

Название журнала		<b>ВОДА: ХИМИЯ И ЭКОЛОГИЯ</b>			
Издательство		<b>Издательский дом "Вода: химия и экология"</b>			
Год выпуска	<b>2013</b>	Том		Номер выпуска	<b>1 (55)</b>



Название статьи		Страницы	Цит.
<b>ВОПРОСЫ ЭКОЛОГИИ</b>			
	<b>ДИНАМИКА РАСПРЕДЕЛЕНИЯ СОЕДИНЕНИЙ АЗОТА И ФТОРА В ВОДЕ Р. СЫРДАРЬЯ В МНОГОЛЕТНЕМ ЦИКЛЕ</b> Жанбеков Х.Н., Мукатаева Ж.С., Лахбаева Ж.А.	<b>3-8</b>	<b>0</b>
	<b>ОЦЕНКА ВЛИЯНИЯ ОСОБЕННОСТЕЙ ВОДОСБОРА НА ПРОЦЕССЫ СТАРЕНИЯ МАЛЫХ КАРСТОВЫХ ОЗЕР</b> Осмелкин Е.В., Суин М.В., Подшивалина В.Н.	<b>9-14</b>	<b>0</b>
	<b>ЗАКОНОМЕРНОСТИ ДИНАМИКИ СОДЕРЖАНИЯ БИОГЕННЫХ ЭЛЕМЕНТОВ В ВОДАХ РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА ЗА ГОДЫ ЕГО СУЩЕСТВОВАНИЯ</b> Степанова И.Э., Бикбулатов Э.С., Бикбулатова Е.М.	<b>15-27</b>	<b>0</b>
<b>МОНИТОРИНГ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ</b>			
	<b>СОВРЕМЕННАЯ ОЦЕНКА КАЧЕСТВА ВОДЫ В РАЙОНЕ ЧУСОВСКОГО ВОДОЗАБОРА Г. ПЕРМЬ</b> Лаптева А.К., Шишкин М.А., Масленникова И.Л.	<b>28-35</b>	<b>1</b>
<b>ТЕХНОЛОГИИ ПРОМЫШЛЕННОЙ И БЫТОВОЙ ОЧИСТКИ ВОД</b>			
	<b>РАЗДЕЛЬНАЯ БИОЛОГИЧЕСКАЯ ОЧИСТКА ХОЗЯЙСТВЕННО-БЫТОВЫХ И ПРОИЗВОДСТВЕННЫХ СТОКОВ КАК ПУТЬ УМЕНЬШЕНИЯ ОБЪЕМОВ ТОКСИЧНОГО АКТИВНОГО ИЛА</b> Надеин А.Ф.	<b>36-41</b>	<b>0</b>
	<b>ЭЛЕКТРОКОАГУЛЯЦИОННОЕ ИЗВЛЕЧЕНИЕ ИОНОВ ЦИНКА ИЗ ПРОМЫВНЫХ СТОКОВ ГАЛЬВАНИЧЕСКОГО ПРОИЗВОДСТВА</b> Филатова Е.Г., Соболева А.А., Дударев В.И., Анциферов Е.А.	<b>42-49</b>	<b>0</b>
	<b>КИНЕТИКА ГЕТЕРОАДАГУЛЯЦИИ МИКРОЧАСТИЦ СУСПЕНЗИИ НАМЫВНОГО ГЛИНИСТОГО ГРУНТА ПРИ ОСВЕЩЕНИИ МОРСКОЙ ВОДЫ</b> Тарасов В.В., Ребане Д.А., Николаева С.К., Огородникова Е.Н.	<b>50-57</b>	<b>2</b>
<b>ГИДРОБИОЛОГИЯ</b>			
	<b>СПОСОБНОСТЬ МИКРОБНЫХ СООБЩЕСТВ ИЗ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ ОЗ. ЦАЙДАМ К МЕТАНОГЕННОЙ ДЕСТРУКЦИИ АМИНОАРОМАТИЧЕСКИХ КСЕНОБИОТИКОВ</b> Линькова Ю.В., Котова И.Б., Нетрусов А.И.	<b>64-70</b>	<b>0</b>
	<b>ОЦЕНКА ВЛИЯНИЯ ФИТОПЛАНКТОНА НА ПРОДУКЦИОННЫЕ СВОЙСТВА ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ ЧЕБОКСАРСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА ПО РАСТИТЕЛЬНЫМ ПИГМЕНТАМ</b> Сигарева Л.Е., Тимофеева Н.А., Законнов В.В.	<b>72-78</b>	<b>0</b>
	<b>ЗООБЕНТОС ПОРТОВЫХ АКВАТОРИЙ СЕВЕРО-ВОСТОЧНОГО ШЕЛЬФА ЧЕРНОГО МОРЯ И ЕГО СВЯЗЬ С ЗАГРЯЗНЕНИЕМ ДОННЫХ ОСАДКОВ</b> Селифонова Ж.П., Часовников В.К.	<b>79-86</b>	<b>1</b>
	<b>СООТНОШЕНИЕ НЕКОТОРЫХ СТРУКТУРНЫХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ ГИДРОБИОЦЕНОЗОВ В УСЛОВИЯХ ЭКСТРЕМАЛЬНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ</b> Кренева С.В., Кренева К.В.	<b>87-92</b>	<b>1</b>
<b>МАТЕРИАЛЫ ДЛЯ ВОДОПОДГОТОВКИ</b>			
	<b>ПОТЕНЦИАЛ ПРИРОДНЫХ БИОПЛЁНОК NOSTOC COMMUNE КАК СОРБЕНТОВ ТЯЖЁЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ВОДНОЙ СРЕДЕ</b> Горностаева Е.А., Фокина А.И., Кондакова Л.В., Огородникова С.Ю., Домрачева Л.И., Лаптев Д.С., Сластиникова Е.М.	<b>93-101</b>	<b>6</b>
<b>АНАЛИТИЧЕСКИЕ МЕТОДЫ И СИСТЕМЫ КОНТРОЛЯ КАЧЕСТВА ВОДЫ</b>			
	<b>ОЦЕНКА КАЧЕСТВА ВОДЫ РОДНИКОВ Г. РОСТОВА-НА-ДОНУ НА ОСНОВЕ МИКРОБИОЛОГИЧЕСКИХ И ТОКСИКОЛОГИЧЕСКИХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ</b> Сазыкина М.А., Кхатаб З.С., Кудеевская Е.М., Сазыкин И.С.	<b>102-107</b>	<b>3</b>
<b>ХИМИЯ ВОДЫ И ВОДНЫХ РАСТВОРОВ</b>			

