов поверхностных и подземных вод Европейской части России / Р.Г. Джмлов, Н.Л. Фролов, Г.Н. Кричевец, Т.И. Сфронов, М.Б. Киреев, М.И. Игонин // Водные ресурсы. Том 39. № 6. 2012. С. 571-589.
2. Водные ресурсы России и их использование / Под ред. И.А. Шикломнов. СПб: ГГИ, 2008. 600 с.
3. Жук В.А. Условия формирования и изменчивость годового стока рек бассейна Волги / В.А. Жук, И.В. Бовыкин, В.А. Скорняков, Е.А. Ромнов, Н.Л. Фролов // Труды 5 Всесоюз. гидролич. съезд. Л.: Гидрометеиздат, 1987. Т. 6. С. 420-429.
4. Фролов Н.Л. Внутригодовое распределение стока рек России / Н.Л. Фролов, Д.П. Нестеренко, Н.В. Шенберг // Вестн. Моск. ун-та. Сер. 5. География. 2010. № 6. С. 8–16.

N.I. Alexeevsky, N.L. Frolova, M.M. Antonova, M.I. Igonina

CLIMATE CHANGES IMPACT ON REGIME AND RUNOFF OF VOLGA BASIN RIVERS

Joint analysis of statistical characteristics of air temperature, precipitation data and data on annual average, low and minimum runoff in the Volga basin was carried out for a whole observation period and equal periods 1935-1969 and 1970-2005. The estimation of different characteristics of runoff changes during the last 30 years was made. Rivers and groundwater resources in the Volga basin in 1970-2005 were reappraised and proper maps were plotted.

Key words: climate changes, rivers and groundwater resources, water regime

ПРИМЕНЕНИЕ метод **ДЕТЕРМИНАЦИОННОГО АНАЛИЗА** и ЭКОЛОГИЧЕСКОГО НОРМИРОВАНИЯ для ОЦЕНКИ состояния водной ЭКОСИСТЕМЫ

С помощью оптимизационной процедуры метода детерминационного анализа для рассматриваемой пары компонентов индикатор – фактор определяются экологически допустимые уровни (ЭДУ) на основе критериев метода – точности и полноты, представляющих собой частотные оценки, определяющие необходимое и достаточное условия оптимизации. Сформированы таблицы нормированных значений компонентов с использованием функции желательности Харрингтона. Полученные интервалы значений компонентов могут служить экспертной оценкой реального состояния экосистемы озера (на примере оз. Неро).

Введение

Технология контроля природной среды складывается из экологического мониторинга и анализа полученных данных, на основе которого принимаются решения о перспективах практического использования экосистем. Анализ данных состоит из нескольких этапов, включающих, в частности, индикацию по биотическим показателям и экологическое нормирование с целью оценки состояния экосистемы.

В настоящее время существует множество разнообразных индексов для оценки состояния водных экосистем: по продукционным показателям, по внешней нагрузке и содержанию биогенных элементов и органического вещества, по содержанию кислорода как необходимого элемента жизни

Л. А. Кучай*,
научный сотрудник
лаборатории гидро-
логии и гидрохимии,
ФГБУН Институт био-
логии внутренних вод
им. И.Д. Папанина
Российской академии
наук

Е. Н. Соколова,
мл. научный со-
трудник лаборатории
гидрологии и гидрохи-
мии, ФГБУН Институт
биологии внутрен-
них вод им. И.Д.
Папанина Российской
академии наук

и способности гидробионтов. Но все большее количество сторонников появляется у обобщенной оценки биологического состояния экосистемы с помощью интегрированного ответного вопроса о «здоровье» ее компонентов, о допустимых или безопасных границах этих компонентов. Поскольку гидробионты водной экосистемы испытывают одновременное воздействие множества факторов среды, вопрос о зависимости их от этих факторов чрезвычайно актуален. Стандартные статистические методы анализа компонентов экосистемы, как правило, показывают отсутствие значимых связей. К тому же как биологические, так и гидрохимические переменные редко распределены по гауссову закону, из-за чего применение многих привычных статистических процедур оказывается некорректным.

Детерминационный анализ [1] и метод экологических норм [2, 3] предлагают пути преодоления обозначенных трудностей. Использование этих методов продемон-

*Адрес для корреспонденции: Lak@ibiw.yaroslavl.ru

Таблица 1

Границы экологически допустимых уровней (ЭДУ) для компонентов первой группы экосистемы оз. Неро

Индик тор	Ф ктор	ЭДУ индик тор	ЭДУ Ф ктор	Точность	Полнот
Хл	PO ₄	25,53-70,99	0,01-0,02	0,96	0,79
Хл	NH ₄	10,32-24,02	0,02-0,04	1,00	0,75
Хл	N _{мин}	30,08-51,29	0,03-0,08	1,00	0,64
Хл	P _{общ}	48,26-67,96	0,09-0,14	0,92	0,64
Хл	N _{общ}	48,26-67,96	1,63-2,17	0,92	0,76
Хл	БПК	48,18-60,47	4,66-8,53	1,00	0,47
Хл	C _{взв}	67,41*	6,04*	0,95	0,66
Хл	ХПК	51,8-81	29,3-50,3	0,93	0,43
ПП	PO ₄	4,5-6,8	0,05-0,063	0,90	0,54
ПП	NH ₄	4,5-7,4	0,026-0,103	0,89	0,47
ПП	N _{мин}	4,6-7,4	0,026-0,103	0,89	0,47
ПП	pH	3,74-5	7,96-8,6	0,94	0,54
ПП	БПК	1,32-4,08	4,02-6,24	0,87	0,69
ПП	ХПК	1,29-3,14	26,6-36,2	0,75	0,79
ПП	Хл	1,24-2,92	48,54-103,5	0,89	0,63
П/Д	ХПК	1,35-1,94	26,22-51,06	0,95	0,38
Д	ХПК	1.86-2,9	31,5-46,7	1,00	0,72

* – верхние границы интервалов

стриров но в н стоящей р боте н примере ре льной экосистемы оз. Неро.

Неро – с мое большое озеро в преде л х Яросл вского Поволжья, известное с древнейших времен и н шедшее отр же ние в одном из п мятников литер туры к к Ростовское озеро. Р сположено оно в южной ч сти Ростовской низины и прин д лежит к б ссейну Горьковского водохр нищ . Современное оз. Неро – эвтрофный мелководный водоем. Донные отложения его бог ты с пропелем, который предст в ляет интерес не только к к ценное удобрение, но и к к лечебный гент. К его промышленной добыче приступ ли неоднократно, но из-з отсутствия сиюминутной прибыли неоднократно прекр щ ли [4].

Первые с мостоятельные труды, посвященные гидрологическим и гидробиологическим исследов ниям, з фиксиров ны в 1895-1915 гг. [4]. Впоследствии, в р зные годы XX век , уточнялись сведения о морфометрии озер , его гидрологии и гидрохимии, обобщ лись гидробиологические д нные. Вместе с тем, сведения о многих пок з телях гидрологического и гидрохи-

мического режимов, особенно их сезонн я и межгодов я дин мик , были весьма отр ничены. С целью устр нения существующих пробелов в исследов нии экосистемы озер , н учными сотрудник ми ИБВВ РАН в период с 1987 по 1991 гг., з тем с 2000 по 2005 гг. было проведено обследов ние озер , охв тыв шее всю его кв торию и притоки [4, 5].

Материалы и методы исследования

В н стоящей р боте использов лись д нные н блюдений н 16 ст нциях в течение вегет ционных периодов ук з нных лет.

Исследов ние сопряженности компонентов экосистемы оз. Неро проводилось с помощью компьютерной прогр ммы, р з р бот нной сотрудник ми к федры биофизики биологического ф культет МГУ [2].

Р ссм трив лись 3 тип компонентов: гидробиологические – хлорофилл «а» (Хл) (интегр льн я концентр ция, мкг/л), первичн я продукция (ПП), (интегр льн я

концентрация, мг O_2/l), деградация (Д, мг O_2/l), отношение продукции к деградации (П/Д, б/р); гидрохимические, включающие биогенные элементы — азот, фосфор (общие и неорганические формы, мг/л) и органическое вещество (общая форма, мг/л), также кислород, БПК, ХПК (мг O_2/l), макрокомпоненты солевого состава — кальций, калий, натрий, магний, хлор, сульфаты, суммы ионов ($\Sigma и$) (мг/л), жесткость (Ж), щелочность (Щ), суммы ионов (Σ), суммы катионов ($\Sigma к$) (мг-экв/л); гидрофизические — электропроводность ($\Sigma мкСм/см$) и температура воды ($T^{\circ}C$).

Анализируются лишь два вида сопряженности компонентов:

- гидробиологические компоненты с биогенными элементами, органическим веществом (взвешенным), кислородом, рН, БПК, ХПК (табл. 1);

- гидробиологические компоненты с макроэлементами солевого состава и гидрофизическими компонентами (табл. 2).

Включение макрокомпонентов солевого состава в элементы среды произведено по следующим причинам. Водоез. Неро относится к гидротрону классу группы С [4]. Нормальное функционирование его экосистемы во многом определяется свойствами тронково-кальциевой системы.

Ключевые слова: экосистема, оценка состояния, функция желательности, нормирование

От состояния равновесия между ее элементами зависят такие жизненные процессы как фотосинтез, растворение и выпадение солей. Устойчивость озерной воды к внешним воздействиям также является функцией элементов этой системы. Поэтому оценка состояния экосистемы, определяемая с помощью всевозможных индексов и учитывая равновесие элементов солевого состава, может быть весьма полезной.

В каждой анализируемой среде компоненты определены факторы индикатор. Каждому фактору присвоены лишь элементы среды, в качестве индикаторов — гидробиологические компоненты. Значения точности и полноты являются вероятностными характеристиками сопряженности компонентов [2].

Анализ данных мониторинга, как было сказано выше, включает в себя и задачу экологического нормирования с целью оценки состояния системы. Оценка состояния сложных систем, как правило, несомненно, является экосистемной, приводит к многокритериальным задачам, при решении которых используются методы нечеткой логики, именно функции принадлежности. В качестве одной из таких функций часто применяется функция желательности Хрингтон [6].

Таблица 2

Границы ЭДУ для компонентов второй группы экосистемы оз. Неро

Индикатор	Фактор	ЭДУ индикатор	ЭДУ фактор	Точность	Полнота
Хл	SO_4	77,2-85,2	24,2-32,7	0,95	0,7
Хл	С	85-102	28-40	0,94	0,57
Хл	Σ	70,61-79,5	3,31-3,7	1	0,72
Хл	$\Sigma к$	41-44	3,82-4,3	1	0,92
Хл	$\Sigma и$	40,95-46,9	294-333	1	
Хл	Т	50,76-77,00	7,00 -22,00	1	0,38
Хл	Э	65,08-76,05	226,5-283,3	1	0,56
ПП	SO_4	3,62-4,69	21,65-31,01	1	0,62
ПП	С	1,37-2,67	35-57,4	0,91	0,5
ПП	$\Sigma к$	0,54-1,23	3,74-4,94	1	0,83
ПП	$\Sigma и$	2,1-6,07	239-311,4	1	0,64
ПП	Т	2,12-3,68	8-17	0,9	0,81

Таблица 3

Психофизическая шкала Харригтона

Лингвистическая оценка	Интервальные значения функции желательности
Очень хорошо	1,00- 0,80
Хорошо	0,80-0,63
Удовлетворительно	0,63-0,37
Плохо	0,37-0,20
Очень плохо	0,20-0,00

Функция желательности переводит нелюбимые значения в единую безразмерную числовую шкалу [0-1] с фиксированными границами. В зависимости от оценки состояния экосистем конкретным значением экологического параметра функция желательности ставит в соответствие условные баллы экологического состояния. Стандартные отметки на шкале желательности Харригтона приведены в табл. 3.

Функция Харригтона имеет вид: $G(X) = \exp(-Z^2(X))$, где $Z(X) = (2X-a-b) / (b-a)$; параметры a, b – границы диапазона желательности, выбираемые произвольным образом. Соотнесение текущего значения индикаторной характеристики с максимумом или признанием наиболее вероятного значения этой характеристики

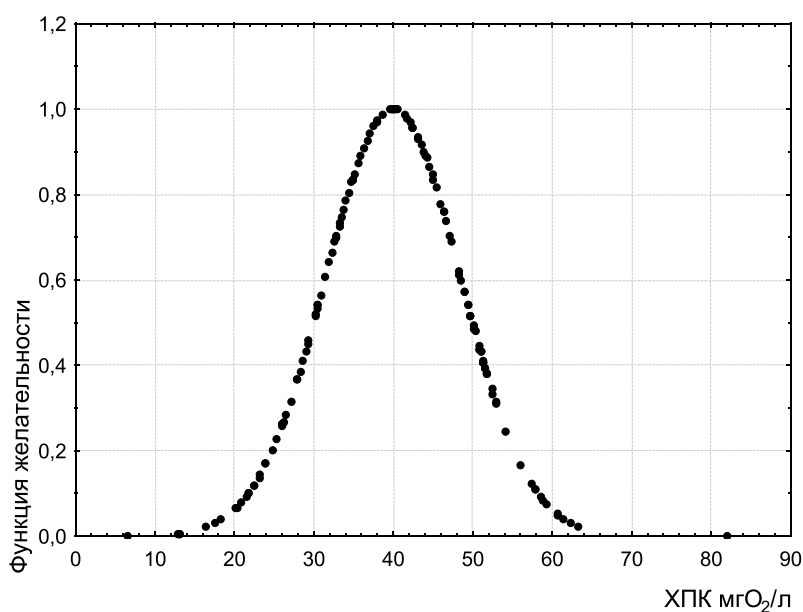


Рис. 1. Функция желательности величин ХПК.

и более предпочтительной (желательной) – это различные формы построения шкалы. Для конкретного водоема произвол в выборе двусторонних границ его компонентов может быть устранен, если принять за наиболее предпочтительные величины этих компонентов среднестатистические значения рядов многолетних наблюдений, и установить границы благополучия с помощью среднеквадратического отклонения [7]. Таким образом, может быть дана оценка состояния реальной экосистемы по шкале Харригтона. Значения, которые решаются при этом – формирование таблиц нормированных значений компонентов этой экосистемы на основе построения их функций желательности.

Результаты и их обсуждение

В настоящей работе функции желательности построены для биогенных элементов и органического вещества оз., БПК, ХПК и следующих макрокомпонентов солевого состава: магния, кальция, сульфатов, калия, хлора, натрия, щелочности (HCO_3), электропроводности и жесткости воды. На основе этих функций рассчитаны диапазоны значений компонентов, соответствующие различным оценкам, и составлены таблицы (табл. 4, 5), которые дают возможность по результатам последующих измерений сразу произвести оценку современного состояния экосистемы по выбранным компонентам. Для примера на рис. 1 приведен функция желательности ХПК.

Отметим, что интервалы сопряженности параметров связанных компонентов, рассчитанные с применением детерминистического анализа, за редким исключением, входят в границы величин компонентов, которые по шкале Харригтона относятся к областям «очень хорошо» и «хорошо».

Используя таблицы нормирования компонентов, сопоставляя оценки состояния экосистемы год от года, можно утверждать, в каком направлении она изменяется. Кроме того, для оценки экологической ситуации можно рассчитать обобщенную желательность: $D = (d_1 * d_2 * ... * d_n)^{1/m}$, где d_i – желательность i-того компонента, m – число компонентов, использованных для расчета [8]. Рассчитывая на шкале 0-1 полученные значения D различных водных экосистем, можно сравнить их состояния.

Таблица 4

Нормированные значения гидрохимических компонентов оз. Неро (размерность компонентов мг/л)

	N_{общ}	P_{общ}	NH₄	PO₄	БПК	ХПК	C_{общ}
Очень хорошо	1,28-1,84	0,082-0,144	0,024-0,057	0,012-0,042	3,78-6,24	31,1-43,2	12,4-16,5
Хорошо	1,16-1,28 1,84-1,97	0,07-0,082 0,144-0,158	0,016-0,024 0,057-0,065	0,006-0,012 0,042-0,051	3,31-3,78 6,24-6,81	29,0-31,1 43,2-45,6	11,6-12,4 16,5-17,5
Удовлетворительно	0,96-1,16 1,97-2,15	0,048-0,07 0,158-0,176	0,01-0,016 0,065-0,078	0,001-0,006 0,051-0,06	2,51-3,31 6,81-7,66	24,5-29 45,6-49,2	10,0-11,6 17,5-18,5
Плохо	0,81-0,96 2,15-2,31	0,032-0,048 0,176-0,195	0,078-0,087	0,06-0,068	1,75-2,51 7,66-8,37	21,5-24,5 49,2-52,8	9,1-10,0 18,9-20,0
Очень плохо	<0,81 >2,31	<0,032 >0,195	<0,01 >0,087	<0,001 >0,068	<1,75 >8,37	<21,5 >52,8	<9,1 >20,0

Закключение

Необходимо отметить, что при использовании предложенных методов чрезвычайно важно наличие дополнительного базисного информации и серьезный анализ оценок различных временных периодов, что позволит составлять экологические прогнозы.

Кроме того, важным является решение вопроса о границах между нормальным и

патологическим состоянием экосистемы, что представляет собой предмет соглашения между исследователями.

Предстоит тщательный серьезный анализ оценок состояния экосистемы по данным последующих экспедиций.

Работа выполнена при поддержке гранта РФФИ №10-05-00593.

Таблица 5

Нормированные значения содержания основных компонентов солевого состава вод оз. Неро

Оценк	Интервал значений функций жесткости	С мг/л	Ж мг-экв/л	Mg мг/л	Na мг/л	К мг/л	SO₄ мг/л	Cl мг/л	Э мкСм/см
Очень хорошо	1-0.8	36,8-54,2	3,1-4,2	13-19	8,5-15	3-4	20-39	14-28,4	286-423
Хорошо	0.8-0.63	32-36,8 54,2-60	2,8-3,1 4,2-4,6	11,4-13 19-20,5	6,7-8,5 15-17	2,7-3 4-4,3	15-20 39-43	10,3-14 28,4-32	246-286 423-458
Удовлетворительно	0.63-0.37	27,3-32 60-64	2,5-2,8 4,6-4,8	10-11,4 20,5-22	5-6,7 17-18,6	2,5-2,7 4,3-4,5	10-15 43-48	32-35	210-246 458-500
Плохо	0.37-0.2	21,7-27,3 64-69	2,1-2,5 4,8-5,2	9-10 22-24,5	3,7-5 18,6-21	2,2-2,5 4,5-4,8	5-10 48-55	35-40	500-540
Очень плохо	0.2-0	< 27 > 69	<2,1 > 5,2	< 9 > 24,5	< 3,7 > 21	<2,2 > 4,8	<5 > 55	<28 > 40	<210 > 540

Литература

1. Чесноков С. В. Детерминированный анализ социально-экономических данных. М.: Наука, 1982. 168 с.
2. Левич А. П. Экологический контроль окружающей среды по данным биологического и физико-химического мониторинга природных объектов / А. П. Левич, Н. Г. Булгаков, Д. В. Рисник, Е. С. Милько // Компьютерные исследования и моделирование. 2010. № 2. С. 161-170.
3. Булгаков Н. Г. Анализ экологического состояния вод для отдельных створов Нижней Волги на основе биоиндикации по показателям видового разнообразия фитопланктон / Н. Г. Булгаков, Д. В. Рисник, А. П. Левич, Е. С. Милько // Вода: химия и экология. 2010. № 12. С. 27-34.
4. Бикбулатов Э. С. Гидрология и гидрохимия озер Неро / Э. С. Бикбулатов, Е. М. Бикбулатов, А. С. Литвинов, С. А. Поддубный. Рыбинск: Изд-во ОАО «Рыбинский дом печати», 2003. 192 с.
5. Состояние экосистемы озер Неро в начале XXI века / [отв. редактор В. И. Лазарев]; Ин-т биологии внутренних вод им. И. Д. Папанина РАН. М.: Наука, 2008. 406 с.
6. Harrington E. S. The desirability Function. Industrial Control. 1965, V 21, № 10, p. 494-498.
7. Бикбулатов Э. С. Дифференциальные экологические нормы для биогенных элементов и органического вещества Рыбинского водо-

хранилища / Э. С. Бикбулатов, И. Э. Степанов, Е. М. Бикбулатов // Мат. конф. «Современные проблемы гидрохимии и формирования качества вод». Ростов-на-Дону: Изд-во «Вирж», 2010. С. 191-194.

8. Левич А. П. Теоретические и методические основы технологии регионального контроля природной среды по данным экологического мониторинга / А. П. Левич, Н. Г. Булгаков, В. Н. Моксимов. М.: Издательско-полиграфический комплекс НИИ «Природ», 2004. 273 с.

Авторы выражают благодарность д.б.н. кафедры биофизики МГУ А.П. Левичу за консультации в процессе работы по применению детерминационного метода в экологии и к.х.н. Э.С. Бикбулатову за идею использования статистических характеристик данных наблюдения при построении функций желательности компонентов экосистемы.

L.A. Kuchai, E.N. Sokolova

APPLICATION OF DETERMINATION ANALYSIS AND ECOLOGICAL NORMALIZATION FOR STATE ESTIMATION OF A WATER SYSTEM

Ecological allowable levels are detected using optimization procedure of determination analysis for a pair of ecosystem components: an indicator and a factor. This estimation bases on precision and completeness as a criteria which are rating curves determining necessary and sufficient optimization conditions. Tables of normalized component values were created using Harrington's desirability function. Obtained limits may be expert appraisals of a real state of a lake ecosystem (as an example of the Nero lake).

Key words: ecosystem, state estimation, desirability function, normalization

ТРАНСФОРМАЦИЯ природных **КОМПЛЕКСОВ БАСЕЙНА р. АРГУНЬ** В УСЛОВИЯХ ГЛОБАЛЬНЫХ КЛИМАТИЧЕСКИХ ИЗМЕНЕНИЙ и ВОЗРАСТАЮЩЕГО **АНТРОПОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ**

Природно-климатические, а также факторы антропогенного характера оказывают влияние на состояние трансграничной р. Аргунь и его бассейна. Отмечается трансформация гидрологического, гидробиологического и гидрохимического режима реки. Усугубляется данный процесс факторами антропогенного воздействия, связанными с развитием горнодобывающих предприятий, объектов энергетики, формированием водохранилищ в бассейне р. Аргунь-Хайлар.



Введение

Р. Аргунь является правой составляющей р. Амур и относится к верхнеамурскому бассейну. Берет начало на западном склоне хребта Большой Хинган. Таким образом, бассейн р. Аргунь представляет собой трансграничную географическую и экологическую систему, охватывающую территории России и Китая. Верхнее течение р. Аргунь-Хайлар находится на территории Китая. Общая длина реки составляет 1683 км, из которых 951 км в пределах Забайкальского края; является естественной границей между Россией и Китаем. Общая площадь водосбора 164 тыс. км², в Забайкальском крае — 49,1 тыс. км². Отмечается сезонная и годовая неравномерность водного стока. Средний годовой расход воды соответствует 336 м³/с, в пределах России — 139,4 м³/с; на

Г.Ц. Цыбекмитова*, кандидат биологических наук, доцент, заместитель директора по научной работе, ФГБУН Институт природных ресурсов, экологии и криологии Сибирского отделения Российской академии наук

территории Китая — 196,6 м³/с. В административных границах Забайкальского края формируется 70 % стока Аргуни, в том числе 19,6 % поступает на территорию края из Китая [1]. Модульные коэффициенты стока за многоводные и маловодные годы в пределах Забайкальского края составляют, соответственно, 2,29 (46,7 км³/год) и 0,36 (7,7 км³/год). Водный режим Аргуни характеризуется выраженным естественным многолетним колебанием водности [2].

Водосборный бассейн р. Аргунь в пределах Российской Федерации проходит по территории 7 административных районов Забайкальского края и по разным ландшафтно-климатическим зонам (степной, лесостепной, горно-таежный). В пределах бассейна имеются различные виды природных ресурсов, таких как топливно-энергетические (уголь), гидроэнергетические, месторождения цветных, редких и благородных металлов, земельных, лесных, водных, рекреационных и др. Минерально-

*Адрес для корреспонденции: gazhit@bk.ru

сырьевой потенциал бассейна на территории Российской Федерации имеет более 300-летнюю историю его освоения. Хотя средняя плотность населения в данном бассейне экологически благоприятна и колеблется от 0,8 до 2,8 чел./км², эти территории испытывают и основной антропогенный пресс, связанный с лесопользованием, сельскохозяйственным, горнорудным производством.

Экологические проблемы и их последствия в бассейне р. Аргунь

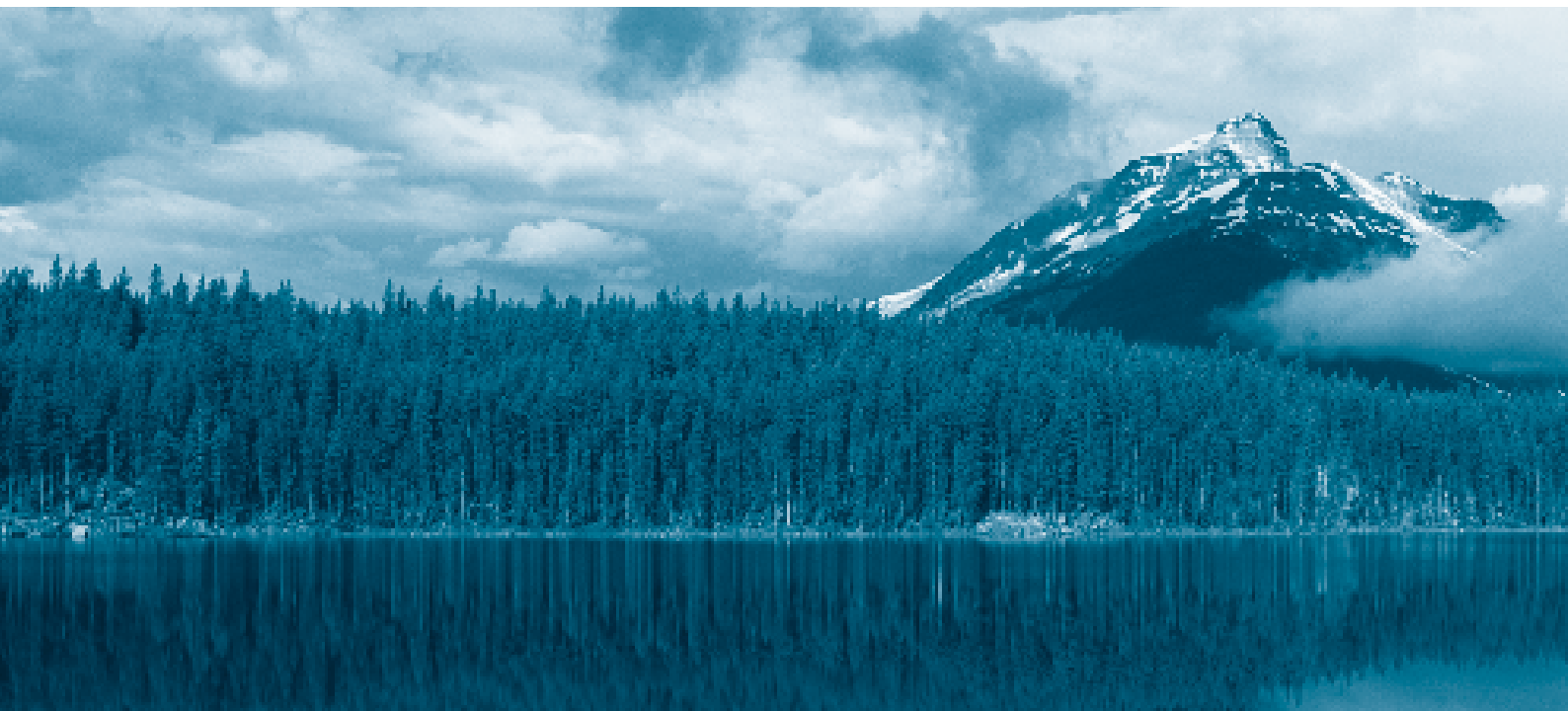
Достаточная протяженность р. Аргунь с юга на северо-восток обуславливает неоднородность природно-климатических условий, экономического развития, плотности населения. Отсюда возникает ряд трансграничных экологических проблем и их последствий в бассейне.

1. *Изменение гидрологического режима реки*, связанное с климатическими факторами [3]. Данный процесс усугубляется и антропогенным влиянием, связанным со строительством берегоукрепительных дамб и строительством в префектуре Хулунбуир (АРВМ, КНР) канала для переброски вод р. Хайлар (верховья р. Аргунь) в оз. Далай-нор. В водосборном бассейне оз. Далай-нор планируется строительство ряда водохранилищ для водоснабжения промышленных предприятий (медно-молибденовый рудник Вумугетушань, месторождения Даень, угольных электростанций и др.). Среднегодовой сток р. Аргунь на границе России – Китая достигает 3,5 км³/год

при умеренном климате, а в засушливые годы – 1,5 км³/год. По проекту переброски планируется водозабор в пределах 1,05 км³/год, что составляет 2/3 от современного состояния стока р. Хайлар (Аргунь) с территории КНР [4].

Такое природно-антропогенное влияние приведет к изменению ареалов распространения прибрежных видов; воздействию на биологическое разнообразие и изменению в пищевых цепях; изменениям качества воды и процессов накопления отложений; повышению интенсивности береговых процессов; изменению площади водно-болотных угодий. В многолетний засушливый период, с 2000 по 2009 гг. (климатический цикл продолжительностью в среднем 30 лет) пересохло приблизительно 95 % водно-болотных угодий данной территории [5, 6].

2. *Проблемы качественного водоснабжения приграничных районов*. Данная проблема обусловлена природными и социально-экономическими условиями, которые осложняются увеличением водопользования в сопредельных районах Китая. В пределах Забайкальского края за 2009 г. забор воды составил 38,92 млн. м³, в том числе из поверхностных источников 5,99 млн. м³, из подземных – 32,93 млн. м³. Сброс сточных вод в поверхностные водные объекты составил 12,97 млн. м³, из них загрязненных – 1,95 млн. м³, нормативно чистых – 1,49 млн. м³, нормативно очищенных – 9,53 млн. м³. Главными водопользователями являются предприятия горнорудной промышленно-



сти, железной дороги, ЖКХ, сельское хозяйство и др. [7].

3. Ухудшение состояния водных ресурсов р. Аргунь, обусловленное загрязнением. Гидрохимические стационарные наблюдения проводит ГУ «Читинский ЦГМС-Р» на четырех пунктах р. Аргунь и на одном пункте р. Урулюнгуй (0,3 км выше с. Маргудек). Два пункта наблюдений находятся в пос. Молоканка (р. Аргунь и протока Прорва), по одному пункту в селах Кути и Олочи. Таким образом, постоянным наблюдением за состоянием р. Аргунь охватывается только нижнее и среднее течение реки.

В зимне-весеннее время на р. Аргунь наблюдается глубокий дефицит кислорода (от 1,06 до 2,82 мг/дм³, 8–20 % насыщения). Данный период характеризуется высоким содержанием марганца в р. Аргунь — от 863 мкг/дм³ до 1631 мкг/дм³, что составляет от 86 до 163 ПДК.

Характерными загрязняющими веществами вод р. Аргунь в разные периоды являются трудноокисляемые (ХПК) и легкоокисляемые (БПК₅) органические вещества, взвешенные вещества, железо общее, соединения меди и цинка, нефтепродукты, летучие фенолы [8].

По сведениям Отдела водных ресурсов по Забайкальскому краю Амурского бассейнового водного управления в результате проведения совместного российско-китайского мониторинга состояния р. Аргунь (август 2010 г.) отмечено экстремально высокое загрязнение вод по содержанию

Ключевые слова: антропогенное воздействие, гидрологический режим, гидрохимия, водопользование, биологическое р. Аргунь

соединений ртути, доходящему до 6 ПДК (0,00006 мг/дм³) в районе пос. Молоканка и 4 ПДК (0,00004 мг/дм³) в районе с. Олочи [9].

4. Воздействие на биологическое разнообразие — наличие чужеродных видов. В настоящее время в бассейне р. Аргунь наблюдаются биологические инвазии. Отмечено проникновение теплолюбивого вида голловешки-ротана (*Perccottus glenii* Dybowski, 1877) и экзотического для этого региона китайского краба (*Eriocheir sinensis*). Исходное местообитание ротана — пресные воды на северо-востоке полуострова Корея, Северного Китая и Приморья, обычен в нижнем течении Амура, его притоках Сунгари, Уссури и в оз. Ханка [10].

Экспедиционные исследования 2006 г. показали, что с конца 90-х годов ротан расселился по всему бассейну р. Аргунь, включая крупные притоки и водотоки полугорного типа — Газимур, Будюмкан, Урюмкан (в основном, приустьевые участки), Среднюю и Верхнюю Борзю (наиболее нарушенные водотоки), Краснокаменское водохранилище (искусственно созданный водоем), небольшие притоки с замедленным течением. Ротан широко расселился по самой Аргуни, осваивая различные биотопы. Таким образом, сформировался Верхнеамурский очаг расселения ротана. Анализ пищевого спектра ротана показал, что основу пищи в исследуемых водотоках составляют веснянки и поденки, что способствует значительной конкуренции с ценными лососевыми ры-





бами (ленок, таймень). Кроме этого, ротан способен потреблять икру и молодь данных видов рыб. Факт такого расселения ротана в водных экосистемах бассейна р. Аргунь является индикатором нарушенности экосистем [11].

5. *Процесс опустынивания*, экологические последствия которого вызывают серьезные экономические и социальные проблемы. Участки с семиаридными и сухими субгумидными климатическими условиями в Забайкалье занимают степные и лесостепные ландшафты бассейна р. Аргунь. Наиболее засушливые территории расположены на юго-востоке территории (среднегодовое количество осадков по метеостанции Забайкальск составляет 0,34). Здесь распространены все восемь типов опустынивания [12]. Происходит трансформация естественного растительного покрова за счет процессов природно-техногенного воздействия: пожары, сельскохозяйственное производство, лесопользование, горно-рудная промышленность и др.

Коренными причинами вышеперечисленных экологических проблем являются:

1. *Исторически сложившееся ресурсное направление социально-экономического развития территории*. Экстенсивный подход к использованию природных ресурсов, наряду с игнорированием основных закономерностей функционирования природных экосистем, привел к возникновению значительных, нередко слабо компенсиру-

ющихся, а иногда и необратимых изменений наземных и водных экосистем в пределах бассейна.

Значительная часть запасов полезных ископаемых Забайкальского края сосредоточена в бассейне р. Аргунь, что обусловило развитие горнодобывающих отраслей, которые вносят значительный вклад в образование отходов и загрязнению атмосферы, почв, поверхностных и подземных вод на территории бассейна.

2. *Недостаточный учет принципов устойчивого развития при планировании социально-экономического развития территории в процессе перехода к рыночной экономике*. Переход от централизованного планирования и управления экономикой к рыночным отношениям и принципам хозяйствования сопровождался резким снижением уровня жизни населения, расслоением населения в зависимости от получаемых доходов. Неопределенность условий, в которых осуществлялся переход к рыночной экономике, привела к формированию природопользования, которое основывалось на принципах сиюминутной выгоды, и не дала возможность уделять должное внимание природоохранным вопросам.

3. *Недостаточное осознание ценностей окружающей природной среды*. Отсутствие должного внимания к состоянию окружающей среды и ее экономической ценности привело к существующей ситуации, которая характеризуется низким уровнем ос-

ведомленности государственных структур и гражданского общества о последствиях деградации окружающей среды, а также отсутствием должной мотивации к осуществлению мероприятий по её охране.

Социально-экономическими последствиями вышеуказанных причин являются: ограниченные капитальные инвестиции в природоохранные мероприятия; отсутствие стимулов к внедрению ресурсо- и энергосберегающих технологий; неэффективные эколого-экономические инструменты регулирования; недостаточный уровень внедрения экологического мониторинга и стационарных пунктов наблюдений за состоянием водных ресурсов, оснащенных современными средствами измерения; недостаточный контроль над соблюдением природоохранных нормативно-правовых актов.

Заключение

Таким образом, устойчивое состояние экосистем бассейна р. Аргунь имеет социальное и экономическое значение. Происходящие климатические изменения приводят к трансформации гидрологического режима реки, следствием которого являются изменения площади водно-болотных угодий и ареалов распространения прибрежных видов, видового разнообразия ихтиофауны, качества воды, процессов накопления отложений, повышение интенсивности береговых процессов и т.д. Кроме этого, изменению гидрологического режима поверхностных вод способствуют факторы антропогенного воздействия, связанные с забором воды из поверхностных и подзем-

ных источников в связи с развитием горнодобывающих предприятий, объектов энергетики, формированием водохранилищ в бассейне р. Аргунь-Хайлар. Складывающаяся в результате этого экологическая ситуация создает реальную угрозу для экосистемы реки, а также жизни и здоровью жителей населенных пунктов, расположенных в бассейне, использующих речную воду для хозяйственно-питьевых нужд.

Статья подготовлена в рамках выполнения программы партнерского интеграционного проекта СО РАН–УрО РАН–ДВО РАН №23 «Трансграничные речные бассейны в азиатской части России: комплексный анализ состояния природно-антропогенной среды и перспективы межрегиональных взаимодействий»

Литература

1. Чечель А. П. Водные ресурсы Читинской области (экономико-географический анализ). Новосибирск: Наука, 1985. 96 с.
2. Вотях О. А. Освоение природных ресурсов и геологические проблемы (на примере Читинской области) / О. А. Вотях, В. Ф. Задорожный, А. А. Недешев, А. П. Чечель // Записки Забайкальского филиала Географического общества России. Чита: Изд-во Заб. филиала Геогр. об-ва России, 1992. Вып. 126. С. 7.
3. 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 экологиче-



ских регионах: Сб. науч. тр. Чита: ЗабГГПУ, 2007. С. 247-250.

4. Симонов Е. А. Значение проблемы перебро-ски части стока р. Хайлар/Аргунь в озеро Далай для становления международных отношений в области водного хозяйства и охраны вод // Природоохранное сотрудничество Читинской области (Российская Федерация) и автономно-го района Внутренняя Монголия (КНР) в транс-граничных экологических регионах: Сб. науч. тр. Чита: ЗабГГПУ, 2007. С. 272-278.

5. Горошко О. А. Влияние многолетних климати-ческих циклов на орнитокомплексы Даурии // Геоэкологические, экономические и социальные проблемы природопользования: Матер. науч. — практ. конф. Чита.: ЗабГГПУ, 2011. С. 140-142.

6. Зима Ю. В. Руслоформирующие процессы реки Аргунь // Природоохранное сотрудниче-ство Читинской области (Российская Федерация) и автономного района Внутренняя Монголия (КНР) в трансграничных экологических регио-нах: Сб. науч. тр. Чита: ЗабГГПУ, 2007. С. 129-132.

7. Абакумова В. Ю. Проблемы водоснабжения не-которых приграничных районов Забайкальского края // Социально-эколого-экономические про-блемы развития приграничных регионов России-Китая-Монголии: Матер. науч. — практ. конф. Чита: Экспресс-изд-во, 2010. С. 5–8.

8. Цыбекмитова Г.Ц. Качество воды р. Аргунь // Социально-эколого-экономические проблемы развития приграничных регионов России-Китая-Монголии: Матер. науч-практ. конф. Чита: Экспресс-изд-во, 2010. С. 86-90.

9. Доклад об экологической ситуации в Забайкальском крае за 2010 г. / Правительство Забайкальского края. Министерство природ-ных ресурсов и экологии Забайкальского края. Государственное учреждение «Забайкальский краевой экологический центр». Чита: Экспресс-изд-во, 2011. 196 с.

10. Михеев И. Е. Биологическое загрязнение трансграничных водоемов // Социально-эколого-экономические проблемы развития пригранич-ных регионов России-Китая-Монголии: Матер. науч. — практ. конф. Чита: Экспресс-изд-во, 2010. С. 71-72.

11. Горлачева Е. П., Афонин А. В. О современ-ном ареале ротана в Верхнеамурском бассейне // Вопросы ихтиологии. 2007. № 5. С. 710-711.

12. Абидуева Т. И. Процессы опустынивания Забайкалья / Т. И. Абидуева, А. Л. Волошин, И. Ю. Мальчикова, А. М. Гармаева, А. А. Лубсанов // Теория и практика рационального приро-допользования / Под ред. А. К. Тулохонова, С. С. Палицыной. Улан-Удэ: БНЦ СО РАН, 2001. С. 67-74.

G. Ts. Tsybekmitova

TRANSFORMATION OF NATURAL COMPLEXES IN THE ARGUN' BASIN UNDER CONDITIONS OF GLOBAL CLIMATE CHANGES AND INCREASING HUMAN IMPACT

Natural-climatic conditions and anthropogenic factors influence on state of the Argun' river and its basin. It was detected that hydrological, hydrobiological and hydrochemical river regimes transform. The process is worsened by human impact associated with development of mining companies, power engineering facilities and reservoir constructing in the Argun'-Khailar basin.

Key words: human impact, hydrological regime, water chemistry, water consumption, biodiversity.

ОЦЕНКА объемов НЕФТЕЗАГРЯЗНЕНИЙ РЕК в РАЙОНАХ НЕФТЕДОБЫЧИ с использованием ДИСТАНЦИОННЫХ ДАННЫХ

Рассмотрена методика оценки объемов нефтезагрязнений рек в районах нефтедобычи Западной Сибири с использованием дистанционных данных и геоинформационных технологий. На основе приведенных в литературе моделей расчета объемов нефтезагрязнений полученные данные апробированы для расчета количества смываемой нефти с нефтезагрязненных участков водосборных бассейнов малых рек и проведен сравнительный анализ с данными полевых исследований.



Введение

В районах добычи углеводородного сырья реки испытывают антропогенное воздействие, в основном связанное с загрязнением нефтепродуктами, минерализованными водами, фенолами, химическими реагентами. По данным [1] среднее содержание нефтепродуктов при отсутствии следов прямого загрязнения, в воде рек северных районов Тюменской области оценивается на уровне 0,1-0,19 мг/дм³. Наличие высоких фоновых концентраций нефтепродуктов в реках связано с транспортом ее паров ветром из районов утечек и последующим вымыванием из атмосферы осадками [1]. При непосредственном сбросе сточных вод и смыве нефтепродуктов с нефтезагрязненных участков в случаях аварий на нефтепромыслах и нефтепроводах качество воды рек водосборных бассейнов заметно ухудшается и концентрации нефтепродуктов в воде составляют более 0,2 мг/дм³, что

М.Н. Алексеева*,

кандидат географических наук, младший научный сотрудник, ФГБУН Институт химии нефти Сибирского отделения Российской академии наук

И.Г. Яценко,

кандидат геолого-минералогических наук, заведующий научно-исследовательским информационным центром, ФГБУН

Институт химии нефти Сибирского отделения Российской академии наук

превышает предельно допустимые концентрации, установленные для питьевой воды и рыбохозяйственных водоемов, в 2 и 4 раза, соответственно.

Материалы и методы исследования

Целью данной работы является количественная оценка объема смыва нефтепродуктов с нефтезагрязненных участков в районах водосборов рек с применением дистанционных данных и сравнение полученных результатов с данными полевых исследований.

В качестве дистанционных данных в работе применялись доступные в сети Интернет космические снимки (КС) Landsat и ASTER GDEM. Глобальная цифровая модель рельефа (Global Digital Elevation Model – GDEM) создана на основе данных ASTER (усовершенствованный спутниковый радиометр теплового излучения и отражения – Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer, имеет разрешение около 30 м). Обработка данных ASTER GDEM проводи-

*Адрес для корреспонденции: amn@ipc.tsc.ru

лись с использованием программного приложения Arc Hydro Tools [2] в среде геоинформационной системы ARC GIS, которое является специализированным гидрологическим приложением ARC GIS для моделирования и расчетов основных характеристик потоков воды и водосборов. На рис. 1 приведен фрагмент рельефа ASTER GDEM территории Нефтеюганского района Ханты-Мансийского АО с выделенными бассейнами рек и точками аккумуляции наносов и загрязняющих веществ. Границы выявленных с использованием моделей Arc Hydro Tools водосборных бассейнов рек определены на основе строения рельефа и особенностей стока поверхностных вод в реку. Точки аккумуляции наносов и загрязняющих веществ расположены в зонах перехода реки от одного бассейна к другому в местах впадения притоков.

В данной работе с использованием Arc Hydro Tools на основе ASTER GDEM были выделены водосборы притоков р. Большой Бельки территории Сургутского и Нефтеюганского районов Ханты-Мансийского АО (рис. 2). Рассмотрены следующие притоки – реки Лгерья, Межевая, Пучипигый, Быстрая, Спокойная, Чистая и их водосборные бассейны (на рис. 2 указаны номера бассейнов с 1 по 7). Площади водосборных бассейнов перечисленных рек составили: р. Лгерья – 43 км² (бассейн 1), р. Межевая – 29,8 км² (бассейн 2), р. Пучипигый – 329,8 км² (бассейн 3), р. Могучая – 4,3 км² (бассейн 4), р. Быстрая – 10,2 км² (бассейн 5), р. Спокойная – 12,8 км² (бассейн 6) и р. Чистая – 17,5 км² (бассейн 7).

Как видно из рис. 2, на территории бассейна 1 находится Средне-Белькское месторождение, в бассейне 2 – Южно-Белькское и Монтовское месторождения, в бассейнах 3-6 – Монтовское месторождение, в бассейне 7 – Майское месторождение.

Для выявления нефтезгрязненных участков указанных выше месторождений на территориях водосборов использовались КС Landsat в инфракрасном диапазоне. Дешифрирование нефтезливов проводится в автоматическом режиме с использованием инструментов ERDAS Imagine. Установлено [3], что КС позволяют определять местонахождение и площадь нефтезливов с 60 % вероятностью по отношению к полевым исследованиям на логичных территориях.

Для количественной оценки смыва нефтепродуктов применялись методики [4, 5],

основными результатами полевых наблюдений. Модуль смыва нефти с поверхности нефтезгрязненных водосборов рассчитывается по формуле [5]:

$$\mu = 0,42 * M_3 [1 - \exp(-40 \frac{f_3}{F})] + a_\phi * M(1 - \frac{f_3}{F}), \quad (1)$$

где μ – модуль смыва нефти (мг/с км²), M_3 – модуль стока воды с нефтезгрязненной части водосбора (л/с км²), f_3 – площадь нефтезгрязненных участков водосбора (км²), выделенных на КС Landsat, F – площадь водосбора (км²), автоматически выделенная на ASTER GDEM, ϕ – пороговый коэффициент концентрации нефтяных углеводородов при отсутствии нефтезгрязненных участков ($\phi = 0,1$ мг/дм³), M – обобщенный по территории модуль стока воды (дм³/с

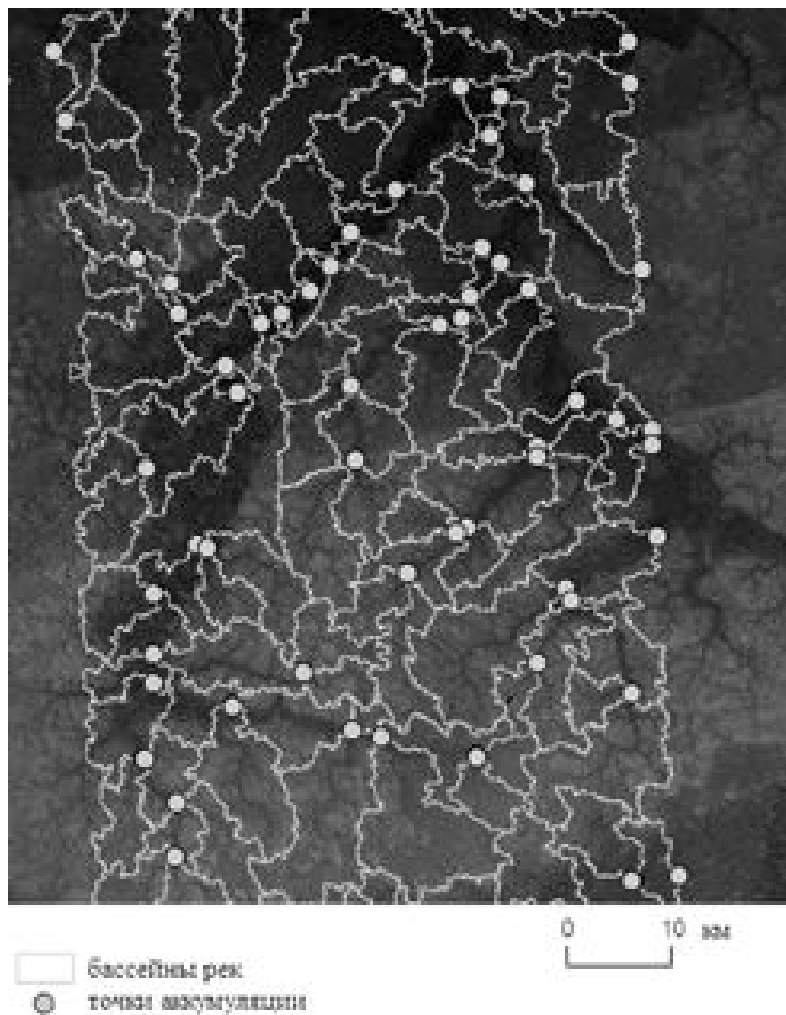


Рис. 1. Фрагмент рельефа ASTER GDEM территории Нефтеюганского района Ханты-Мансийского АО с выделенными бассейнами рек и точками аккумуляции наносов и загрязняющих веществ.

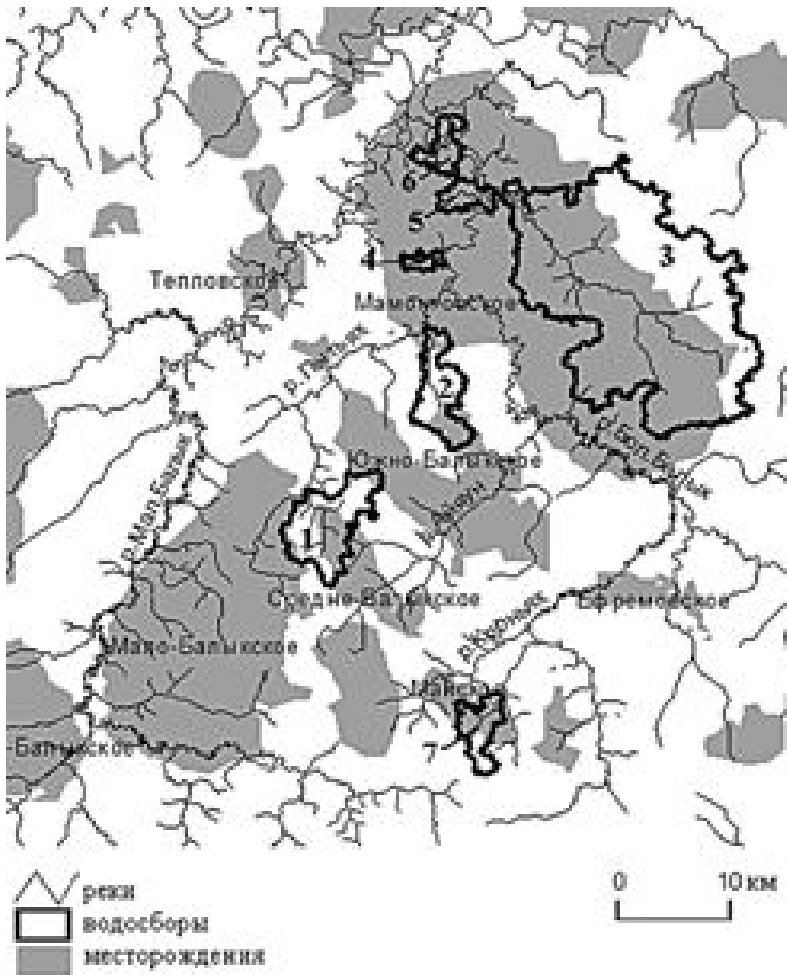


Рис. 2. Картограмма водосборов рек: 1 – Лагерная, 2 – Межевая, 3 – Пучипигый, 4 – Могучая, 5 – Быстрая, 6 – Спокойная, 7 – Чистая.

км²), который рассчитывается по формуле:

$$M = \frac{Q * 1000}{F}, \quad (2)$$

где Q – усредненный за период весеннего половодья и время летне-осенних дождей расход воды (м³/с) [3], F – площадь водосбора (км²), выделенная на КС ASTER GDEM.

Приближенный среднегодовой объем вынос нефтепродуктов с территории нефтесодержащих водосборов исследуемых рек рассчитывается по формуле:

$$V = \frac{\mu * T * F}{10^9}, \quad (3)$$

где V – среднегодовой объем вынос нефтепродуктов (т), T – период времени (с 15 апреля по 21 октября примерно составляет 190 дней, в которых в свою очередь

Т.О. Перемитина, кандидат технических наук, научный сотрудник, ФГБУН Институт химии нефти Сибирского отделения Российской академии наук

16416000 сек), из которой происходит вынос нефтепродуктов, в том числе и накопленных в снежном покрове. Длительный период времени был выбран в соответствии с [1].

В целом, объем вынос нефтепродуктов в Большой Бельке при непосредственном сбросе в нее сточных вод и смыве нефтепродуктов с нефтесодержащих участков водосборных бассейнов всех притоков рассчитывается по формуле [6]:

$$V_v = W * a_{\phi}, \quad (4)$$

где V_v – весь объем выносимых нефтепродуктов (т), W – объем водного стока (км³), a_φ – фоновое содержание нефтепродуктов в природных водах (т/км³), которое принимается исходя из значений 0,05 или 0,15 мг/дм³ в зависимости от наличия и интенсивности эксплуатации территории водосборных нефтедобывающих объектов.

Результаты и их обсуждение

В результате дешифрирования КС Landsat 2000 г. было определено, что общая площадь нефтяных разливов составляет 0,4 км² на территории водосбора р. Лагерная, 1,6 км² на территории водосбора р. Пучипигый, 0,04 км² на водосборе р. Чистая и около 0,1 км² на территориях водосборных бассейнов рек Межевая, Могучая, Быстрая, Спокойная. Модули смыв нефтепродуктов в 2000 г. были рассчитаны путем подстановки в формулу (1) значений площадей водосборов и нефтесодержащих участков, определенных на основе дистанционных данных – КС Landsat и ASTER GDEM. Значения модуля смыв нефтепродуктов на земных исследованиях, приведенные в [4], нами были усреднены за период 1996-1998 гг. для каждого водосбор исследуемых рек. Среднегодовые объемы V вынос нефтепродуктов с территории нефтесодержащих водосборов исследуемых рек вычислены по формуле (3).

Понятный коэффициент корреляции между вычисленными на основе дистанционных данных значениями модуля смыв нефти μ и усредненными значениями приведенных в литературе данных [4] равен 0,7, что указывает на их взаимосвязь и хорошую сходимость результатов.

Наибольшие значения модуля смыва нефтепродуктов отмечены в бассейнах рек Могучая (4,9 мг/с км²), Лагерная (3,9 мг/с км²) и Быстрая (3,5 мг/с км²).

Таблица 1

Средние значения модуля смыва (μ) и объема выноса (V) нефти на основе результатов полевых исследований 1996-1998 г. [4] и дистанционных данных 2000 г.

	Бассейн реки	Модуль смыва нефтепродуктов (μ), мг/с км ²		Приближенный среднегодовой объем выноса нефти (V), т	
		1996-1998 гг.	2000 г.	1996-1998 гг.	2000 г.
1	Л герн я	10,2	3,9	5,7	2,8
2	Межев я	6,8	1,1	1,7	0,5
3	Пучипигый	1,7	0,9	2,1	4,9
4	Могуч я	7,0	4,9	0,5	0,3
5	Быстр я	8,3	3,5	0,9	0,6
6	Спокойн я	5,9	1,8	0,7	0,4
7	Чист я		0,9		0,2

В перечисленных бассейнах ухудшается качество поверхностных вод нефтепродуктами при разливах и нефтедобывающих объектов Момтовского, Южно-Блыкского и Средне-Блыкского месторождений. Следует отметить, что средние значения модуля μ смыва нефти с поверхности нефтезгрязненных водосборов в 1996-1998 гг. больше по сравнению с данными в 2000 г. (табл. 1) из-за большего количества мест с нефтезгрязнением, обнаруженных в результате полевых исследований. Для расчета смыва нефтепродуктов в р. Пучипигый в 2000 г. нами рассчитана вся площадь водосборного бассейна, не исключая в верховьях реки, приведенная в [4], поэтому площадь обнаруженных КС Landsat нефтезгрязненных участков в 2000 г. составила 1,6 км², в 1996-1998 гг. средняя их площадь по данным полевых исследований составила всего 0,4 км². Установлено, что в бассейне р. Пучипигый, где расположены нефтедобывающие объекты Момтовского месторождения, в 2000 г. значения модуля смыва нефтепродуктов меньше, значения среднегодового объема выноса нефтепродуктов больше и логичных значений для 1996-1998 гг. (табл. 1).

Расчет модуля смыва нефтепродуктов с нефтезгрязненных водосборов позволяет определить приближенное суммарное поступление нефтепродуктов в реки. По данным [6] годовой вынос нефти с каждого млого водосбора, в пределах которого есть нефтедобывающие объекты, составляет

Ключевые слова: космические снимки, водосборы, цифровые модели рельефа, реки, объем нефтезгрязнений

примерно 2,94-5,62 т/год. Вынос нефтепродуктов, в том числе накопленных за зиму в снежном покрове, с нефтезгрязненных участков на территориях водосборов происходит преимущественно в периоды весеннего половодья и летне-осенних дождей [4]. По нашим расчетам с апреля по октябрь 2000 г. вычисленный по формуле (3) объем выноса нефтепродуктов с нефтезгрязненных участков в водосборы притоков рек составил примерно от 0,2 до 5 т (табл. 1). Таким образом, в 2000 г. с исследуемых водосборов общей площадью 447,5 км², в которой суммарная площадь нефтезливов составляет менее 1 % этой территории, в реки поступило в сумме около 9,7 т нефтепродуктов.

В бассейне р. Большой Блык, общей площадью 5950 км², кроме рассмотренных в данной работе водосборов малых рек включены водосборы других притоков, основными из которых являются Пытьях, Кооньях, Млый Блык [7]. В водосборах этих основных притоков расположены нефтедобывающие объекты Мло-Блыкского, Южно-Блыкского, Тепловского, Ефремовского и Момтовского месторождений (рис. 2). В целом, объем выноса нефтепродуктов р. Большой Блык вычислен на основе гидрометрических данных из [7] по формуле (4). Установлено, что при фоновой концентрации нефтяных углеводородов в воде 0,05 мг/дм³ за год объем выносимых рекой нефтепродуктов составляет около 60 т, при концентрации 0,1 мг/дм³ — примерно 120

т, что не противоречит результатам логичных расчетов для водосборных бассейнов притоков р. Пур в роте [6]. Таким образом, по приближенным оценкам вклад в общее нефтезгрязнение р. Большой Блык от нефтезгрязненных участков исследуемых водосборов составляет от 8 до 16 % при фоновых концентрациях нефтяных углеводородов в воде от 0,05 мг/дм³ до 0,1 мг/дм³.

Заключение

Цифровые модели рельефа ASTER GDEM позволяют точно определять границы водосборных бассейнов рек, КС Landsat — выявлять с достаточной точностью контуры нефтезливов и их площади на территориях водосборных бассейнов рек. Понятный коэффициент корреляции между вычисленными в работе значениями модуля смыва нефти и приведенными его средними значениями в литературе равен 0,7, что указывает на их взаимосвязь и хорошую сходимость результатов. Установлено, что с нефтезгрязненных водосборов речесмываемых в роте рек общей площадью 447,5 км² в притоки р. Большой Блык поступило за 2000 г. 9,7 т нефтепродуктов, что соответствует примерно 8–16 % общего объема нефтезгрязнений всего бассейна реки. Таким образом, в работе показано, что применение дистанционных данных — КС Landsat, модели рельефа ASTER GDEM и программного приложения Arc Hydro Tools перспективно для количественной оценки объемов смыва нефтепродуктов с нефтезгрязненных участков водосборных бассейнов рек и

определения влияния на земных в рийных рзливов нефти на качество их воды.

Литература

1. Информационный бюллетень «О состоянии окружающей среды Ханты-Мансийского автономного округа — Югры в 2006–2007 году». Ханты-Мансийск: Государственный Комитет по охране окружающей среды Ханты-Мансийского автономного округа, 2008. 117 с.
2. ArcHydro Tools. USA: ESRI, 2011. 184 с.
3. Алексеев М.Н. Оценка влияния нефтезливов на состояние притерrestrialного покров и приземного слоя атмосферы с использованием космических снимков / М.Н. Алексеев, Т.О. Перемитин, И.Г. Ященко // Оптика атмосферы и океан. 2011. № 7. С. 606-610
4. Калинин В.М. Количественная оценка смыва нефтепродуктов с поверхности земных водосборов в речную сеть / В.М. Калинин, А.В. Соромотин // Обзор «О состоянии окружающей природной среды Ханты-Мансийского округа в 1998 году». Ханты-Мансийск, ГУИПП «Полиграфист». 1999. С. 18-20.
5. Калинин В.М. Диффузное загрязнение нефтепродуктами малых рек Среднего Приобья // Водное хозяйство России. 2001. Т. 3. № 4. С. 384-393.
6. Хорошвин В.Ю. Прогноз формирования качества речных вод под влиянием сосредоточенных источников нефтепродуктов // Вестник Тюменского государственного университета. 2010. № 7. С. 153-161.
7. Лезин В.А. Реки Ямало-Ненецкого автономного округа: Справочное пособие. Тюмень: Вектор Бук, 2000. 142 с.

Alekseeva M. N., Yashchenko I.G., Peremitina T.O.

VOLUME ESTIMATION OF OIL-CONTAMINATED RIVERS IN THE OIL- PRODUCTION AREA USING REMOTE SENSING DATA

A volume estimation method of oil-contaminated rivers in the oil- production West Siberia area using remote sensing data and GIS technologies is considered. Obtained data were tested basing on earlier literature models estimating quantities of oil pollution. Calculating an oil amount washed off by small rivers of basins from contaminated sites and a comparative analysis with a field data were carried out.

Key words: space image, basins, digital terrain models, rivers, oil pollution volume

ИССЛЕДОВАНИЕ биологической ОЧИСТКИ **СТОЧНЫХ ВОД** С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ **БИОПРЕПАРАТОВ**

На основе результатов экспериментальных и производственных исследований выявлены особенности очистки сточных вод в аэротенках с применением биопрепаратов.

Введение

Процессы очистки природных и сточных вод (**СВ**) связаны с физико-химическими и микробиологическими процессами с загрязнений.

Существует две основные технологии биологической очистки вод — с использованием естественных или искусственно созданных условий. В естественных условиях процессы разрушения органических веществ протекают в почве и в водоёмах. При этом в почве преобладают микроаэрофильные и анаэробные процессы, в водоёмах — аэробные и нитрифицирующие. Если количество органических веществ в СВ относительно невелико, то почва и водоёмы обеспечивают их биологическое окисление (с мочажниками). Когда же содержание органических веществ превышает допустимые нормы, то процессы окисления начинают угнетаться,

В.Ю. Борисова*,
спирант, ФГБОУ
ВПО Южно-
Российский госу-
дарственный техни-
ческий университет

**Н.С. Серпо-
крылов,**
доктор техниче-
ских наук, про-
фессор кафедры
«Инженерная эко-
логия и защита
окружающей сре-
ды», ФГБОУ ВПО
Южно-Российский
государственный
технический универ-
ситет

что приводит к загниванию почвы и/или водоёмов. Повысить эффективность биологического окисления загрязнений СВ можно созданием условий, интенсифицирующих жизнедеятельность биоценозов.

Очистка СВ в искусственных условиях также используется по отдельности или в сочетании с аэробным и анаэробным процессом. На отечественном рынке малых очистных сооружений в основном применяются аэрационные биологические очистные сооружения (аэротенки) и септики различных модификаций и комбинаций. Искусственные условия для биодеградации загрязнений привлекают тем, что позволяют ускорить процесс очистки, сократить занимаемую площадь и выделение дурнопахнущих веществ в атмосферу, высокая степень автоматизации очистных сооружений упрощает их эксплуатацию. Значимым преимуществом биодеструкции загрязнений позволяет технологически обеспечить оптимальные условия жизнедеятельности микроорганизмов активного ила, тем самым, повысить эффективность процесса очистки.

Адрес для корреспонденции: vita-borisova@yandex.ru

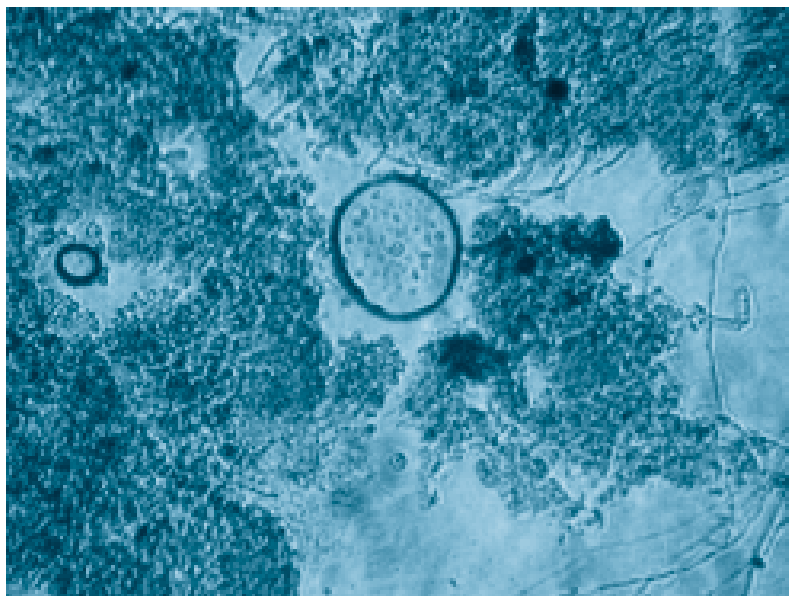


Рис. 1. Микроорганизмы активного ила в модельных аэротенках.

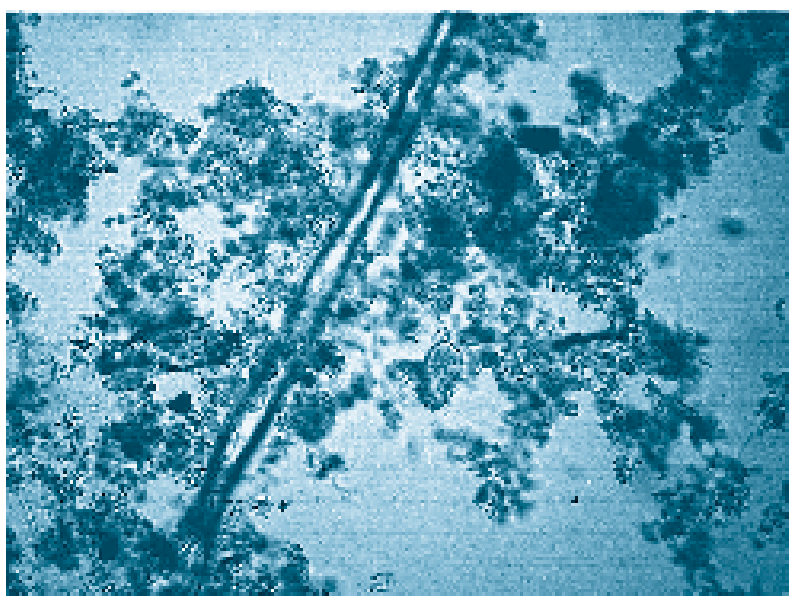


Рис. 2. Микроорганизмы активного ила аэротенка-нитрификатора.

Материалы и методы исследования

Как известно, основным очищающим элементом аэротенков является активный ил — трофически обусловленное сообщество из бактерий и микроскопических животных [1]. Микроорганизмы, формирующие активный ил, представляют собой гетерогенную массу, в которой встречаются сине-зеленые водоросли, грибы, простейшие и иногда даже нематоды и колониальные организмы. Именно микроорганизмы непосредственно способствуют очистке СБ, формированию и ста-

Е.В. Скибина,
соискатель, ФГБОУ
ВПО Южно-
Российский госу-
дарственный техни-
ческий университет

билизацией активного ила. В зависимости от химического состава СБ происходит доминирование одних видов бактерий над другими. Например, относительно высокие концентрации белков в СБ вызывают рост бактерий *Alcaligenes*, *Flavobacterium* и *Bacillus*, в то время как высокая концентрация углеводов способствует росту бактерий *Pseudomonas*; высокая концентрация растворенного кислорода и низкая концентрация органических веществ улучшает рост колоний *Nitrosomonas* и *Nitrobacter*.

Все эти живые существа бурно развиваются в аэротенках, чему способствуют органические и биогенные вещества СБ и кислород, поступающий при аэрации. Вся эта масса оседает в колонии-хлопья. Инфузории, жгутиковые, медузы, колониальные и другие мельчайшие животные, используя бактерии, неслипающиеся в хлопья, омоложивают бактериальную массу ил (рис. 1, 2). При этом могут происходить процессы нитрификации и денитрификации.

Как показывает практика, зачастую не вводимых в эксплуатацию очистных сооружений, особенно малой производительности, либо уже функционирующих, не всегда есть возможность использовать сформированный активный ил для запуска биореакторов, либо в сборных на очистку СБ отсутствуют биогенные вещества, необходимые для окислительных процессов биомассы. В этих условиях рекомендуется применение бактериально-ферментных препаратов [5].

Для выяснения влияния типа и управ-ляемых воздействий на процесс очистки в лабораторных условиях в модельные установки был загружен активный ил с городских очистных сооружений. Одна серия опытов проводилась в моделях с аэрацией — по типу аэротенков, другая, без подачи кислорода — по типу биореакторов. Согласно рекомендациям [2-4], в модели подвешивали, соответствующее соотношению БПК_{полн}:N:P=100:5:1.

В соответствии с целью исследований — изучение влияния биопрепаратов и физико-химических воздействий на окислительно-восстановительные процессы — изучали в различных культурах выращивания биомассы (табл. 1). При этом рассматривались варианты воздействия биопрепаратов на жизнедеятельность активного ила каждого в отдельности и при их смешении в определенных пропорциях.

В каждую модель (кроме 8 — контрольная модель) были добавлены препараты Би-

Таблица 1

Описание моделей сооружений*

№п/п	Описание	pH	T, °C	Eh, мВ
1	Модель с преп р том Би-ХЕМ Цесклин	8	23	180
2	Модель с преп р том Bacti-Bio 9500	8	23	60
3	Модель со смесью преп р тов (Би-ХЕМ Цесклин + Bacti-Bio 9500)	8	23,5	70
4	С прикреплёнными м гнит ми по периметру модели сооружения, смесь преп р тов	8	23	-30
5	С прикреплённой узкой м гнитной лентой по периметру модели сооружения, смесь преп р тов	8	23,5	-30
6	С прикреплённой широкой м гнитной лентой по периметру модели сооружения, смесь преп р тов	8,5	25	170
7	С прикреплёнными светодиод ми по периметру модели сооружения, смесь преп р тов	8	23,9	-10
8	Контрольн я модель без доб вок	8	23,5	200

*в таблице приведены усреднённые значения показателей за 14 сут наблюдений

ХЕМ Цесклин и Bacti-Bio 9500 или их смесь (табл. 1). Главное отличие этих препаратов в том, что Би-ХЕМ Цесклин содержит только смесь бактерий — активных продуцентов р зличных ферментов (мил з, проте з, целлюл з), которые могут обеспечить быстрое обр зов ние эффективной биом ссы для р зложения орг нических з грязнений. В сост ве преп р т Bacti-Bio 9500 имеются уже готовые ферменты, ПАВ и высокоактивные микроорг низмы, способные р зл г ть углеводороды, жиры, белки и угле-

воды (в том числе кр хм л и целлюлозу). Согласно [5], для р зрушения р зличных сложных биологических м тери лов б ктерии, выр б тыв ют ферменты, р зл г ющие крупные молекулы н простые. Д лее эти соединения поступ ют внутрь клетки б ктерии, где и з верш ется процесс р зложения.

Контроль эмиссии г зов от модельных р екторов пок з л, что при эр обном окислении происходит выделение оксид углерод CO₂, по количеству которого можно судить о потреблении кислород ктивным илом и, соответственно, о степени деструкции з грязнений, т.е. окислительной способности ктивного ил (рис. 3).

Воздух, под в емый в модели эротенков, является не только источником кислород , но и необходим для перемешив ния микробной суспензии.

Следует отметить, что б ктерии, входящие в сост в биопреп р тов, по своему происхождению относятся к ф культ тивно эр обным микроорг низм м, т.е. могут р бот ть в условиях низкой концентрации р створённого кислород . Исследованиями уст новлено, что деструкцию з грязняющих веществ можно проводить без постоянной подачи кислород , но в присутствии освещения (рис. 4). Перемешив ние биом ссы осуществлялось мех нически, с периодичностью 3 ч.

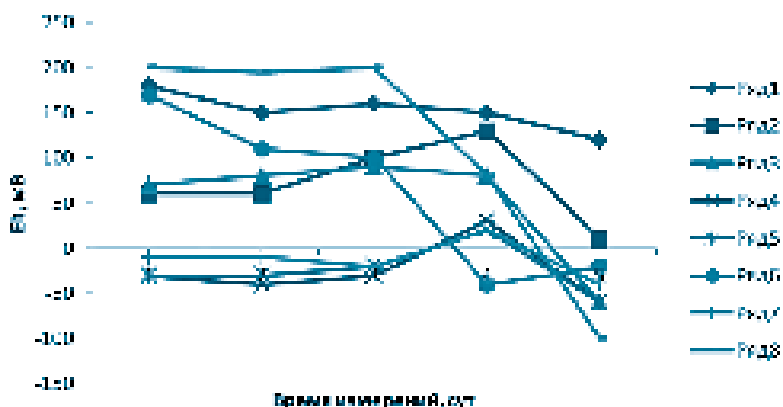


Рис. 3. Сравнительный график окислительно-восстановительного потенциала лабораторных моделей по типу аэротенков (с подачей кислорода воздуха) 1-8 (ряды 1-8).

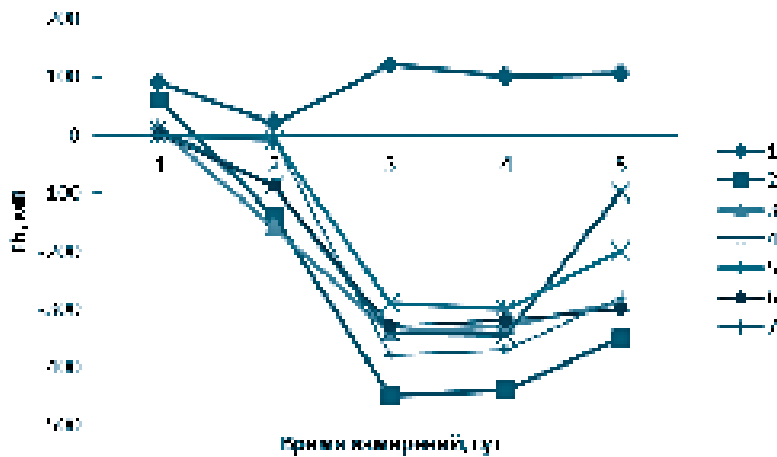


Рис.4. Сравнительный график окислительно-восстановительного потенциала лабораторных моделей по типу биореакторов (без подачи кислорода воздуха) 1-7 (ряды 1-7).

Из н лиз гр фиков (рис. 3, 4) следует, что биопрепараты, предназначенные для нитрификации и для денитрификации, работают в аэробных условиях и могут применяться как в жидкой среде, так и в осадках, возникающих, соответственно, в отстойниках или модифицированных узлах очистных сооружений, в среднем в зоне высоких значений

окислительно-восстановительного потенциала при аэробном режиме. При постоянном освещении и без подачи кислорода воздух идет процесс денитрификации, о чем свидетельствуют отрицательные величины окислительно-восстановительного потенциала.

Далее исследования по дозированию биопрепаратов проводились на опытно-промышленных установках локальных очистных сооружений (ЛОС) ТРЦ «МегаМег», г. Ростов-на-Дону (рис. 5). Использовали Васті – Bio 9500, поскольку в его состав входят и ферменты, и штаммы бактерий, которые благодаря совместному действию эффективно работают.

В состав ЛОС входят: устройство фильтрующее с моющей функцией, аэротенк-нитрификатор, вторичный отстойник, безпорошный фильтр, установка обезжелезивания воды ультрафиолетом, коммунальное хозяйство. Вводили разные дозы ферментного препарата по результатам измерения содержания нитратов и нитритов, проведенного в лаборатории, для стабилизации процессов денитрификации на очистных сооружениях, при этом велись замеры pH и концентрации кислорода O_2 (мг/л) в различных контрольных точках ЛОС (№1-13: 1, 2, 3 – усреднитель-денитрификатор (начало, середина,



Рис. 5. Локальные очистные сооружения ТРЦ «Мегамаг».

Таблица 2

Показатели работы ЛОС

№ точки	pH	Концентрация O ₂
1	8	0,2
2	8	0,6
3	8	0,3
4	7,5	6,1
5	7,5	6,4
6	7	6,4
7	7	6,3
8	7	2,3
9	6	4,3
10	6	4,3
11	6	6,2
12	6	7,1
13	6	7,45

конец сооружения); 4, 5, 6, 7 – 1-й, 2-й, 3-й, 4-й коридоры эротенк, 8- предотстойн я зон; 9, 10 – вертикальный отстойник; 11, 12 – коридоры блок биологической доочистки; 13 – к ссет с шунгитом) (табл. 2).

К к и в л бор торных исследований, в опытно-промышленных испытаниях было подтверждено, что для успешного протек - ния процесс денитрификации может быть достигнуто соблюдение трех условий: н - личие нитр тов, бедн я кислородом сред и н личие орг нических углеродсодерж - щих веществ. Углерод используется б ктериями к к основное пит тельное средство, в то время к к потребность в кислороде удовлетворяется з счёт нитр т . Четвертое

условие (рис.6) – это дост точно низкий окислительно-восст новительный (редокс) потенци л Eh, мВ [6].

Заключение

Установлено, что для интенсификации процессов деструкции органических загрязнений можно применять биопрепараты на основе бактерий и ферментов, работающих в условиях низких значений концентрации растворённого кислорода и окислительно-восстановительного потенци л з счёт потребления нитратов.

Экспериментально подтверждено, что микроорганизмы являются эффективным индикатором определения качества ил при биологической очистке сточных вод.

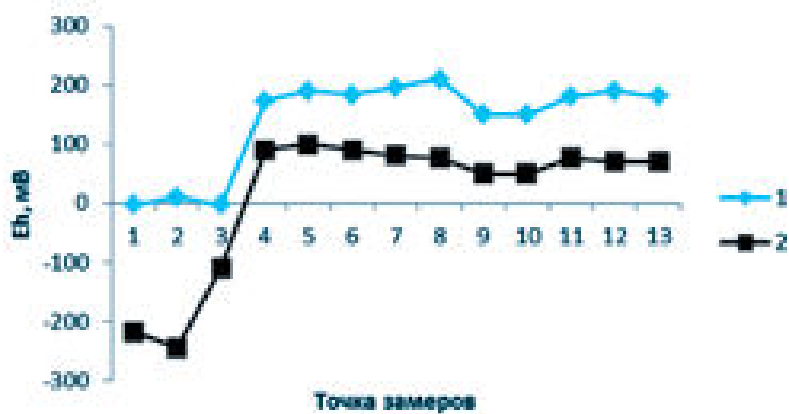


Рис. 6. Показатели ОВП на ЛОС. Ряд 1 – первый временной отрезок замеров; ряд 2 – второй временной отрезок замеров.



Показано, что для контроля процесса можно применять не только методы микроскопирования, требующие затрат времени и затрат в принятии технологических решений, но и достаточно точно проводить анализ окислительных свойств сообществ, измеряя окислительно-восстановительный потенциал.

Литература:

1. Фундаментальные аспекты (Атлас). Л.: Наука, 1984. 264 с.
2. Жмур Н.С. Технологические и биохимические процессы очистки сточных вод на сооружениях с аэротенками. М.: Акварос, 2003. 512 с.
3. СНиП 2.04.03-85. Канализация. Наружные сети и сооружения.
4. МУ 2.1.5.732-99. Санитарно-эпидемиологический надзор за обеззараживанием сточных вод ультрафиолетовым излучением: метод. указание. / Минздрав России. М., 1999.
5. Инструкция по применению биопродуктов. Режим доступа: <http://www.doskabis.ru>.
6. Гривновский Е.А. Денитрификация и нитратные фильтры [электронный ресурс]. Режим доступа: <http://www.malawi.cichlids.ru>.

V.Yu. Borisova, N.S. Serpokrillov, E.V. Skibina

INVESTIGATION OF BIOLOGICAL TREATMENT OF WASTE WATER USING BIOLOGICAL PRODUCTS

Particularities of waste water treatment in aerotanks with biological products were revealed basing on results of experiments and on-the-farm researches.

Key words: activated sludge, model aerotanks, redox potential, biological products

К ВОПРОСУ очистки СТОЧНЫХ вод БАССЕЙНОВ ГИДРОТЕРМИЧЕСКОЙ ОБРАБОТКИ ДРЕВЕСИНЫ

Разработана технологическая схема установки очистки сточных вод бассейна, состоящая из системы улавливателей и отстойников, в которых процесс очистки сточных вод методом флотации интенсифицируется добавлением сернокислого алюминия и полиакриламида. Произведены технологические и гидравлические расчеты сооружений, доказывающие работоспособность принятой технологии очистки сточных вод бассейна гидротермической обработки древесины.



Введение

Древесина не обладает достаточными пластическими свойствами, чтобы изменить свою первоначальную форму под действием сил резания. Термическая обработка древесины производится с целью повышения её пластичности, что, в свою очередь, повышает качество окорки и снижает глубину трещин на внутренней стороне шпона при лущении. Для гидротермической обработки могут применяться пар или подогретая вода. В России преимущественно используют воду, обеспечивающую более высокое качество (сортность) шпона и исключаящую некоторые проблемы, возникающие при использовании пара. Гидротермическая обработка может производиться при мягких (температура обработки от 30 до 40 °С) и жестких режимах (при 60–80 °С). В нашей стране больше распространены бассейны гидротермической об-

А.Б. Адельшин*,
доктор технических наук, ведущий специалист по водоснабжению и водоотведению, ФГБОУ ВПО Казанский государственный архитектурно-строительный университет

А.В. Бусарев,
кандидат технических наук, доцент, ФГБОУ ВПО Казанский государственный архитектурно-строительный университет

работки с применением подогретой воды [1]. Целью данной работы являлось создание технологии очистки производственных сточных вод бассейна гидротермической обработки древесины для производства фанеры. Работа выполнялась по заказу ОАО «Зеленодольское проектно-конструкторское бюро» (г. Зеленодольск, Республика Татарстан).

Материалы и методы исследования

Технология очистки сточных вод бассейна гидротермической обработки древесины разработана в соответствии с действующими нормативными документами [2, 3]. Произведены технологические и гидравлические расчеты сооружений, доказывающие работоспособность созданной технологии.

Результаты и их обсуждение

Гидротермическая обработка древесины осуществляется в бассейне, который представляет собой железобетонный ре-

*Адрес для корреспонденции: a566pm@rambler.ru

Таблица 1

Показатели качества сточных вод бассейнов гидродинамической обработки древесины

Наименование показателя	Значение показателя	
	в исходной воде	в очищенной воде
Расход воды, м ³ /ч	120	120
ХПК, мг/л	2000	450
БПК _{полн} , мг/л	658	300
Взвешенные вещества, мг/л	485	200
Температура воды, °С	30	30

зервуар с размерами в плане 110,0 × 23,3 м, разделенный на три секции. Объем воды в бассейне составляет 7500 м³. Прогрев древесины осуществляется водой с температурой +35-45 °С. Нагрев воды проводится в тепловом пункте, куда вода подается насосами. В процессе эксплуатации бассейна в воде накапливаются минеральные и органические примеси, которые приводят к загрязнению и засорению насосного и технологического оборудования, трубопроводов, оросительных насадок и запорно-регулирующей арматуры [4]. Поэтому необходимо проводить очистку воды перед ее возвращением в бассейн гидротермической обработки древесины.

Качественные и количественные характеристики сточной воды бассейна гидротермической обработки древесины, а также требования к очищенной воде по данным ОАО «Зеленодольское проектно-конструкторское бюро» приведены в *табл. 1*.

Технологическая схема установки очистки сточных вод бассейна гидротермической обработки древесины представлена на *рис. 1*. В состав установки входят: решетка 1, приемная емкость 2, напорный вертикальный полочный отстойник 3, сатуратор 4, флотатор 5, аэротенк 6, вторичный отстойник 7, промежуточная емкость 8, аэробный минерализатор осадка 9, емкость для гашения (декантирования) пены 10, растворный бак сернокислого алюминия 11, расходный бак сернокислого алюминия 12, растворный бак полиакриламида (ПАА) 13, расходный бак ПАА 14, иловые площадки 15, насосы, соединительные трубопроводы и запорно-регулирующая арматура (16-39).

Данная установка работает следующим образом. Сточная вода из бассейна гидротермической обработки древесины по трубопроводу 16 самотеком поступает в приемный канал, где установлена решетка 1, предназначенная для улавливания из воды наиболее крупных плавающих взвешенных веществ.

Отбросы, задерживаемые решеткой 1, удаляются при помощи специального механизма в контейнер, который периодически опорожняется. Отбросы из контейнера вывозятся на утилизацию.

Сточная вода из канала решетки по линии 17 самотеком поступает в емкость 2, из которой насосом Н-1 по трубопроводу 18 подается в вертикальный напорный полочный отстойник 3, в котором происходит снижение концентрации взвешенных веществ в сточной воде до 150 мг/л. Осадок, выпадающий в отстойнике под избыточным давлением, по трубопроводу 19 подается в аэробный минерализатор 9. Предусматривается также возможность сброса осадка из отстойника 3 по трубопроводу 20 на иловые площадки. Сточная вода из отстойника 3 под избыточным давлением по трубопроводу 21 поступает в сатуратор 4, в который по трубопроводу 22 компрессором подается сжатый воздух. В трубопровод 21 по трубопроводам 23 и 24 подаются 10 % раствор сернокислого алюминия и 0,5 % раствор ПАА. Растворы готовятся в блоке реагентного хозяйства, в состав которого входят емкости 11-14 и насосы-дозаторы Н-2 и Н-3.

Технический очищенный сернокислый алюминий загружается в растворный бак 11, в который по трубопроводу 25 подается водопроводная вода. Перемешивание жидкости в баке 11 осуществляется механической мешалкой. После приготовления 20 % раствора сернокислого алюминия он по трубопроводу 26 подается в расходный бак 12, в который по трубопроводу 25 добавляется водопроводная вода. В расходном баке готовится 10 % раствор сернокислого алюминия, который насосом-дозатором Н-2 по трубопроводу 23 подается в линию 21.