	<b>НЕОРГАНИЧЕСКИЕ ФОРМЫ МИГРАЦИИ FE, MN, NI, CO, CD И AL В ВОДАХ ЗОНЫ ГИПЕРГЕНЕЗА ВОЛЬФРАМОВЫХ МЕСТОРОЖДЕНИЙ (ЮГО-ВОСТОЧНОЕ ЗАБАЙКАЛЬЕ)</b> Чечель Л.П.	108-114	3
<b>SHORT COMMUNICATIONS</b>			
	<b>СОДЕРЖАНИЕ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ЕСТЕСТВЕННЫХ ВОДНЫХ ОБЪЕКТАХ, РАСПОЛОЖЕННЫХ ВБЛИЗИ КРУПНЫХ ГОРОДОВ</b> Еськов Е.К., Еськова М.Д.	115-118	3
	<b>РОЛЬ ВОДЫ В ФОРМИРОВАНИИ КАРСТОСФЕРЫ НА ПРИМЕРЕ ИРЕНЬ-СЫЛВЕНСКОГО МЕЖДУРЕЧЬЯ</b> Гаев А.Я., Килин Ю.А., Минькевич И.И.	119-126	0
	<b>ДИНАМИКА РАЗВИТИЯ ЗООПЛАНКТОНА В ЗОНЕ КОВШЕВОГО ВОДОЗАБОРА НФС-5 МУП Г. НОВОСИБИРСК «ГОРВОДОКАНАЛ»</b> Ермолаева Н.И.	127-133	1
	<b>ВЛИЯНИЕ СОСТАВА ПРИРОДНЫХ ВОД НА КОРРОЗИЮ ТЕПЛОМЕХАНИЧЕСКОГО ОБОРУДОВАНИЯ</b> Дремичева Е.С., Лаптедутьче Н.К.	134-137	0