ПАА в виде геля загружается в растворный бак 13, в который по трубопроводу 27 подается водопроводная вода. Перемешивание жидкости в баке 13 осуществляется механической мешалкой. Приготовленный 1 % раствор ПАА по трубопроводу 28 подается в расходный бак 14, в который по трубопроводу 27 добавляется водопроводная вода. В расходном баке 14 готовится 0,5 % раствор ПАА, который на-

А.С. Селюгин,

кандидат технических наук, доцент, ФГБОУ ВПО Казанский государственный архитектурно-строительный университет

А.Р. Каюмов,

кандидат биологических наук, старший преподаватель ФГБОУ ВПО «Казанский государственный архитектурно-строительный университет»

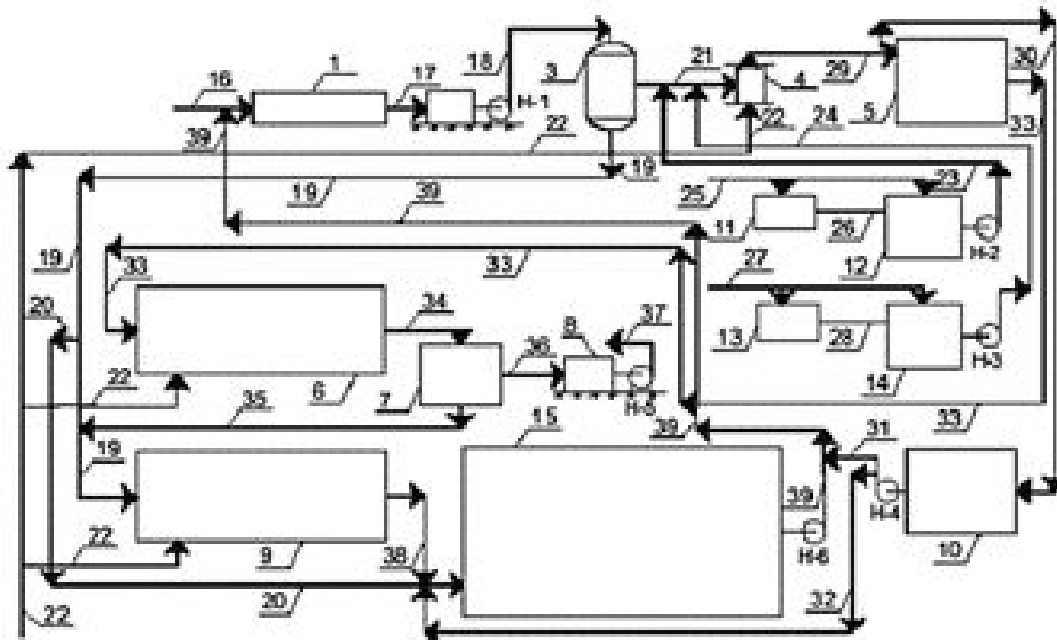


Рис. 1. Схема установки очистки сточных вод бассейна гидротермической обработки древесины.

сосом–дозатором Н–3 по трубопроводу 24 подается в линию 21.

Сточная вода в сатураторе находится под избыточным давлением 0,3 МПа. При этом происходит интенсивное растворение воздуха в сточной воде. Водовоздушная смесь под избыточным давлением по трубопроводу 29 подается во флотатор 5. При снижении давления во флотаторе до атмосферного растворенный в сточной воде воздух выделяется в виде пузырьков, которые, всплывая, захватывают частицы загрязнений и выносят их на поверхность с образованием слоя пены. Наличие в сточной воде сернокислого алюминия и ПАА интенсифицирует процесс очистки сточных вод методом флотации. Образовавшаяся во флотаторе 5 пена самотеком по трубопроводу 30 поступает в емкость 10. После гашения пены образовавшаяся вода насосом Н–4 по трубопроводу 31 подается в трубопровод 16, а осадок насосом Н–4 по трубопроводу 32 подается на иловые площадки 15.

Очищенная во флотаторе вода самотеком по трубопроводу 33 поступает в аэротенк 6, в котором осуществляется очистка от органических загрязнений. В аэротенк 6 по трубопроводу 22 компрессором подается сжатый воздух. Выносимый из аэротенка вместе с очищенной водой активный ил от-

Ключевые слова: гидротермическая обработка сточных вод

деляется во вторичных отстойниках 7, в которые иловая смесь из аэротенка поступает по трубопроводу 34. Избыточный активный ил из вторичных отстойников по трубопроводу 35 подается в аэробный минерализатор 9, в который по трубопроводу 22 подается сжатый воздух. Очищенная вода самотеком по трубопроводу 36 поступает в емкость 8, из которой она насосом Н–5 по трубопроводу 3 подается в бассейн гидротермической обработки древесины.

Стабилизированная смесь осадка и ила самотеком по трубопроводу 38 поступает на высоконагружаемые иловые площадки 15. Дренажная вода с иловых площадок насосом Н–6 по трубопроводу 39 подается в трубопровод 16.

Произведены технологические и гидравлические расчеты сооружений, доказывающие работоспособность созданной технологии очистки сточных вод бассейна гидротермической обработки древесины.

Решетка и вертикальный напорный полочный отстойник снижают концентрацию взвешенных веществ в сточной воде, поступающей на очистку во флотатор, что повышает эффективность его работы. Биологическая очистка в аэротенке позволяет снизить БПК_{полн} сточной воды до требуемой величины.

При использовании разработанной технологии достигается требуемая степень очистки оборотной воды гидротермической обработки древесины. Результаты данной работы переданы ОАО «Зеленодольское проектно–конструкторское бюро» для использования при проектировании технологического оборудования предприятий фанерной промышленности.

Заключение

Технология очистки сточных вод бассейна гидротермической обработки древесины разработана в соответствии с требованиями государственных норм, правил, стандартов, технических условий и исходных данных, выданных заказчиком. В технологии заложены современные технологические процессы и оборудование механической, физико–химической и биологической очистки сточных вод. Сочетание вышеперечисленных методов позволяет получить

на выходе сточные воды, соответствующее требованиям к оборотной воде бассейнов гидротермической обработки древесины.

Работа выполнена при финансовой поддержке Министерства образования и науки РФ в рамках ФЦП «Научные и научно-педагогические кадры инновационной России»

Литература

1. Фатхуллин А. Б. Бассейны гидротермической обработки фанерного сырья / А. Б. Фатхуллин, Г. А. Иванов, С. В. Зверев // «ДЕРЕВО.RU», 2006, № 3. С. 98-104.
2. СНиП 2.04.03–85*. Канализация. Наружные сети и сооружения. Введ. 01.01.86. М.: ФГУП ЦПП, 1996. 72 с.
3. Канализация населенных мест и промышленных предприятий. Справочник проектировщика / под ред. В. Н. Самохина. М.: Стройиздат, 1981. 639 с.

A.B. Adel'shin, A.V. Busarev, A.S. Selyugin, A.R. Kayumov

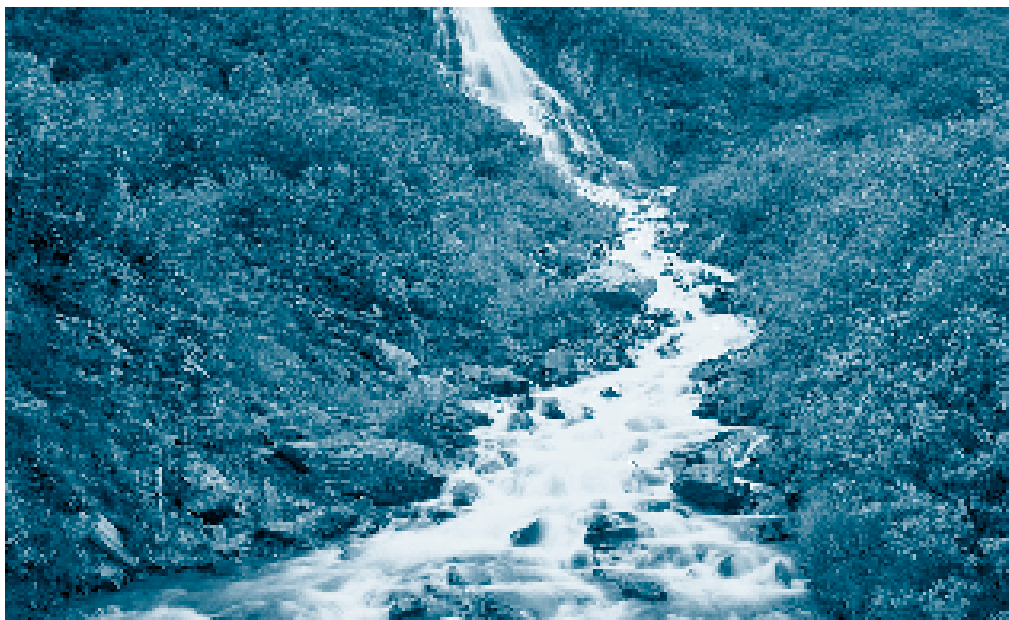
WASTE WATER TREATMENT FOR TANKS OF HYDROTHERMAL WOOD PROCESSING

A process scheme of a treatment facility for tank waste water was developed. It contains a system of collectors and gravity clarifiers in which flotation method are intensified by addition of aluminium sulphate and polyacrylamide. Technological and hydraulic calculations for the facility were carried out and they proved its treatment efficiency for tanks of hydrothermal wood processing.

Key words: hydrothermal wood processing, waste water treatment

ФАКТОРЫ формирования СТОКА ВЗВЕШЕННЫХ НАНОСОВ ГОРНЫХ рек АЗЕРБАЙДЖАНА

Проанализированы некоторые физико-географические факторы (почвенный покров, геологическое строение, климат, режимные фазы рек), влияющие на формирование стока взвешенных наносов горных рек Азербайджана. Выявлено, что эти факторы оказывают значительное влияние на изменение стока взвешенных наносов рек. Установлена обратная зависимость между стоком взвешенных наносов и лесистостью водосбора.



Введение

Территория Азербайджана отличается исключительным разнообразием природных условий. Республика является преимущественно горной и рельеф ее крайне сложный. Так, амплитуда колебания абсолютных высот достигает до 4500 м, что, наряду с другими причинами, обуславливает значительные изменения (вертикальную поясность) климата, растительности, почв и др.

На севере Республики протягиваются крупнейшие в ее пределах хребты горной системы Большого Кавказа — Главный Кавказский (Водораздельный) хребет, простирающийся до Каспийского моря, и Боковой хребет, идущий параллельно Главному Кавказскому хребту к северу от него и создающий большое разнообразие в распространении и интенсивности водо-

М.А. Абдуев*,
кандидат географических наук,
ведущий научный сотрудник,
Институт географии
Национальной академии наук
Азербайджана

Ф.А. Эюбова,
кандидат географических наук,
ведущий научный сотрудник,
Институт географии
Национальной академии наук
Азербайджана

эрозионных процессов. К югу расположена Ганых–Айричайская долина, протягивающаяся вдоль подошвы южных склонов Главного Кавказского хребта, ещё южнее — обширные предгорья.

Западная и юго-западная часть территории охвачена горами Малого Кавказа, отличительной чертой которых по сравнению с Большим Кавказом является меньшая высота, отсутствие ледников и более сложное геологическое строение. Система складчатых гор Малого Кавказа представлена Шахдагским, Муровдагским, Восточно-Гейчинским, Зангезурским, Гарабагским, Мыхтеканским, Дярялягезским хребтами, а также Гарабагским вулканическим нагорьем. На крайнем юго-востоке, примыкая к Каспийскому морю, возвышаются Талышские горы, состоящие из трех параллельных и невысоких хребтов — Талышский, Пештасарский и Буроварский. Остальная часть Республики занята, в основном, обширной Кура–Аразской низменностью, которая занимает около 25 % всей площади.

*Адрес для корреспонденции: abduevm@gmail.com

Формирование стока взвешенных наносов рек Азербайджана происходит, в основном, в горной части территории под действием метеорологических, рельефных, почвенно-геологических и геоботанических факторов. Все они взаимосвязаны и каждый оказывает столь существенное влияние на формирование стока наносов, что выделить главенствующую роль того или иного фактора — весьма трудная задача. В гидрологии особо рассматривается влияние поверхностного стока на процессы эрозии, количественное выражение которого установить сравнительно нетрудно. Поступление твердого материала в реку со склонов во многом зависит от разветвленности речной сети и отдаленности очагов эрозии от главного русла реки. Интенсивность эрозионного процесса склонового стока в значительной степени обуславливается выветриванием пород, в результате чего они дробятся на более мелкие частицы и тем самым увеличивается подвижность образовавшегося рыхлого материала. Вместе с тем, значительное количество продуктов выветривания определяет потенциальную способность водосбора поставлять твердый материал для формирования стока взвешенных наносов.

Представления о процессах формирования стока наносов, пространственном распределении интенсивности поверхностного смыва и величине денудационного сноса с горных сооружений носят весьма гипотетический характер.

В связи с указанным, одной из основных задач, стоящих перед настоящим исследованием, является выявление особенностей формирования стока наносов горных рек.

Результаты и их обсуждение

Многочисленные исследования [1-7] показывают, что с увеличением водности реки увеличивается и расход взвешенных наносов, однако не совсем пропорционально, что связано с влиянием на развитие водной эрозии других природных факторов.

Для анализа и выявления основных факторов формирования стока взвешенных наносов широко используется известный метод построения связи между среднемесячными и среднегодовыми величинами расходов воды и взвешенных наносов. Принимая водность реки за основной аргумент, влияние других факторов учитывается на основе выяснения причин отклонения отдельных точек от

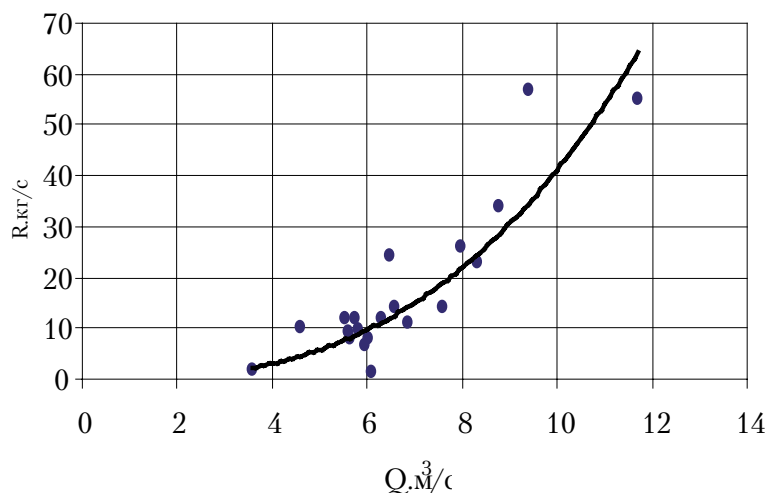


Рис. 1. Связь между среднегодовыми величинами расходов взвешенных наносов (R , кг/с) и воды (Q , м³/с).

средней линии связи. В качестве примера на рис. 1 приведены графики $R = f(Q)$ в створе Кюпчал р. Кудиалчай.

Значительная роль в формировании стока взвешенных наносов принадлежит геолого-геоморфологическим условиям. При рассмотрении двух крупных горных регионов — Большой и Малый Кавказ, можно отметить, что разнообразие литологического состава пород, слагающих их, сказывается на особенностях формирования и режим стока наносов.

Сложенный ниже- и среднеюрскими сланцами, аргиллитами, песчаниками, верхнеюрскими и нижнемеловыми карбонатными породами (известняковистыми песчаниками, мергелями и глинами), Большой Кавказ в большей степени подвержен эрозии, чем Малый Кавказ, литологически представленный толщей вулканогенно-осадочных пород и кварцевых порфиритов, андезитовыми и андезитобазальтовыми лавами верхнего плиоцена и четвертичного периода, которые характеризуются относительно высокой противоэрозионной устойчивостью. Отметим, что одним из слабоизученных вопросов, рассматриваемых в теории речных наносов, являются вопросы, связанные с влиянием геологических факторов, в частности тектонических движений, на условия их формирования. Характер и интенсивность экзогенных процессов зависят как от современного рельефа, так и от амплитуд направленности и особенностей тектонических движений в неотектоническом этапе развития Кавказа [8]. Тектоника может существенно влиять на процессы формирования стока наносов. По этому поводу

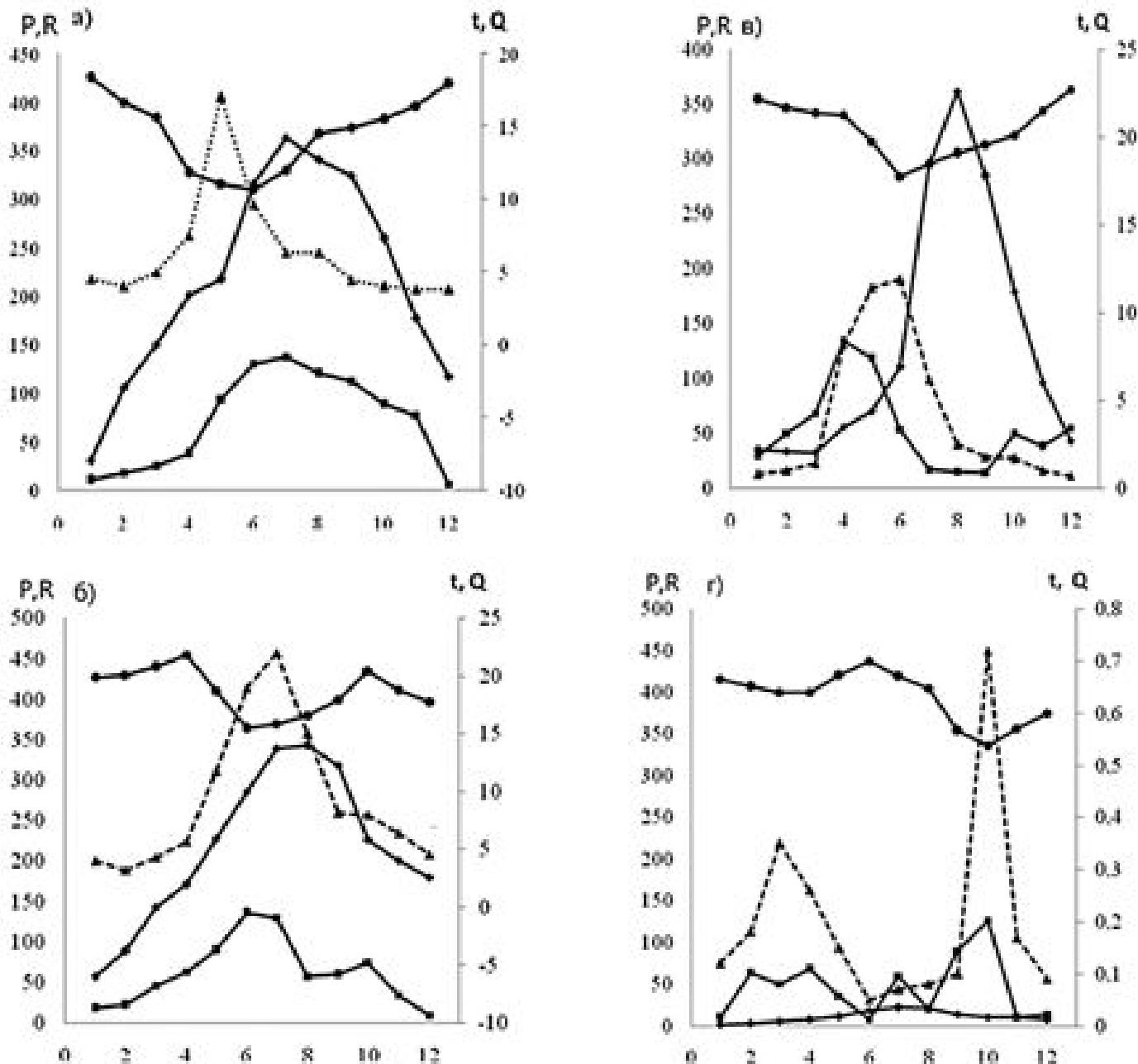


Рис. 2. Совмещенные графики внутригодичного хода изменения среднемесячных величин температуры воздуха (t), осадков (P), расходов воды (Q) и взвешенных наносов (R);

а) Малый Кавказ, б) Большой Кавказ, в) Нахичеванская АР, г) Ленкоранская природная область.

в [9] отмечена необходимость постановки комплексных исследований процессов формирования стока наносов, учитывающих современные тектонические процессы и общую тенденцию развития рельефа.

Данные систематических высокоточных повторных измерений вдоль основных линий нивелирования на всей территории Кавказа позволили [8] оценить современную динамику морфоструктур. Согласно этому исследованию, в целом для горных

сооружений Кавказа отмечается нарастание интенсивности и контрастности современных тектонических движений с запада на восток, в сторону активизированной Арало-Каспийской области (что наследует тенденцию четвертичного и неотектонического этапа). Интенсивность современного поднятия возрастает также от предгорной зоны (4 мм/год) к высокогорьям (8 мм/год). В осевой зоне Большого Кавказа скорость поднятия достигает 15 мм/год.

Исследованиями ряда авторов [2, 6] установлена зависимость частного слоя смыва на различных высотных поясах от скорости на них современных вертикальных движений. На Малом Кавказе и в Талыше эта связь оказывается обратной, т.к. она подавляется обратной последовательностью смены литологических комплексов пород по устойчивости их к размыву. В противоположность этому на Большом Кавказе выявляется наличие прямой связи между интенсивностью смыва и современными тектоническими движениями, указывая на приуроченность наибольшей интенсивности денудации к области наибольших поднятий, а ее уменьшение — к периферии поднятия. По этому поводу в [6] отмечалось, что результаты взаимодействия тектоники и эрозии зависят, в основном, от скорости тектонических движений, интенсивности самой эрозии и противоэрозионной устойчивости пород. Однако отношение этих природных факторов в конкретных условиях оказывается весьма сложными, и «ведущими» в разных регионах часто сказываются различные факторы. Таким образом, можно отметить, что вулканогенные породы, широко распространенные на Малом Кавказе и Талыше, выветриваясь, распадаются на более крупные глыбовые материалы, валуны, щебень и гальку. Глинистые сланцы и песчаники, слагающие, главным образом, склоны Большого Кавказа, легко поддаются выветриванию и быстро измельчаются вследствие их литологической особенности и высокой тектонической трещиноватости. Данное положение не может не отразиться на формировании стока наносов.

Одним из наиболее активно действующих факторов, обуславливающих интенсивность процессов выветривания и разрушения горных склонов, а также транспортировку материалов разрыхления, является климат. Климатические условия Азербайджана отличаются многообразием и ярко выраженной вертикальной поясностью, обусловленной рельефом горных сооружений, экспозицией склонов и сложным взаиморасположением хребтов и внутригорных котловин. Например, обильное выпадение осадков в Талыше обусловлено, во-первых, близостью моря, во-вторых, круговым окаймлением с юго-западной стороны непрерывного горного кольца Талышского хребта. Такое расположение горных систем и близость моря при вторжении с севера, северо-востока и востока относительно холодных воз-

Ключевые слова: сток взвешенных наносов, факторы формирования, лесистость водосбор, климат, респектность

душных масс приводит к накоплению влаги, достаточной для осадконакопления.

На южном склоне Главного Кавказского хребта выпадает до 1500-1600 мм, на Малом Кавказе — 800-900 мм, на юге Талыша — даже до 1700 мм и более осадков [12]. Однако при анализе процессов выветривания пород представляет наибольший интерес суточное колебание температуры воздуха. Данные наблюдений показывают, что суточные амплитуды температуры воздуха менее 1 °С встречаются весьма редко. Наиболее часто в зимние месяцы повторяются амплитуды порядка 4-7 °С.

Летом на побережьях и в горных местностях с хорошим турбулентным обменом (вершины, холмы) отмечены амплитуды порядка 7-10 °, а в местностях, благоприятных для ночных выхолаживаний, преобладают амплитуды 13-15 °. Максимальные суточные амплитуды по территории изменяются, преимущественно, в пределах 20-25 ° и наблюдаются, в основном, в зимне-весенние месяцы, достигая в некоторых пунктах (Губа) до 28,5 °.

Наиболее характерным в этом отношении является Нахичеванская АР, где по данным [9], суточная амплитуда температуры воздуха составляет в июле 25 °, в октябре 22 °, в апреле 20 ° и в январе 11 °.

Известно, что физическое выветривание наиболее характерно для высокогорных районов с резкими суточными колебаниями температуры [11]. Здесь днем поверхность



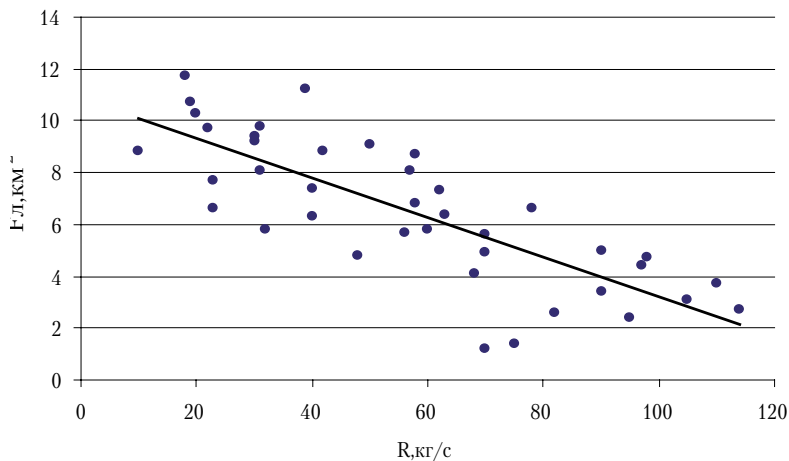


Рис. 3. Зависимость среднего годового расхода взвешенных наносов (R , кг/с) от степени заселенности (F_n) водосборов горных рек Азербайджана.

пород сильно нагревается, а ночью, вследствие сильного излучения, охлаждается до $0\text{ }^{\circ}\text{C}$ и ниже. Из-за периодического нагрева и остывания происходит постоянное изменение объема пород, чему способствует различная величина коэффициентов расширения материалов. В связи с тем, что покровные породы представлены различным материалом, происходит неравномерное изменение их объема, приводящее к растрескиванию вследствие нарушения связей внутри самих минералов и слагающих их пород. Поэтому одни участки склонов быстро разрушаются, а другие дольше сопротивляются выветриванию.

Следует отметить, что термические условия, количество выпадающих осадков и их характер оказывают существенное влияние на формирование стока наносов. Это влияние проявляется в различной степени для разных регионов Республики (рис. 2). Наибольшее соответствие хода метеорологических элементов с гидрологическими наблюдается на Малом и Большом Кавказе.

В Нахичеванской АР наблюдаются некоторые сдвиги этих элементов на 1-1,5 месяца. Это объясняется резко-континентальным климатом (холодной зимой и жарким летом). Осадки, максимум которых наблюдается в марте — апреле, выпадают, преимущественно, в виде снега. Последующее таяние в мае — июне, сопровождающееся дождями, способствует увеличению расходов воды и взвешенных наносов. Возрастание температуры воздуха (средняя температура

лета колеблется в пределах $26-29\text{ }^{\circ}\text{C}$) при уменьшающемся количестве осадков, увеличивает испарение и приводит к уменьшению водности рек.

Ленкоранская природная область, которая отличается от других регионов преимущественным и даже избыточным увлажнением, имеет умеренно-теплый климат с мягкой зимой, сухим летом и дождливой осенью. С мая до середины августа, когда стоит мало дождливая погода и засуха, выпадает всего 8-16 % годовых осадков [12]. Поскольку осадки здесь выпадают, главным образом, в холодное полугодие, то режим стока наносов в целом соответствует их годовому ходу. В питании рек Ленкоранской области основная роль принадлежит дождевым водам и в незначительной степени — снеговым, в связи с чем наблюдается несоответствие годового хода температуры воздуха стоку воды и наносов.

Известно, что состояние почвенно-растительного покрова в определенной степени представляет собой индикатор, отражающий воздействие факторов эрозии. Почвенный покров и растительность Азербайджана отличаются большой пестротой, обусловленной разнообразием физико-географических условий различных высотных поясов и экспозицией склонов горных сооружений. Как отмечалось выше, в формировании стока наносов важную роль играет сопротивляемость пород, в частности почвообразующих. Растительность, плотно связывающая своими корнями почву, как известно, играет важную защитную роль в процессе раз-

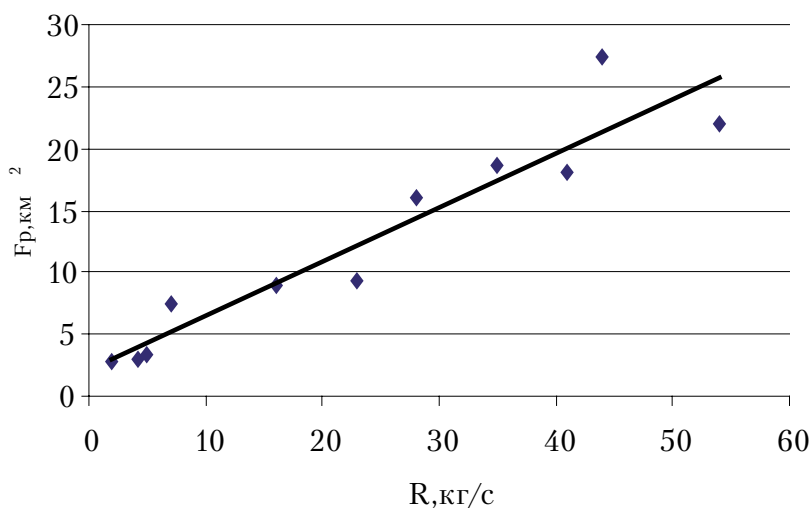


Рис. 4. Зависимость среднего годового расхода взвешенных наносов (R , кг/с) от степени распаханности (F_p) водосборов горных рек Азербайджана.

рушения поверхности речных водосборов. Изменение почвенного покрова на горной территории обусловлено высотой местности [13]. В низменных районах до высоты 200 м широко распространены сероземные почвы и полупустынная, полынная, солянковая эфемерная естественная растительность. Предгорья (200-500 м) характеризуются каштановыми почвами и полупустынно-полустепной растительностью с кустарниками. Склоны гор в пределах высот 500-2000 м покрыты горнолесными почвами и широколиственными лесами, состоящими, в основном, из дуба, граба и бука. Выше 2000 м распространены горно-луговые почвы и разнотравные субальпийские луга и ковры летних пастбищ. Альпийские луга заканчиваются скальными обнажениями, гребнями и пиками отдельных вершин.

На склонах гор, в соответствии с интенсивностью денудационных процессов, накоплен обломочный материал значительной мощности. В пределах лесного пояса они, как правило, закреплены, чему способствует наличие лесной подстилки (2-5 см), ярко выраженный профиль, ореховатая структура увлажненных бурых горнолесных почв. Значительная часть лесных массивов, сосредоточенная в среднегорном поясе, представлена, в основном, буком восточным. Наличие значительной лесной подстилки способствует впитыванию и просачиванию выпадающих осадков, приводящим к резкому ослаблению поверхностного стока. Лесная подстилка надежно защищает почву от разрушения и смыва, повышая ее водопроницаемость. Она способна быстро поглощать в 2-6 раз больше воды, чем ее вес в воздушно сухом состоянии [6]. По данным [14], наибольшая влагоемкость подстилки достигает 350-400 %. Поэтому наличие леса существенно влияет на формирование стока наносов. Это положение хорошо иллюстрирует зависимость между расходом взвешенных наносов и лесистостью водосборов (рис. 3).

Из графика видно, что увеличение лесистости снижает сток наносов рек, уменьшая водоэрозионные процессы на их водосборах.

Отметим, что эта связь представлена в виде тенденции, т.к. водноэрозионный процесс по существу многофакторный. Это требует дальнейших поисков для разработки расчетных схем с использованием параметра лесистости водосборов исследуемых бассейнов.

Ряд факторов формирования стока наносов являются относительно неизменными. К ним можно отнести такие характеристики водосбора, как его площадь, средний

уклон и средняя высота, тип и состав грунтов, густота речной и овражно-балочной сети, глубина вреза русел, уклон реки.

Переменными и охватывающими небольшой период времени могут быть факторы, непосредственно отражающие состояние или изменение антропогенного воздействия на водосборы и реки. К таким факторам относятся, например, распаханность, заселенность, площади мелиоративных земель и зарегулированность стока путем гидротехнического строительства. Отрицательные последствия антропогенного фактора, способствующего усилению водной эрозии, заключаются в нарушении норм выпаса скота, вырубке лесов, при строительстве и эксплуатации различного рода гидротехнических сооружений и др.

Известно, что при вырубках и пожарах происходит ухудшение водно-физических свойств лесной подстилки и почв. Так, исследованиями [15] установлено, что модуль стока наносов, определенный для участка, где был произведен магистральный валок после рубки, составил 7,04 т/км², а для неповрежденной части лесосеки — 0,17 т/км² (т.е. почти в 41,4 раза меньше). Подобная картина не является исключением и для водосборов горных рек Азербайджана. В пределах среднего горно-лесного пояса имеются участки, как например, в бассейне р. Демирапаранчай, где эрозионные процессы получили большое развитие (модуль стока наносов составляет 4700 т/км²) в связи с уничтожением леса и раскорчевкой пней [1].

Низкогорные части и предгорья, отличающиеся относительно высокой термической обеспеченностью, используются, в основном, как сельскохозяйственные угодья, где в ряде случаев производится вспашка вдоль склона, способствующая интенсивному развитию ирригационной и овражной эрозии. На рис. 4 наглядно иллюстрируется влияние распашки на сток наносов.

К сожалению, малочисленность данных о величинах распахиваемых площадей склонов на водосборах рек не позволяет охватить все речные водосборы. Однако имеющиеся сведения явно указывают на наличие существенного влияния распашки склонов на увеличение стока наносов.

Следует отметить, что на формирование стока наносов определенное влияние оказывают естественные регуляторы стока — озера и заболоченные участки. Однако из-за отсутствия данных об озерности и заболоченности исследуемых речных бассейнов анализ указанных факторов на настоящем этапе значительно затруднен.

Заключение

Как видно из вышеизложенного, процесс формирования стока взвешенных наносов горных рек является весьма сложным и многофакторным. В современных условиях, в результате непрерывно возрастающей антропогенной деятельности влияние отдельных факторов в ряде случаев «затушевывается». Это во многом затрудняет выделение какого-либо из них в качестве доминирующего. Тем не менее, следует считать весьма актуальной задачу установления закономерностей формирования стока наносов с учетом параметров, учитывающих как общие условия, так и местные особенности различных регионов.

Литература

1. Абдуев М. А. Гидрологические исследования стока наносов горных рек с естественным и нарушенным режимом (в пределах Азербайджана). Автореф. дисс... к-та геогр. наук. Баку, 1995. 24 с.
2. Ахундов С. А. Сток наносов горных рек Азербайджанской ССР. Баку: Изд-во Элм, 1978. 98 с.
3. Ахундов С. А. Современная денудация на горной территории Восточного Закавказья. // Журн. известия АН Азерб. ССР, сер. Наук о Земле. № 3, 1985, с. 87-93
4. Багиров И. Б. Сток взвешенных наносов рек бассейна р. Сулак. Л.: Гидрометеоиздат, 1989. 88 с.
5. Гусаров А. В. Тенденции изменения эрозии и стока взвешенных наносов на Земле во второй половине XX столетия. Автореф. дисс... к-та геогр. наук. Казань, 2005. 32 с.
6. Заславский М. Н. Эрозия почв. М.: Изд-во Мысль, 1979. 245 с
7. Эюбова Ф. А. Формирование и оценка стока взвешенных наносов рек северо-восточного склона Большого Кавказа (в пределах Азербайджанской ССР). Автореф. дисс... к-та геогр. наук. Тбилиси, 1983. 25 с.
8. Лилиенберг Д. А. Современные тектонические движения / Д. А. Лилиенберг, Н. Ш. Ширинов // Общая характеристика и история развития рельефа Кавказа. / Под ред. Д. А. Лилиенберга. М.: Наука, 1977. С. 45-59.
9. Мещеряков Ю. А. О теории экзогенных процессов // Современные экзогенные процессы рельефообразования / Под ред Ю. А. Мещерякова. М.: Наука, 1970. С. 15-22.
10. Кавецкая Г. Г. Температура воздуха // Климат Азербайджана / Под ред. А. А. Мадатзаде. Баку: Изд-во АН Азерб. ССР, 1968. С. 69-82
11. Подобедов Н. С. Общая физическая география и геоморфология. М.: Изд. Недра, 1974. 312 с.
12. Шихлинский Э. М. Атмосферные осадки // Климат Азербайджана / Под ред. А. А. Мадатзаде. Баку: Изд-во АН Азерб. ССР, 1968. С. 99-120.
13. Прилипко Л. И. Растительный покров Азербайджана. Баку: Изд-во Элм. 1970. 170 с.
14. Гаджиев Ф. А. Анализ условий развития антропогенной эрозии в Азербайджане. Автореф. дисс... д-ра геогр. наук. Баку, 1974. 58 с.
15. Краснощеков Ю. Н. О почвозащитной роли псевдотаежных листовничков в Центральном Хангае (МНР) // Современные аспекты изучения эрозионных процессов / Под ред. Ю. Н. Краснощеков. Новосибирск: Наука, 1980, С. 166-170.

M.A. Abduev, F.A. Eyubova

FACTORS FORMING SUSPENDED MATTER RUN-OFF OF AZERBAIJAN MOUNTAIN RIVERS

Some physiographic factors (soil cover, geological structure, climate and river regime) influencing on formation of suspended matter run off were analyzed for Azerbaijan mountain rivers. Significant impact of these factors on changes of the run-off was revealed. Inverse relation between suspended matter run-off and forest cover of watershed was discovered.

Key words: suspended matter run-off, forming factors, forested watershed, climate, plow cover

ВЛИЯНИЕ ТЕМПЕРАТУРЫ и УРОВНЯ ВОДЫ в период НЕРЕСТА на ВИДОВОЙ СОСТАВ МОЛОДИ карповых рыб на НЕРЕСТИЛИЩАХ РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Работа посвящена изучению влияния температурного и уровневого режимов воды в период нереста на видовой состав молоди карповых видов рыб. Проведены исследования двух нерестилищ Рыбинского водохранилища (устье р. Шумаровка и Красный ручей) в период нереста леща (*Abramis brama* L.) и плотвы (*Rutilus rutilus* L.). При низком уровне и задержке прогрева воды на нерестилищах в момент нереста основная масса производителей леща и плотвы размножается на общих участках водохранилища. При повышенном уровне воды и совпадении сроков нереста данные участки как нерестилища используются, в основном, плотвой, и появление гибридной молоди с лещом единично и носит случайный характер.



Введение

Естественные и вызванные человеком изменения окружающей среды часто приводятся в качестве причин гибридности [1, 2]. Некоторые виды человеческой деятельности способствуют усилению гибридности в природе. Наиболее массовые изменения вызывают интродукция, изменение местообитаний и ограничение передвижений рыб (указанные причины усиления гибридности часто действуют совместно). Изменение местообитаний зачастую приводит к усилению конкуренции на нерестилищах у видов с пересекающимися сроками или местами нереста. В связи с тем, что в озерах и водохранилищах места и сроки нереста некоторых карповых видов рыб перекрываются, нередки случаи их гибридности. Первые описания межвидовых гибридов в семействе Cyprinidae появляются во второй половине XIX века. Это

Ю.В. Кодухова*, кандидат биологических наук, научный сотрудник, ФГБУН Институт биологии внутренних вод Российской академии наук

преимущественно гибриды европейских видов из родов *Rutilus*, *Abramis*, *Leuciscus*, *Alburnus*, *Scardinius*, *Cyprinus*, *Carassius* [3]. Уже в результате этих исследований вполне определенно было установлено, что ряд видов в большей части своих ареалов регулярно и зачастую миссово гибридируют: лещ x плотва, плотва x укля, плотва x красноперка, укля x елец, карась x сазан. Кроме того, большинство межвидовых гибридов имеет высокую жизнеспособность, и часто они окрываются плодовитыми [4, 5]. Межвидовые скрещивания не приурочены к каким-либо определенным районам, происходят на всем протяжении перекрывающихся ареалов с высокой частотой.

Гибриды леща (*Abramis brama* L.) и плотвы (*Rutilus rutilus* L.) распространены везде, где встречаются оба родительских вида и считаются с миссово распространяемым гибридом среди карповых [6]. При миссовых скрещиваниях лещ и плотва между собой

з регистрированных и наиболее высокая для рыб численность гибридов — от 37 % до 80 % от численности родительских популяций [7].

Целью стоящей работы — изучение влияния температурного и уровневого режимов воды в период нереста и роста в молоди карповых видов рыб и двух нерестилищ в Рыбинском водохранилище.

Материалы и методы исследования

Лов мальков осуществлялся в двух нерестилищах Волжского плеса Рыбинского водохранилища: в устье Красного ручья (обширный мелководный участок водохранилища в километре от пос. Борок) и в р. Шумаровка, впадающей в р. Сутку (рис. 1). Первый участок характеризуется как хорошее нерестилище с затопляемой прибрежноводной продуктивностью для фитофильных рыб (лещ, плотва, синец, густер). Второй участок речного типа. Здесь площадь мелководий, пригодных для нереста, небольшая, основную часть составляет русло реки. В период нереста леща и плотвы в нерестилищах измеряли температуру воды и отмечали уровень воды относительно НПУ (нормальный подпорный уровень 101,7 м).

В качестве орудия ловля мальков использовались мольковые волокуши длиной 8 м с длиной кутка 4 м, выполненные из нетканой дели с ячейкой 4 мм. Производили по две ежемесячных притонения (в каждом было 4

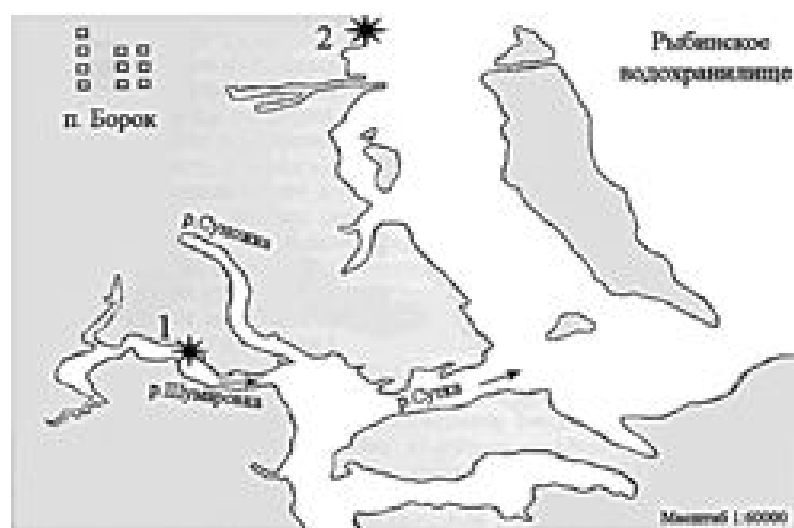


Рис. 1. Станции отбора проб мальков в Рыбинском водхр.: 1 — р. Шумаровка, 2 — Красный Ручей.

прохода по 25 м) и каждой станции в период с начала июля по начало сентября в годы с низким (2003 г.) и высоким (2004, 2008-2010 гг.) уровнями воды и нерестилищах в период нереста леща и плотвы.

Определение мальков до вида проводилось по общепринятым методам [8]. При диагностике гибридов использовались исследования по развитию межвидовых гибридов карповых рыб и родительских видов [9]. Число разветвленных лучей в спинном и брюшном плавниках, общее число позвонков, число чешуек в боковой линии, число рядов чешуек над и под боковой линией использовались как основные диагностические признаки, подтвердившие свою надежность при идентификации гибридов леща и плотвы, полученных экспериментальным путем [10, 11].

Процентное содержание молоди каждого вида рыб и гибридных особей в улове рассчитывалось ко всему улову.

Результаты и их обсуждение

При изучении встречаемости молоди в естественном водоеме необходимо учитывать не только особенности размножения видов, но и ситуацию, складывающуюся в момент нереста (температура и уровень воды). Мы провели исследования в двух нерестилищах при низком (2003 г.) и высоком (2004, 2008-2010 гг.) уровнях воды.

В последние годы, по нашим наблюдениям, в Рыбинском водхр. при оптимальных условиях размножения пик нереста плотвы приходится на 25-28 апреля, леща — 10-15 мая. Весной 2003 г. в водохранилище и впадающих в него рек сложились неблагоприятные условия для воспроизводства плотвы и леща, что увеличило вероятность появления их гибридов. Причинами задержки нереста плотвы стали низкие температуры воды и уровень наполнения исследуемых нерестилищ в первой декаде мая. Тогда 1 мая температура воды в р. Шумаровка составляла 9 °С. После 10 мая температура воды начала быстро повышаться — в течение до 12 °С, 13 мая — до 14 °С. 17-19 мая температура в устье реки прогрелась до 17 °С. Вторым фактором, способствовавшим гибридизации, был низкий уровень воды, который 13 мая находился приблизительно на отметке 100 м. Это на 1,7 м ниже, чем при НПУ (нормальный подпорный уровень), поэтому в этом году в литых нерестилищах в устье Красного ручья было го-

Таблица 1

Результаты лова молоди карповых видов рыб (% от всего улова) на двух нерестилищах Рыбинского вдхр.

Место лов	Кр сный Ручей					Устье р. Шум ровк				
	2003	2004	2008	2009	2010	2003	2004	2008	2009	2010
Весь улов, экз.	948	184	458	299	352	291	115	873	528	412
Линь <i>Tinca tinca</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	0,5	-	-
Чехонь <i>Pelecus cultratus</i> L.	-	-	1,1	0,7	-	-	-	-	-	-
Уклея <i>Alburnus alburnus</i> L.	0,7	-	-	1,0	-	1,0	0,1	0,4	0,4	1,0
Синец <i>Abramis ballerus</i> L.	1,0	0,4	0,7	2,7	3,5	0,3	-	0,3	-	-
Густер <i>Blicca bjoerkna</i> L.	2,9	0,7	0,9	7,0	1,2	-	-	2,2	1,6	0,6
Плотв <i>Rutilus rutilus</i> L.	37,5	98,8	90,8	80,9	94,3	84,7	99,9	96,5	94,5	98,3
Лещ <i>Abramis brama</i> L.	56,1	0,1	6,3	7,7	1,0	13,1	-	0,1	2,9	0,1
Гибридные особи лещ и плотвы	1,8	-	0,2	-	-	0,9	-	-	0,6	-

Примечание: «-» — данный вид в уловах отсутствует.

р здо меньше, чем в предыдущие годы, в р. Шум ровк мелководий было еще меньше. После 15 м я в результате повышения уровня воды и прогрев з литых мелководий до нерестовых температур у большинства особей плотвы и лещ н блюд лось созрев ние и выброс половых продуктов. Т к, в неводных улов х с 15 по 19 м я н открытых уч стк х водохр нилищ присутствов ли к к текучие, т к и отнерестившиеся особи обоих видов, что д ло основ ние предположить, что плотв и лещ в этом году р змнож лись одновременно н общих нерестилищ х. Сходн я ситу ция описыв л сь в 1951 г., когд икромет ние лещ происходило с 3 по 7 м я почти одновременно с плотвой [12-14]. Встреч емость гибридных особей лещ и плотвы в 2003 г. отмеч л сь и н других нерестилищ х Рыбинского вдхр. [15].

Проведенные исследов ния пок з ли, что встреч емость гибридов плотвы и лещ среди молоди к рповых рыб в Волжском плесе Рыбинского вдхр. н исследуемых нерестилищ х при низком уровне воды н момент нерест в среднем сост вляет 1,3 %. Н Кр сном ручье количество гибридов выше (1,8 %), чем в р. Шум ровк (0,9 %) (табл. 1).

В 2004 г. сложил сь обр тн я к ртин . В период нерест , при температур х воды н логичных температур м 2003 г., уровень воды приблизился к отметке 102,4 м, что

Ключевые слова:
уровень воды, колебание температур, гибридная молодь, встречаемость.

превысило НПУ н 0,7 м. В результате н исследуемых уч стк х вод не прогрел сь до нерестовых температур, поэтому совместного нерест плотвы и лещ н д нной территории не было. В течение всего летнего периода н этих уч стк х встреч лись только щук и окунь возр стом 0+ и немногочисленные особи плотвы возр стом 0+ и 1+.

В 2008 г. уровень воды т кже приблизился к отметке 102,4 м. Но при этом в период нерест отмеч лись резкие колеб ния температуры. Прогрев воды до нерестовых температур, х р ктерных для плотвы, отмеч лся уже в последних числ х преля. В неводных улов х встреч лись к к «тугие», т к и «текучие» особи 5-й ст дии зрелости. Резкое похолод ние воды до 9 °С с 1 по 9 м я приост новило нерест плотвы н исследуемых уч стк х. После 9 м я снов н блюд лся резкий ск чок температуры воды (прогрев до 15 °С). В результате н нерестилищ х одновременно встреч лись особи плотвы, з держ вшейся из-з похолод ния, и подошедшие к этому времени особи лещ . В неводных улов х встреч лись отнерестившиеся особи лещ и плотвы, т кже особи плотвы, у которых отмеч л сь резорбция половых продуктов. Сложивш яся н момент нерест ситу ция позволил предположить вероятность появления гибридной молоди н д нных нерестилищ х. Д нное

предположение подтвердилось только для нерестилищ в районе Крсног ручья. Там встречались единичные гибридные особи. В районе р. Шум ровки гибриды среди молоди не были обнаружены, молодь лещ (одного из родительских видов) встречалась единично. По-видимому, основным источником производителей лещей размножались не другие нерестилища.

В 2009 г. уровень воды также приблизился к отметке 102,4 м, при этом в период нереста отмечался прогрев воды до нерестовых температур вплоть до 9 мая. С 9 по 13 мая температура воды составила 11 °С. В результате на нерестилищах одновременно встречались особи плотвы, державшейся из-за похолодания, и подошедшие к этому времени особи лещей. В неводных уловах встречались отнерестившиеся особи лещей и плотвы, также особи плотвы, у которых отмечался резорбция половых продуктов. Сложившаяся ситуация позволила предположить вероятность появления гибридной молоди на данных нерестилищах. Единичные гибридные особи среди молоди встречались только на нерестилище в устье р. Шум ровки, молодь лещей (одного из родительских видов) на обоих нерестилищах встречалась единично.

В 2010 г. уровень воды не ходил ниже отметки 102,4 м. До 5 мая температура воды на нерестилищах не ходила ниже отметки 9 °С в устье р. Шум ровки и 10,5 °С в районе Крсног ручья. С 9 мая температура воды повысилась до 11,5 °С и на обоих нерестилищах встречались немногочисленные «текущие» особи плотвы и «тугого» лещей.

После 15 мая вода прогрелась до 16 °С, в неводных уловах встречались отнерестившиеся особи лещей и единичные особи плотвы. Среди молоди рыб на обоих нерестилищах не выявлено гибридных особей, на нерестилище в устье р. Шум ровки, молодь лещей встречалась единично.

Заключение

Полученные данные свидетельствуют о том, что при низком уровне и поддержании прогрева воды на нерестилищах в момент нереста основным источником производителей лещей и плотвы размножаются не общие участки водохранилища. При повышенном уровне воды и совпадении сроков нерестовых участков к нерестилищам используются, в основном, плотвой, и появление гибридной молоди с лещом единично и носит случайный характер.

Проведенные исследования позволяют предположить, что при сохранении в период нереста высокого уровня воды в водохранилище, независимо от колебания температуры воды, возможно сведение к минимуму случаев гибридизации между различными видами рыб.

Автор выражает благодарность к.б.н. А.К. Смирнову и Е.И. Лавровой за помощь при сборе материала.

Работа выполнена при поддержке гранта МК-2049.2013.4. Совета по грантам Президента РФ по поддержке молодых ученых — кандидатов наук.



Литература

1. Мэйр Э. Популяции, виды и эволюция. М.: Мир, 1974. 460 с.
2. Мин М.В. К анализу следствий генетических контактов между популяциями животных // Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. 1979. Т. 2. С. 48-57.
3. Рузский М.Д. Заметка о леще из р. Волга. Прилож. прот. Общ. естествоисп. Казанского Университета. Казань, 1894. 146 с.
4. Николюкин Н.И. Межвидовая гибридизация рыб. Саратов: Саратовское областное государственное издательство, 1952. 312 с.
5. Wood A.B. Fertility of roach \times bream hybrids, *Rutilus rutilus* (L.) \times *Abramis brama* (L.), and their identification / Wood A.B., Jordan D.R. // J. Fish Biol. 1987. V. 30. P. 249-261.
6. Pitts C.S. Controlled breeding studies to verify the identity of roach and common bream hybrids from a natural population / Pitts C.S., Jordan D.R., Cowx I.G., Jones N.V. // J. Fish Biol. 1997. V. 51. № 4. P. 686-696.
7. Fahy E. Interaction of roach and bream in an Irish reservoir / Fahy E., Martin S., Mulrooney M. // Archives of Hydrobiology. 1988. V. 144. P. 291-309.
8. Коблицкая А.Ф. Определитель молоди пресноводных рыб. М.: Легкая и пищевая промышленность, 1981. 208 с.
9. Крыжновский С.Г. Закономерности развития гибридов рыб в различных систематических категориях. М.: Наука, 1968. 220 с.
10. Кодухов Ю.В. Закономерности наследования морфологических признаков у гибридов первого поколения лещ *Abramis brama* L. и плотвы *Rutilus rutilus* L. (Cyprinidae) / Кодухов Ю.В., Слынько Ю.В. // Биология внутренних вод. 2007. № 4. С. 70-75.
11. Кодухов Ю.В. Морфологические и экологические особенности гибридов первого поколения лещ *Abramis brama* (L.) и плотвы *Rutilus rutilus* (L.) (Cyprinidae: Leuciscinae) / Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Борок, 2008. 24 с.
12. Зхаров Л.К. Методы по биологии размножения рыб Рыбинского водохранилища // Тр. биост. «Борок». 1955. Вып. 2. С. 200-265.
13. Зхаров Л.К. Распределение нерестилищ промысловых рыб в Рыбинском водохранилище // Тр. биост. «Борок». 1958. Вып. 3. С. 304-320.
14. Ильин Л.К. Уровенный режим и воспроизводство рыбных запасов водохранилища / Ильин Л.К., Гордеев Н.А. // Вопр. ихтиол. 1972. Т. 12. № 3 (74). С. 411-421.
15. Столбунов И.А. Распределение молоди рыб в разновидных биотопах р. Сутка / Экологическое состояние малых рек Верхнего Поволжья. М.: Наука, 2003. С. 175-179.

Kodukhova Yu.V.

IMPACT OF WATER TEMPERATURE AND LEVEL ON A SPECIES COMPOSITION OF YOUNG FISHES (CYPRINIDAE) DURING SPAWNING IN THE RYBINSK RESERVOIR

The study focuses on impact of water temperature and level on a species composition of young fishes (Cyprinidae) during spawning. Research of two spawning grounds in the Rybinsk reservoir (mouth of the Shumarovka river and Krasnii Ruchei stream) during spawning of bream (*Abramis brama* L.) and roach (*Rutilus rutilus* L.) was carried out. According to obtained data for the spawning grounds under conditions of low water level and a delay of water warming a great part of breams and roachs multiply in common areas of the reservoir. In case of increased water level and spawning contemporaneity of these fishes the areas are mainly used by roach while young hybrids and breams are rare.

Key words: water level, temperature fluctuations, young hybrid, occurrence.

ЖИЗНЕННАЯ стратегия ПАРАЗИТОВ **РЫБ** и АККУМУЛИРОВАНИЕ ИМИ **МЕТАЛЛОВ**

На способность аккумулировать металлы исследованы половозрелые цестоды *Proteocephalus thymalli* (Annenkova-Chlopina, 1923) из кишечника хариуса *Thymallus thymallus* (L.), плероцеркоиды ленточных червей *Schistocephalus sp.* из полости тела голяна *Phoxinus phoxinus* (L.) и метацеркарии трематод *Diplostomum phoxini* Faust, 1918 из его головного мозга. Отмечена связь между жизненной стратегией паразита и его способностью накапливать металлы.



Введение

Способность рыб и их паразитов аккумулировать металлы хорошо известна [1-3]. Работы выполнены на нескольких видах рыб, половозрелых и личиночных стадиях гельминтов, и др. групп инвазивных животных [4, 5]. В том числе, что некоторые паразиты аккумулируют тяжелые металлы в концентрациях, превышающих их содержание в тканях рыб и окружающей среде, их предложено использовать как биоиндикаторы загрязнения водоемов тяжелыми металлами [6-8]. Однако до настоящего времени не проанализированы аккумулятивные возможности паразитов в отношении металлов с позиций их жизненной стратегии.

Для исследования взяты виды паразитов с разной жизненной стратегией. Одним из

Г.Н Доровских*,

доктор биологических наук, профессор, заведующий кафедрой биологии, ФГБОУ ВПО Сыктывкарский государственный университет

В.В. Мазур,

спирант, ФГБОУ ВПО Сыктывкарский государственный университет

них «невыгодна» преждевременная гибель хозяина, поскольку их существование, к любого организма, без среды невозможно, другим гибель хозяина необходима для продолжения своего цикла развития [9].

Цель работы — проверить наличие корреляции между жизненной стратегией паразитов и их возможностями накапливать металлы.

Материалы и методы исследования

Объекты исследования — голян *Phoxinus phoxinus* (L.) (тушка, мышцы), хариус *Thymallus thymallus* (L.) (мышцы, печень), половозрелые цестоды *Proteocephalus thymalli* (Annenkova-Chlopina, 1923) из кишечника хариуса, плероцеркоиды ленточных червей *Schistocephalus sp.* из полости тела голяна и метацеркарии трематод *Diplostomum phoxini* Faust, 1918 из головного мозга голяна.

*Адрес для корреспонденции: dorovskg@mail.ru

М тери л собр н в конце июня – первой дек де июля 2009–2010 гг. из р. Б. Ш йт новки (пр вый приток верхнего течения р. Печоры), протек ющей по территории Печоро-Илычского госуд рственно-го природного з поведник , в 0,2 (гольян и *Schistocephalus sp.*) и 5,0 км (х риус и *P. thymalli*) вверх от ее вл дения в р. Печору и в июне – июле 2009–2011 гг. (гольян и *D. phoxini*) из р. Човью (приток р. Вычегды) из уч стк , леж щего в черте г. Сыктывк р (микрор йон В. Чов).

Учитыв я, что содерж ние мет ллов в р зличных орг н х рыб и беспозвоночных животных з висит от сезон , возр ст , пол , р змеров, тип пит ния, физиологического состояния, темпер туры и рН воды [10], м тери л к ждый год собир ли в течение недели из одних и тех же точек при темпер туре воды 9,1–16,3 °С, рН воды 8,1–8,9. Рыбу для к ждой пробы бр ли одного р змер и возр ст .

Определение рН и темпер туры воды осуществлено порт тивным н лиз тором Анион – 7051 фирмы ИНФРА СПАК – АНАЛИТ (г. Новосибирск). Ошибк измерения рН ±0,02, темпер туры воды ± 0,1 °С.

Обр зцы рыбы и п р зитов высушив ли в полевых условиях и помещ ли в пробирки без использо в ния консерв нтов. Д лее пробы измельч ли до однородной порошкообр зной м ссы. К жд я н лизируем я н веск состоял из смеси тк ней 10–20 тушек гольян , 2–3 экз. х риус , 25 стробил *P. thymalli*, одного плероцеркоид

Schistocephalus sp. или 1450 экз. мет церк рий *D. phoxini*. При изготовлении пробы сырье озоляли. Содерж ние мет ллов (Mg, Al, Ca, Mn, Fe, Cu, Zn, Cd, Pb, Ti, Tl, Mo, Hg, Co, Ni) в них определяли методом рентгеноспектр льного микро н лиз при помощи низков куумного ск нирующего электронного микроскоп JEOL JSM-6380 LV (Япония), осн щенного энергодисперсионной рентгеновской прист вкой Oxford INCA Energy 250

(Великобрит ния). Относительн я ошибк измерения сост вил 0,1–3,0 %. Результ ты получены в виде весового процент элемент в обр зце. Пересчет в мкг/г произведен по формуле:

$$C_{\text{мкг/г}} = C_{\text{вес. \%}} \times 104, \text{ где}$$

$C_{\text{мкг/г}}$ – м ссов я концентр ция мет лл в пробе (мкг/г), $C_{\text{вес. \%}}$ – весовое процентное содерж ние элемент в пробе.

В проб х, результ ты определения содерж ния мет ллов в которых использо ны для этой публик ции, отмечены только Ca, Zn, Cu, Mg, Al, Cd, Pb. По к ждому мет ллу проведено по 10 измерений.

Приним я во вним ние существо в ние устойчивой корреляции между содерж ни ем мет ллов в водоеме и орг низме рыбы [11], можно предположить, что отсутствие некоторых из них в рыбе и ее п р зит х (в р ссм трив емом случ е Mn, Fe, Ti, Tl, Mo, Hg, Co, Ni) косвенно свидетельствует об отсутствии или миним льной концентр ции последних в окружа ющей среде. Высокому содержанию мет ллов в воде, донных отло-



Таблица 1

Содержание металлов (мкг/г сух. массы) в рыбе и ее паразитах из р. Б. Шайтановки

Объект	Годы							
	2009				2010			
	Ca	Zn	Cu	Mg	Ca	Zn	Cu	Mg
Х риус (мышцы)	0	0	0	20,0±4,7	0	0	0	30,0±8,3
Х риус (печень)	0	70,0±4,6	148,0±8,5	30,0±4,5	0	65,0±7,4	130,0±8,7	40,0±6,9
<i>Proteocephalus thymalli</i>	660,0±35,5	150,0±19,5	220,0±12,1	30,0±4,5	630,0±23,1	170,0±14,9	240,0±17,6	40,0±7,8
Гольян (тушк)	670,0±12,6	220,0±10,5	190,0±11,3	90,0±13,4	680,0±18,5	280,0±11,7	230,0±14,3	90,0±13,6
<i>Schistocephalus s.</i> ,	510,0±34,7	290,0±13,2	340,0±14,7	320,0±11,1	490,0±29,2	320,0±19,8	290,0±13,8	340,0±9,7

жениях и в орг низме некоторых гидробионтов соответствует декв тное содерж ние последних в орг низме рыбы (цит. по [12]).

Результаты и их обсуждения

В мышц х х риус отмечен только Mg. В его печени содерж тся Cu, Zn, Mg (табл. 1). Р нжиров нный ряд этих мет ллов в об год проведения р бот имеет вид $Cu > Zn > Mg$.

Все исследов нные особи х риус з р жены половозрелыми *Proteocephalus thymalli* (индекс обилия 14,1 экз. цестод н одну рыбу). В тк нях червей з регистиров ны Ca, Cu, Zn, Mg (табл. 1). В стробил х цестод, мышц х и печени х риус содерж ние Mg ст тистически один ково, тогд к к концентрация Zn и Cu в теле червей ст тистически достоверно ($P << 0,001$) выше, чем в печени хозяин . Р нжиров нный ряд мет ллов, содерж щихся в тк нях *P. thymalli* в об год проведения р бот, выглядит к к $Ca >> Cu > Zn >> Mg$ и совп д ет с т ковым, исключ я Ca, для мет ллов из печени рыб.

В тушк х гольян из р. Б. Ш йт новки н йдены Ca, Cu, Zn, Mg. В об год исследов ний их концентрация ост в л сь постоянной (табл. 1). Р нжиров нный ряд этих мет ллов имеет вид $Ca >> Zn > Cu >> Mg$.

У гольян в 2009 и 2010 гг. н йдены плероцеркоиды ремнецов (экстенсивность инв зии 1,5 %, индекс обилия 0,05–0,1 экз. н одну рыбу), в тк нях которых отмечено при-

сутствие тех же мет ллов (табл. 1). В 2009 г. в их тк нях был ст тистически выше концент рция Cu ($t_{st} = 2,48$; $P << 0,05$), в 2010 г. несколько выше, но ст тистически недостоверно содерж ние Zn ($t_{st} = 1,26$; $P > 0,05$) и Mg ($t_{st} = 1,36$; $P > 0,05$). В тк нях п р зитов концент рция Zn, Cu и особенно Mg ст тистически выше ($P << 0,001$), Ca ниже ($P << 0,001$), чем в рыбе. Р нжиров нные ряды мет ллов, з регистиров нных в червях, з р зные годы не совп д ют. В 2009 г. ряд выглядел к к $Ca >> Cu > Mg > Zn$, в 2010 г. – $Ca >> Mg > Zn > Cu$. Эти ряды не совп д ют с т ковым из тушек гольян .

В тушк х гольян из р. Човью помимо Ca, Cu, Mg и Zn в 2009 г. н йден Cd, в 2011 г. – Al (табл. 2). Концент рция первых четырех мет ллов из год в год ост в л сь одной ковой. Р нжиров нный ряд этих мет ллов в 2009–2011 гг. выглядит к к $Ca >> Mg > Cu > Zn$ и не совп д ет с т ковым из р. Б. Ш йт новки.

У всех исследов нных особей гольян из р. Човью обн ружены мет церк рии *D. phoxini* (индекс обилия $90,3 \pm 12,0$ экз. н особь хозяин). В трем тод х отмечено н личие Ca, Cu, Mg и Zn. Одн ко их концентрация в двустк х н много ниже, чем в теле рыбы (табл. 2). Р нжиров нный ряд мет ллов из мет церк рий имеет вид $Ca >> Zn = Mg > Cu$. Этот ряд не совп д ет с т ковыми из тушек гольян и его мышечной тк ни. В последнем случ е ряд выглядит к к $Zn = Mg = Cu >> Cd$.

Итак, в плероцеркоиде *Schistocephalus sp.* концентрация Cu, Zn, Mg достоверно выше, Ca ниже, чем в тушке гольяна, тогда как в метцеркариях *D. phoxini* концентрация металлов значительно ниже, чем в тушке и мышце хозяина. В стробиле *P. thymalli*, по сравнению с печенью хриуса, выше содержание только Zn и Cu. Рн жиронные ряды металлов, выявленных в теле протозоитов и их хозяев, в случае системы «хриус – *P. thymalli*» совпадают, в случае систем «гольян – *Schistocephalus sp.*» и «гольян – *D. phoxini*» не совпадают.

Результаты и их обсуждение

Для *P. thymalli*, специфического паразита хриусовых рыб, хриус – окончательный хозяин. Паразиту «невыгодна» гибель или ослабление его организма. На примере низших цестод установили, что в результате коэволюции рыбы-хозяин, гельминт и симбионтной микрофлоры в кишечнике рыбы формируется микробиоценоз [13], где черви способны дсорбировать и использовать ферменты хозяина [14]. Бактериальные ферменты участвуют в процессе пищеварения хозяина, так и паразит [15], с симбионтной микрофлорой глубоко адаптированы к условиям существования в кишечнике рыбы и на поверхности их протозоитов [16], обеспечивая гомеостаз гельминта и сбалансированность отношений в системе паразит-хозяин [17].

В результате жизнедеятельности гельминтов значения pH кишечника хозяев-рыбок варьируются в пределах своих оптимальных значений для действия основных гидролитических ферментов [18]. Установлено, что при интенсивности заражения до 20 экз. червей на рыбу реакция организма хриуса носит компенсаторно-приспособительный и локальный характер. В кишечнике хриуса изменения локализуются вблизи червей, в печени – в портальной зоне [19]. В работе [13-18] показано, что чем более специфичен паразит для хозяина, тем менее сильные патологические изменения он вызывает; в рассматриваемом случае это, видимо, проявилось в совпадении рн жиронных рядов металлов из печени хриуса и стробила *P. thymalli* и невысокой, примерно в два раза, рн в центре концентрации металлов (в данном случае Zn) в организме рыбы и теле червя.

D. phoxini – специфичный паразит гольянов. Для продолжения жизненного цикла червям необходимо попасть в окончательного хозяина – рыбадных птиц. Однако процесс воздействия метцеркарий на гольяна прерван во времени. Гольян, исследованный с сентября этого года по май следующего года, поражен *D. phoxini* на 100% при индексе обилия 9,3–70,0 экз. на особь хозяина. Метцеркарии, сохраняясь в гольяне зимой, начинают плавиться в нем и живут в рыбе до 5–6 лет [20]. Гельминты, локализуясь в головном мозге рыбы, организм «дорогостоящем» и «в жном», относятся к нему «бережно». Действительно, при сбалансирован-

Таблица 2

Содержание металлов (мкг/г сух. массы) в гольяне и метацеркариях *Diplostomum phoxini* из р. Човью

Год	Металлы					
	Ca	Zn	Cu	Mg	Al	Cd
Гольян (тушка)						
2009	1150,0±65,4	70,0±13,7	120,0±19,8	160,0±17,4	0	2,5±1,4
2010	1160,0±49,8	80,0±9,3	140,0±10,2	160,0±16,7	0	0
2011	1100,0±59,8	90,0±14,5	150,0±14,9	180,0±15,9	10,0±4,7	0
Гольян (мышцы)						
2010	0	70,0±10,9	60,0±9,7	70,0±11,0	0	0
<i>Diplostomum phoxini</i>						
2010	430,0±21,4	40,0±20,3	10,0±8,5	30,0±15,9	0	0

ности отношений в системе парзит-хозяин частот встречемости парзиту хозяина, как правило, высока, его парзитогенность минимальна [19], кроме случаев превышения обычной степени парзитогенности [9]. В описываемом случае это, видимо, отражается в существенно меньшей концентрации метеллов в метцеркариях по сравнению с теми хозяевами (табл. 2). Однако со временем, по мере роста интенсивности инвазии, различия паразитарных рядов метеллов из рыбы и червей вызывают нарушение баланса метеллов в организмах гольяна, ослабляя его и делая уязвимым для хищников.

В отличие от *P. thymalli* и, в меньшей мере, *D. phoxini*, плероцеркоиды *Schistocephalus sp.* — виды малоспецифичные и в случае достижения инвазии «занимательны», в том, чтобы рыба была съедена окончательным хозяином, (рыбоядной птицей). Этот процесс протекает достаточно быстро. Развитие плероцеркоидов в рыбе до инвазионного состояния занимает, в зависимости от их видовой принадлежности, от 2 до 6 мес. [21]. В экспериментальном случае это, видимо, менее 6 мес.

Первых гольянов, пораженных плероцеркоидными ремнецами, находили в русле р. Печоры в районе пос. Якш 19 мая 2006 г., 20 мая 2007 г. и 6 июня 2003 г. В низовьях р. Б. Шейновки 2 июля 2009 г. и 5 июля 2010 г. они имели длину 112–120 мм при ширине стробилы 4 мм. В районе устья р. Гривки 3 июля 2010 г. длина их тел составляла 10–27 мм. Основную массу этих червей обнаружили с конца июня по август. Самая поздняя находка сделана 20 ноября 2006 г. В зимний период года (декабрь–февраль) исследовано около 2000 экз. гольяна, но пораженных ремнецами рыб не обнаружили.

Особенностью этих цестод является то, что инстинкты плероцеркоидов, когда паразит интенсивно растет, достигая больших размеров, у них протекает морфогенез половой системы. Для этих преобразований организм должен быть обеспечен большим количеством пластических и энергетических материалов [22]. В процессе роста и жизнедеятельности ремнецы оказывают меконическое воздействие на внутренние органы рыбы, вызывая их атрофию и нарушение функциональной деятельности [23], наблюдается редукция гонимого, негативное воздействие на морфологические показатели крови, снижение уровня отдельных иммунологических и биохимических параметров, обеспечивающих иммунологический гомеостаз хозяина [24–26], ухудшается эф-

Ключевые слова: метеллы, парзиты рыб, гольяна, *Phoxinus phoxinus*, хриус, *Thymallus thymallus*

фективность питания рыбы (очевидно, из-за снижения активности пищеварительных гидролиз) [27]. Установлена зависимость от исследований признаков от размера червей [28]. Паразит, видимо, изменяет химический баланс организма хозяина, концентрируя в своем теле метеллы, особенно Mg. При этом паразитарные ряды метеллов из цестод отличаются от техковых из тел хозяина и паразитируют в разные годы. Перечисленные явления отрицательно влияют на жизненно важные функции тканей рыбы и ее организм в целом. Под влиянием механического воздействия паразитов в телесный пузырь рыбы теряется способность нормально держаться в толще воды и противостоять течению, он всплывает на поверхность и течением passively сносится в более тихие места, где становится легко доступной добычей и хищным птицам [23]. Если рыба оказывается не съеденной, она погибает. Так, например, Ильич в районе устья ручья Щук-Вож 15 августа 2006 г. нашли прибитых к берегу бычков-подменщиков с плероцеркоидными *Schistocephalus sp.* в полости тела.



Заключение

Т ким обр зом, п р зит, н иболее «з инте- ресов нный» в гибели рыбы для продолже- ния своего жизненного цикл , более других н к плив ет мет ллы, р нжиров нные ряды которых р знятся в р зные годы и отлич - ются от т ковых, сост вленных по д нным о содерж нии мет ллов в теле хозяин .

Литер тур

1. Богд нов Е.А. П р зитоф ун и з болев ния рыб крупных озер Северо-з п д России в пери- од нтропогенного преобр зов ния их экосистем. СПб: ГосНИОРХ, 1995. 140 с.
2. Sures B. How parasitism and pollution affect the physiological homeostasis of aquatic hosts // Journal of Helminthology. 2006. № 80. P. 151-157.
3. Urdes L. — D. Research on Interrelationship between some Species of Freshwater Fish and Helminthic Larvae within Aquatic Ecosystems Polluted with Heavy Metals / L. — D. Urdes, C. Diaconescu, G. Vlase. et al. // Scientific Papers: Animal Science and Biotechnologies. 2010. V. 43. № 2. P. 72-75.
4. Перевозников М.А. Р спростр нение тяжелых мет ллов среди р зличных звеньев экосистемы б ссейн Л дожского озер / М.А. Перевозников, Е.А. Богд нов , А.М. Поном ренко // Сб. н уч. тр. ГосНИОРХ. 1990. Вып. 315. С. 25-43.
5. Baruš V. *Philometra ovata* (Nematoda: Philometroidea): a potential sentinel species of heavy metal accumulation / V. Baruš, J. Jarkovsky, M. Prokeš // Parasitol. Res., 100, Springer-Verlag. 2006. P. 929-933.
6. Sues B. Intestinal Fish Parasites as Heavy Metal Bioindicators: A Comparison Between *Acanthocephalus lucii* (Palaecanthocephala) and the Zebra Mussel, *Dreissena polymorpha* / B. Sues,

H. Taraschewski, M. Rydlo // Bull. Environ. Contam. Toxicol. 1997. № 59. P. 14-21.

7. Sures B. Parasites as Accumulation Indicators of Heavy Metal Pollution / B. Sures, R. Siddall, H. Taraschewski // Parasitology Today. 1999. V. 15. № 1. P. 16-21.

8. С лтыков С.А. Ср внительный н лиз осо- бенностей н копления тяжелых мет ллов в ры- б х и их п р зит х (н примере экосистемы Л дожского озер): Автореф. дис. ... к нд. биол. н ук. Петроз водск: Петроз водский гос. ун-т, 2006. 23 с.

9. Гусев А.В. Экологическ я сущность п р зито- логии / А.В. Гусев, Ю.И. Полянский // Вестник ЛГУ. 1978. № 3. С. 5–14.

10. Pourang N. Tissue distribution and redistribution of trace elements in shrimps species with the imphasis on the roles of metalloionein / N. Pourang, J. H. Dennis, H. Ghourchian // Ecotoxicology. 2004. V. 13. № 6. P. 519-533.

11. Ружин С.В. Тяжелые мет ллы в рыб х Невской губы и восточной ч сти Финского з лив / С.В. Ружин, К.В. Волков // Итоги деятельности рыбохозяйственных институтов Росрыбхоз в XII пятилетке и основные н пр вления исследов ний н 1991–1995 гг. Вып. 2. Л.: ГосНИОРХ, 1991. С. 31-34.

12. Б рковск я В.В. П р зиты рыб Финского з - лив к к индик торы экологического состояния его кв тории // Сб. н уч. тр. ГосНИОРХ. 1997. Вып. 321. С. 147-153.

13. Плотников А.О. Морфологическ я и ультр - структурн я х р теристик симбиотических б ктерий, колонизирующих поверхность гель- минт *Triaenophorus nodulosus* и кишечник щуки *Esox lucius* / А.О. Плотников, Ж.В. Корнев // Биология внутр. вод. 2008. № 1. С. 27-34.

14. Извеков Г.И. Физиологическ я специ- фик вз имоотношений между *Triaenophorus nodulosus* (Cestoda) и его хозяев ми — рыб ми // П р зитология. 2001. Т. 35. № 1. С. 60-68.



15. Извеков Г.И. Пищевые дптции у низших цестод — прзитов рыб // Успехи современ. биологии. 2006. Т. 126. № 6. С. 605-617.
16. Корнев Ж.В. Симбионтия микрофлор рыб и их кишечных прзитов цестод // Сб. н уч. тр. ГосНИОРХ. 2009. Вып. 338. С. 105-109.
17. Корнев Ж.В. Симбионтия микрофлор, колонизирующ я тегумент протеоцеф лидных цестод и кишечник их хозяев — рыб / Ж.В. Корнев, А.О. Плотников // П р зитология. 2006. Т. 40. Вып. 4. С. 313-327.
18. Извеков Г.И. Активность проте з микрофлоры пищев рительно—тр нспортных поверхностей кишечника щуки и пр зитирующего в нем *Triaenophorus nodulosus* (Pallas, 1781) (Cestoda, Pseudophyllidea) // Биология внутр. вод. 2003. № 3. С. 82-87.
19. Пронин С.В. Вз имоотношения в системах гельминты-рыб (н тк невом, орг нном и орг низменном уровнях) / С.В. Пронин, Н.М. Пронин. М.: Н ук, 1988. 176 с.
20. Головин Н.А. Ихтиоп тология / Н.А. Головин, Ю.А. Стрелков, В.Н. Воронин и др. М.: Мир, 2003. 448 с.
21. Определитель прзитов пресноводных рыб ф уны СССР. Т. 3. П р зитические многоклеточные (Ч. 2). Л.: Н ук, 1987. 583 с.
22. Высоцк я Р.У. Ср внительно—биохимические исследований в системе *Schistocephalus solidus* (Cestoda) — колюшк трехигл я *Gasterosteus aculeatus* L. / Р.У. Высоцк я, Е.П. Иешко, Н.В. Евсеев // П р зитология. 2003. Т. 37. Вып. 6. С. 503-511.
23. Дубинин М.Н. Ремнецы ф уны СССР. М. — Л.: Н ук, 1966. 261 с.
24. Arme C. *Ligula intestinalis* a tapeworm contraceptive // Biologist. 2002. V. 49. № 6. P. 265-269.
25. Brown S.P. Host manipulation by *Ligula intestinalis*: a cause or consequence of parasite aggregation? / S.P. Brown, G. Loot, A. Teriokhin et al. // Int. Parasitology. 2002. № 32. P. 817-824.
26. М зур О.Е. Пок з тели крови и иммунной системы *Rutilus rutilus lacustris* (Cypriniformes: Cyprinidae) при инв зии плероцеркоид ми *Ligula intestinalis* (Pseudophyllidea: Ligulidae) / О.Е. М зур, Н.М. Пронин // Вопрсы ихтиологии. 2006. Т. 46. Вып. 3. С. 393-397.
27. Извеков Г.И. З р женность и особенности отношений пр зит-хозяин в системе *Ligula intestinalis* — чехонь (*Pelecus cultratus*) в Рыбинском водохр нилище / Г.И. Извеков, А.В. Тютин // Поволжский экологический журн л. 2011. № 2. С. 137-145.
28. Силкин Н.И. Особенности пок з телей перекисного окисления липидов у *Ligula intestinalis* (Cestoda: Pseudophyllidea) и их хозяев — *Abramis brama* (L.) / Н.И. Силкин, В.Р. Микряков // П р зитология. 2005. Т. 39. Вып. 2. С. 117-123.

G.N. Dorovskikh, V.V. Mazur

LIFE STRATEGY OF FISH PARASITES AND THEIR METAL ACCUMULATION

Adult cestodes *Proteocephalus thymalli* (Annenkova-Chlopina, 1923) from intestinal tract of grayling *Thymallus thymallus* (L.), metacestode of tapeworms *Schistocephalus* sp. from body cavity of minnow *Phoxinus phoxinus* (L.) and metacercaria of trematodes *Diplostomum phoxini* Faust, 1918 from minnow brain were tested on metal accumulation. A correlation between a life strategy of fish parasites and their metal accumulation capability was identified.

Key words: metals, fish parasites, minnow, *Phoxinus phoxinus*, grayling, *Thymallus thymallus*

СОСТАВ и СТРУКТУРА ЗООБЕНТОСА к к ИНДИКАТОРЫ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ озер **БУРЛИНСКОЙ** **СИСТЕМЫ**



В 2010–2011 гг. исследованы состав и структура донных беспозвоночных в 12 озерах Бурлинской системы. Донная фауна включает 76 видов из восьми классов. На основе изучения состава и структуры зообентоса оценено экологическое состояние водоемов. Воды большинства озер отнесены к умеренно загрязненным.

Введение

Бассейн р. Бурлы с многочисленными озерами — один из бессточных озерно-речных систем, расположенных в междуречье Оби и Иртыша. Эти системы представляют собой уникальные природные объекты и являются надежными индикаторами циклов увлажнения территории юга Западной Сибири [1].

Циклические колебания уровня режима озер юга Обь-Иртышского междуречья определяют значительные изменения во времени их гидрологических, гидрохимических и гидробиологических характеристик [2]. В ряду с действием природных факторов, в бассейне р. Бурлы с начала 1930-х годов до 1990 г. проводилось регулирование стока [1]. В настоящее время существует проект по обводнению бассейна р. Бурлы, реализация которого приведет к

О.Н. Жукова*, младший научный сотрудник, ФГБУН Институт водных и экологических проблем Сибирского отделения Российской академии наук

Д.М. Безматерных, кандидат биологических наук, доцент, заместитель директора по научной работе, ФГБУН Институт водных и экологических проблем Сибирского отделения Российской академии наук

существенным изменениям ее гидрологических характеристик [3, 4]. Это определяет необходимость исследования процессов преобразования в водных экосистем бассейна в результате гидротехнического строительства, для которых особое значение имеют данные об их исходном состоянии [5]. Гидротехническое строительство также может повлечь за собой ухудшение экологического состояния водоемов.

Цель работы — оценить экологическое состояние озер Бурлинской системы по составу и структуре зообентоса, дать рекомендации по применению методов биоиндикации на изученных водоемах.

Материалы и методы исследования

В 2010–2011 гг. в рамках комплексных лимнологических экспедиций ИВЭП СО РАН исследованы сообщества донных беспозвоночных двенадцати озер Бурлинской системы (рис. 1). Материал для

*Адрес для корреспонденции: jukova@iwep.ru



Рис. 1. Карта-схема обследованных озер Бурлинской системы: 1 — Большое, 2 — Бол. Пустынное, 3 — Бол. Топольное, 4 — Верхнее, 5 — Кабанье, 6 — Кривое, 7 — Мал. Топольное, 8 — Нижнее, 9 — Песчаное, 10 — Прыганское, 11 — Хомутиное, 12 — Хорошее.

исследований отбирали и обрабатывали по стандартным гидробиологическим методикам [6]: количественные сборы проводили сачком или скребком, количественные — дночерпачом Петерсена с площадью захвата $0,025 \text{ м}^2$ или штатным дночерпачом ГР 91-000 ГО с площадью захвата $0,007 \text{ м}^2$. Всего отобрано и проанализировано 56 количественных и 16 качественных проб. Для оценки экологического состояния исследованных водных объектов использовали три индекса: флористический мультиметрический [7]; Гудинга и Уитле — процентное отношение численности олигохет к численности всего зообентоса [8]; видового разнообразия (по Шеннону). Уровень трофности озер определяли по шкале, предложенной в [9]. Доминирующие виды устьевых влияли по частоте встречаемости [10]. Сходство таксономического состава оценивали при помощи метода включения [11]. Статистическая обработка данных проведена в пакете программ Statistica 6.0.

Результаты и их обсуждение

В составе бентоса исследованных озер Бурлинской системы выявлено 76 видов донных беспозвоночных из восьми

классов: нематоды, моллюсковые черви, пиявки, мшанки, двусторчатые и брюхоногие моллюски, ракообразные и насекомые. Амфибиотические и насекомые составили 82,9 % от числа обнаруженных таксонов (68 видов). Большая их часть (32 вида) принадлежит к отряду двукрылых, 36 видов — стрекозы, поденки, клопы, жуки, божьих и ручейники. Среди двукрылых преобладали личинки хирономид (23 вида), представленные, в основном, подсем. Chironominae. Кроме того, в составе донной фауны озер отмечены 3 вида олигохет, 7 — моллюсков, 2 — ракообразных, по одному виду мшанки и нематод. Среди хирономид наиболее часто встречались личинки *Chironomus* sp. (42 %) и *Procladius ferrugineus* Kieffer, 1919 (25 %), из других таксонов наибольшую частоту встреч имели *Gammarus lacustris* Sars., 1863 (27 %) и *Caenis horaria* (L., 1758) (21 %). Наибольшее число видов донных беспозвоночных выявлено в озерах Верхнее (28) и Песчаное (26). По методу включения видового состава донных беспозвоночных озер Бурлинской системы показала их высокую степень сходства. Для большинства озер характерна связь на уровне 50–69 %, максимум же степень сходства отмечен для притоков Мал. Топольное — Хорошее и Мал. Топольное — Песчаное, и наиболее

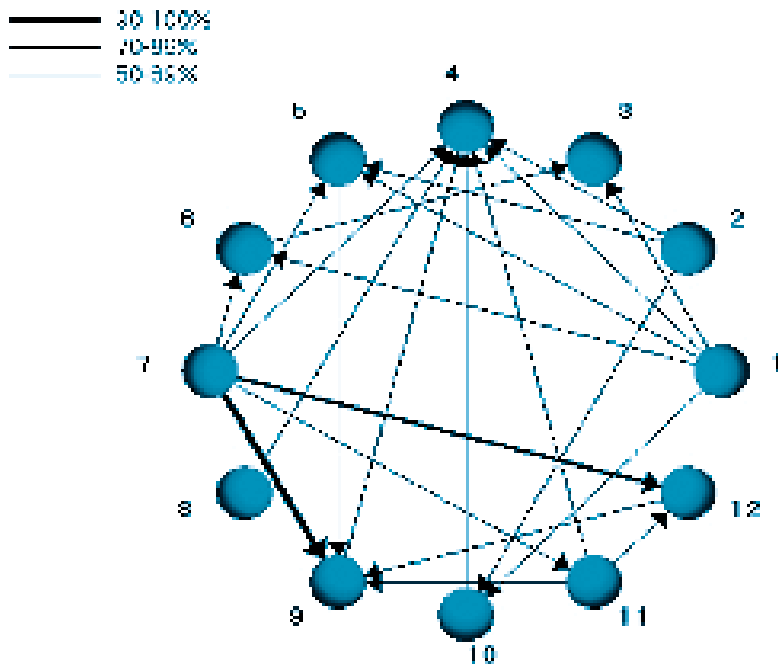


Рис. 2. Ориентированный мультиграф бинарных отношений на множестве мер включения описания зообентоса по наличию видов (нумерацию озер см. на рис. 1).