# ДИНАМИКА распределения СОЕДИНЕНИЙ АЗОТА и ФТОРА

## в воде р. СЫРДАРЬЯ

## в МНОГОЛЕТНЕМ ЦИКЛЕ

**На основании проведенных исследований установлены режим и динамика распределения остатков минеральных удобрений в воде р. Сырдарья, установлена степень превышения ПДК соединений азота и фосфора.**

### Материалы и методы исследования

**Х**имический состав воды р. Сырдарья изучался на пяти систематически сезонно в годичном цикле с 1997 по 2009 гг. на девяти участках около следующих населенных пунктов: Амнгельды, Шырдыр, Байыркум, Арыс, Томенрык, Байгекум, Кызылорда, Жалгаш и Кармалы.

Отбор проб воды для исследования, консервирования и хранения, определения химического состава всех природных вод проводились общепринятыми в гидрохимической практике методами [1-5].

**Х.Н. Жанбеков\***,

кандидат химических наук, профессор, доктор философских наук, доктор биологии, кандидат наук, Казхский национальный педагогический университет им. Абая

**Ж.С. Мукатаева,**

кандидат химических наук, доцент кафедры химии, Казхский национальный педагогический университет им. Абая

**Ж.А. Лахбаева**

магистрант, Казхский национальный педагогический университет им. Абая

### Введение

**Н**а сельскохозяйственных территориях при интенсивном и недостаточно контролируемом использовании ядохимикатов и минеральных удобрений последние проникают с оросительными водами и атмосферными осадками в грунтовые воды и загрязняют их. Из удобрений легко переходят в воду азот, аммиак, сульфаты и хлориды. В состав химических средств защиты растений (инсектицидов, фунгицидов, гербицидов, дефолиантов, десикантов) входят вещества, содержащие фтор, медь, цинк и другие, часто токсичные вещества.

Основным источником поступления биогенных веществ в воду являются вносимые на рисовые и хлопковые поля азотные и фосфорные удобрения. В изучаемом регионе в качестве удобрения используются мочевины, аммофос, сульфат аммония и суперфосфат. Воды с полей орошения, загрязняясь удобрениями, увеличивают концентрацию биогенных элементов и превышают предельно-допустимые их концентрации (ПДК).

### Результаты и их обсуждение

**Д**анные по содержанию биогенных элементов (азот, фосфор) и микроэлемент фтор на исследуемых участках р. Сырдарья за период 1997-2009 гг. представлены в *табл. 1-6*.

Установлено, что вниз по течению реки прослеживается возрастание концентрации ионов аммония в зимний период 1997 г., в районе с. Томенрык их содержание достигло 2,5 мг/дм<sup>3</sup>, превысив ПДК в 1,2 раза. Нитратные и нитритные ионы не входят в пределы ПДК.

Влияние минеральных удобрений сказывается на содержании соединений азота и фосфора в воде р. Сырдарья. Так, в 1999 г. высокое содержание ионов аммония в зимний период (3 мг/дм<sup>3</sup>) наблюдалось в районе с. Томенрык, превысив ПДК в 1,5

\*Адрес для корреспонденции: hairulla418@mail.ru

**Таблица 1**

**Концентрация биогенных компонентов и фтора в воде  
р. Сырдарья (зима 1997 г.), мг/дм<sup>3</sup>**

Пункты отбор проб	фтор	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>
с. Ам нгельды	0,7	0,047	0,27	14,0	0,490
около вдхр. Ш рд р	1,0	0,04	0,60	13,0	0,480
с. Б йыркум	1,0	0,04	0,06	13,9	0,100
р. Арыс	1,0	0,04	0,07	14,0	0,037
с. Томен рык	0,9	0,03	2,50	15,0	1,040
с. Б йгекум	0,8	0,06	1,40	15,8	0,013
г. Кызылорд	0,7	0,02	1,70	14,0	0,230
с. Ж л г ш	0,9	0,03	1,80	12,7	0,034
с. К рм кшы	1,0	0,02	1,90	14,9	0,270