оригинальным образом составлен биотический индекс Вудивисса и отношение общей численности олигохет к общей численности донных организмов (индекс Гудингта и Уитле). Индекс Вудивисса был применен для оценки качества воды водотоков. Анализ литературных источников показал [14], что для определения качества воды озер целесообразнее использовать флористический мультиметрический индекс (ММИФ), в основе которого лежит бельгийский биотический индекс, который, в свою очередь, является развитием индекса Вудивисса. Для расчета индекса ММИФ ис-

пользуются данными о численности и биомассе донных беспозвоночных. Биомасса колеблется в разных озерах от 0 до 61 г/м², численность от 0 до 143 тыс. экз./м² (табл. 1). Минимальные значения численности и биомассы отмечены в открытой части озера Бол. Топольное (0,2 тыс. экз./м²; 0,1 г/м²), Кривое (0,7 тыс. экз./м²; 0,4 г/м²) и Кобень (0,7 тыс. экз./м²; 0,4 г/м²). Основу численности и биомассы зообентоса этих участков озер составляют виды *Cryptochironomus cf. defectus* и *Chironomus sp.* Массовое развитие ракообразных *Gammarus lacustris* привело к значительному росту биомассы зообентоса в литорали оз. Прыжнское (37 г/м²) при относительно низких значениях численности (1,2 тыс. экз./м²). Максимальные значения биомассы зафиксированы в оз. Хомутиное (143 тыс. экз./м²; 61 г/м²), что обусловлено развитием одного вида личинок хирономид *Fleuria lacustris* Kieffer, 1924.

По составу и структуре зообентоса Бурлинской системы сходен с зообентосом соседних систем озер — Карасукской и Касмалинской [12, 13] (рис. 3).

Высокое видовое разнообразие является главным фактором устойчивого существования водных экосистем. В изученных озерах Бурлинской системы максимальное видовое разнообразие (по индексу Шеннона) отмечено для четырех озер: Бол. Пустынное (2,1 бит/экз.), Верхнее (2,9 бит/экз.), Нижнее (2,7 бит/экз.), Хорошее (2,5 бит/экз.), что свидетельствует о благоприятных условиях для формирования донных беспозвоночных в этих озерах (табл. 2). Минимальные значения индекса видового разнообразия отмечены в озерах Кривое (0,5 бит/экз.) и Большое (0,6 бит/экз.), что соответствует загрязненным водоемам. В остальных озерах Бурлинской системы индекс изменялся в пределах от 1,0 до 1,4 бит/экз., что говорит об умеренном загрязнении вод.

Согласно ГОСТ 17.1.3.07-82 для оценки качества воды водоемов по характеристикам зообентоса рекомендовано использовать биотический индекс Вудивисса и отношение общей численности олигохет к общей численности донных организмов (индекс Гудингта и Уитле). Индекс Вудивисса был применен для оценки качества воды водотоков. Анализ литературных источников показал [14], что для определения качества воды озер целесообразнее использовать флористический мультиметрический индекс (ММИФ), в основе которого лежит бельгийский биотический индекс, который, в свою очередь, является развитием индекса Вудивисса. Для расчета индекса ММИФ ис-

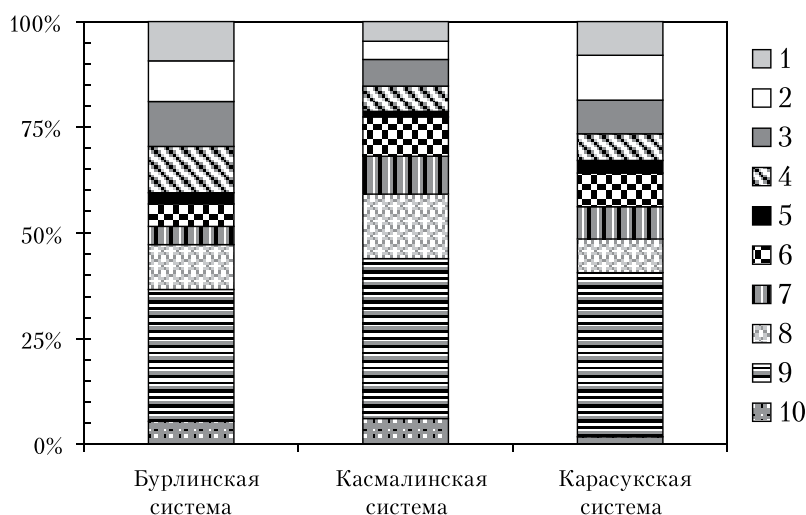


Рис. 3. Таксономический спектр фауны донных беспозвоночных Бурлинской, Касмалинской и Карасукской озерных систем: 1 — кольчатые черви, 2 — моллюски, 3 — ручейники, 4 — стрекозы, 5 — поденки, 6 — клопы, 7 — жуки, 8 — двукрылые без хирономид, 9 — хирономиды, 10 — прочие.

Таблица 1

Количественные характеристики макрозообентоса исследованных озер Бурлинской системы

Озеро	Минерализация, г/дм ³	Число видов	Доминирующие (руководящие) виды по частоте встречаемости	Плотность $\lim \bar{x}$, тыс. экз./м ²	Биом $\lim \bar{x}$, г/м ²	Уровень трофности по [9]
Большое	0,7	8	<i>Chironomus</i> sp.	2,5-3,5 3,0	5,8-10 8,1	β-мезотрофный
Бол. Пустынное	0,4	8	-	1,0-1,3 1,1	1,7-2,5 2,1	олиготрофный
Бол. Топольное	18	20	<i>Polypedilum</i> cf. <i>scalaenum</i>	0,2-37 10,2	0,1-14 3,9	α-мезотрофный
Верхнее	0,3	28	-	1,2-10 4,9	1,3-19 7,3	β-мезотрофный
Кобальное	1,2	14	<i>Fleuria lacustris</i>	0,7-14 0,9	0,6-8,3 3,5	α-мезотрофный
Кривое	9,7	16	-	0,7-13 0,9	0,4-4,1 1,7	олиготрофный
Мл. Топольное	1,0	4	<i>Chironomus</i> sp.	2,4-4,5 3,2	0,7-3,3 1,5	олиготрофный
Нижнее	0,4	9	-	2,9-3,8 3,3	1,9-2,4 2,1	олиготрофный
Песчаное	1,4	26	<i>Polypedilum</i> cf. <i>nubiculosum</i>	0,7-3,5 2,1	0,8-13 6,9	β-мезотрофный
Прыжковское	0,3	21	<i>Chironomus</i> sp., <i>Caenis horaria</i>	0-2,9 1,4	0-37 17	α-эвтрофный
Хомутиное	1,1	13	<i>Fleuria lacustris</i>	49-140 96	30-61 45	β-эвтрофный
Хорошее	2,09	18	-	13-14 14	2,6-8,1 5,4	β-мезотрофный

Примечание: «-» — явные доминанты не обнаружены (частота встречаемости не превышала 50 %).

используется пять видов взвешенных метриков. В отличие от бельгийского индекса, данный индекс помимо ЕРТ (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera) также учитывает и другие чувствительные таксоны. Также преимущество ММІФ состоит в том, что он рассчитывается для определенного типа озер, в том числе солоноватых. Значение метриков подбирается в соответствии с типом озера. По суммарному значению всех метриков определяют качество воды водоема.

В озерах Бурлинской системы значения флористического ММІФ менялись в пределах от 0,05 до 0,8. Наиболее низкие его значения отмечены в озерах Большое, Бол. Топольное, Мл. Топольное и Кобальное, что свидетельствует о «плохом» качестве воды водоемов. Треть озер характеризовалась «низким» качеством воды, значения индекса изменялись от 0,25 до 0,45. Увеличение

значений индекса наблюдалось в озерах Нижнее (0,55) и Песчаное (0,55), что свидетельствует о «посредственном» состоянии водоемов. Наиболее благоприятное состояние выявлено в мелководных озерах Верхнее и Прыжковское, где качество воды оценивается как «хорошее».

Значения олигохетного индекса в изученных озерах изменялись от 0 до 100 %. Высокие значения индекса отмечены в оз. Мл. Топольное, на различных участках которого значения индекса варьируют от 71 до 100 %, что соответствует V и VI классам качества — «грязным» и «очень грязным» водоемам. В большинстве озер олигохеты не были зарегистрированы. Таким образом, индекс Гуднитца и Уитгелера является информативным для изученных систем озер, т.к. основным ограничением его применения является то, что при низкой численности

Таблица 2

Индикаторы экологического состояния озер Бурлинской системы

Озеро	H	Ko, % – Кл	MMIF	Уровень трофности
Большое	0,6	0	0,25 – пл	β-мезотрофный
Бол. Пустынное	2,1	0	0,30 – н	олиготрофный
Бол. Топольное	0,9	0	0,25 – пл	олиготрофный
Верхнее	2,9	0	0,80 – х	β-мезотрофный
Кабанье	1,1	0	0,25 – пл	α- мезотрофный
Кривое	0,5	0	0,35 – н	олиготрофный
Мал. Топольное	1,0	89 – VI	0,05 – пл	олиготрофный
Нижнее	2,7	0	0,55 – п	олиготрофный
Песчаное	1,3	28 – II	0,55 – п	β-мезотрофный
Прыганское	1,1	0	0,70 – х	α-эвтрофный
Хомутиное	1,4	48 – III	0,30 – н	β-эвтрофный
Хорошее	2,5	10	0,45 – н	β-мезотрофный

Примечания: H – индекс видового разнообразия по Шеннону, Ko – олигохетный индекс Гуднайта и Уитлеа, MMIF – фламандский мультиметрический индекс; Кл – класс качества вод: I – очень чистые, II – чистые, III – умеренно загрязненные, VI – загрязненные; х – хорошее, п – посредственное, н – низкое, пл – плохое.

ности олигохет индекс не дает достоверных результатов [15], он может использоваться только совместно с другими биотическими индексами.

Уровень развития зообентос озер Бурлинской системы менялся от «слого низкого» до «высокого» уровня по шкале, предложенной в [9]. Максимальные биомассы бентос были зарегистрированы в озерах Прыганское и Хомутиное, остальные озера соответствовали олиготрофным и мезотрофным типам водоемов (табл. 2).

Данные биоиндикции согласуются с данными гидрохимических исследований. Выявлен достоверная положительная корреляция между биологическими индексами и некоторыми гидрохимическими показателями (табл. 3). Кроме того, выявлена значительная положительная связь между индексом видового разнообразия и MMIF (0,68; $p = 0,02$): это объясняется тем, что индекс Шеннона является одной из метрик MMIF.

Таким образом, тематическая структура и уровень развития зообентос озер Бурлинской системы свидетельствует об «умеренном загрязнении» вод. Наиболее неблагоприятные условия для развития зо-

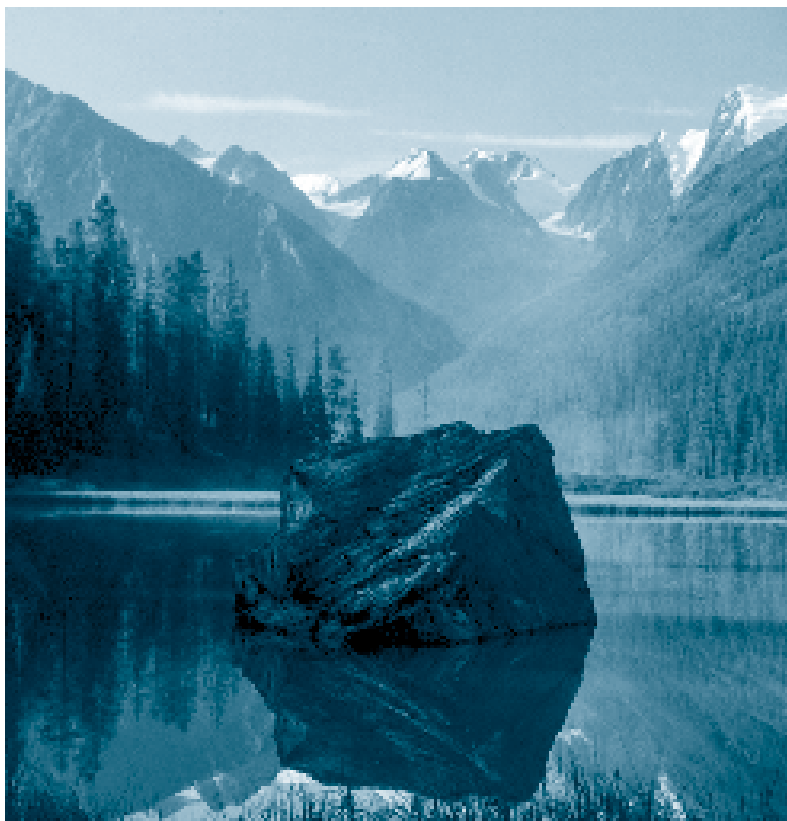
обентос отмечены в озерах Верхнее и Нижнее. Низкое видовое разнообразие и количественные характеристики зообентос свидетельствуют о неблагоприятных условиях в озерах Большое, Кабанье, Мал. Топольное и Хомутиное. Низкое качество воды в перечисленных водоемах может быть связано с антропогенной нагрузкой на данные водоемы, так и с естественным фоновым содержанием органических веществ. Основными источниками загрязнения водных объектов бассейна р. Бурла являются, прежде всего, животноводческие фермы и комплексы. Неблагоприятная экологическая обстановка в данных озерах отмечена также и по результатам гидрохимических исследований [5]. В перечисленных озерах в момент отбора проб зообентос не были превышены ПДК_{рх} значения БПК₅, по экологическим показателям [16] вод исследуемых озер характеризовались как «сильно загрязненные». Повышенные показатели БПК₅ свидетельствуют о загрязнении водных объектов органическими веществами.

В минерализованных озерах Бол. Топольное и Кривое использованные индексы также показали неблагоприятное

экологическое состояние водоемов. Это можно объяснить тем, что под действием увеличения минерализации воды снижается видовое разнообразие и обилие бентосных организмов, и индексы, основанные на индикторных видах, окрываются малоинформативными. Используются биомасса и продуктивности сообществ для индикции эвтрофикации соленых водоемов также неинформативно, т.к. возрастание минерализации приводит к увеличению энергетических потребностей гидробионтов и осмотическую регуляцию и снижению их биомассы и продуктивности [17].

Заключение

Таким образом, в составе зообентоса озер Бурлинской системы выявлено 76 видов донных беспозвоночных из восьми классов. Озера Бурлинской системы характеризовались достаточно высокими показателями плотности и биомассы донных беспозвоночных. По уровню развития зообентоса большинство озер соответствовало мезотрофному уровню. Для индикции экологического состояния озер Бурлинской системы можно рекомендовать индекс видового разнообразия (по Шеннону) и специальный биотический индекс, разработанный для озер (MMIF), в качестве дополнительного можно использовать олигохетный индекс Гудинга и Уитле. При экологической оценке минерализованных озер следует учитывать угнетающее действие солей. В целом, типологическая структура и уровень



развития зообентоса озер Бурлинской системы свидетельствуют об умеренном загрязнении вод.

Литература

1. Глотов В.П. Водный биологический бесплодный озерно-речных систем Обь-Иртышского междуречья (в пределах Алтайского края) / В.П. Глотов, М.С. Губрев А.Н., Н.З. Бурлул. Изд-во Алтайского государственного университета, 2010. 111 с.
2. Шнитников А.В. Изменчивость общей влажности материков северного полушария // Энциклопедия географическая. М.: Наука, 1957. Т. 16. 337 с.
3. Кошелев Е.Д. Компьютерное моделирование взаимодействия грунтовых и поверхностных вод в зоне Бурлинского мелиоративного канала / Е.Д. Кошелев, К.Б. Кошелев. Бурлул: Изд-во АГАУ, 2010. 238 с.
4. Схема комплексного использования и охраны водных ресурсов бассейна р. Бурлул территории Алтайского края и Новосибирской области: Сводный пояснительный энциклопедия. Кн. 1. Ч. 1. Природные и социально-экономические условия / Гл. инж. проект В.Г. Чернобелов. Фондовые материалы ОАО «Алтайводпроект». Бурлул, 2003. 112 с.

Таблица 3

Коэффициенты корреляции гидрохимических показателей и биологических индексов

Гидрохимические показатели	Видовое разнообразие по Шеннону	MMIF
pH	0,92 (p = 0,0001)	0,70 (p = 0,02)
O ₂	0,28 (p = 0,42)	0,16 (p = 0,65)
NH ₄	-0,83 (p = 0,003)	-0,61 (p = 0,05)
NO ₂	0,16 (p = 0,65)	0,20 (p = 0,57)
NO ₃	-0,43 (p = 0,21)	-0,49 (p = 0,14)

Примечание: жирным шрифтом выделены достоверные значения.

5. Кириллов В.В. Состав и структура водных экосистем бассейна реки Бурлы в 2010 году / В.В. Кириллов, Е.Ю. Зарубин, А.В. Котовщиков и др. // Вестник — Алтайскому краю 2010 год. Сб. статей. Барнаул: Алтайский дом печати, 2010. Вып. 4. С. 239-252.
6. Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем. СПб.: Гидрометеониздат, 1992. 318 с.
7. Gabriels W. Multimetric Macroinvertebrate Index Flanders (MMIF) for biological assessment of rivers and lakes in Flanders (Belgium) / W. Gabriels, K. Lock, N. DePauw et al. // *Limnologica*, doi:10.1016/j.limno.2009.10.001. 2009.
8. ГОСТ 17.1.3.07-82 Охрана природы. Гидросфера. Проведение контроля качества воды водоемов и водотоков. М.: Госкомитет по стандартам, 1982. 12 с.
9. Китчев С.П. Основы лимнологии для гидробиологов и ихтиологов. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2007. 395 с.
10. Бекенов А.И. Использование комбинированных индексов для мониторинга пресноводных водоемов по зообентосу // *Водные ресурсы*. 1999. Т. 26, № 1. С. 108-111.
11. Андреев В.Л. Классификационные построения в экологии и систематике. М.: Наука, 1980. 142 с.
12. Безматерных Д.М. Состав и структура зообентоса проточных озер степной и лесостепной зоны Алтайского края и факторы его формирования. Ч. 1. Общие сведения / Д.М. Безматерных, О.Н. Жуков, Л.А. Долматов // *Мир науки, культуры и образования*. 2009. № 2 (14). С. 20-23.
13. Жуков О.Н. Состав и структура макрозообентоса Красноярской озерно-речной системы (Земля Сибирь) / О.Н. Жуков, Д.М. Безматерных // *Мир науки, культуры, образования*. 2010. № 2 (21). С. 85-90.
14. Семенченко В.П. Экологическое качество поверхностных вод / В.П. Семенченко, В.И. Рязуцкий. Минск: Белорусский вестник, 2010. 329 с.
15. Пшеницын В.Н. Об эффективности шкалы Вудивисса при биоиндикации качества воды // *Гидробиол. журн.* 1986. Т. 24. № 4. С. 42-45.
16. Оксуюк О.П. Комплексная экологическая классификация качества поверхностных вод / О.П. Оксуюк, В.Н. Жуковский, П.Н. Бергинский и др. // *Гидробиол. журн.*, 1993. Т. 29. № 4. С. 62-77.
17. Хлебович В.В. Критическая соленость и хлорид-линикум: современный анализ понятий // *Биология соленых и гипергалинных вод*. Л.: ЗИН АН СССР, 1989. С. 5-11.

O.N. Zhukova, D.M. Bezmaternykh

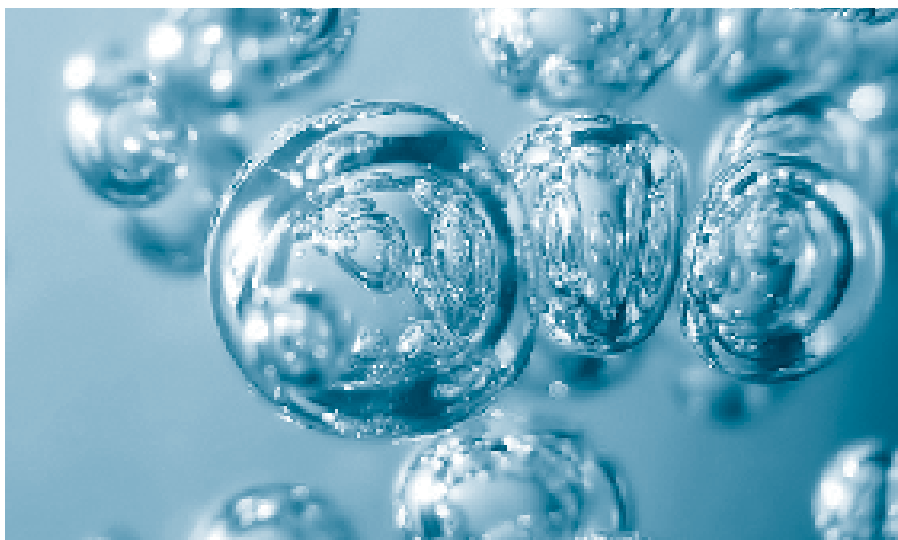
ZOOBENTHOS CONTENT AND COMPOSITION AS ECOLOGICAL STATUS INDICATORS FOR A LAKE SYSTEM OF THE BURLA RIVER

In 2010-2011 the zoobenthos content and composition were studied in 12 lakes of the Burla River system. The benthos fauna contains 76 species broken into 8 groups. The ecological status of the lakes was estimated on basis of zoobenthos content and composition studies. In majority of lakes the water was classified as moderately polluted.

Key words: zoobenthos, the Burla River, lakes, biological indicators, West Siberia

АДСОРБЦИЯ ароматических соединений МЕТАЛЛУРГИЧЕСКИМ ШЛАКОМ

Изучена адсорбция низкомолекулярных ароматических соединений на шлаковом сорбенте. Показано влияние кислотности раствора на адсорбцию слабых ароматических электролитов. Выведены уравнения адсорбции. Определены основные типы взаимодействия: дисперсионное, электростатическое индукционное и ориентационное, межмолекулярная водородная связь, образование ионных пар. Показано, что низкомолекулярные ароматические соединения адсорбируются в недиссоциированной форме.



Введение

Изучение сочетания химии поверхности шлаковых сорбентов и природы межмолекулярных взаимодействий с различными сорбентами позволяет оптимизировать технологические процессы очистки вод. При создании технологических схем сорбционной очистки вод необходимо иметь сведения об адсорбируемости ряда органических соединений на шлак, их отсутствие затрудняет выбор оптимального режима технологического цикла «адсорбция – десорбция».

При изучении адсорбции низкомолекулярных ароматических соединений на шлаковом сорбенте в качестве сорбентов выбраны наиболее распространенные из загрязнителей сточных вод предприятий ряда отраслей промышленности: фенол, *n*-нитрофенол, нилин и *n*-нитроиллин. Одной из причин адсорбции плоских молекул ароматических производных бензол и гидроксильной поверхности кремнезема

Э.Б. Хоботова*,

доктор химических наук, профессор, заведующая кафедрой химии, Харьковский национальный автомобильно-дорожный университет

И.В. Грайворонская, аспирант, Харьковский национальный автомобильно-дорожный университет

А.С. Власенко, ведущий инженер отдела технологии органических соединений ГНУ НТК Институт монокристаллов НАН Украины

являются водородные связи π -электронов бензольного кольца с поверхностными силанольными группами [1].

В качестве шлакового сорбента использовался шлак Побужского ферроникелевого комбината (ПФНК) производства сплава FeNi. Ранее [2] было показано, что основными поверхностными функциональными группами шлаковых частиц являются силанольные Si-OH и силоксановые Si-O-Si группы. Причем доля силанольных групп возрастает при увеличении степени гидроксильной поверхности, характерной для кислотных окислов шлака. Согласно литературным данным [3] концентрация поверхностных силанольных групп на гидроксильной поверхности кремнезема невысока и составляет 5.

$$\frac{\text{ОН - групп}}{\text{нм}^2}$$

Цель работы – определение кинетических характеристик адсорбции ароматических соединений шлаковым сорбентом, количественное описание процесса адсорбции и выявление основных типов взаимодействий.

*Адрес для корреспонденции: chemistry@khadi.kharkov.ua



Таблица 1

Эффективность адсорбционного извлечения ароматических соединений шлаком ПФНК, активированным 0,5 М раствором H_2SO_4

Растворы соединений (0,01 г/дм ³)	Эффективность извлечения сорбатов, %
<i>n</i> -нитрофенол	26,0
фенол	32,7
нилин	42,9
<i>n</i> -нитро нилин	94,5

Адсорбцию проводили в статическом режиме в течение 3 сут. Концентрации соединений в растворе определяли методом гравиметрии.

Согласно результатам адсорбции (табл. 1) ароматические соединения можно расположить в ряд увеличения эффективности адсорбции:

n-нитрофенол < фенол < нилин < *n*-нитро нилин.

Различная адсорбция молекул ароматических соединений может определяться рядом факторов, связанных с их химической природой, среди которых величина постоянного дипольного момента, вероятность образования водородной связи ароматических молекул с молекулами воды и ОН-группами гидроксильной поверхности адсорбента, способность к диссоциации

соединений к катионам электролитов, т.к. и др. Симметричное расположение гидрофильной и гидрофобной групп создает условия для фиксированной ориентации молекул в адсорбционной фазе, что делает возможной плотную их упаковку на поверхности шлакового сорбента.

Большое значение для адсорбции ароматических соединений имеет межмолекулярная водородная связь, образующаяся между функциональными группами поверхности адсорбента и ароматических веществ. Энергия водородной связи в 2-4 раза больше энергии дисперсионного взаимодействия адсорбируемых молекул с поверхностью. Наиболее эффективно в подобное межмолекулярное взаимодействие вступают группы $-OH$ и $-NH_2$.

Менее выражена адсорбция *n*-нитрофенола по сравнению с фенолом, вероятно, связанная с оттягиванием электронной плотности из бензольного кольца молекулы фенола нитрогруппой, в результате чего отрицательный заряд на атоме кислорода уменьшается, что приводит к ослаблению водородной связи между фенольной группой и ОН-группами поверхности шлама. Для ниллина и *n*-нитро ниллина логичный эффект не наблюдается.

Определено уменьшение концентрации ниллина в растворе во времени при протекании адсорбции шлагом (рис. 1). При этом эффективность процесса и величина адсорбции *a* возрастают (табл. 2). При начальном значении pH 6,7 практически отсутствует ионизация катионных молекул ниллина, т.к. кислотных групп поверхности шлама. Рассчитана доля неионизированных молекул $(1-\alpha)$ [1] ниллина (органического основания с $K_b = 3,82 \cdot 10^{-10}$ [4]):

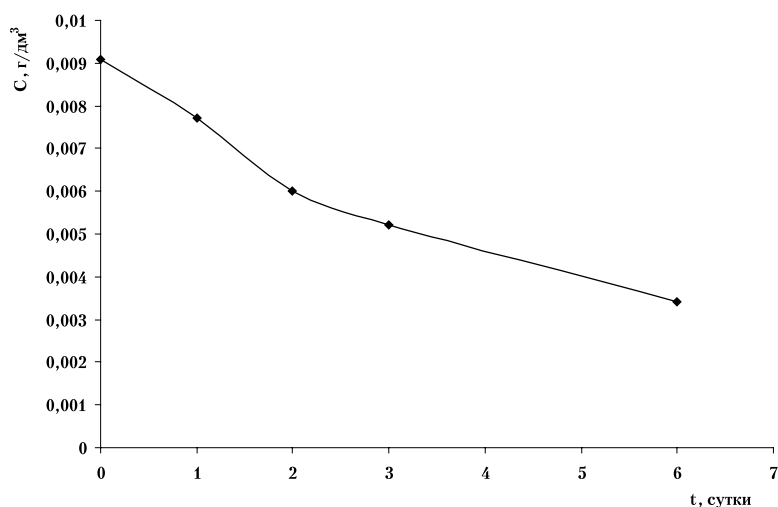


Рис. 1. Уменьшение концентрации анилина в растворе при адсорбции шлаком ПФНК.

Таблица 2

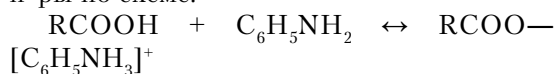
Изменение показателей сорбции анилина шлаком ПФНК во времени (статический режим адсорбции)

Время выдержки, сут	pH раствора в конце адсорбции	$C_{\text{анилина}}, \text{ мг/дм}^3$	Величина адсорбции $a, \text{ мг/г}$	Эффективность извлечения анилина, %
0	6,7	9,1	-	-
1	5,8	7,7	0,028	15,4
2	4,6	6,02	0,062	33,8
3	-	5,2	0,078	42,9
6	6,4	3,4	0,114	62,6

Подобный механизм адсорбции возможен и для *n*-нитроанилина.

$$(1-\alpha) = \frac{1}{1 + K_b [H^+] 10^{14}} = \frac{1}{1 + 3,82 \cdot 10^{-10} \cdot 10^{6,7} \cdot 10^{14}} = 0,9924$$

Таким образом, 99,24 % молекул анилина пребывают в неионизированной форме. Сорбция неионизированных молекул анилина происходит в результате протонирования молекулы и образования ионной пары по схеме:



без вытеснения ионов водорода в раствор [1]. Усиление сорбции за счет дополнительного воздействия поверхностных функциональных групп с неионизированными молекулами слабых электролитов имеет важное практическое значение при глубокой очистке вод.

В работе [1, 5] показана зависимость величины сорбции рядом химических соединений активными углями от pH раствора, что в тесной связи с преобладающей сорбцией неионизированных и менее гидратированных молекул. Таким образом, увеличение эффективности сорбции слабых органических электролитов на шлаковых частицах объясняется уменьшением способности электролитов к диссоциации, именно [4]:

	<i>n</i> -нитрофенол	<	фенол	<	анилин	<	<i>n</i> -нитроанилин
	$Ka = 7,08 \cdot 10^{-8}$		$Ka = 1,3 \cdot 10^{-10}$		$Kb = 3,82 \cdot 10^{-10}$		$Kb = 1,05 \cdot 10^{-13}$
(1-α)	0,739		0,999		0,992		0,999

Отклонение в ряду по величинам констант диссоциации K для фенола и *n*-нитрофенола можно объяснить более сильной диссоциацией *n*-нитрофенола и образованием отрицательно заряженных частиц $C_6H_5O^-$, электростатическая составляющая сорбции которых уменьшается при отталкивании от отрицательно заряженной поверхности.

Представляет интерес изучение влияния кислотности раствора на сорбцию слабых органических электролитов на шлаком ПФНК. Смещение pH к более кислой, так и в щелочную область уменьшает сорбцию *n*-нитроанилина (табл. 3). Доля неионизированных молекул велика во всех случаях: 99,24 % (pH 3); 99,99 % (pH 6,7); ≈100 % (pH 10).

Отсюда следует, что степень ионизации *n*-нитроанилина как слабого электролита и появление положительного заряда на его молекуле в кислых средах не определяет величину сорбции. В противоположном случае в кислой среде наблюдается увеличение сорбции за счет электростатического взаимодействия молекул с отрицательно заряженной поверхностью шлака. Торможение сорбции *n*-нитроанилина, вероятно, вызвано влиянием кислотности раствора на свойства поверхности шлака. В кислой области поддается диссоциации силанольных групп и уменьшается отрицательный потенциал поверхности. В щелочной области происходит разрушение гелеобразного слоя силикатной кислоты, играющего немаловажную роль в протекании сорбции.



Таблица 3

Влияние кислотности раствора на адсорбцию *n*-нитроанилина шлаком ПФНК в статическом режиме в течение 3 сут

рН раствора	Концентрация <i>n</i> -нитроанилина, мг/дм ³	
	начальная	конечная
3,95	3,47	3,10
6,7	4,51	2,44
10,0	3,75	3,42

Изотерм адсорбции *n*-нитроанилин (рис. 2), полученная в статическом режиме, свидетельствует о положительной величине адсорбции в широком интервале рвновесных концентраций сорбента C_p . Оптимальным условиям адсорбции отвечает $C_p = 2,44$ мг/л или отношение «сорбент (мг): сорбент (г)» = 0,24 : 1. Наличие максимума на изотерме адсорбции связано с диполь-дипольным отталкиванием молекул в адсорбционном слое, единообразие ориентации которых связано с дисперсионным взаимодействием углеродного скелета с той же поверхностью.

Если величину предельной удельной адсорбции a_∞ принять значение, соответствующее максимуму изотермы адсорбции, то возможно рассчитать эффективную удельную поверхность сорбента S_a [1]:

$$S_a = \frac{V_a}{h} = \frac{a}{h} \frac{V_M}{\rho} = \frac{a}{h \rho} M = \frac{1,52 \cdot 10^6 \cdot 138}{1,424 \cdot 0,37 \cdot 10^7} = 0,4 \text{ м}^2/\text{г}$$

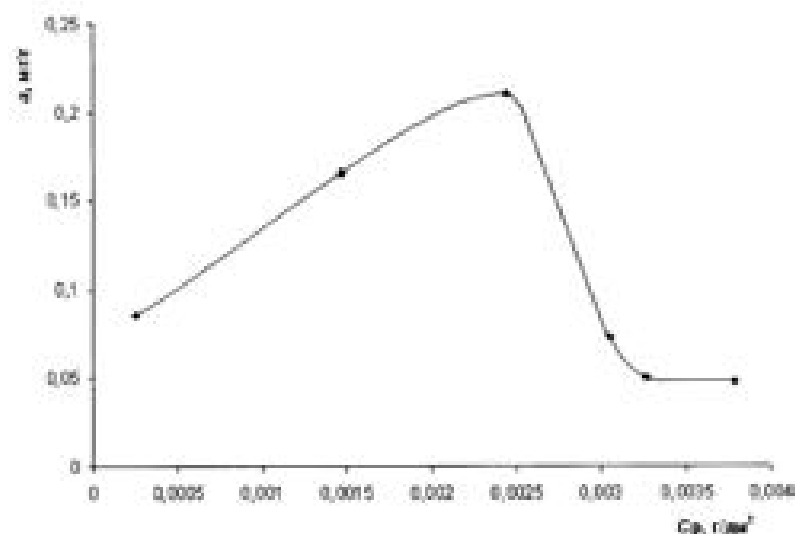


Рис. 2. Изотерма адсорбции *n*-нитроанилина шлаком ПФНК (статический режим).

где V_M — молярный объем *n*-нитроанилин ;
 M — молярная масса *n*-нитроанилин 138 г/моль;
 ρ — плотность *n*-нитроанилин 1,424 г/см³ [6];

h — «толщина» мономолекулярного слоя, образующегося на непористой поверхности, равная для производных бензол-толщине бензольного кольца 0,37 нм [1].

Величина S_a обеспечивается пористостью поверхности, присутствием большого количества осколочного материала, но не пористостью. Пористость шлака составляет 47 %, однако большинство пор закрыты, что характерно для материалов, подвергнутых высокотемпературной обработке. Открытая пористость, определенная по разности объемов единицы массы сорбента и истинным объемом твердого материала, составляет 0,0303 см³/г или 3,03 %. Поэтому адсорбция органических соединений протекает не в порах, а на открытой поверхности шлака, подобное явление обнаружено для сорбентов различной природы [1].

Восходящему участку изотермы адсорбции соответствует линейная изотерма Фрейндлиха $\lg a = 1/n \lg C_p + \lg K$ и изотерма в координатах

$$\frac{1}{A} - \frac{1}{C}$$

согласно которым получены уравнения Фрейндлиха и Ленгмюра. Вид уравнения Фрейндлиха следующий:

$$a = 8,91 C_p^{0,39},$$

где константа $K = 8,91$ моль/дм³.

Уравнение Ленгмюра:

$$A = A_{\text{пред}} \frac{KC}{KC + 1} =$$

$$1,8 \cdot 10^{-3} \frac{2,8 \cdot 10^5 C}{2,8 \cdot 10^5 C + 1}, \text{ ммоль/г.}$$

Большая величина константы адсорбции $K = 2,8 \cdot 10^5$ дм³/моль определялась видом изотермы адсорбции, ее круто восходящей ветвью. Изменение изобарно-изотермического потенциала при адсорбции *n*-нитроанилин на шлак ПФНК равно

$$\Delta G = -2,3R298 \lg K = -3,1 \cdot 10^4 \text{ Дж/моль.}$$

Высокие значения K и величины $-\Delta G = 31$ кДж/моль свидетельствуют об эффективности протекания адсорбции *n*-нитроанилин на шлаковом сорбенте.

те. Адсорбция органических соединений протекает за счет взаимодействия с поверхностными функциональными группами, так и в результате дисперсионного взаимодействия, т.е. является результатом двух параллельно существующих равновесий.

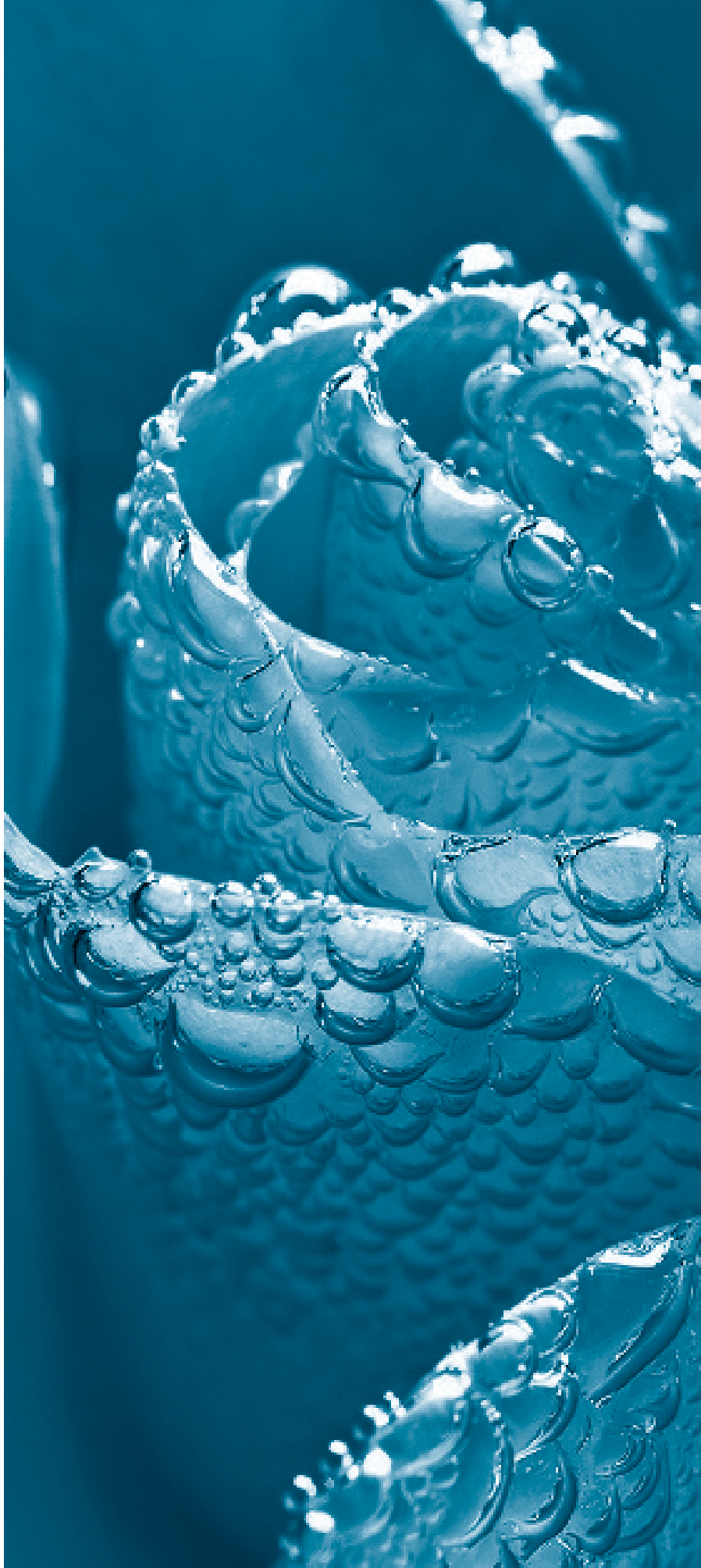
Адсорбируемые органические соединения обладают достаточно большим постоянным дипольным моментом μ [7]: $\mu_{\text{нилин}} = \mu_{\text{фенол}} = 1,53$; $\mu_{\text{нитрофенол}} = 5,01$; $\mu_{\text{нитронилин}} = 6,32$. В данном случае дополнительно проявляется их индукционное электростатическое взаимодействие с поверхностью адсорбента. Авторы работ [8, 9] показали, что на неполярной углеродной поверхности вклад индукционного взаимодействия в общую энергию сорбции составляет всего 10 %. Прогнозируется, что при достаточно высокой полярности соединений шлокового адсорбента доля подобного взаимодействия будет выше.

Полученные экспериментальные данные свидетельствуют о том, что основными типами взаимодействия «органический углеводород – шлоковый адсорбент» являются:

- ♦ дисперсионное взаимодействие между углеродным скелетом молекул сорбатов и теми адсорбентами;
- ♦ межмолекулярная водородная связь между функциональными группами органических молекул и поверхности адсорбента;
- ♦ водородная связь между π -электронами бензольного кольца и силанольными группами поверхности адсорбента;
- ♦ образование ионных пар между функциональными группами поверхности и протонированными функциональными группами недиссоциированных молекул сорбатов;
- ♦ электростатическое индукционное ориентационное взаимодействие при диссоциации функциональных групп поверхности адсорбента и молекул сорбатов.

Заключение

Таким образом, правильный выбор партнеров для реализации различных видов межмолекулярных взаимодействий при сорбции позволит решить практические задачи сорбционной очистки сточных вод, среди которых – локальная очистка сточных вод, образующихся при определенных технологических операциях.



Литература:

1. Когновский А. М. Адсорбция органических веществ из воды / А. М. Когновский, Н. А. Клименко, Т. М. Левченко, И. Г. Родина. Л.: Химия, 1990. 256 с.
2. Грайворонская И. Повышение эффективности сорбции — повышение экологической безопасности производственных процессов / И. Грайворонская, Э. Хоботов, В. Дценко, И. Мрченко, В. Медников, А. Бородкин // Вісник Херківського національного університету ім. В. Н. Каразіна. 2011. № 944. Вып. 6. С. 98-103.
3. Киселев А. В. Межмолекулярные взаимодействия в сорбции и хроматографии. М.: Высшая школа, 1986. 360 с.
4. Несмеянов А. Н. Нечлорорганической химии / А. Н. Несмеянов, Н. А. Несмеянов. Книжкины. М.: Химия, 1974. 744 с.

Ключевые слова:

сорбент, сорбция, органические соединения, кислотность

5. Ровинская Т. М. Оптимальные условия десорбции органических соединений из промышленных сточных вод / Т. М. Ровинская // В кн.: Исследования в области промышленного применения сорбентов. М.: Изд-во АН СССР, 1961. С. 121-126.
6. Химическая энциклопедия. Т. 3. М.: Научное изд-во «Большая Российская энциклопедия», 1992. 639 с.
7. Осипов О. А. Справочник по дипольным моментам / О. А. Осипов, В. И. Минкин, А. Д. Гривовский, 3 изд. М.: Высшая школа, 1971. 416 с.
8. Авгуль Н. Н. Адсорбция газов и паров на однородных поверхностях / Н. Н. Авгуль, А. В. Киселев, Д. П. Пошкус. М.: Химия, 1975. 384 с.
9. Margenay H. Theory of Intermolecular Forces / H. Margenay, N. R. Kestner. London: Pergamon Press, 1971. 400 p.

E.B. Khabotova, I.V. Graivoronskaya, A.S. Vlasenko

ZOOBENTHOS COMPOSITION AND STRUCTURE AS ECOLOGICAL STATE INDICATORS FOR A LAKE SYSTEM OF THE BURLA RIVER

Adsorption of low-molecular aromatic compounds by dross sorbent was studied. Influence of solution acidity on adsorption of aromatic weak electrolytes was shown. Adsorption equations were established. Basic interaction types such as dispersive, inductive and orientational electrostatic, intermolecular hydrogen bond and ion pairing were determined. It was revealed that low-molecular aromatic compounds are adsorbed at unionized form.

Key words: dross, sorbent, adsorption, aromatic compounds, acidity

НОВЫЙ в р и н т **ЭКСТРАКЦИОННО-ФЛУОРИМЕТРИЧЕСКОГО** ОПРЕДЕЛЕНИЯ ИОНОВ ОЛОВА (IV)

Изучена водорастворимая расщепляющаяся система антипирин – сульфосалициловая кислота – вода для извлечения ионов олова (II, IV) и последующего определения его в виде флуоресцирующего комплексного соединения с морином. Установлены оптимальные условия экстракции и определения ионов олова (IV). Рассмотрено мешающее влияние посторонних ионов на экстракционно-флуориметрическое определение микроколичеств ионов олова (IV).



Введение

Прогресс в отраслях науки и техники, а также необходимость исследований окружающей среды ставят перед аналитической химией новые сложные задачи, которые связаны с ужесточением требований к безопасности труда и качеству используемых материалов, с контролем за содержанием токсических примесей в воздухе, почве, сточных водах промышленных предприятий.

Возникла необходимость разработки экспрессных методов анализа с высокой избирательностью и низким пределом обнаружения, в расширении инструментальных методов и упрощении технологического процесса.

Методы, основанные на применении релаксирующихся экстракционных систем без органического растворителя, отвечают всем предъявляемым требованиям, а также обладают высокой вариативностью за счет большого выбора органических реагентов.

Химическое взаимодействие компонентов водного раствора, содержащего органические основания и органическую

О.Н. Попова*,
спиристка,
ФГОБУ ВПО
Пермский государственный
национальный исследовательский
университет

М.И. Дегтев, доктор химических наук, профессор, заведующий кафедрой аналитической химии химического факультета, ФГОБУ ВПО Пермский государственный национальный исследовательский университет

кислоту, приводит к образованию нового соединения, которое вызывает расщепление водно-органической смеси на две жидкие фазы. Небольшая по объему (1-3 мл) нижняя органическая фаза, содержащая высокие концентрации оснований и кислоты, является экстрагентом микроколичеств ионов металлов [1, 2]. При этом, образующаяся фаза пригодна как для выделения, так и для последующего определения компонентов любым удобным методом. Такой подход не только упрощает задачу выделения и определения ионов металлов, но и становится удобным методом в ряду экономически выгодных и безопасных для здоровья человека.

Авторами изучены расщепляющиеся системы антипирин (**Ant**) – сульфосалициловая кислота (**SSA**) – вода для извлечения ионов олова и последующей разработки метода его определения.

Ant и SSA – широко известные аналитические реагенты, которые являются доступными и нетоксичными химическими веществами. Несмотря на высокую растворимость в воде, Ant способен образовывать ряд тройных расщепляющихся систем с некоторыми органическими кислотами, в том числе и с сульфосалициловой [3, 4].

*Адрес для корреспонденции: popovaolgakm@yandex.ru

Ранее [5] был изучен процесс растворимости в водной тройной системе и установлен состав жидкого двухфазного равновесия. Нам известно, что Ant и SSA взаимодействуют по кислотно-основному механизму, в результате чего происходит образование соединения с ограниченной растворимостью в воде, приводящего к образованию водного раствора. Образующаяся вторая фаза, состоящая из ионного соединения сульфосалицилата пипириния и Ant, подвижна, прозрачна, практически неокрашена и удобна для проведения анализа элементов различными методами, в том числе инструментальными.

Распределение микродоз (1·10⁻⁴ моль) ионов олова (II, IV) в рассматриваемой системе Ant – SSA – вода изучали в градуированных пробирках с притертыми пробками, помещая в них соответствующие количества Ant, SSA, раствора соли олова (II) или (IV). Ant и SSA можно использовать в виде твердых веществ или водных растворов с концентрацией 2 моль/л. Общий объем водной смеси доводили до 20 мл дистиллированной водой, пробирки встряхивали в течение 1 мин и оставляли до полного расслоения и осветления фаз. Содержание ионов металлов в водной и органической фазах определяли комплексонометрически [6].

Установлено, что эффективнее использовать отношение Ant : SSA от 2 : 1 до 3 : 2, так как в данных условиях образуются достаточный для аналитических целей объем нижней фазы (2,4 мл). Отклонение от оптимальных соотношений количеств реагентов вызывает нарушение условий жидкого двухфазного равновесия и приводит к частичной или полной кристаллизации системы.

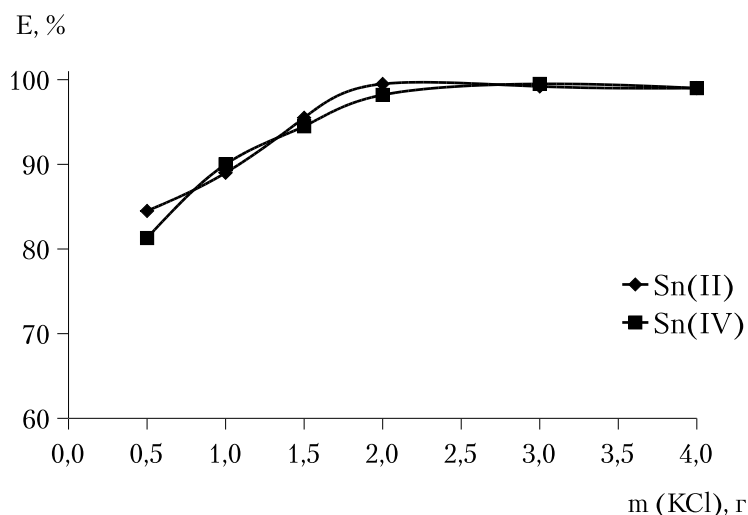


Рис. 1. Зависимость степени извлечения ионов олова (II) и (IV) от количества KCl в системе Ant – SSA – вода (C(Ant) = 0,6 моль/л, C(SSA) = 0,4 моль/л).

Максимальная степень извлечения ионов двух- и четырехвалентного олова наблюдается при концентрациях Ant и SSA, равных 0,6 и 0,4 моль/л соответственно, и составляет, %: Sn (II) – 88; Sn (IV) – 92. При этом извлечение ионов металлов не превышает ~ 92 %, что объясняется большой растворимостью образующейся фазы в воде, вследствие чего часть Ant и SSA остаются в водном растворе.

С целью увеличения степени извлечения ионов олова изучено влияние ряда неорганических солей и фазообразователей и распределение элементов. В качестве выделителей применяли NH₄Cl, KCl, CaCl₂ и MgCl₂. Из рассмотренных солей наибольшее выделительное действие проявляет хлорид калия. Его влияние на распределение ионов олова представлено



Таблица 1

Результаты определения 46,0 мкг олова (IV) в присутствии посторонних ионов (n = 3, P = 0,95; Флюорат-02-3М)

Посторонний ион	Отношение Me : Sn (IV)	Найдено Sn, мкг	Относительная ошибка, %	Относительное стандартное отклонение, S _r
Ca ²⁺	250	46,3	0,8	0,002
Mg ²⁺	250	47,0	2,2	0,006
Co ²⁺	250	46,8	1,7	0,004
Ni ²⁺	250	45,2	1,7	0,006
Mn ²⁺	250	45,7	0,6	0,004
Zn ²⁺	100	46,6	1,3	0,006
Cu ²⁺	100	46,9	1,9	0,004
Pb ²⁺	100	47,0	2,2	0,007
NO ₃ ⁻	500	46,5	1,1	0,002
SO ₄ ²⁻	500	45,1	1,9	0,004

но и *рис. 1*, из которого следует, что наличие с концентрацией KCl, равной 1,3 моль/л (2,0 г), не влияет на количественное извлечение элемента. При этом объем органической фазы увеличивается до 3,2–3,3 мл, степень извлечения ионов олова (II, IV) составляет > 99 %. Дальнейшее увеличение концентрации KCl не влияет на экстрагируемость ионов металлов, что связано с типом извлекаемых соединений — так, в условиях достаточного избытка хлорид-ионов олово (II) и олово (IV) переходят в органическую фазу в виде хлоридных циклокомплексов высшего порядка [SnCl₄]²⁻ или [SnCl₆]²⁻ с протонированной формой

Ключевые слова: экстракция, рессивация, ионы олова (IV), морин, флуориметрия

регента, сольватированные сульфидциклотимпириния (*рис. 1*).

Таким образом, в результате проведенных исследований найдены оптимальные условия обрзования двух жидких фаз и количественного извлечения ионов олова в рессивационной системе Ant — SSA — H₂O. Необходимо отметить, что существенным достоинством органической фазы, образующей Ant и SSA, является не только ее хорошая растворимость в воде, но и большая экстракционная и буферная емкость.

Дополнительные исследования показали, что экстракция микроколичеств ионов олова (II, IV) в оптимальных условиях

н логичн кривой р спределения м кро- количеств элемент между двумя ф з ми, что дел ет возможным р зр ботку, н при- мер, экстр кционн-флуориметрического определения ионов олов (IV) с морином.

Морин (3,5,7,2',4'-пент оксифл вон) об- р зует с оловом окр шенное в желтый цвет комплексное соединение в соотношении 1 : 1, флуоресцирующее в ультр фиолето- вом свете. К к фото- и флуориметриче- ский ре гент н олово (IV) морин известен д вно [7, 8]. М ксимум светопоглощения комплекс олов с морином н блюдется в обл сти 415-420 нм при рН 2, молярный коэффициент светопоглощения (ϵ) р вен 27400.

Определение ионов олова (IV)

Методик предн зн чен для определе- ния м ссовой концентр ции олов в проб х питьевых, природных и сточных вод флу- ориметрическим методом н н лиз торе жидкости «Флюор т-02-3М».

К нейтр льному или сл бокислому н - лизируемому р створу, содерж шему 2-80 мкг ионов олов (IV), доб вляют 1,13 г Ant, 0,76 г SSA и 1,48 г хлорид к лия. Общий объем водной смеси доводят до 10 мл деи- онизиров нной водой и встряхив ют в те- чение 20-30 сек. После полного р сслоения и просветления водную ф зу отделяют от орг нической и к последней приб вляют 3 мл этилового спирт , 2 мл р створ HCl с концентр цией 2 моль/л, приготовлен- ного н деионизиров нной воде, и 1 мл 0,1 %-ного спиртового р створ морин , в резульг те чего происходит р створение орг нической ф зы. Объем р створ до- водят до 15 мл деионизиров нной водой, тщ тельно перемешив ют и ост вляют н 25-30 мин. Ук з нный промежуток вре- мени необходим для перекомплексовки олов и ст билиз ции н лизируемого сиг- н л . Р створ приобретает желтый цвет, который под действием ультр фиолетово- го свет флуоресцирует. Ан лизируемый р створ комплексного соединения олов с морином фильтруют в кювету и измеря- ют сигн л флуоресценции н н лиз торе жидкости «Флюор т-02-3М», используя соответствующие светофильтры. Прибор втом тически вычисляет концентр цию олов в проб х воды при помощи гр дуиров- очной з висимости, з ложенной в п мять н лиз тор .

Предл г емый способ экстр кционн- флуориметрического определения ионов олов обл д ет высокой чувствительно-



стью и избир тельностью. Исследов ние меш ющего влияния ряд посторонних ио- нов предст влено в табл. 1. Щелочные ме- т ллы не меш ют определению, т.к. в опти- м льных условиях комплексобр зов ния олов (IV) не экстр гируются. Не меш ют т кже сульф ты и нитр ты. К льций, м г- ний, коб льт (II), никель (II), м рг нец (II) не меш ют определению олов (IV) в ко- личеств х, не превыш ющих содерж ние элемент в 250 р з. Допустимо присутствие ионов цинк , меди (II) и свинц (II) в от- ношении Me : Sn = 100 : 1. М ксим льное меш ющее влияние н определение оло- в (IV) ок зыв ют более чем двукр тные избытки ионов люминия и желез (III). Влияние люминия обусловлено его спо- собностью к обр зов нию флуоресцирую- щего комплекс с морином [9], м ксимум светопоглощения которого пр ктически совп д ет с м ксимумом поглощения н - лизируемого комплекс . Железо (III) об- р зует с SSA [9] и Ant [10] ярко окр шен- ные соединения кр сного цвет , что, в свою очередь, з ниж ет сигн л флуоресценции. Меш ющее влияние ионов желез (III) можно устр нить скорбиновой кислотой, котор я восст н влив ет ионы желез до степени окисления +2. Одн ко следует изб- ег ть избытк скорбиновой кислоты, т.к. после Fe (III) в процессе восст новления будут уч ствов ть ионы олов (IV), что приведет к з нижению резульг тов изме- рения. По этой же причине нежел тельно присутствие других сильных восст новите- лей (табл. 1).



Р зр бот нный метод экстр кционн-флуориметрического определения ионов олов (IV) имеет ряд преимуществ перед известными в ри нт ми определения микроколичеств д нного элемент . Т к, в отличие от способ [11], основ нного н экстр кции ионов олов (II) в р ssl ив ющейся системе с гексилди нтипирилмет ном и пирок техниновым фиолетовым, в предл - г емой н ми методике используются недорогие и р спростр ненные ре генты, повыш ется чувствительность определения и не требуется н грив ние экстр кционной системы до 70-80 °С для р ssl ив ния. В другом в ри нте определения олов [12], включ ющем в себя ст дии экстр кции элемент в толуол в виде иодид олов (IV), реэкстр кции последнего р створом хлороводородной кислоты и обр зов ния флуоресцирующего комплексного соединения с морином, можно выделить следующие недост тки: многост дийность и трудоемкость н лиз и использов ние токсичных орг нических р створителей (толуол).

Заключение

Тким обр зом, в предл г емом в ри нте экстр кции и д льнейшего флуориметрического определения ионов олов (IV) с морином сочет ются выше ук з нные преимуществ по ср внению с известными методик ми, что повыш ет чувствительность и простоту н лиз , исключ ет применение токсичных орг нических р створителей, повыш я тем с мым безоп сность р боты химиков- н литиков.

Литература

1. Петров Б.И. Аналитическое использование экстр кции элементов в р ssl ив ющейся системе вод — нтипирин — монохлоруксун я кислот / Б.И. Петров, С.И. Рогожников // Журн. н лит. химии. 1985. Т. 40. № 2. С. 247-251.
2. Дегтев М.И. Изучение экстр кции ионов коб льт (II) и цинк (II) р spl в ми смесей ди нтипирил лк нов и бензойной кислоты / М.И. Дегтев, Е.Н. Аликин // Журн. неорг. химии. 2010. Т. 55. № 1. С. 136-140.
3. Петров Б.И. Ф зовые р вновесия и р спределение элементов в систем х вод — нтипирин — орг ническ я кислот / Б.И. Петров, А.Е. Леснов, С.А. Денисов // Изв. Алт йского гос. ун-т . 2003. № 29. С. 28-36.

4. Рогожников С.И. Анализ литического использования экстракции элементов в р-р с добавлением щелочных систем, обработанных водой, антипирином и хлоруксусными кислотами. Автореф. дис... канд. хим. наук. Рига, 1985. 16 с.
5. Петров Б.И. Экстракционные системы с антипирином. Использование нетипичных экстракционных систем с антипирином и его производными в аналитической химии / Б.И. Петров, С.В. Темерев // Тез. докл. XVIII Менделеевского съезда по общей и прикладной химии: в 5-ти томах. М.: Гриниц, 2007. Т. 4. С. 38.
6. Спивковский В.Б. Аналитическая химия олова. М.: Наука, 1975. 252 с.
7. Гинзбург Л.Б. Определение малых количеств олова в рудах флуоресцентным и колориметрическим методами / Л.Б. Гинзбург, Э.П. Шкробот // Записка лаборатория. 1957. Т. 23. № 5. С. 527-533.
8. Столяров К.П. Фотометрическое определение олова с моринном / К.П. Столяров, В.Г. Погосев, Н.Е. Кузьминов // Вестник Ленинградского университета. 1968. № 10. С. 133-136.
9. Лурье Ю.Ю. Справочник по аналитической химии. 6-е изд., переработанное и дополненное. М.: Химия, 1989. 448 с.
10. Петров Б.И. Экстракционно-фотометрическое определение железа (III) в р-р с добавлением щелочной системы, содержащей антипирин и монохлоруксусную кислоту / Б.И. Петров, С.И. Рогожников // Журнал аналитической химии. 1984. Т. 39. № 10. С. 1848-1852.
11. Дегтев М.И. Новый вариант экстракционно-фотометрического определения олова (II) без применения органического растворителя / М.И. Дегтев, Н.В. Порошин // Записка лаборатория. Диалог химии. 2011. Т. 77. № 5. С. 9-11.
12. Определение олова в воде. Методика М 01-18-2010. 2010. Электронный ресурс: <http://lumex.ru/metodics/10AR01.05.17-1.pdf>

O.N. Popova, M.I. Degtev

NEW VARIANT OF EXTRACTION-FLUOROMETRIC DETERMINATION OF STANNIC IONS

Stannic extraction in a water-soluble splitting system of antipyrine — sulphosalicylic acid — water was investigated. Following determination as fluorescent complex compound with morin was carried out. Optimal conditions of the extraction and the stannic determination were found. Interference impact of foreign ions on extraction-fluorometric determination of stannic trace amount was viewed.

Key words: extraction, splitting systems, stannic ions, morin, fluorometry

ДЕГРАДАЦИЯ гербицид 2,4-Д и 2,4-дихлорфенол в воде при ДЕЙСТВИИ УЛЬТРАФИОЛЕТОВОГО ИЗЛУЧЕНИЯ ЭКСИЛАМП

Изучена деградация 2,4-дихлорфеноксиуксусной кислоты и 2,4-дихлорфенола в воде в зависимости от длины волны и мощности УФ излучения эксиламп KrCl и XeBr. После фотообработки водных растворов 2,4-Д в течение 120 мин концентрация гербицида снижалась на 60-70 %. БиOLUMИнесцентный тест показал, что длительное облучение растворов исследуемых молекул не приводит к увеличению токсичности растворов.



Введение

Широкое использование пестицидов и гербицидов в сельском хозяйстве в течение прошлых нескольких десятилетий привело к значительному увеличению числа устойчивых органических соединений в природной воде [1, 2]. Изучение превращений устойчивых токсичных соединений в природе и выбор наиболее оптимальных методов утилизации гербицидов являются важными задачами охраны окружающей среды и рационального природопользования [3]. Хлорированные вещества являются канцерогенными и имеют тенденцию накапливаться в жировых тканях живых организмов [4, 5]. Поэтому возрастает интерес к удалению этих загрязнителей из окружающей среды после использования [6]. В последние годы актуальным становится исследование эффективности новых источников УФ-излучения, позволяющих

Н.О. Вершинин*,
спирант, ФГБОУ
ВПО НЦИОН
исследовательский
Томский госу-
дственный универ-
ситет

О.Н. Чайковская,
доктор физико-математических наук, ведущий научный сотрудник, ФГБОУ
ВПО НЦИОН
исследовательский
Томский госу-
дственный универ-
ситет

оказывать влияние на различные электронно-возбужденные состояния органических молекул. Типичными источниками являются эксиплексы лампы, которые находят все более широкое применение в области фотолитографии [7, 8]. Перспективной технологией для разрушения хлорированных органических соединений является применение комбинации физико-химических методов с использованием УФ излучения и биодеградации [9-11].

Целью данной работы является изучение закономерностей фототрансформации 2,4-дихлорфеноксиуксусной кислоты (2,4-Д) и 2,4-дихлорфенола (2,4-ДХФ) от длины волны и мощности УФ излучения эксилампы.

Исходя из поставленной цели, были сформулированы следующие задачи:

1. определение основных продуктов фототрансформации гербицида методом хромато-масс-спектрометрии;
2. оценка степени минерализации водных растворов гербицида после облучения и установление минерализации общего органического углерода;

*Адрес для корреспонденции: nik_vershinin@mail.ru

3. исследование динамики изменения концентрации хлорид-ион и суммарного содержания хинонов в зависимости от времени и длины облучения;

4. оценка токсичности водных растворов 2,4-Д после облучения;

5. исследование устойчивости полученных фотопродуктов к дальнейшему биоразложению и основные определения химического и биологического потребления кислорода (**ХПК** и **БПК₅**).

Материалы и методы исследования

Объектом исследования были выбраны 2,4-Д и 2,4-ДХФ, химически чистоты 95 % (фирма «Aldrich»). Исследуемая концентрация веществ в водных растворах варьировалась от $5 \cdot 10^{-5}$ до $2 \cdot 10^{-3}$ М.

В качестве источников УФ излучения для фотохимических исследований были использованы импульсные эксцимеры KrCl с длиной волны излучения $\lambda_{\text{изл}} = 222$ нм и XeBr ($\lambda_{\text{изл}} = 283$ нм) с параметрами $Dl = 5-10$ нм, $W_{\text{пик}} = 18 \text{ мВт} \cdot \text{см}^{-2}$, $f = 200$ кГц, длительность импульса 1 мкс [7-9].

Водные растворы объемом 50 мл при pH 5,6 облучали при постоянном перемешивании, расстояние от лампы до облучаемого раствора составляло 9,5 см. За время облучения (15-120 мин) поглощенная исследуемым раствором энергия составляла $1 \div 10 \text{ Дж/см}^3$.

Спектры поглощения 2,4-Д и 2,4-ДХФ до и после облучения регистрировали

Е.А. Каретникова, кандидат биологических наук, старший научный сотрудник лаборатории биотехнологий, ФГБУН Институт водных и экологических проблем Дальневосточного отделения Российской академии наук

И.В. Соколова, доктор физико-математических наук, главный научный сотрудник, Сибирский физико-технический институт (ФГБОУ ВПО) Национальный исследовательский Томский государственный университет

с помощью спектрофотометра UV-Vis Spectrometry UNICAM (США). Спектры флуоресценции и биолюминесценции регистрировали на флуориметре Cary Eclipse (Австралия). Оценка токсичности продуктов фототрансформации 2,4-Д проводили с помощью биолюминесцентного биосенсора Микробиосенсор-677Ф на основе лиофильно высушенных люминесцентных бактерий *Photobacterium phosphoreum*, производимого в Институте биофизики СО РАН по ранее описанной методике [12]. Биодegradability растворов до и после облучения оценивали по соотношению $\text{БПК}_5/\text{ХПК}$ [13]. Для определения БПК_5 использовали активный ил с очистных сооружений г. Томск. Ил пропускали через бумажный фильтр, затем через мембранный фильтр с диаметром пор 1 мкм (Вл дигор, Россия). Бактериальные клетки отделяли на мембранном фильтре с диаметром пор 0,2 мкм, промывали физиологическим раствором (0,5 % NaCl) и полученную суспензию использовали для исследования биодegradability молекул до и после облучения.

Для определения концентрации 2,4-Д и качественного состава фотопродуктов после УФ облучения пробы предельно подкисляли HCl до pH 1 и экстрагировали диэтиловым эфиром. Экстракты упаривали в токе воздуха до объема 0,5 мл. Хромато-масс-спектрометрический анализ образцов проводили на приборе Finnigan, модель Trace DSQ (фирма «Thermo Electron Chromatography and Mass Spectrometry Division», США). Условия определения: колонка Trace TR-5MS, температура 100 °C (5 мин), нагрев со скоростью 10 °C/мин до 180 °C (5 мин), нагрев со скоростью 100 °C/мин до 300 °C (1 мин), газ-носитель – гелий. Фототрансформация 2,4-ДХФ была исследована на факультете химических технологий Университета Мурсии в Испании с помощью высокоэффективной жидкостной хроматографии Varian Prostar 210 с UV-VIS детектором и фазовой колонкой C18.

Определение содержания хлорид-ион в воде производили титрованием азотной кислотой ртутью в присутствии индикатора дифенилкарбонил [4]. Суммарное содержание хинонов определяли фотометрическим методом с помощью стандартных бензолсульфоновой кислоты и 4-бензохинона [4]. Общий органический углерод ($C_{\text{орг}}$) определяли методом высокотемпературного каталитического окисления на ТОС-анализаторе Shimadzu TOC-V.

Таблица 1

Соотношение различных параметров водных растворов 2,4-Д ($C = 2 \times 10^{-3}$ М) до и после УФ облучения

Экцилампа	Время облучения, мин	Биолюминесцентный индекс $BI = I/I_0$	$C_{\text{орг}}$, мг/см ³	$\text{БПК}_5/\text{ХПК}$
-	-	0,58	187	0,1
KrCl	60	0,73	179	0,2
	120	0,69	170	0,15
XeBr	60	0,98	182	0,11
	120	0,87	175	0,14

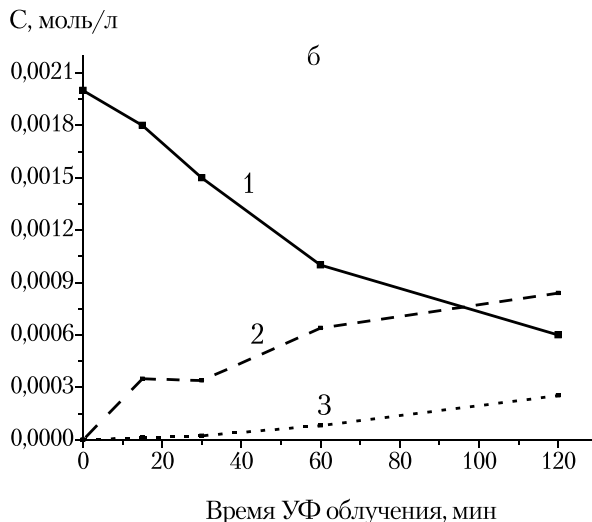
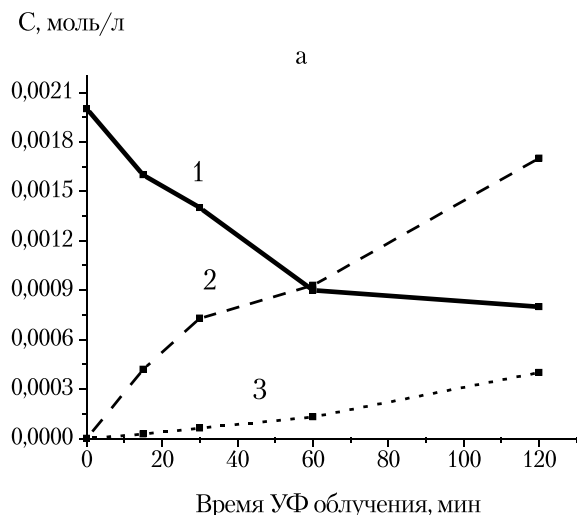


Рис. 1. Фотолиз 2,4-Д (1), образование хлорид-иона (2), образование соединений хиноновой структуры под действием KrCl (а) и ХеВг (б) эксилламп.

Результаты и их обсуждение

Фототрансформация 2,4-дихлорфеноксиуксусной кислоты

Поданным хромато-масс-спектрометрическим анализом через 15 мин облучения начальная концентрация 2,4-Д ($2 \cdot 10^{-3}$ М) под действием излучения KrCl эксиллампой снизилась на 20 %, под действием ХеВг эксиллампой на 10 %, через 120 мин на 60 и 70 %, соответственно. Для обеих длин волн излучения скорость исчезновения 2,4-Д была подобной (рис. 1). Квантовый выход фотопревращения 2,4-Д составляет всего 0,07 для обеих длин волн излучения. Содержание $C_{\text{орг}}$ в растворе с временем облучения 120 мин уменьшилось только на 10 % (табл. 1).

С одной стороны, содержание хлорид-ионов в растворе с временем облучения KrCl эксиллампой в течение 30 мин в 2 раза больше, чем для излучения $\lambda = 283$ нм (рис. 1), что указывает на эффективность дехлорирования исходного соединения. С другой стороны, эффективность образования 2,4-ДХФ после 120 мин облучения была в 2,5 раза выше под действием излучения KrCl эксиллампой, чем под действием ХеВг эксиллампой (рис. 1).

Это свидетельствует о том, что за указанный период времени облучения происходит трансформация 2,4-Д до различных фотопродуктов, включая как моно-, так и

Ключевые слова:

вод, эксилламп, дегидрирование, гербициды, биолюминесценция

дихлорированные соединения, но не минерализация исходного токсиканта до CO_2 . Это согласуется с литературными данными об эффективности фототрансформации хлорзамещенных органических соединений в высоких концентрациях [14] и об образовании 2,4-ДХФ как доминирующего фотопродукта в ходе прямого фотолиза при воздействии ртутной лампы.

Данным хромато-масс-спектрометрическим анализом установлено, что главным продуктом прямого фотолиза 2,4-Д под действием излучения KrCl эксиллампой является 2,4-ДХФ (время удержания 5,45 мин). Содержание 2,4-ДХФ в растворе 2,4-Д после 120 мин облучения в 2,5 раза превышало содержание 2,4-ДХФ в случае ХеВг эксиллампой (рис. 2), в то время как доминирующим фотопродуктом для последней лампы являлось соединение со структурой X2 (время удержания 10,62 мин) с одним атомом хлора. Фотопродукт X1 (время удержания 7,65 мин) содержится в облученном водном растворе. К сожалению, из-за недостатков прибора Finnigan, не позволил нам установить точные структуры полученных фотопродуктов.

При воздействии KrCl эксиллампой в это же время в следовых количествах были зафиксированы 2-хлорфенол (под действием ХеВг эксиллампой данное соединение в растворе появлялось только через 60 мин) и 2-хлоргидрохинон, наличие которого при

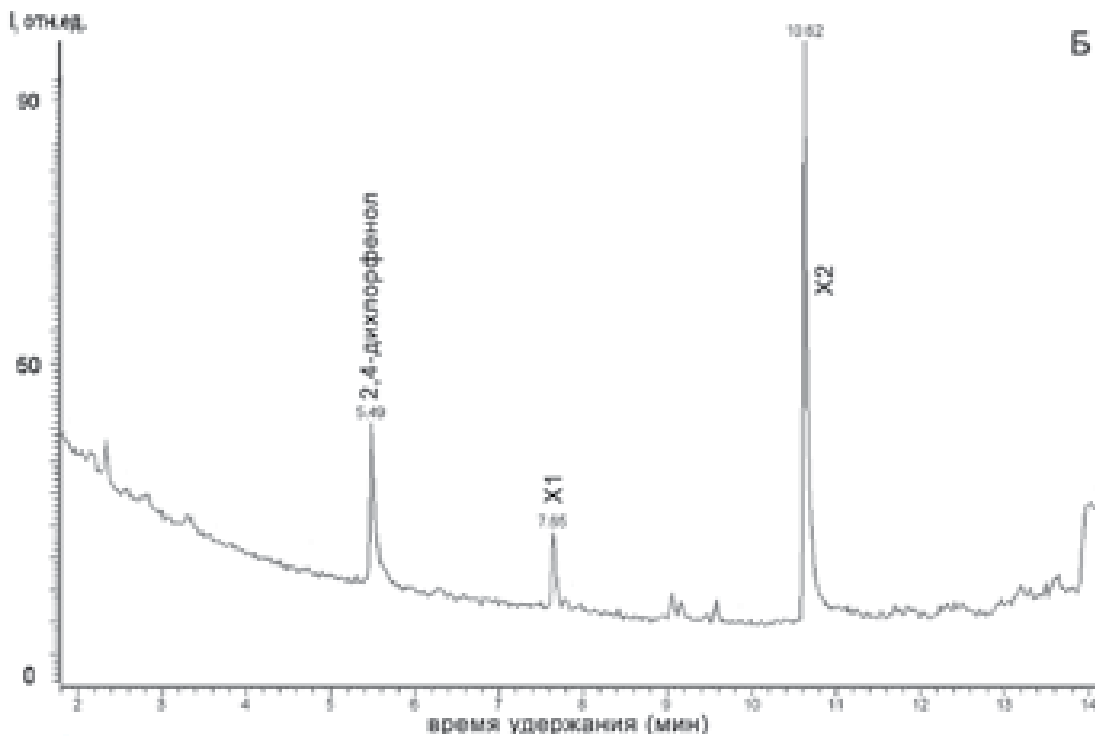
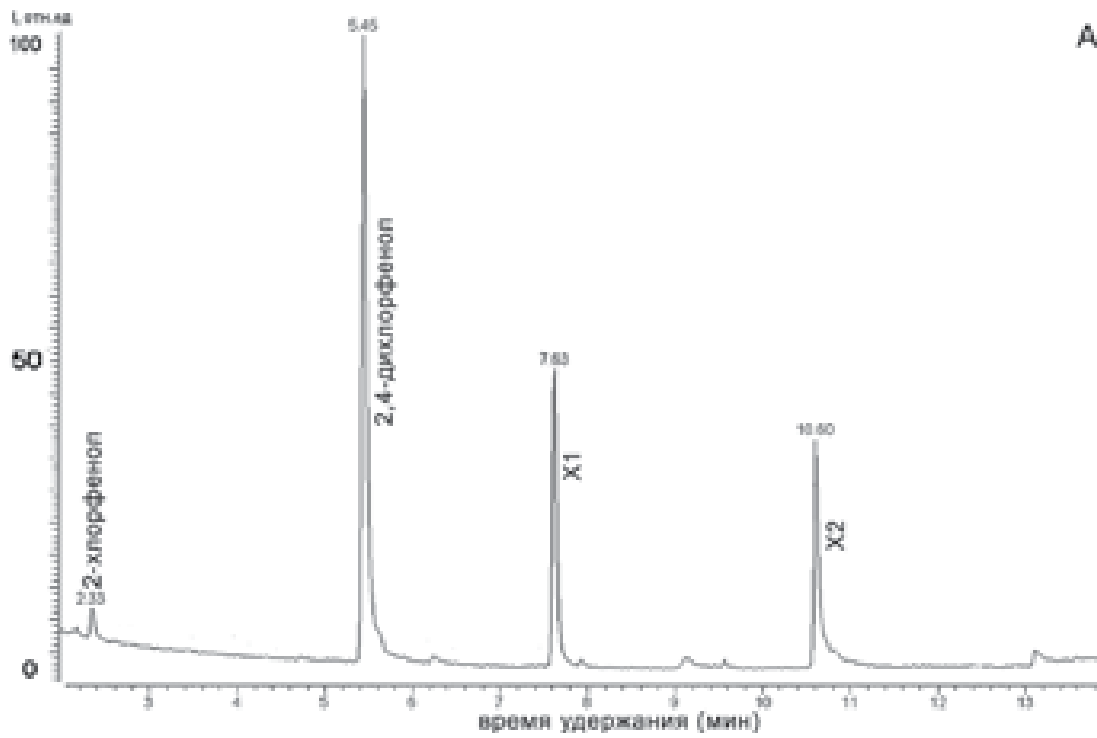


Рис. 2. Хроматограмма водного раствора 2,4-Д ($2 \cdot 10^{-3}$ М) после 120 мин УФ облучения KrCl (а) и XeBr (б) эксимерными лампами.

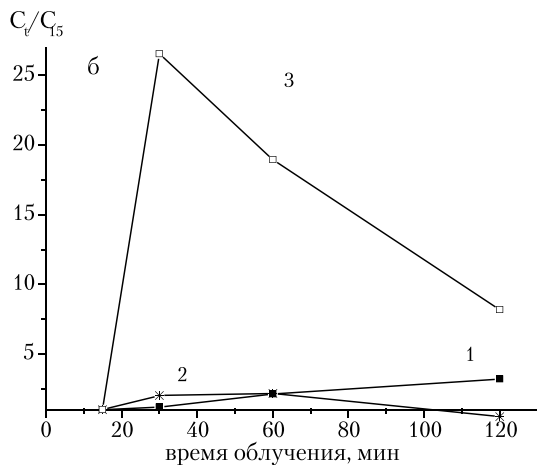
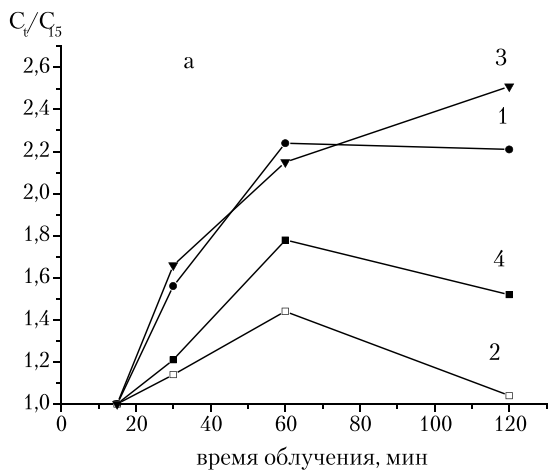


Рис. 3. Динамика изменения концентрации основных фотопродуктов 2,4-Д после УФ облучения КгСл (а) и ХеВг (б) эксилампами: 1 — 2,4-ДХФ; 2 — Х1; 3 — Х2; 4 — 2-хлорфенол.

воздействии ХеВг эксил лампы в р створ х не было з фиксиров но. Концентр ция 2-хлоргидрохинон с увеличением времени УФ воздействия увеличив л сь. Вероятнее всего, н личие высокого содерж ния хлорид-ионов в р створе 2,4-Д после облучения КгСл эксил мпой и приводит к обр зов нию фотопродуктов с большим содерж нием хлор в структуре по ср внению с применением излучения ХеВг эксил мпы.

Дин мик изменения концентр ций доминирующих фотопродуктов предст влен н *рис. 3* (C_t/C_{15} — отношение текущей концентр ции (C_t) к концентр ции н 15 минуте (C_{15}) облучения). Через 120 мин облучения КгСл эксил мпой в р створе был обн ружен в следовых количества х дигидроксibenз льдегид. Особенностью фото-тр нсформ ции 2,4-Д под действием ХеВг эксил мпы являлось резкое увеличение концентр ции неизвестного фотопродукт Х2

после 30 мин воздействия. Фотохимическ я тр нсформ ция 2,4-Д при воздействии КгСл и ХеВг эксил мп ми сопровождается обр зов нию один кового к чественного сост в доминирующих фотопродуктов, но отлич ется дин микой изменения концентр ций фотопродуктов в течение облучения.

Оценк токсичности 2,4-Д и продуктов фотолиз после облучения КгСл и ХеВг эксил мп ми пок з л , что после воздействия УФ-излучением биоломинесцентный индекс увеличив лся, т.е. токсичность р створов уменьш л сь (*табл. 1*).

Биодеградальность растворов 2,4-дихлорфеноксиуксусной кислоты после фототрансформации

Исследов ние возможности совмещения процессов фото- и биодегр д ции является кту льной з д чей, поскольку комбиниров ние методов позволяет проводить более полную очистку вод от токсичных соединений. В то же время биологические методы очистки являются одними из с мых простых в пл не пп р турного осн щения. В связи с этим был исследов н биодегр д бельность р створов 2,4-Д после фототр нсформ ции. Величин БПК₅ после фотолиз возр ст л по ср внению с необлученным в ри нтом (43 мгО/л) и сост влял 93 и 71 мгО/л для р створов, обр бот нных КгСл и ХеВг эксил мп ми, соответственно. Одн ко соотношение БПК₅/ХПК для облученных р створов незначительно возр ст л по ср внению с необлученным (*табл. 1*). Зн чения д нного соотношения были

Таблица 3

Концентрация (мкМ) фотопродуктов в растворе 2,4-ДХФ после облучения по данным хроматографии

Соединение	Эксиллампа	Время облучения, мин						
		2	4	8	15	30	45	60
хлоркate-хол	КгСл	4	10	22	23	58	67	76
	ХеВг	3	7	14	25	40	43	40
хлоргидро-хинон	КгСл	3	7	16	43	48	63	77
	ХеВг	46	0	0	3	8	15	19
хлорбензо-хинон	КгСл				0,7			
	ХеВг	0	0	0	0	0	0	0
гидрохинон	КгСл	6	6	4	18	24	46	59
	ХеВг	0	31	28	6	21	57	90

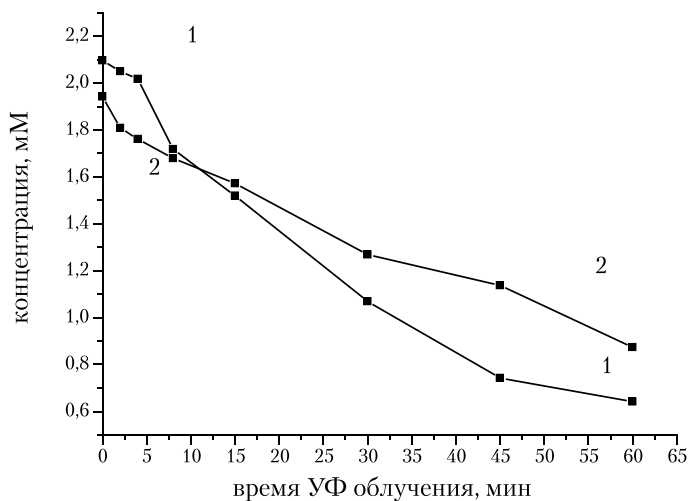


Рис. 4. Динамика убывания 2,4-ДХФ при облучении KгСl (1) и ХеВг (2) эксиллампами.

ниже величины 0,4, которая является границей между соединениями устойчивыми к биоразложению и биодegradуемыми, т.е. УФ облучение рствора 2,4-Д в течение 120 мин не приводило к увеличению биодegradуемости. Это объясняется несколькими причинами. Во-первых, в течение указанного времени не происходит полной трансформации 2,4-Д. Во-вторых, основные фотопродукты, накапливающиеся в рстворе

после 120 мин облучения, являются хлорсодержащими и их биологическая утилизация требует периода адаптации микроорганизмов-деструкторов.

Фототрансформация 2,4-дихлорфенола по данным хромато-масс-спектрометрии

Убыль 2,4-ДХФ после 60 мин облучения KгСl эксил лампы составила примерно 80 %, ХеВг — около 70 %. Фототрансформация 2,4-ДХФ сопровождается дехлорированием и замещением том хлор гидроксильной группой с образованием 2-гидрокси-4-хлорфенол и 2-хлор-4-гидроксифенол.

Авторы работы [15, 16] указывают на то, что гидроксильные радикалы принимают активное участие в дегр адации хлорированных фенолов. Механизм взаимодействия гидроксильного радикала с 2,4-Д и 2,4-ДХФ имеет схожий характер.

Времен жизни 2,4-ДХФ и 2,4-Д после облучения различными источниками с одной дозой энергии разные. В случае 2,4-ДХФ эта величина является большей. Так период полураспада при воздействии дозой 5,3 кр д/мин для 2,4-ДХФ составил 13 мин, для 2,4-Д — 9 мин. При взаимодействии гидроксильного радикала с 2,4-Д, независимо от используемого физико-химического метода, 2,4-ДХФ является доминирующим промежуточным продуктом. В табл. 2 приведены результаты фотолиза водных рстворов 2,4-ДХФ, сопровождающегося



Таблица 2

Изменение содержания 2,4-ДХФ, хлорид-иона и суммарного содержания соединений хиноновых структур в водных растворах 2,4-ДХФ после УФ облучения

№	Эксиллампа	Время воздействия, мин	Е, Дж/см ³ (±0,001)	Концентрация, М	
				Хлорид-ион × 10 ⁻⁴ (± 1 × 10 ⁻⁵)	Хиноны × 10 ⁻⁵ (± 1 × 10 ⁻⁶)
1	KrCl	0	0	0	0
2		8	0,6	1,8	16,1
3		15	1,2	4,8	21,2
4		30	2,4	7,1	29,2
5		60	9,6	12,8	40,9
6	XeBr	8	0,48	1,3	5,2
7		15	0,96	1,9	7,4
8		30	1,92	3,9	11,6
9		60	7,68	5,8	23,6

процесс мидехлорирования и образования соединений хиноновых структур.