**Таблица 2**

**Концентрация биогенных компонентов и фтора в воде  
р. Сырдарья (1998-2001 гг.), мг/дм<sup>3</sup>**

Пункты отбор проб	Сезон	фтор	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>
с. Ам нгельды	весн	0,6	0,030	0,17	13,0	0,440
	осень	0,6	0,040	0,20	13,5	0,500
	зим	0,7	0,048	0,27	14,0	0,500
Около вдхр. Ш рд р	весн	0,8	0,038	0,60	12,7	0,400
	осень	0,9	0,040	0,70	12,9	0,410
	зим	1,0	0,042	0,70	13,0	0,480
с. Б йыркум	весн	1,0	0,035	0,05	13,0	0,500
	осень	1,1	0,049	0,06	13,7	0,100
	зим	1,1	0,047	0,07	14,0	0,300
р. Арыс	весн	0,7	0,040	0,07	14,0	0,040
	осень	0,8	0,046	0,09	14,5	0,055
	зим	1,0	0,050	0,09	14,8	0,060
с. Томен рык	весн	0,6	0,020	2,00	14,9	0,010
	осень	0,9	0,025	2,30	15,0	0,033
	зим	1,0	0,030	2,70	15,0	0,049
с. Б йгекум	весн	0,6	0,050	1,00	15,0	0,010
	осень	0,7	0,063	1,40	15,3	0,020
	зим	0,9	0,067	1,50	15,7	0,017
г. Кызылорд	весн	0,5	0,020	1,50	14,0	0,010
	осень	0,6	0,024	1,70	14,8	0,020
	зим	0,7	0,029	1,80	14,6	0,270
с. Ж л г ш	весн	0,6	0,020	1,70	12,7	0,030
	осень	0,8	0,026	1,80	13,3	0,320
	зим	0,9	0,028	1,80	13,0	0,380
с. К рм кшы	весн	0,8	0,020	1,60	14,0	0,020
	осень	0,9	0,021	1,70	14,9	0,029
	зим	1,0	0,020	2,00	15,0	0,280



**Таблица 3**

**Концентрация биогенных компонентов и фтора в воде р. Сырдарья (1999 г.), мг/дм<sup>3</sup>**

Пункты отбора проб	Сезон	фтор	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>
с. Амнгельды	весн	0,5	0,039	0,20	12,0	0,400
	осень	0,6	0,050	0,24	12,4	0,580
	зим	0,8	0,050	0,28	15,0	0,600
Около вдхр. Ш р д р	весн	0,6	0,040	0,70	12,9	0,470
	осень	1,0	0,049	0,80	13,0	0,400
	зим	1,2	0,050	0,80	13,0	0,580
с. Бйыркум	весн	1,1	0,040	0,06	14,3	0,090
	осень	1,2	0,060	0,07	14,9	0,100
	зим	1,2	0,050	0,08	15,0	0,130
р. Арыс	весн	0,8	0,050	0,09	15,0	0,050
	осень	0,9	0,055	0,10	14,7	0,040
	зим	1,0	0,060	0,10	15,7	0,080
с. Томенрык	весн	0,7	0,010	2,70	15,8	0,013
	осень	0,8	0,018	2,90	15,9	0,054
	зим	1,2	0,030	3,00	16,0	0,060
с. Бйгекум	весн	0,8	0,050	1,50	15,5	0,018
	осень	0,8	0,060	1,90	15,7	0,040
	зим	1,0	0,070	1,70	16,0	0,020
г. Кызылорд	весн	0,6	0,020	1,80	14,7	0,020
	осень	0,7	0,035	1,90	14,9	0,050
	зим	0,7	0,030	2,00	15,1	0,300
с. Жлгш	весн	0,6	0,020	1,70	13,7	0,030
	осень	0,8	0,030	1,80	14,0	0,040
	зим	1,0	0,030	1,90	15,0	0,400
с. Крмкшы	весн	0,6	0,010	1,70	14,8	0,029
	осень	0,8	0,030	1,90	15,0	0,030
	зим	1,1	0,025	2,00	15,7	0,300

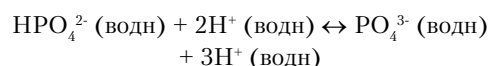
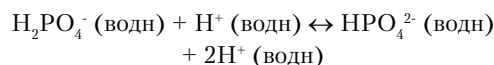
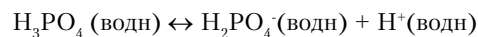
р з , возле г. Кызылорды и в р йон х сёл Крмкшы и Жлгш оно сохр нилось н уровне ПДК. В ост льное время з грязнение воды р. Сырдрья солями ммония н блюдется пр ктически во всех пункт х по течению реки. Последний ф кт свидетельствует о нер цион льном применении высоких доз удобрений в Кызылординской обл сти.