Из данных (рис. 4) следует, что до 8 мин УФ облучения эффективность фотолиза при возбуждении XeBr эксилмпы выше, чем при воздействии KrCl. Это можно объяснить рзным механизмом фототрансформации 2,4-дихлорфенола. До 4 мин облучения XeBr эксилмпой происходит прямой фотолиз связи C-Cl и образование хлоргидрохинона и гидрохинона (табл. 3). После дальнейшего облучения этот процесс резко замедляется и интенсивно образуется хлоркетола, в то время как при возбуждении KrCl эксилмпой, по-видимому, процесс фототрансформации 2,4-дихлорфенола происходит по многоканальному механизму с интенсивным образованием хлоркетола и хлоргидрохинона уже в первые минуты облучения.

Заключение

Таким образом, воздействие УФ излучением эксиплексных ламп на 2,4-ДХФ приводит к трансформации гербицида. Облучение KrCl эксилмпой приводит к более интенсивному дегалогенированию исходного токсиканта и образующихся фотопродуктов, что подтверждается появлением в растворе дигидробензальдегида через 120 мин воздействия. Известно, что многие токсиканты обладают эффектом синергизма, что обусловливает их экологическую опасность и необходимость более глубокой деструкции. Биоломинесцентный индекс подтвердил, что после фотолиза к исходного токсиканта, так и фотопродукты не обладают высокой токсичностью, что делает возможным комбинирование фотохимических и биологических методов очистки.

Работа выполнена при финансовой помощи гранта президента РФ на поддержку ведущей научной школы (№НШ-512.2012.2) и гранта РФФИ №10-08-90706-моб_ст.

Работа выполнена при финансовой помощи гранта президента РФ на поддержку ведущей научной школы (№НШ-512.2012.2) и гранта РФФИ №10-08-90706-моб_ст.

Литература

1. Елин Е.С. Фенольные соединения в биосфере. Новосибирск: СО РАН, 2001. 392 с.
2. Мурьев А.Г. Руководство по определению показателей качества воды полевыми методами. СПб.: Кристалл, 2004. 248 с.
3. Кривич Ю.Н. Основы селекции микроорганизмов, утилизирующих синтетические органические соединения. М.: Наука, 1982. 144 с.
4. Кузубов Л.И. Органические загрязнители питьевой воды. Аннотированный обзор / С.В. Морозов. Новосибирск: Изд-во Ин-та органической химии, 1993. 166 с.
5. Nicolaisen M.H. Transcription dynamics of the functional *tfdA* gene during MCPA herbicide degradation by *Cupriavidus necator* AEO106

- (pRO101) in agricultural soil / M.H. Nicolaisen, J. Bælum, C.S. Jacobsen, J. Sørensen // *Environmental Microbiology*. 2008. V. 10. № 3. P. 571-579.
6. Laganà A. Occurrence and determination of herbicides and their major transformation products in environmental waters / A. Laganà, A. Bacaloni, I. De Leva, A. Faberi, G. Fago, A. Marino // *Anal. Chim. Acta*. 2002. V. 462. P. 187-198.
 7. Соснин Э.А. Эксил мпы ёмкостного р зряд / Э.А. Соснин, М.В. Ерофеев, В.Ф. Т р сенко, Д.В. Шитц // *Приборы и техник эксперимент* . 2002. № 6. С. 116-117.
 8. Соснин Э.А. Исследов ние эксплуат ционных х р теристик эксил мп ёмкостного р зряд / Э.А. Соснин, М.В. Ерофеев, А.А. Лисенко, В.Ф. Т р сенко, Д.В. Шитц // *Оптический журн л*. 2002. Т. 69. № 7. С. 77-80.
 9. Sosnin E. Applications of capacitive and barrier discharge excilamps in photoscience / E. Sosnin, T. Oppenlander, V. Tarasenko // *J. Photochem. Photobiol. C: Reviews*. 2006. V. 7. P. 145-163.
 10. Соколов Э.М. Технология очистки промышленных сточных вод от фенольных соединений / Э.М. Соколов, Л.Э. Шейнк н, Д.В. Дергунов // *Вод : химия и экология*. 2012. № 4. С. 26-32.
 11. Воробьев Н.И. Комбиниров нн я окислительн я деструкция орто- и п р -хлорфенол в воде ультр фиолетовым излучением эксил мп / Н.И. Воробьев , Г.Г М т фонов , В.Б. Б тоев // *Вод : химия и экология*. 2012. № 9. С. 32-36.
 12. Tchaikovskaya O. The role of UV-irradiation pretreatment on the degradation of 2,4-dichlorophenoxyacetic acid in water / O. Tchaikovskaya, I. Sokolova, G. Mayer, E. Karetnikova, E. Lipatnikova, S. Kuzmina, D. Volostnov // *Luminescence*. 2011. V. 26. P. 156-161.
 13. Ledger T. Chlorophenol Hydroxylases Encoded by Plasmid pJP4 Differentially Contribute to Chlorophenoxyacetic Acid Degradation / T. Ledger, D.H. Pieper, B. González // *Appl. Envir. Microbiol*. 2006. V. 72. No. 4. P. 2783-2792.
 14. Pichat P. Destruction of 2,4-dichlorophenoxyethanoic acid (2,4-D) in water by TiO₂-UV, H₂O₂-UV or direct photolysis / P. Pichat, J. — C. D'Oliveira, J. — F. Maffre, D. Mas // *Photocatalytic Purification and Treatment of Water and Air* / Eds. Ollis D.F., Al-Ekabi H. Elsevier: Amsterdam. 1993. P. 683-688.
 15. Pulgarin C. Strategy for the coupling of photochemical and biological flow reactors useful in mineralization of biorecalcitrant industrial pollutants / C. Pulgarin, M. Invernizzi, S. Parra, V. Sarria, R. Polania, P. Peringer // *Catal. Today*. 1999. V. 54. P. 341-352.
 16. Kamat P. Hydroxyl radical's role in the remediation of the a common herbicide, 2,4-dichlorophenoxyacetic acid (2,4-D) / P. Kamat, O. Wiest, J. Peller // *J. Phys. Chem. A*. 2004. V. 108. P. 10925–10933.

N.O. Vershinin, O.N. Chaikovskaya, E.A. Karetnikova, I.V. Sokolova

WATER DEGRADATION OF 2,4-D AND 2,4-DICHLOROPHENOL HERBICIDES UNDER UV EMISSION FROM EXCIMER SOURCES

Water degradation of 2,4-dichlorophenoxyacetic acid (2,4-D) and 4-dichlorophenol was studied depending on wave length and power of UV emission from KrCl and XeBr excimer sources. After 120 min photoprocessing of water-dissolved 2,4-D its concentration was down by 60-70 per cent. A bioluminescent test showed that long-term UV exposure of solutions under discussion does not result in increasing toxicity.

Key words: water, excimer sources, degradation, herbicides, bioluminescence

ГИГИЕНИЧЕСКАЯ оценка **ПИТЬЕВЫХ БУТИЛИРОВАННЫХ** вод, ПРОИЗВОДИМЫХ на ТЕРРИТОРИИ РЕСПУБЛИКИ МАРИЙ ЭЛ

Дана гигиеническая оценка качества питьевых бутилированных вод, производимых на территории Республики Марий Эл, и технологий водоподготовки. Показано, что все анализы воды выполнены по неполному перечню показателей, не контролируются продукты миграции токсичных веществ из тары. Использование в технологии водоподготовки умягчения воды ионно-обменным способом приводит к получению слабо-минерализованной воды. Длительное использование такой практически деминерализованной воды может негативно сказаться на состоянии здоровья.



Введение

В современных условиях использование бутилированной воды приобретает все большее значение в жизни населения. Использование воды, расфасованной в емкости, позволяет решить проблему обеспечения населения водой высокого качества, соответственно, снизить риск развития заболеваний, обусловленных водным фактором [1]. Производство питьевых бутилированных вод в Российской Федерации осуществляется отраслью пищевой промышленно-

А.В. Иванов, доктор медицинских наук, профессор кафедры гигиены, медицины труда с курсом медэкологии, ГБОУ ВПО Казанский государственный медицинский университет Минздрав России

сти и началось с середины 90-х годов XX века. В настоящее время это бурно развивающийся сегмент потребительского рынка, его ежегодный темп роста составляет в среднем 18-20%. Бутилированная вода занимает около половины рынка безалкогольных напитков. В то же время целый ряд отечественных производителей расфасованных питьевых вод не имеет системы менеджмента качества, отвечающей современным стандартам, что не позволяет гарантировать необходимое качество выпускаемой продукции. В настоящее время очень часто появляются новые марки воды, не отвечающие существующим нормам [2, 3].

*Адрес для корреспонденции: tafeeva@mail.ru

Таблица 1**Распределение производства бутилированной питьевой воды на территории РМЭ**

№п/п	Административная территория	Количество марок воды 1 категории качества	Количество марок воды высшей категории
1	Волжский р йон	6	-
2	Горном рийский р йон	1	-
3	Козьмодемьянский р йон	1	-
4	М ри-Турекский р йон	1	1
5	Медведевский р йон	12	6
6	Новоторьяльский р йон	1	-
7	Советский р йон	3	-

Одним из важнейших критериев оценки качества бутилированной питьевой воды, способным воздействовать на состояние и развитие человеческого организма на клеточном, тканевом и молекулярном уровнях, относится степень физиологической полноценности питьевой воды, т.е. то, в какой степени питьевая вода является источником необходимых для человеческого организма биогенных макро- и микроэлементов. НИИ экологии человека и гигиены окружающей среды им. А.Н. Сысина (Москва) обоснованы показатели и нормативные уровни физиологической полноценности питьевых бутилированных вод, где для вод высшей категории качества определены максимально допустимые, а также минимально необходимые уровни содержания биогенных элементов, для которых водный путь поступления является основным или даже преимущественным фактором сформирования. Использование перспективных питьевых вод высшей категории качества имеет существенное значение для укрепления здоровья населения и улучшения состояния иммунной системы [4].

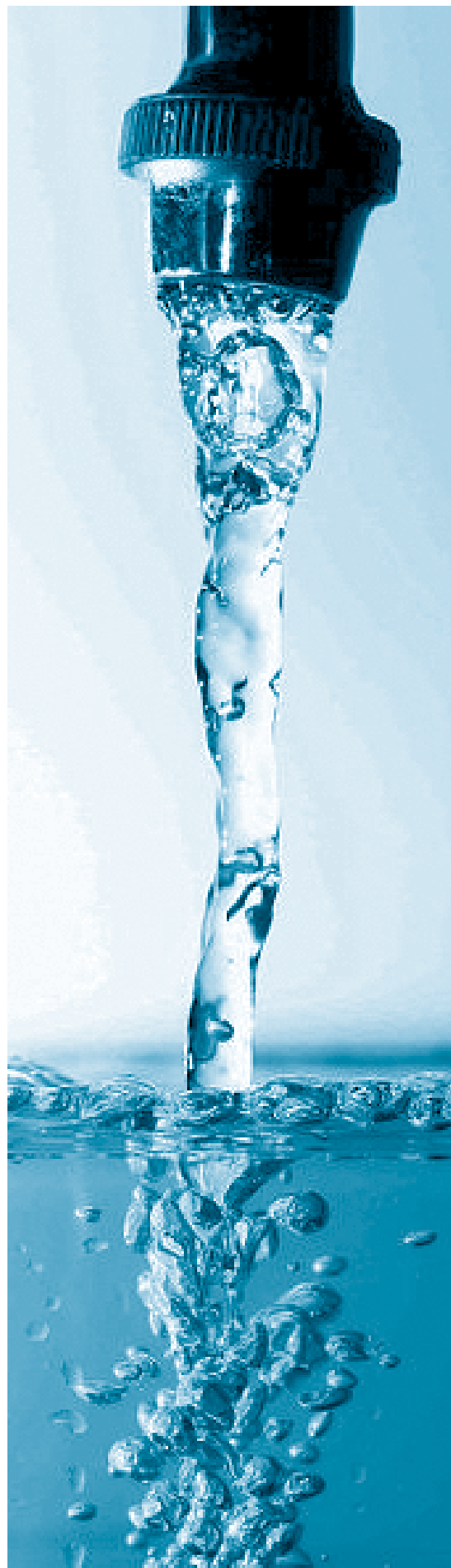
Целью работы является анализ качества питьевых бутилированных вод, производимых на территории Республики Марий Эл (РМЭ), и технологий водоподготовки с гигиенических позиций.

При оценке качества воды были использованы данные исследований, выполненных лабораторией ФБУЗ «Центр гигиены и эпидемиологии в РМЭ».

Проанализировано 31 наименование питьевых вод, представленных в емко-

Е.А. Тафеева*,
доктор медицинских наук, доцент кафедры гигиены, медицины труда с курсом медэкологии, ГБОУ ВПО Кзнский государственный медицинский университет Минздрава России

К.В. Вавашкин,
зачисленный аспирант, ГБОУ ВПО Кзнский государственный медицинский университет Минздрава России, специалист-эксперт отдела санитарного надзора, Управление Роспотребнадзора по Республике Марий Эл





сти, из них 7 — высшей категории качества, остальные — первой (табл. 1). 58 % всех бутилированных вод производится на территории Медведевского район, 19 % — на территории Волжского район, т.е. используются воды Йошкар-Олинского месторождения пресных подземных вод. Водоносный горизонт этого месторождения общей мощностью до 99,5 м приурочен к плиоценовым отложениям, выполняющим древнюю эрозионную долину (палеодолина р. Волги). Водоносными являются пески и песчаники, залегающие в толще глинистых и левролитов. Глубина залегания кровли водоносного горизонта составляет от 37,7 м до 61,5 м, уровень подземных вод устанавливается на глубинах от 18,0 м до 25,7 м. Воды безжелезные, по химическому составу пресные, гидрокарбонатные кальциевом-магниевые и магниево-кальциевые, очень мягкие (жесткость 1,0-5,5 мг-экв/л), с низкой минерализацией и малым содержанием железа (0,5-10,0 мг/л). Установлено, что 30 % бутилированной воды, произведенной на территории Медведевского района, является очищенной водопроводной водой (источник — Арбиский водозабор). Подземные воды Арбиского водозабора безжелезные, характеризуются хорошими органолептическими свойствами, невысокой минерализацией (170,5±13,0 мг/л), низким содержанием сульфатов (19,9±4,35 мг/л), хлоридов (9,6±1,6 мг/л), кальция (33,6±4,8 мг/л), фтора (0,13±0,1 мг/л) и цинка (0,02±0,03 мг/л). Производство питьевой воды, расфасованной в емкости, осуществляется также на территории Козьмодемьянского, Новоторъяльского, Советского, Горноуральского и Мари-Турекского районов. Питьевая вода на данных территориях характеризуется умеренной жесткостью (3,5-5,9 мг-экв/л) и минерализацией (250,0-565,0 мг/л), значительным содержанием железа (10,0-25,0 мг/л) и цинка (0,1-0,4 мг/л).

В соответствии с санитарными правилами и нормами 2.1.4.1116-02 «Питьевая вода. Гигиенические требования к качеству воды, расфасованной в емкости. Контроль качества» предусматривается исследование исходной «сырьевой» воды и питьевой воды, расфасованной в емкости. Проведены оценки полноты выполненных лабораторных исследований по результатам протоколов показаний, что все предельные значения обротов питьевых бутилированных вод, выпускаемых на территории РМЭ, были выполнены по неполному перечню показателей

(от 29 до 47). Следует отметить, что согласно вышеуказанным с нормативным приложением в случае, если вода очищается из водопроводной сети, то обязательным является определение таких показателей, как хлороформ и ост точный связанный хлор. В предст- вленных м рк х питьевой воды, р сф сов нной в емкости, эти исследования не проводятся, не контролируются также продукты миграции токсичных веществ из т ры. В то же время, используемые н сегодняшний день для розлив питьевой воды пл стиковые бутылки являются источником миграции при ее хранении фталатов и бисфенол А (ВРА). Н сегодняшний день вопрос о безопасности ВРА и фталатов для здоровья человека остается открытым. Имеются данные о том, что повышенные концентрации фталатов в моче беременных приводят к феминизации их мужского потомства в будущем, что доказывает феминизирующее действие фталатов на половое развитие мл денцев мужского пола [5]. Национальный исследовательский комитет США (National Research Council) выделил «фталатный синдром», который включает в себя следующие симптомы: бесплодие, снижение производства спермы, крипторхизм, гипоспадия, нарушения формирования мочеполовой системы [6]. В опытах *in vitro* установлено способность ВРА усиливать пролиферацию эстрогенчувствительных клеток рк молочной железы человека. Кроме того, низкие концентрации ВРА могут вызывать пролиферацию клеток рк предст- вительной железы [7]. В 2010 г. Управление по контролю за качеством пищевых продуктов и лекарственных препаратов (FDA, США) официально признало вред ВРА для здоровья человека [8]. Таким образом, продукты миграции из т ры могут являться фактором риска для здоровья человека.

Проведенный анализ процесса водоподготовки показывает, что на большинстве предприятий используется механическая очистка воды и обезжелезивание с применением метода УФ-облучения. В то же время ряд производителей использует умягчение воды ионно-обменным способом, что приводит к получению слабуминерализованной воды (общая минерализация менее 100 мг/л). В докладе ВОЗ [9] даны рекомендации по составу деминерализованной воды: минимальная минерализация 100 мг/л; содержание гидрокربонат-ионов 30 мг/л; кальция 30 мг/л; оптимальный сухой остаток 250-500 мг/л для хлоридно-сульфатных вод и 250-500 мг/л для гидрокربонатных вод; максимальный уровень щелочно-

сти — 6,5 мэкв/л, содержание натрия — 200 мг/л, бор — 0,5 мг/л и бромид-ион — 0,01 мг/л. Среди возможных последствий потребления воды, бедной минеральными веществами, называются: прямое воздействие на слизистую оболочку кишечника, метеоризм и гомеостаз минеральных веществ, и другие функции организма; малое поступление (или отсутствие поступления) кальция и магния, других макро- и микроэлементов; потери кальция, магния и других микроэлементов в процессе приготовления пищи; возможный рост поступления в организм токсичных металлов, связанный с низкими защитными (антиоксидантными) свойствами воды, бедной кальцием и магнием. Н сегодняшний день доказано, что потребление воды, бедной минеральными веществами, оказывает негативное влияние на механизмы гомеостаза, обмен минеральных веществ и воды в организме: усиливается выделение жидкости (диурез). Это связано с вымыванием внутри- и внеклеточных ионов из биологических жидкостей, их отрицательным балансом. Кроме того, изменяется общее содержание воды в организме и функциональная активность некоторых гормонов, тесно связанных с регуляцией водного обмена. Неправильное распределение жидкости в организме приводит к утомляемости, слабости, головной боли, могут возникнуть мышечные судороги и нарушения сердечного ритма. В предст- вленных же образцах бутилированной воды, в технологии водоподготовки которых применялись методы умягчения, содержание сухого остатка составляет от 17,5 до 88,5 мг/л, кальция — от 1,0 до 6,0 мг/л, магния — от 0,6 до 1,82 мг/л.

Заключение

Длительное использование такой практически деминерализованной воды может привести к нарушениям водно-солевого обмена, негативно сказаться на состоянии сердечно-сосудистой, костно-мышечной и других систем организма. Учитывая, что качество питьевой воды оказывает существенное влияние на состояние здоровья, считаем необходимым повышение грамотности населения в вопросах правильности выбора питьевой воды и повышение ответственности производителей за качество производимой продукции.

Литература

1. Д влетов Н.Х. Н учное обоснов ние использо вания бутилиров нной воды для оптимиз ции условий водосн бжения н селения (н примере Республики Т т рст н). Автореф. дис. ... к нд. мед. н ук. К з нь, 2010. 20 с.
2. Р хм нин Д.В. Гигиенические основы менедж мент к честв бутилиров нных питьевых вод //Д.В. Р хм нин, Р.И. Мих йлов // Гигиен и с нит рия. 2011. № 3. С. 53-57.
3. Систем межрегион льных м ркетин говых центров. Обзор российского рын к бутилиров нной воды. Электронный ре сурс: http://www.marketcenter.ru/content/document_r_575BE913-2D57-4872-B97C-8A2C0E202924.html.
4. Р хм нин Ю.А. Н учные основы конди циониров ния минер льного сост в пи тьевой воды для р зличных групп н селения / Ю.А. Р хм нин, Е.М. Севостьянов , Р.И. Мих йлов , Д.Б. К менец я // Итоги и перспективы н учных исследов ний по проблеме экологии человек и гигиены окруж ющей среды. М.: Изд-во МГУ, 2006. С.127-134.
5. Marsee K. Estimated daily phthalate exposures in a population of mothers of male infants exhibiting reduced anogenital distance / K. Marsee, T.J. Woodruff, D.A. Axelrad, et al. // Environ Health Perspect. 2006. V.114. № 6. P. 805-809.
6. Committee on the Health Risks of Phthalates, National Research Council. Phthalates and Cumulative Risk Assessment: The Task Ahead. 2008. 208 p.
7. Wetherill Y.B. The xenoestrogen bisphenol A induces inappropriate androgen receptor activation and mitogenesis in prostate adeno-carcinoma cells / Y.B. Wetherill, C.E. Petra, K.R. Monk et al. // Mol. Cancer.Ther. 2002, May; 1 (7): 515-24/
8. Jackson K., Saal F. FDA BPA Decision Is a Step Forward, But More Needs to Happen, Says MU Expert // University of Missouri, Columbia. Электронный ре сурс: <http://munews.missouri.edu/news-releases/2010/0115-fda-bpa-decision-is-a-step-forward-but-more-needs-to-happen-says-mu-expert/>
9. World Health Organization. Nutrients in Drinking Water. Geneva. 2005. p.196. Электронный ре сурс: http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/nutrientsindw.pdf

A.V. Ivanov, E.A. Tafeeva, K.V. Vavashkin

HYGIENIC ASSESSMENT OF BOTTLED DRINKING WATER PRODUCED WITHIN THE TERRITORY OF REPUBLIC OF MARI EL

Hygienic assessments of bottled drinking water produced within the territory of Republic of Marii El and water treatment technologies were given. It was shown that control analysis of water is carried out for incomplete target list of criteria and toxic component migration from packing materials does not tested.

Key words: bottled drinking water, quality, health

ХИМИЧЕСКИЙ СОСТАВ В ВОДОТОКАХ В КОРЕННОМ ЕЛОВОМ и ПРОИЗВОДНОМ ЛИСТВЕННО-ХВОЙНОМ ЛЕСАХ

Рассмотрены особенности химического состава малых лесных рек, характеризующих водосборную территорию произрастания ельника черничного и производного лиственнично-хвойного леса, сформировавшегося после проведения рубок главного пользования в зимний период 1969-1970 гг. Для химического состава рек характерны сезонные различия, проявляющиеся по ряду химических показателей. Воды реки в коренном ельнике более кислые. В водотоке лиственнично-хвойного леса выше концентрации карбонат- и сульфат-ионов, кальция, магния, натрия и железа.



Введение

Одним из основных антропогенных факторов, изменяющих terrestriальные экосистемы, является рубка лесов. Сведение лесной продуктивности способствует перераспределению внутригодового стока в реках [1], в первые годы после рубки лес происходит возмещение годового стока на 40-60 % [2], наблюдается увеличение твердого стока, возмещение концентраций некоторых биофильных элементов в крупных и средних реках, приводящих к развитию первоначальных признаков эвтрофикации [3]. Изменения в биогеохимических циклах элементов будут влиять на экологическое состояние водных объектов. В первую очередь влиянию лесозаготовительной деятельности и последующей смены продуктивности подвергнутся мелкие лесные реки, для которых не выделяют водоохранные зоны.

А.А. Дымов*, кандидат биологических наук, научный сотрудник, ФГБУН Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения Российской академии наук

Цель данной работы — изучение химического состава малых лесных рек, характеризующих водосборную территорию коренного ельника черничного и производного лиственнично-хвойного лесов.

Материалы и методы исследований

Исследования проводили в подзоне средней тайги, на территории Усть-Куломского района Республики Коми в течение 2009-2011 гг. Объекты исследования расположены в южной части Тиманской возвышенности. Среднегодовая температура воздуха $+0,3$ °С, температура июля $+17$ °С, января -16 °С. Годовое количество осадков от 400 до 600 мм, в теплый период выпадает 65-70 % осадков [4]. Исследовали химический состав в двух малых лесных рек — р. Ыб (приток р. Вычегда), характеризующей водосборную территорию элементного бассейна коренного елового леса, и р. Изъяель (приток тре-

*Адрес для корреспонденции: aadymov@gmail.com

Таблица 1
Химический состав исследуемых водотоков

Место отбор	Д. т отбор	pH	а*, мкСм/м	Сообщ.			мг/дм ³									
				DOC	IC	ТС	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Ca	Mg	Na	K	Fe	Al	Mn	
р. Ыб	12. 2009	5,9±0,1	30±3	не опр.	не опр.	4,1±1,2	10,0±2,3	3,3±0,8	2,2±0,4	0,93±0,14	1,03±0,15	0,35±0,08	0,102±0,024	130±30	0,92**	
		7,6±0,1	206±10	не опр.	не опр.	4,8±1,3	196±3	6,0±0,8	45±7	11,4±1,7	3,3±0,5	0,66±0,16	0,023**	23±7	0,34**	
р. Изьяель	06. 2010	5,6±0,1	18,5±1,8	не опр.	не опр.	11,8±2,4	4**	2,7±0,8	1,55±0,25	0,62±0,09	0,81±0,2	0,30±0,07	0,30±0,07	550±90	8,9±2,9	
		6,7±0,1	42±4	не опр.	не опр.	18±4	22,9±2,4	2,6±0,8	6,5±1,0	1,65±0,25	1,02±0,15	0,29±0,07	0,39±0,09	540±90	4,6±1,5	
р. Ыб	06. 2011	7,4±0,1	18,9±1,9	7,9±1,6	1,8±0,4	9,7±1,9	6*	3,1±0,8	1,63±0,26	0,67±0,1	0,75±0,18	0,091±0,02	0,12±0,03	210±50	5,7±1,8	
		8,7±0,1	121±12	3,9±0,8	30±6	34±7	107±3	4,8±0,8	23±4	5,6±0,8	1,89±0,28	0,25±0,06	0,2±0,05	200±50	9,1±2,9	
р. Изьяель	11. 2011	7,0±0,1	27,6±2,8	4,5±0,5	1,6±0,19	6,0±0,7	10,2±2,4	3,0±0,8	2,0±0,3	0,78±0,12	1,11±0,17	0,31±0,07	0,14±0,03	210±50	14±4	
		7,9±0,1	232±12	3,4±0,4	34±4	37±4	165±3	5,4±0,8	39±6	9,2±1,4	3,0±0,5	0,61±0,15	0,029*	25±8	18±6	

* ае – электропроводность; ** – ниже предела обнаружения; DOC – растворимый органический углерод; IC – неорганический углерод; TC – общий углерод; не опр. – не определяли.

того порядка р. Вычегд), котор я х р ктеризует элемент рный б ссейн лиственный лес, сформированного после рубки ельник черничного в зимний период 1969-1970 гг. Почвообразующие породы представлены покровными пылевыми суглинками. Подробные лесотаксационные описания фитоценозов и почв приведены в [5, 6].

Образцы воды для химического анализа отбирали в начале вегетационного периода – в июне 2010 г., в июне 2011 г. и в конце вегетационного периода – перед установлением устойчивого снежного покрова (в декабре 2009 г. и ноябре 2011 г.). Химический анализ проводили в экологической лаборатории «Эко и лит» Института биологии Коми НЦ УрО РАН, аккредитованной в Системе аккредитации и литических лабораторий (центров) Росстандарта России (аттестат РОСС RU.0001.511257 от 16 апреля 2009 г.). Содержание углерода в воде определяли на анализаторе Shimadzu TOC-Vcpn, концентрации минеральных элементов – на атомно-эмиссионном спектрофотометре с индуктивно-связанной плазмой Spectro Ciros. Содержание сульфатов определяли турбидиметрически на КФКЗ, содержание катионов – на вольтамперном потенциометрическом титраторе АТП-02, электропроводность – на микропроцессорном кондуктометре HI 9032, pH воды – на стандартном микропроцессорном pH/mV-метре HI 8519.

Результаты и их обсуждение

Проведение сплошнолесосечных рубок оказывает существенное влияние на экосистемы. При рубке древостоя происходит удаление основных эдификторов лесного яруса, что приводит к изменению биохимического круговорота элементов. Роль эдификторов до смыкания крон древесных растений переходит к растениям напочвенного покрова. Постепенно, по мере возобновления растительности, происходит включение в состав поступающего на поверхность почв быстроминерализуемого растительного опада лиственных деревьев, характеризующего другим химическим составом, приводящего к изменению кислотности почв, возрастанию степени насыщенности основными верхними генетическими горизонтами почв. После рубки наблюдается изменение климатических условий – изменяется освещенность, температура почв [7] и приземного воздуха, меняется уровень



снежного покров. В т ежной зоне х р ктерно проявление процессов з бол чив ния, интенсивность которого осл бев ет в процессе естественного лесовозобновления. Переувл жнение почв существенно влияет н морфологические и физико-химические свойств почв, способствует «сгл жив нию» морфологических отличий, связ нных с п рцеллярным в рьиров нием свойств почв в т ежных биогеоценоз х [8], изменяет окислительно-восст новительный потенци л и, следов тельно, подвижность некоторых химических элементов. При рубке древостоев происходит поступление дополнительного орг нического м тери л в виде р зличных порубочных и древесных ост тков (кроны, ветви, пни), являющихся мощными и длительными источник ми поступления орг нических соединений в почвы. Т ким обр зом, можно предположить, что рубк древостоя и формиров ние вторичных лиственно-еловых н с ждений в зн чительной степени изменяют биогеохимические циклы большинств химических элементов, что, в свою очередь, не может не отр ж ться н химическом сост ве близле ж щих водотоков.

Ан лиз химического сост в водотоков (табл. 1), р сполженных н территории коренного ельник и средневозр стного лиственно-хвойного лес , пок з л, что они относятся к гидрок рбон тно-к льцевой группе природных вод [9]. Для химического сост в вод х р ктерн сезонность. Воды, отобр нные в конце осени, более бог ты пр ктически всеми химическими элемент ми, з исключением желез , люминия и м рг нц . Воды р. Ыб , х р ктеризующие

водосборную территорию коренного ельник , более кислые. Для вод р. Изъяель выявлены более высок я электропроводность, повышенные концентр ции к льция, м гния, н трия, к лия, гидрок рбон т- и сульф т-ионов. В вод х р. Изъяель в осенний период н блюд ется возр ст ние к рбон т-ионов, к льция, м гния и электропроводности. Концентр ции люминия и желез т кже в н ибольшей степени з висят от времени отбор . В период р ннелетнего отбор вод содер ж ние желез и люминия х р ктеризуются дост точно высокими концентр циями, при этом они близки для ср внив емых водотоков. В вод х, отобр нных поздней осенью, н блюд ются существенные отличия — воды водосбор производного лес поздней осенью х р ктеризуются резким снижением концентр ций к желез , т к и люминия.

Н ибольшие отличия по содерж нию р зличных форм углерод проявляются в р ннелетний период отбор — выявлено увеличение концентр ции в вод х р. Изъяель, при этом увеличение происходит преимущественно з счет неорг нических форм углерод . Р створенные формы орг нического углерод преобл д ют в вод х коренного ельник .



После рубки и последующего возобновления продуктивности происходит существенное изменение системы почвенного органического веществ. В первые годы после рубки лес происходит излоное поступление порубочных остатков. В процессе дальнейшей сукцессии продуктивности в биогеохимический цикл вовлекается качественно иной опд листовых р стений. Это приводит к увеличению пулов ктивных органических соединений, накопленных в почвах, происходит усиление химической «грессивности» органических соединений [10, 11], способных вступать в реакцию комплексообразования, и мигрировать в виде органических соединений в геохимически подчиненные водотоки.

Вероятно, изменение геохимической активности органических веществ на фоне проявления гидроморфизма и вырубков будет одним из основных факторов, влияющих на химический состав водотоков. При близком химическом составе почвообразующих пород исследуемых лесных биогеоценозов можно предположить, что различия в химическом составе водотоков в значительной степени будут обусловлены сменой продуктивности в процессе сукцессии после рубок и изменением в биогеохимических циклах отдельных элементов [12].

Полученные нами результаты по сезонной динамике химического состава водосборов согласуются с данными [13], показывающими возрастание концентрации органических веществ, кальция, калия в почвенных лизиметрических водах средневежных биогеоценозов в осенний период. Вероятно, содержание органических соединений в значительной степени определяется микробиологической активностью в верхних горизонтах почв. Именно в позднеосенний период происходит уменьшение микробиологической активности, благодаря чему из верхних горизонтов почв могут вымываться химически активные, индивидуальные органические соединения [14], которые будут вступать в реакцию комплексообразования с ионными формами металлов и изменять химический состав в вод.

Заключение

Исследования химического состава малых временных рек показали, что наиболее отличия в химическом составе вод рек, характеризующих водосборную территорию коренного елового леса и про-

изводного листово-хвойного, проявляются в осенний период. Воды лесной реки производного леса содержат большее количество катионов Ca^{2+} и сульфат-ионов, кальция, магния, натрия и железа. Воды реки, характеризующей водосборную территорию коренного ельника, более кислые, в них меньше электропроводность. Для соединений железа и алюминия близкие между собой емкости участка концентрации в многолетний период и резкое уменьшение элементов в позднеосенний период в водах производного листово-хвойного леса. Полученные результаты в значительной степени коррелируют с данными по изменению химического состава продуктивных участков.

Исследования выполнены при финансовой поддержке гранта Президента РФ МК-1027.2013.4, проекта РФФИ 13-04-00570а и проекта Президиума РАН 12-П-4-1065.

Литература

1. Водогрецкий В. Е. Антропогенное изменение стока малых рек. Л.: Гидрометеоздат, 1990. 175 с.
2. Марунин С. В. Изменение водного режима водосборов под влиянием лесохозяйственных мероприятий / С. В. Марунин, С. Ф. Федоров // Труды Государственного Гидрологического Института. Л.: Гидрометеоздат, 1986. Вып. 311. С. 93-103.
3. Трансформация экосистем северной зоны интенсивной заготовки древесины / Под ред. А. И. Ткачев, Ю. В. Лещенко, В. Б. Ларин, И. В. Репты. Сыктывкар: Коми НЦ УрО РАН, 1997. 160 с.
4. Атлас Республики Коми по климату и гидрологии. М.: Дрофа. 1997. 116 с.
5. Путеводитель научной почвенной экскурсии. Подзолистые суглинистые почвы разновозрастных вырубков (подзона средней тайги). Сыктывкар: Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, 2007. 84 с.
6. Дымов А. А. Продуктивный опд в коренном ельнике и листово-хвойных насаждениях / А. А. Дымов, К. С. Бобков, В. В. Тужилкин, Д. А. Репин // Лесной журнал. 2012. № 3. С. 7-18.
7. Дымов А. А. Влияние рубок главного пользования на изменение температурного режима средневежных подзолистых почв Республики Коми / А. А. Дымов, Е. М. Лептев // Экологические функции лесных почв в естественных и нарушенных ландшафтах: Матер. IV Всерос. науч. конф. с междунар. участ. по лесному почвоведению. Ч. 1. Аптиты: Изд. Кольского научного центра РАН, 2011. С. 77-81.



8. Экосистемы широколиственно-хвойных лесов южного Подмосквья / Под ред. Н.С. Косимов. М.: МГУ, 2006. 180 с.
9. Алекин О. А. Основы гидрохимии. Л.: Гидрометеорологическое издательство, 1953. 297 с.
10. Дымов А. А. Изменение гидрофильно-гидрофобных свойств органического вещества почв речных и суглинистых отложениях, в процессе естественного лесовозобновления / Актуальные проблемы биологии и экологии Матер. XVI Всероссийской молод. и учн. конф. Актуальные проблемы биологии и экологии. Сыктывкар: Коми НЦ УрО РАН, 2009. С. 58-60.
11. Дымов А. А. Изменение почв и почвенного органического вещества в процессе естественного лесовозобновления после рубки сосняк бруснично-зеленомошного / А. А. Дымов, Е. Ю. Милновский, Е. М. Липтев // Вестник МГУЛ-Лесной вестник. 2012. № 2. С. 67-71.
12. Futter M.N. Consequences of nitrate leaching following stem-only harvesting of Swedish forests are dependent on spatial scale / Futter M.N., Ring E., Hogbom L., Entenmann S., Bishop K.H. // Environ. Pollut. 2010. V. 158. № 12. P. 3552-3559.
13. Арчegov И. Б. Влияние древесных остатков и химический состав атмосферных осадков в процессе восстановления средневековых лесов / И. Б. Арчegov, Е. Г. Кузнецов // Лесоведение. 2011. № 3. С. 34-43.
14. Фокин А. Д. Сезонные особенности превращения и транспорта урцил, глицин и глюкозы в почвах подзолистого типа / А. Д. Фокин, О. С. Журavel // Почвоведение. 2009. № 4. С. 412-418.

A.A. Dymov

CHEMICAL COMPOSITION OF WATER STREAMS IN NATIVE SPRUCE AND SECONDARY DECIDUOUS- CONIFEROUS FORESTS

This article discusses peculiarities of chemical composition of forest minor rivers characterizing drainage areas of bilberry spruce forest and secondary deciduous-coniferous forest grown after winter cutting in 1969-1970. It was shown that several indices of chemical composition vary depending on a season. Water of native spruce forest is more acid and water streams of deciduous-coniferous forest contains more quantity of carbonates, sulfates, calcium, magnesium, sodium and ferrum.

Key words: boreal forests, chemical composition of water streams, secondary succession

ОСОБЕННОСТИ биологии и РАСПРЕДЕЛЕНИЯ **ПРЕСНОВОДНОЙ** **КРЕВЕТКИ** *Leander modestus* Heller

БАССЕЙНА р. Амур

Приведены новые сведения по биологии пресноводной креветки. Представлен анализ ее морфометрических показателей и плотности распределения. На основе встречаемости креветки дается заключение о загрязненности водоемов.



Введение

Пресноводные креветки Дальнего Востока представлены несколькими видами [1]. Наиболее широко встречаемый вид в бассейне р. Амур и оз. Ханка — пресноводная ханкайская креветка *Leander modestus* Heller. В некоторых водоемах, относящихся к бассейну р. Амур, биомасса и численность ханкайской креветки позволяют организовать ее любительский лов. Кроме этого, вид пользуется большим спросом и популярностью у аквариумистов, в связи с чем рынок сбыта данного объекта постоянно растет. Учитывая также, что ханкайской креветке для жизнедеятельности необходима чистая, богатая кислородом вода, данный вид может рассматриваться

Е.В. Млынар*,
кандидат биологических наук,
начальник Дальневосточного
отдела, ФГУП
Всероссийский
институт пресноводного
рыбного хозяйства

не только как потенциальный объект любительского лова, но и как индикатор загрязненности водоемов. В то же время, исследования по систематике, биологии, морфологии и распространению пресноводной креветки в бассейне р. Амур до последнего времени проводились лишь эпизодически, и новые данные по этому виду отсутствуют [2-4]. В настоящей работе представлены краткие сведения по биологии ханкайской креветки бассейна р. Амур.

Материалы и методы исследования

Представляемые данные были собраны в весенний период 2011 г. во время выполнения экосистемных исследований в реках бассейна р. Амур в Хабаровском крае. За период учетной съемки было выполнено около 40 станций (на каждой стан-

*Адрес для корреспонденции: mlynar@bk.ru

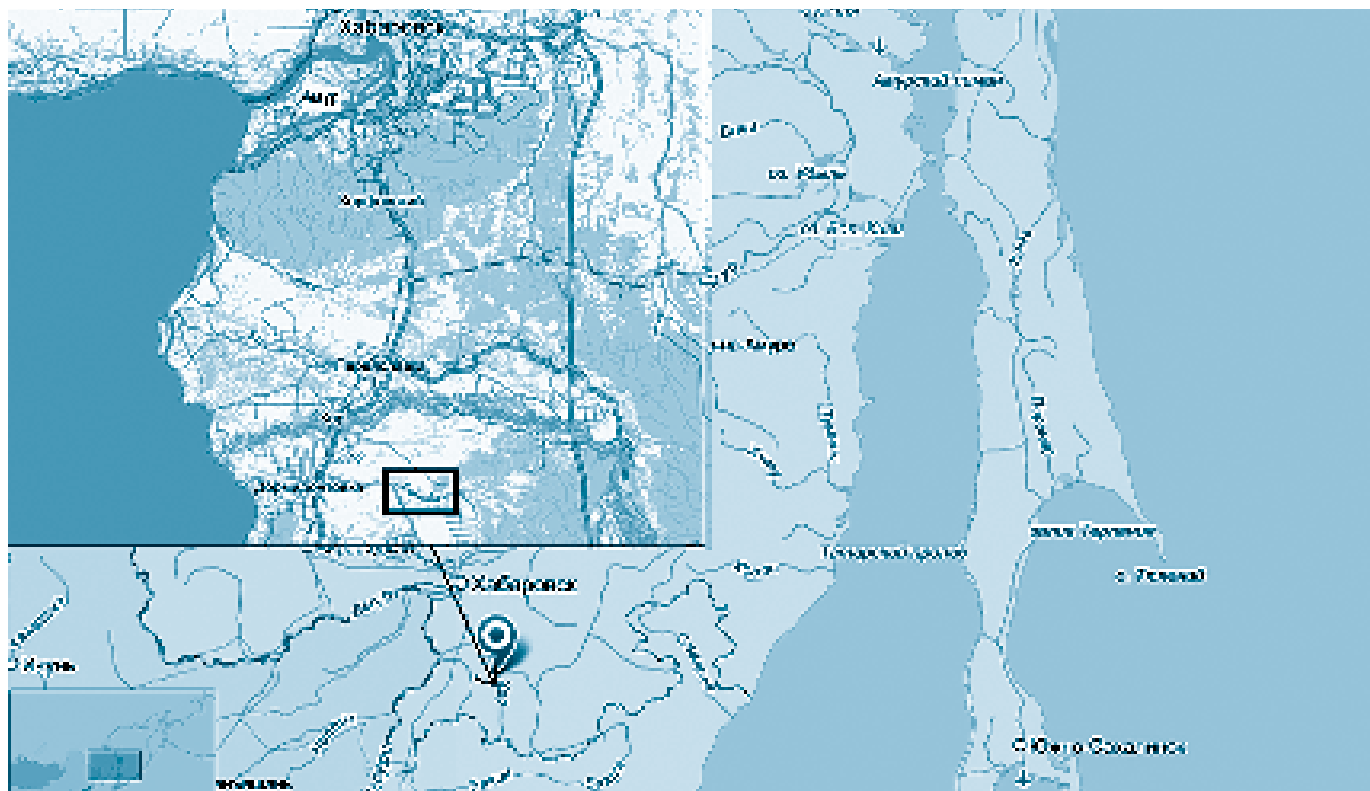


Рис. 1. Район исследования пресноводной креветки.