Хотя содерж ние фосф тных ионов в поверхностных вод х очень м ло, они обл д ют токсическим действием по отношению к живым орг низм м. Содерж ние фосф т-ионов в питьевой воде не должно превыш ть 3,5 мг/дм<sup>3</sup>. В воде р. Сырдрья з весь период исследов ния концентр ция фосф т-ионов н ходится в предел х ПДК и колеблется от 0,02 до 1,04 мг/дм<sup>3</sup>, в редких

**Ключевые слова:**

биогенные веществ , минер льные удобрения, ионы фосф т , ионы нитр т

случ ях фиксиров лось их отсутствие. Если в 1971 г. в воде р. Сырдрья фосфор ч сто не обн ружив лся, в оросительной системе его содерж ние не превыш ло 0,05 мг/дм<sup>3</sup> [6], то полученные н ми д нные свидетельствуют о з грязнении воды р. Сырдрья и соединениями фосфор . Эти ионы присутствуют в воде в виде сл бых кислот:



Относительно низкое содерж ние фосфор в почве связ но с тем, что внесенный в почву суперфосф т лишь н 20-30 % используется р стениями, 70-80 % фиксируется почвой, переходя в трудно р створимую форму. Фосф т-ионы фосфорных удобрений вступ ют в ре кцию с ион ми Ca<sub>2</sub><sup>+</sup>, Mg<sub>2</sub><sup>+</sup>, в том числе и с поглощенными, т кже с гидроксид ми желез и люминия, обр зуя преимущественно нер створимые соли. При этом вз имодействие суперфосф т с почвой з висит от тип почвы, ее ре кции и степени увл жнения, темпер туры, т кже времени её конт кт с удобрениями [7].

Для сост вления х р ктеристики химического сост в водного объект кр йне необходимы д нные о содерж нии нитр тов. В специ льной литер туре т кие д нные ч сто отсутствуют. В последние годы, в связи с экологической обст новкой регион , возник повышенный интерес к изучению поведения нитр тов, т к к они служ т одним из пок з телей з грязнения вод. Кроме того, этот компонент обл д ет токсичностью. По ГОСТу 2874-73 содерж ние их в питьевой воде не должно превыш ть 9 мг/дм<sup>3</sup> по зоту. В сырдрьинской воде нитр ты зн чительно (н 3 порядок ) преобл д ют н д нитрит ми. Содерж ние NO<sub>3</sub><sup>-</sup> ионов высокое и сост вляло в 1997 г. 12,7-15,8, 1998 г. 12,7-15,7, в 1999 г. 12,0-16,0, в 2000 г. 12,1-16,3 мг/дм<sup>3</sup> (табл. 1-6). Несмотря н относительно высокое их содерж ние во всех пункт х, оно не превыш ло ПДК. З последние 30 лет четко проявляется ф кт увеличения концентр ции NO<sub>3</sub><sup>-</sup> ионов в 61-80 р з (необходимо учесть, что пробы воды отобр ны не в летний период), содерж ние ионов NH<sub>4</sub><sup>+</sup> и NO<sub>2</sub>, соответственно, в 6-30 и 5 р з. Этот ф кт еще р з свидетельствует о з грязнении

Таблица 4

Концентрация биогенных компонентов и фтора в воде р. Сырдарья (2000 г.), мг/дм<sup>3</sup>

Пункты	Сезон	фтор	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>
с. Амнгельды	весн	0,6	0,040	0,20	12,3	0,310
	осень	0,6	0,051	0,28	12,8	0,720
	зим	0,9	0,050	0,30	15,3	0,630
Около вдх р. Шрд р	весн	0,6	0,043	0,13	14,7	0,280
	осень	0,1	0,050	1,00	12,9	0,400
	зим	1,3	0,054	0,84	13,7	0,590
с. Бйркум	весн	0,5	0,041	0,06	12,4	0,075
	осень	0,6	0,063	0,80	12,9	0,340
	зим	1,2	0,056	0,09	15,3	0,136
р. Арыс	весн	0,6	0,045	0,11	12,3	0,054
	осень	0,8	0,058	0,25	12,6	0,028
	зим	1,1	0,060	0,15	16,3	0,124
с. Томен рык	весн	0,5	0,015	3,00	12,2	н/о
	осень	0,6	0,020	3,10	13,5	0,050
	зим	1,3	0,035	3,01	16,2	0,085
с. Бйгекум	весн	0,4	0,058	1,60	12,2	н/о
	осень	0,5	0,060	2,00	13,3	0,060
	зим	0,8	0,078	1,90	16,1	0,076
г. Кызылорд	весн	0,6	0,024	2,16	15,0	0,020
	осень	0,7	0,040	3,10	14,2	0,050
с. Жлгш	весн	0,6	0,022	1,80	12,1	0,060
	осень	0,7	0,038	1,50	13,1	0,058
	зим	1,2	0,033	2,00	15,2	0,350
с. Крмкшы	весн	0,6	0,015	2,16	14,7	0,050
	осень	0,7	0,030	2,70	14,3	0,047
	зим	1,2	0,027	2,38	15,8	0,470

воды р. Сырдарья токсичными нитратами из-за бесконтрольного применения удобрений. Авторами [8] отмечено, что основными факторами, влияющими на санитарное состояние воды, являются сбросы сточных вод предприятий народного-хозяйственного назначения.

Фтор имеет большое значение для организма человека и животных. Недостаток или избыток его в питьевой воде является причиной заболеваний (кариес и флюороз). Как было отмечено ранее, одним из основных источников содержания фтора в воде являются фосфорные удобрения.

Концентрация фтора в воде р. Сырдарья в различные сезоны года (кроме летнего периода) колеблется в пределах 0,1-1,3 мг/дм<sup>3</sup>, в ряде случаев превышая ПДК в 1,5 раз. По течению реки содержание фтора изменяется немонотонно. Так, от исходного пункта (с. Амнгельды) до с. Бйркум наблюдается увеличение его концентрации в речной воде, затем до г. Кызылорд – снижение, далее до с. Крмкшы – вновь некоторое увеличение. Возможно, в данном участке характер поступления соединений фтора в воду различен (водность года, питание, источники поступления и возможно другие процессы). Отметим, что в зимнее время среднее содержание фтора (0,99 мг/дм<sup>3</sup>) выше, чем в остальные сезоны года (весной 0,67, осенью 0,73 мг/дм<sup>3</sup>).

За период с 1971 по 2009 гг. в различные сезоны концентрация фтора в воде р. Сырдарья (с. Томен рык, с. Шиили) возрастала в среднем в 1,3-2,9 раз.

Интенсивное и нерациональное использование водных ресурсов р. Сырдарья приводит к ухудшению качества состава, особенно в районах сброса коллекторных, промышленных и сточных вод. В связи с этим

Таблица 5

Концентрация биогенных компонентов и фтора в воде р. Сырдарья (2001 г.)

Пункты отбора проб	Сезон	Содержание ионов, мг/дм <sup>3</sup>				
		фтор	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>
Чинз (Республика Узбекистан)	весн	0,6	0,039	0,20	12,0	0,400
г. Шрд р	весн	0,6	0,050	0,24	12,4	0,580
с. Бйгекум	весн	0,9	0,062	1,80	13,8	0,062
	осень	1,1	0,068	1,86	15,5	0,080





Таблица 6

Концентрация биогенных компонентов и фтора в воде р. Сырдарья (2002-2009 гг.).