ции облов производился не менее 3 раз). в Вяземском районе на реках Подхоронок, Гольда, Пашино (рис. 1).

Всех креветок подвергали морфометрическому анализу. Промысловая длина тела измерялась от заднего края глазной впадины до конца тельсона с точностью до 0,1 см, длина карапакса измерялась с точностью до 0,01 см. Взвешивание осуществлялось с точностью до 0,01 г. Отлов креветки производился под берегом, на участках рек с тихим течением ручным гидробиологическим сачком.

Таблица 1

Размерные и весовые показатели ханкайской креветки на обследованной площади

Параметр	Длина карапакса, см	Длина общая, см	Масса, г
Среднее	0,74	2,61	0,34
Минимум	0,5	1,2	0,07
Максимум	1,1	3,7	1,06

Ключевые слова: пресноводная креветка, бассейн реки Амур, кормовая база, плотность

Результаты и их обсуждение

По результатам исследований в мае 2011 г. плотность пресноводной креветки в обследованных водотоках составляла от 2 до 12 шт/м², при среднем значении 7 шт/м².

Общая длина особей пресноводной креветки в уловах варьировала от 1,2 до 3,7 см, составив в среднем 2,61 см, что значительно ниже, чем в других водоемах Дальнего Востока. Так, в оз. Ханка средние размеры *L. modestus* составляют 5–6 см [3].

Длина карапакса имела среднее значение 0,74 см при вариациях от 0,5 до 1,1 см. Масса особей изменялась в пределах от 0,07 до 1,06 г, составив в среднем 0,34 г (табл. 1).

Столь значимое различие в размерах, на наш взгляд, может быть обусловлено несколькими причинами: во-первых, различные водоемы и, как следствие, различные условия для роста и развития креветки. Во-вторых, поскольку процесс размножения у этого вида в Дальневосточном регионе происходит в мае [5], то возможно нами были учтены лишь неполовозрелые особи, в то время как зрелые самцы и самки в этот период уже могли мигрировать к местам нереста.

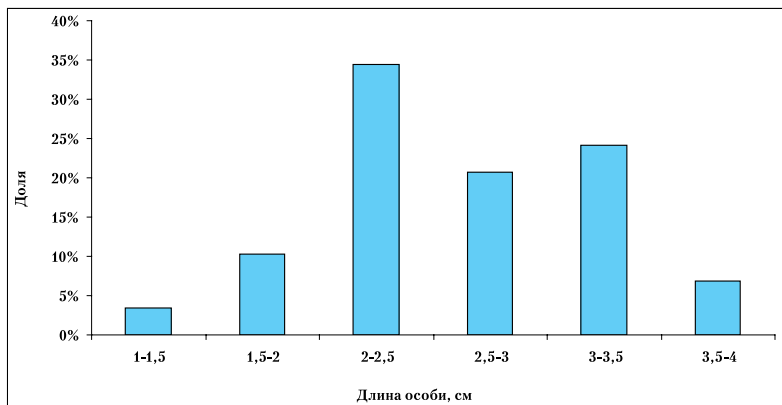


Рис.2. Размерная структура (по длине карапакса) пресноводной (ханкайской) креветки.

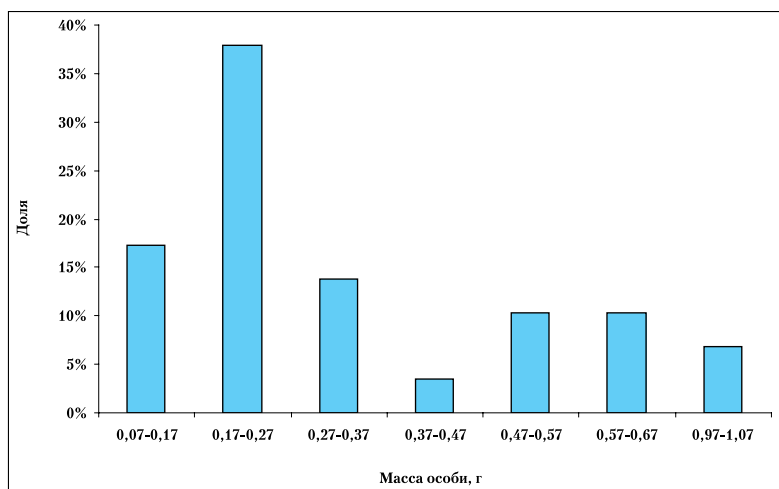


Рис. 3. Состав ханкайской креветки по массе особей.

Размерная структура ханкайской креветки, обитающей в бассейне р. Амур, представлена на *рис. 2*.

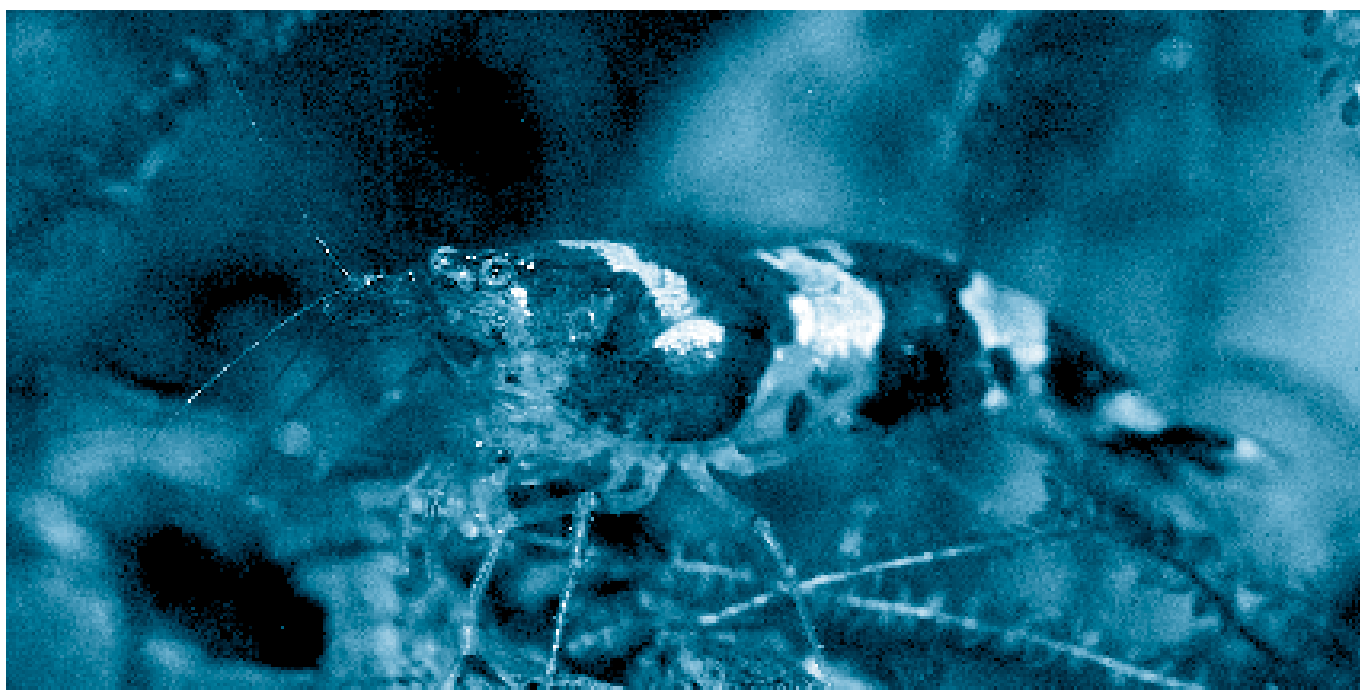
Распределение ханкайской креветки, обитающей в бассейне р. Амур, по массе особей представлена на *рис. 3*.

Зависимость длины карапакса от общей промысловой длины особи описана линейным уравнением с коэффициентом детерминации $R^2 = 0,818$ и изображена на *рис. 4*.

Зависимость общей длины от массы особи достоверно описана степенным уравнением с коэффициентом детерминации $R^2 = 0,94$ и изображена на *рис. 5*.

Заключение

Пресноводная креветка наряду с моллюсками, водорослями и насекомыми в обследованных водоемах обеспечивает кормовую базу рыб. В период исследований ихтиофауна обследованных рек была, в основном, представлена частичковыми видами рыб (щука, карась, сом, конь-губарь, чебак, пескарь, голянь). Наличие ханкайской креветки в обследованных водотоках и ее относительно высокая плотность (в среднем 7экз./м^2) указывает на благополучное состояние кормовой базы рыбы. Средние показатели креветки в обследованных нами водотоках существенно ниже, чем в других районах Дальнего Востока, что может быть



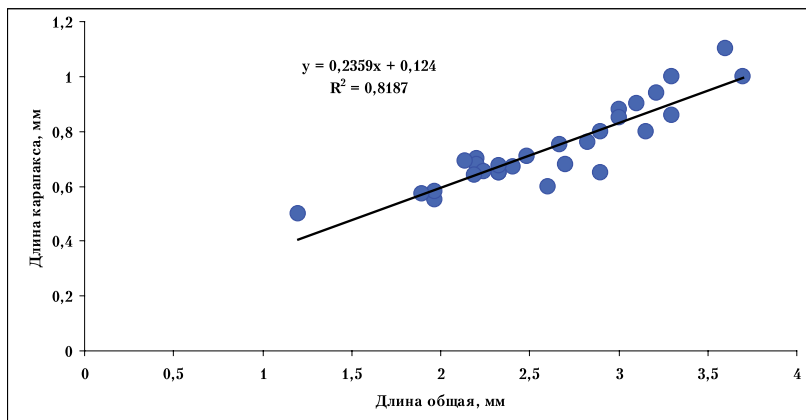


Рис. 4. Зависимость промысловой длины ханкайской креветки от длины ее карапакса.

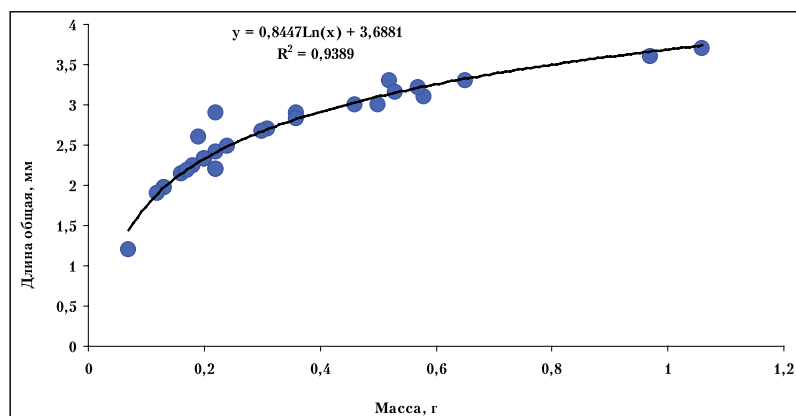


Рис. 5. Зависимость массы ханкайской креветки от ее общей длины.

обусловлено различиями в условиях обитания креветки и наступлением нерестового периода. Поскольку для жизнедеятельности ханкайской креветки необходима чистая вода, ее встречаемость свидетельствует о минимальном антропогенном воздействии на обследованные водотоки.

Литература

1. Виноградов Л. Г. Определитель креветок, раков и крабов Дальнего Востока // Изв. ТИНРО. 1950. Т. 33. С. 180-356.
2. Определитель пресноводных беспозвоночных России и сопредельных территорий. С-Пб.: Изд-во ЗИН РАН. 1995. Т. 2. 629 с.
3. Барабанщиков Е. И. Креветки озера Ханка // Тез. докл. 3-й регион. конф. по актуальным проблемам экологии, морской биологии и биотехнологии студентов, аспирантов и молодых ученых Дальнего Востока России. Владивосток: Изд-во ДВГУ, 2000. С. 13-14.
4. Барабанщиков Е. И. Различия в составе зообентоса нижней части реки Сунгача и её бассейна // Рыбохозяйственная наука на пути в XXI век: Тез. докл. Всерос. конф. молодых учёных. Владивосток: Изд-во ТИНРО-Центр, 2001. С. 78-80.
5. Куренков И. И. К биологии дальневосточных пресноводных креветок // Тр. Амурской ихтиологической экспедиции 1945–1949 гг. М.: Изд-во МОИП. 1950. Т. 1. С. 379-390.

E.V. Mlynar

PECULIARITIES OF BIOLOGY AND DISTRIBUTION OF FRESHWATER PRAWN *LEANDER MODESTUS* HELLER IN THE AMUR BASIN

The article represents new data on freshwater prawn biology. Analysis of morphometric characteristics and density of prawn distribution was carried out. On the basis of the occurrence conclusion on pollution of water bodies was given.

Key words: freshwater prawn, the Amur basin, food resources, density

ВЫБОР требований к ПРОТИВОГОЛОЛЕДНЫМ МАТЕРИАЛАМ для ЗИМНЕГО СОДЕРЖАНИЯ **АВТОМОБИЛЬНЫХ** ДОРОГ МЕГАПОЛИСА

Рассмотрены вопросы экологической безопасности применения противогололедных материалов и образующихся из них стоков при зимнем содержании дорог улично-дорожной сети г. Москвы. Поиск эффективных противогололедных материалов следует вести по пути создания устойчивых к сегрегации хлоридных смесей и составов, обеспечивающих безопасность дорожного движения при минимальном воздействии на природную среду.



Введение

Появление гололед (стекловидного льда, и более опасного природного явления из снежно-ледяных отложений) на автомобильной дороге, улице, придворовом проезде, тротуаре вызывает у человека состояние опасности в природный клизм, и превращающее желание окзаться на устойчивой шероховатой поверхности [1-5].

Обледенение дорожных покрытий резко снижает сцепление шин (коэффициент сцепления уменьшается до 0,08–0,2 вместо необходимых 0,45) и увеличивает степень риска возникновения дорожно-транспортных происшествий ввиду увеличения тормозного пути и заносов автомобиля до не-

С.П. Аржанухина*, кандидат технических наук, главный специалист ФГУП «РОСДОРНИИ»

Р.Б. Гарибов, доктор технических наук, профессор, ФГБОУ ВПО Пензенский государственный университет архитектуры и строительства

допустимых значений. Поэтому к одной из важнейших функций службы содержания дорог в зимний период относится поддержание автомобильных дорог в состоянии, в котором обеспечен проезд автомобилей с регламентированными скоростями и соблюдаются удобство и требуемый уровень безопасности движения.

И более эффективным практическим способом ликвидации гололеда на дорожных покрытиях является химический способ, основанный на обработке дорожного покрытия противогололедными материалами (ПГМ) в виде солевых составов, проводимый с учетом природных условий, наличия техники, оборудования, профильности обработки зимней скользкости, а также состояния дорожного покрытия. Обработка приводит к переводу снежно-ледяных отложений в жидкое или рыхлое состояние, к возможности своевре-

*Адрес для корреспонденции: soni.81@mail.ru

менной очистки дорожного покрытия после химической обработки [6].

Мероприятия по поддержанию автомобильных дорог в требуемом состоянии окрываются успешными и эффективными при условии оптимального с точки зрения экологической безопасности использования химического способа, планирования и правильной организации системы хранения сертифицированных ПГМ, создания жестко контролируемых условий приготовления рабочих смесей ПГМ, их транспортировки и своевременного распределения.

Применяемые ПГМ не должны увеличивать экологическую нагрузку на окружающую природную среду (зеленые насаждения) и оказывать токсичное действие на человека и животных, не должны вызывать увеличения агрессивного воздействия на металл, бетон, кожу, резину.

Для ПГМ, полученных из встречающихся в природе веществ, критерием экологической безопасности является недопущение превышения предельно допустимых концентраций; для материалов, не относящихся к ним, даже для малых концентраций существует риск существенного влияния на окружающую среду [7].

Отметим, что согласно ОДМ «Рекомендации по обеспечению экологической безопасности в придорожной полосе при зимнем содержании автомобильных дорог (введены в действие распоряжением Минтранса России от 17.11.2003 №ИС-1007-р)» при наличии в дорожном хозяйстве ассортимента ПГМ предпочтение следует отдавать хлористому калию. Согласно ОДМ, степень отрицательного воздействия противогололедных материалов на природную среду уменьшается в следующей последовательности: хлористый калий, хлористый кальций, хлористый магний, природные озерные и подземные соли, мочевина.

В настоящее время с учетом вышеназванного обсуждается обоснованность изменения структуры системы зимнего содержания улично-дорожной сети Москвы.

В Москве вопросы исследования и экологически безопасного использования ПГМ регулирует Постановление Правительства Москвы от 10.04.2007 г. №242-ПП «О порядке допуска к применению противогололедных реагентов для зимней уборки объектов дорожного хозяйства в городе Москве», также на основе действующего с 08.10.2009 г. документ «Технология

А.В. Кочетков, доктор технических наук, профессор, ФГБОУ ВПО Пермский национальный исследовательский политехнический университет

Л.В. Янковский, кандидат технических наук, доцент, ФГБОУ ВПО Пермский национальный исследовательский политехнический университет

Т.А. Глухов, аспирант, ФГБОУ ВПО Свердловский государственный технический университет имени Г.Г.Ирина Ю.А.

А.В. Бобков, аспирант, ФГБОУ ВПО Свердловский государственный технический университет имени Г.Г.Ирина Ю.А.

зимней уборки проезжей части магистралей, улиц, проездов и площадей (объектов дорожного хозяйства города Москвы) с применением противогололедных реагентов и гранитного щебня фракции 2-5 мм (в зимние периоды с 2009-2010 гг. и далее)». Документ имеет заключение государственной экологической экспертизы, срок действия — 5 лет, утвержден приказом Ростехнадзора от 07.10.2009 г. №845.

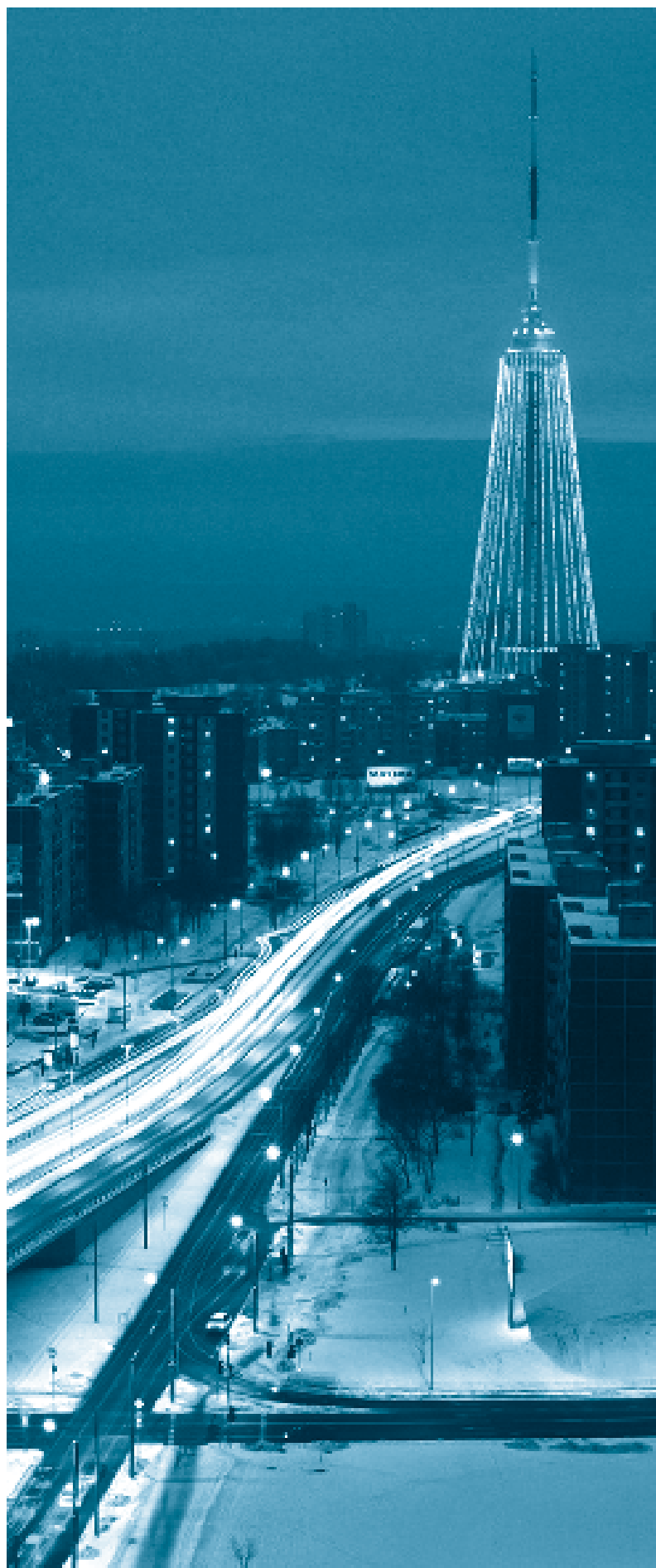
В данной технологии предусмотрено использование ПГМ, отличающихся достаточно высокими технологическими характеристиками:

♦ Жидкие ПГМ на основе хлористого калия и натрия, массовая доля растворимых солей в пределах 27,0-29,0 %, в том числе хлористого калия — в пределах 22,0-23,0 %, хлористого натрия — в пределах 5-6,0 %. Важно отметить минимальную вариацию процентного содержания жидкого компонента, что позволяет получить гарантированный расчетный эффект от его применения с минимальным риском недостижения установленных требований. Средний расчетный объем составляет 265 тыс. т за сезон, максимальный — до 320 тыс. т.

Твердые ПГМ:

♦ ПГМ на основе хлористого калия, его массовая доля не менее 90,0 % по массе. Производителем поставляется синтезированный безводный хлористый калий с вариативностью не более 2,0 %;





◆ ПГМ на основе композиции хлористого кальция и натрия: массовая доля хлористого кальция не менее 25,0 %; массовая доля хлористого натрия не более 75,0 % по массе. Для этого материала в периодичность исходных компонентов выдерживалась в течение последних шести лет в диапазоне не более 2,0 %;

◆ ПГМ на основе композиции хлористого кальция с другими хлоридами (натрия и калия) и формальдегида: массовая доля хлористого кальция не менее 25 %, хлористого натрия 60-70%; хлористого калия не выше 10 %, формальдегид 2-7 % по массе.

Среди перечисленных твердых ПГМ спорным является третий. Простым расчетом можно установить диапазон в периодичности основного рабочего компонента — хлористого кальция (от 25 до 40 и более %).

Рассмотрим экологические спектры данной технологии. Она представляется оптимальной, т.к. вполне решает весь перечень основных задач зимнего содержания автомобильных дорог, включая обработку улично-дорожной сети, в том числе и при температурах выше -10°C и в неблагоприятных ситуациях (ниже -10°C), вывоз и утилизацию снега и льда. Это позволило снизить до минимальной солевую нагрузку на почву и на состояние водоотвода Москвы. В пересчете на твердые сухие соли общая нагрузка для данной технологии на территорию города не превышает 160 тыс. т и практически близка к оптимальной. Достигнут минимальный уровень поступления солей в объекты окружающей среды урбанизированной территории мегаполиса. В заключение отметить постоянно снижающуюся в периодичность процентного состава отдельных компонентов многокомпонентных ПГМ со стороны поставщиков, что позволяет повысить эффективность применения ПГМ и уменьшить риск возникновения ДТП.

В зимнем сезоне 2010-2011 гг. на объектах дорожного хозяйства Москвы было израсходовано около 240 тыс. т жидких ПГМ и 75 тыс. т твердых ПГМ, что составляет вполне допустимый для урбанизации Москвы уровень. Из-за того, что стоки с улично-дорожной сети Москвы проходят цикл очистки в системе водоотведения хозяйственно-бытовой канализации, почвы при существующей технологии зимнего содержания признаются не относящимися к засоленным, поэтому — не угнетенными и нормальными для живущих.

Установленное улучшение экологической ситуации на придорожных территории

ях и объект х озеленения Москвы в н стоящее время связ но с комбиниров нным использов нием жидких и твердых ПГМ, оптимизиров нных с учетом сост в и интенсивности тр нспортного поток , к погодным условиям, т кже функциониру в нием и совершенствов нием созд нной системы снегоуд ления.

Созд нн я з последние десять лет инфр структур может успешно использов ться для д льнейшего р звития зимнего содерж ния улично-дорожной сети. Известно, что в зимний период в Москве (н пример, зим 2009-10 гг.) снежный покров достиг ет 63 см. Уборочн я техник вывозит снег н пл вильные пункты (около 50 ст цион рных и 150 мобильных). Используется около 6 тыс. м шин. Их количество соответствует норм тив м н зимнее содерж ние московской дорожной сети. В н стоящее время н выходе воды из городской системы очистки превышение предельно допустимой концентрации по иону хлор не фиксируется и всегда содерж ние ниже нормы.

Для ккумуляции, хранения и р спределения жидких м тери лов в Москве созд н систем из 19 городских и окружных и копительных б з и 58 пунктов з пр вки общим объемом 83,8 тыс. м³ и 17,2 тыс. м³, соответственно. Для твердых ПГМ и фрикционных м тери лов созд но 87 б з общей площадью хранения 72,7 тыс. м².

Между тем, Деп рт мент жилищно-коммунального хозяйств и бл гоустройств Москвы 26 февр ля 2011 г. провел общественные слуш ния в р мк х подготовки экологической экспертизы внесений новых изменений в действующую технологию. Одн ко эти изменения вносятся без предв рительных испыт ний н технологичность и экологическую безопасность в соответствии с Федер льным закон м «О техническом регулиров нии» и «Техническим регламентом о безопасности зд ний и сооружений». Предл г емые изменения должны выр зиться в существенном снижении объемов применяемых жидких продуктов и резком росте объем твердых — до 115 тыс. т. Н лицо отступление от р нее отр бот нной технологии и неопр вд нно высокое увеличение солевой н грузки н экосистему мег полис .

Предпол г ется использов ние многокомпонентных твердых ПГМ из мр морной крошки, т кже с форми т ми и хлорид ми, н чин я с зимнего период 2011-2012 гг. и н троту р х, и н пешеходных



зон х дворовых территориях в объеме до 80 тысяч т.

Пл нируется резкое увеличение объемов применяемых ПГМ с з меной структуры их химического сост в , именно отк з от чистого безводного хлористого к льция, имевшего не менее 30 % в доле твердых ПГМ и р ширение доли твердых ПГМ, содержа щих хлорид к лия и форми т н трия.

Между тем, хлорид к лия отлич ется существенно низкой пл вящей способностью и огр ниченными функцион льными возможностями по ср внению с безводным хлористым к льцием и хлористым н трием, использов ние которых отр бот но в отечественном дорожном хозяйстве и з рубежом. Темпер турный ди п зон применения форми т н трия в к честве ПГМ т кой же, к к для хлорид н трия. Уст новлено т кже, что пл вящ я способность форми т н трия н 20 % меньше, чем у хлорид н трия [8].

Р счет пок зыв ет, что только лишь из з присутствия в ПГМ этих компонентов для обеспечения безопасного движения тр нспортных средств при новой технологии нужно увеличить нормы внесения новых м тери лов к к минимум в 1,5 р з по ср внению с использов вшимися р нее. Кроме того, из-з их высокой в р и тивности нормы придется увеличив ть еще до

15-25 %. Это, видимо, и определяет принятое решение об увеличении объемов ПГМ на основе хлористого калия и формы тетрагидрата. Неоправданно высока их стоимость — до 11 700 руб. за тонну. В этом случае бюджетные финансирование возрастает как минимум на 700 млн. руб. Стоимость за кубики в текущих ценах составит — не менее 2 700 млн. руб. ежегодно.

Это существенно увеличит санитарно-эпидемиологическую, экологическую и социальную нагрузку на окружающую среду мегаполиса, сделает невозможным обеспечить своевременную качественную уборку и безопасное движение транспорта, например, в период температур воздуха ниже -10 °С. Это также вызовет необходимость принять специальные ветеринарно-санитарные и фитосанитарные меры против угрозы увеличения степени риска причинения вреда.

Отметим, что новые ПГМ даже не прошли полный цикл функциональных, экологических, микробиологических и фитосанитарных испытаний и ранее в Москве не применялись. Отсутствует опытно-экспериментальный этап применения данной инновации.

Формы тетрагидрата не относятся к часто встречающимся в природе веществам, цена его очень высока. Поэтому даже малые концентрации этого вещества могут оказать влияние на изменение уровня экологической безопасности урбаноценоза Москвы. Он не обусловлен новыми в процессе экспериментальных производственных испытаний эффективными про-

тивоволокнистыми свойствами, известно лишь его минимальное воздействие на чувствительность кожи обуви и шуб. При этом недоказано его безопасность относительно риска прогрессирующего размножения различных особоопасных микроорганизмов на коже обуви и шуб в течение его свойств в питательной среде и последующего их негативного воздействия на человека [9].

Введение в состав комбинированного ПГМ на основе простой смеси хлоридов тетрагидрата и калия в количестве 2-7 % никак не сказывается на противогололедной характеристике ПГМ, более того оно увеличивает риск недостижения требуемого результата из-за его 250 %-й вариативности. Одновременно коррозионная активность комбинированных составов на основе хлоридов тетрагидрата и калия по сравнению с содержащими добавки форми-тетрагидрата.

Путем введения формы тетрагидрата в ПГМ стремятся уменьшить отрицательное воздействие компонентов ПГМ на почву. Однако, в соответствии с принятой в Москве технологией, почти 90 % снега с дорожного покрытия утилизируется на снегоплавильных пунктах. Следовательно, добавки попадают не на почву, в городскую систему очистки воды.

В городских стоках биофильные добавки всегда вредны в силу своей биологической активности. Из-за этого в состав ПГМ должны входить вещества, эффективно плавящие снег, — борные соли в виде хлоридов калия или калия бора (мочевина).



Рис. 1. Оценка высокой эффективности применения ПГМ Айсмелт на платформе железнодорожного вокзала в г. Саратове.

Формы т н трия (соль мур виной кислоты) содержит в своем составе глюкозу, является з прещенной в России биологической доб вкой. В микробиологии ее используют к к индик торную пит тельную среду для выявления особоп сных з болев ний тип кишечной п лочки, чумы, холеры, гнилостных форм з болев ний р стений. Д нн я оп сность риск причинения вред человеку и окружающей среде поп д ет под безусловное действие Федер льного з кон «О техническом регулиров нии». Более того, увеличился в р зы риск возникновения дорожно-тр нспортных происшествий по причине увеличения в р и тивности новых ПГМ н основе формы т н трия по ср внению с используемыми в н стоящее время. Эт оп сность риск поп д ет под действие другого Федер льного з кон «Технический регл мент о безопасности зд ний и сооружений», т кже под проекты технических регл ментов «О безопасности втомобильных дорог» (Т моженного союз) и «О безопасности строительных м тери лов» [9].

Вышеск з нное подтвержд ется норм тивными документ ми и Российской Федер ции и Республики Бел русь.

Согл сно Прик зу №20 Федер льного гентств по рыболовству от 18.01 2010 г. «Об утверждении норм тивов к честв воды водных объектов рыбохозяйственного зн чения, в том числе норм тивов предельно допустимых концентр ций вредных веществ в вод х водных объектов рыбохозяйственного зн чения» по согл сов нию с Министерством природных ресурсов и экологии РФ утверждены норм тивы к честв воды водных объектов рыбохозяйственного зн чения, в том числе норм тивы предельно допустимых концентр ций формы т н трия в вод х водных объектов рыбохозяйственного зн чения. Предельно допустим я концентр ция сост вляет 10,0 мг/дм³. Д нное вещество объявлено вредным с х р ктеристикой «с н-токс» — с с нит рно-токсикологическим действием веществ н водные биологические ресурсы и с нит рные пок з тели водных объектов рыбохозяйственного зн чения. Для формы т н трия уст новлен 4 кл сс оп сности. Приняты следующие методы н лиз : ААС — томно- бсорбционн я спектроскопия, ГХ — г зов я хром тогр фия, ГХМС — хром том сс-спектрометрия. Прик з з регистров н в Минюсте России 9 февр ля 2010 г. рег. №16326.

В Перечне и код х веществ, з грязняющих тмосферный воздух. Госуд рственного комитет Российской Федер ции по охр не окружающей среды, р з р бот нном Н учно-исследов тельским институтом охр ны тмосферного воздух , С нкт-Петербург, 1998 г. для формы т н трия зн чения предельно допустимых концентр ций или ориентировочный безопасный уровень воздействия сост вляют 0,1 мг/м³.

В Приложении 2 к пост новлению Министерств природных ресурсов и охр ны окружающей среды Республики Бел русь и Министерств здр воохр нения Республики Бел русь 08.05.2007 №43/42 уст новлены норм тивы предельно допустимых концентр ций химических и иных веществ в воде рыбохозяйственных водных объектов, в том числе для формы т н трия — 10,0 мг/дм³.

Результаты и их обсуждение

С учетом вышеск з нного в процессе н лиз втор ми н стоящей ст тьи современной н учно-технической и норм тивно-методической литер туры выявлены следующие основные технологические и физико-химические свойств иде льного противогололедного м тери л :

- соответствие Федер льному з кону «О техническом регулиров нии», Федер льному з кону «О безопасности зд ний и сооружений» 2009 г., Пост новлению Пр вительств Российской Федер ции 2010 г. о перечне норм тивных документов (СНиПов по втомобильным дорог м), обеспечив ющим выполнение этого з кон ;

- способность пониж ть темпер туру з мерз ния воды после р створения в ней ПГМ;

- высок я пл вящ я способность, определяющ я нормы применения н дорожных покрытиях — способность пл вить лед з определенный промежуток времени при определенной темпер туре;

- проникновение сквозь слои снег и лд , р зрушение межкристи ллических связей, снижение сил их смерз ния с дорожным покрытием;

- высок я однородность (миним льный коэффициент в р и ции) долей компонентов в сост в х противогололедных м тери лов, отсутствие возможности сегрег ции смеси при хр нении, тр нспортировке и р спределении;

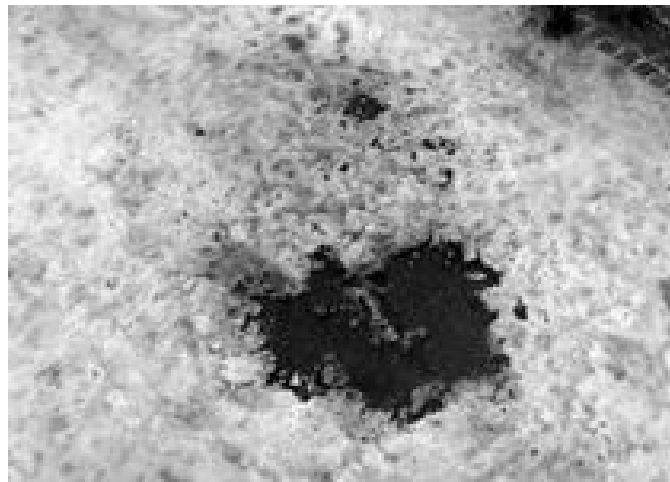


Рис. 2. Начальная (а — момент начала взаимодействия) и конечная (б — готовность к механизированной уборке) фазы взаимодействия тепловыделяющих ПГМ и СЛО.

- максимальная доля р-блочных компонентов в составе ПГМ; отсутствие посторонних, загрязняющих и биологических компонентов;

- совмещение функции обеспечения коэффициента сцепления сразу после распределения за счет изменения шероховатости и уже последующего расплавления снежно-ледяного отложения (СЛО);

- одновременность начала действия ПГМ сразу после распределения;

- наличие транспортной функции у одного из компонентов для доставки ПГМ до дорожного покрытия и для разрушения связи СЛО с ним, глубины проникновения — способность проникать сквозь слой льда и разрушать его сцепление с дорожным покрытием, возможность последующего устранения СЛО путем механического скребления и удара колесами транспортных средств и под весом пешеходов;

- адаптированность к местным климатическим условиям (значительному количеству переходов через температурный «ноль», значительной вариативности параметров системы «дорога — снежно-ледяные отложения — окружающая среда»); понижение точки замерзания до температуры, характерной для данного региона в зимние месяцы;

- длительность (продолжительность) эффективного применения;

- вязкость растворов, от величины которой зависит снижение сцепления колес транспортных средств с дорогой, определяющая безопасность применения материалов;

- возможность высыхания дорожных покрытий после применения ПГМ;

- низкая биологическая активность, противодействие риску размножения опасных болезнетворных микроорганизмов и бактерий;

- отсутствие негативных свойств с произвольным образованием луж и сухом дорожном покрытии из-за притяжения воды из окружающего пространства;

- соответствие экологическим нормативам, определяющим экологические последствия применения ПГМ, в том числе отсутствие вредных образований токсичных соединений в воздухе и сточных водах;

- соответствующую установленным нормативам коррозионную активность к материалам и элементам конструкций транспортных средств и дорожных сооружений (наличие ингибиторов коррозии);

- предотвращение попадания компонентов ПГМ в воздух при распределении в виде пылевых частиц и аэрозолей;

- незначительность воздействия на кожу обуви (косметические последствия);

- отсутствие следов на дорожном покрытии после уборки;

- приведенные экономические затраты, определяющие целесообразность применения материалов;

- простота эксплуатации, к которой относятся технологический фактор хранения, транспортировки и распределения;

- обеспечение возможности равномерного распределения по дорожному покрытию с минимальной погрешностью;

- возможность использования существующей инфраструктуры зимнего содержания (закрытых складов, оборудования и дорожных машин);

- возможность научного и инженерно-технического сопровождения производства и применения.

Поиск эффективных ПГМ следует вести по пути создания устойчивых к сегрегации хлоридных смесей и составов, обеспечивающих безопасность дорожного движения при минимальном воздействии на природную среду.

Для анализа рассмотрим типовую ситуацию. Эстакада и перрон железнодорожного вокзала. До прихода поезда 30 мин. Необходимо провести противогололедные мероприятия. Температура окружающего воздуха 0 °С, толщина гололеда 2-4 мм, ветер 5-10 м/с.

Применение песка бесполезно — снесет ветром, либо он вмерзнет в лед и покроется дополнительным слоем гололеда. Применение хлористого натрия, хлористого кальция или хлористого магния приведет к поверхностному образованию льда и образованию сплошной пленки растопки на поверхности льда — коэффициент сцепления уменьшится до минимального значения.

Использование многокомпонентных простых смесей на основе хлоридов и со-

лей натрия, также распределение хлоридов натрия, увлеченного растопкой хлористого кальция в момент распределения, приведет к подобному результату.

Эффект может быть применен следующие технологии и методы:

1. Распределение безводного хлористого кальция, сразу обеспечивающего коэффициент сцепления и выделяющего тепло за счет кристаллизации.

2. Распределение комплексного (приготовленного методом прессования и дробления) ПГМ на основе 3-6 частей хлористого натрия и 1 части хлористого кальция. В этом случае хлористый кальций выполняет активизирующую и транспортную функцию своевременной доставки основного рабочего компонента многокомпонентного ПГМ (хлористого натрия) до дорожного покрытия.

После доставки основного рабочего компонента до дорожного покрытия еще в твердом состоянии начинается его растопка с образованием растопки линзы, растущей дегизию между льдом и дорожным покрытием.

Это объясняется тем, что во время растопки хлорид кальция выделяется большое количество тепла, при этом идет процесс образования гидратов (гидрат-





ция). Молекул хлорид кальция присоединяет 6 молекул воды с образованием кристаллогидрата $\text{CaCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$. Теплот гидратации хлорид кальция равна 21,7 ккал. При растворении хлорид кальция выделяется большое количество теплоты (при растворении 111 г хлорид кальция в 72000 г воды выделяется 17 990 ккал теплоты), при растворении хлорид натрия 2400 ккал теплоты поглощается.

Эффективность работы ПГМ на основе безводного хлорид кальция иллюстрируется его применением наплотформе железнодорожного вокзала в г. Саратове. Видно, как метрилы пробиты в качестве теплового сверла-инжектора, прожигая при кристаллогидратировании лед (видны отверстия в нем) и подрезая линзой раствор (воздушной прослойкой) сцепление лед и дорожного покрытия (рис. 1 а). Зарегистрирован эффект ускоренного высыхания дорожного покрытия после применения этих ПГМ (рис. 1 б).

Свойства нового ПГМ в отличие от простого механического смешивания могут

быть представлены в виде модели «теплового сверла», в которой зерна безводного хлорид кальция, содержащиеся в granulе, отвечают за активное «лезвийное» резание СЛО (функция обрезающей), зерна хлорид натрия — за объемное фазовое преобразование СЛО в раствор (функция наплавляющей). Причем сразу после распределения ПГМ обеспечивается требуемый коэффициент сцепления (рис. 2).

Заключение

Основным видом процессов взаимодействия ПГМ и СЛО следует отнести обратные процессы растворения-створения СЛО сверху вниз теплопоглощающими ПГМ, начинающимся с поверхности СЛО до дорожного покрытия, и фазовые процессы теплоинъективного тепловыделения ПГМ и последующего разрушения сцепления СЛО и дорожного покрытия.

Тепловыделяющие ПГМ совмещают транспортную функцию (доставка granulы до границы СЛО-дорожное покрытие) с технологической (расплавление и разрушение СЛО).

Литература

1. Аржанухин С.П. Использование эконометрического подхода для рассмотрения придорожной полосы втородороги: создание информационной модели циклической буферной экологической системы / С.П. Аржанухин, А.В. Кочетков, В.В. Ермолов, Р.Н. Абутолипов // Вестник СГТУ, 2007. № 1. Вып. 1. С. 126-130.
2. Аржанухин С.П. Проблемы разработки и применения нормативно-методического обеспечения охраны окружающей среды при зимнем содержании автомобильных дорог / С.П. Аржанухин, М.Л. Ермолов, Н.Е. Кокодеев // Вестник Томского государственного архитектурно-строительного университета. 2008. № 4. С. 171-176.
3. Аржанухин С.П. Экологический спектр борьбы с зимней скользкостью на автомобильных дорогах: развитие проблемы и её современное состояние / С.П. Аржанухин, А.В. Кочетков, Н.Е. Кокодеев // Экология урбанизированных территорий. 2011. № 1. С. 40-42.
4. Аржанухин С.П. Практические исследования по загрязнению почв придорожных полос городов Саратов и Энгельс в результате использования противогололедных метрилов / С.П. Аржанухин, В.Ю. Гладков, Н.Е. Кокодеев // Инженерные изыскания. 2011. № 1. С. 64-66.

5. Аржанухина С.П. Сравнительный анализ эксплуатационных свойств противогололедных материалов для зимнего содержания автомобильных дорог // Дороги и мосты, 2011. № 26. С. 123-138.
6. Аржанухина С.П. Сравнительные демонстрационные испытания противогололедных материалов на основе хлоридов // Строительные материалы, 2009. № 5. С. 14-15.
7. Аржанухина С.П. Современное состояние вопросов зимнего содержания автомобильных дорог // Строительные материалы, 2010. № 5. С. 16-19.
- Ключевые слова:** противогололедные материалы, стоки, экологическая безопасность
8. Аржанухина С.П. Отраслевые особенности применения хлоридов // Строительные материалы, 2010. № 10. С. 60-61.
9. Кочетков А.В. Оценка соответствия применения формальдегида в качестве противогололедного материала // Законы «О техническом регулировании» // Строительные материалы, 2011. № 6. С. 60-61.

S.P. Arzhanukhina, R.B. Garibov, A.V. Kochetkov, L.V. Yankovskii, T.A. Glukhov, A.V. Bobkov

SELECTION OF DEMANDS ON DEICING AGENTS FOR METRAPOLIS ROADS

Ecological safety of deicing agent application and forming effluent streams were discussed for Moscow. The article concludes that it is necessary to develop ecofriendly effective deicing agents containing chloride mixes and providing traffic safety.

Key words: deicing agents, effluent streams, ecological safety