Пункты отбора проб	Сезон, год	Содержание ионов, мг/дм <sup>3</sup>				
		фтор	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>
с. Б йгекум	Зим , 2002	0,9	0,041	2,02	16,3	0,250
с. Б йгекум	Зим , 2002	1,1	0,053	2,21	15,7	0,090
с. Томен рык	Весн , 2002	1,0	0,023	3,24	16,9	0,081
с. Б йгекум	Зим , 2003	1,2	0,062	3,01	16,9	0,038
с. Б йгекум	Зим , 2003	1,3	0,065	4,08	15,6	0,042
с. Б йгекум	Зим , 2004	1,1	0,063	4,22	18,1	0,043
с. Б йгекум	Зим , 2004	1,2	0,070	4,96	17,6	0,031
с. Б йгекум	Весн , 2005	0,8	0,074	4,38	16,9	0,033
с. Б йгекум	Весн , 2005	0,6	0,064	3,85	15,5	0,031
с. Б йгекум	Зим , 2006	1,1	0,082	2,56	17,9	0,025
с. Томен рык	Весн , 2006	0,9	0,043	3,96	15,8	0,051
с. Б йгекум	Осень, 2006	0,8	0,074	4,02	16,7	0,058
с. Б йгекум	Зим , 2007	1,2	0,084	5,42	16,1	0,023
с. Б йгекум	Зим , 2007	1,3	0,095	4,78	15,8	0,026
с. Томен рык	Зим , 2007	1,1	0,068	4,63	16,7	0,031
с. Б йгекум	Зим 2008	0,8	0,074	4,38	16,9	0,033
с. Шиели	Весн 2008	0,6	0,064	3,85	15,5	0,031
с. Б йгекум	Зим , 2009	0,9	0,041	2,02	16,3	0,250
	Весн , 2009	1,1	0,053	2,21	15,7	0,090
с. Шиели	Зим , 2009	1,0	0,023	3,24	16,9	0,081
	Весн , 2009	1,1	0,063	4,22	18,1	0,043
с. Томен рык	Весн , 2009	1,2	0,070	4,96	17,6	0,031



возникнет и становится необходима постоянная необходимость в проведении постоянного контроля за качеством речной воды.

## Заключение

Таким образом, в результате антропогенного воздействия на окружающую среду произошло существенное изменение качества поверхностных вод, не соответствующее с санитарно-эпидемиологическим требованиям, нормам по содержанию вредных веществ в водоемах, что не позволяет рекомендовать воду для хозяйственно-питьевых и рыбохозяйственных нужд населения этого региона.

## Литература

1. Унифицированные методы анализа вод СССР / Под ред. Ю.Ю. Лурье. Ленинград: Гидрометеиздат, 1978. 144 с.
2. Алекин О.А. Руководство по химическому анализу вод суши / О.А. Алекин, А.Д. Семенов, Б.А. Скопинцев. Ленинград: Гидрометеиздат, 1973. 270 с.
3. Резников А.А. Методы анализа природных вод. / А.А. Резников, Е.П. Муликовская. Москва: Недра, 1970. 488 с.
4. Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши / Под ред. А.Д. Семенов. Ленинград: Гидрометеиздат, 1977. 541 с.
5. Ибрагимов М.А. Химический анализ природных вод (методическое руководство) / М.А. Ибрагимов, Б.А. Беремжанов, С.М. Романов. Алматы: Изд-во «Нук», 1980. 42 с.
6. Колумбин Л.Ф. Экологическая оценка влияния хозяйственной деятельности на экосистемы Нижнего Днестра, // «Геоэкологические и биоэкологические проблемы Северного Причерноморья: материалы 3-й Международной науч.-практич. конф.» Тирасполь, 22-23 октября, 2009. Тирасполь, ПГУ. 2009. С. 97-98.
7. Литвин Ш.И. Фосфор на службе урожая. Москва: Просвещение, 1979. 135 с.



Kh. N. Zhanbekov, Zh. S. Mukataeva, Zh. A. Lakhbaeva

## DYNAMICS OF NITROGENOUS AND FLUORINE COMPOUNDS DISTRIBUTION IN THE RIVER SYR DARYA AT THE CYCLE OF MANY YEARS

Data on regime and dynamics of residual mineral fertilizer distribution in the river Syr Darya and the excess of maximum allowable concentrations of nitrogen and phosphorus compounds were resulted from this study.

**Key words:** biogenic substances, maximum allowable concentrations (MAC), mineral fertilizers, phosphate ions, nitrate ions.



# ОЦЕНКА ВЛИЯНИЯ ОСОБЕННОСТЕЙ ВОДОСБОРА И ПРОЦЕССЫ СТАРЕНИЯ МАЛЫХ КАРСТОВЫХ ОЗЕР

По результатам исследования 9 малых озер на территории Среднего Поволжья показано, что на процессы старения карстовых водоемов в регионе влияют климатические, эрозионные факторы, а также особенности ландшафта. Обмеление, развитие береговой линии и литорали происходят вследствие поступления эрозионного материала преимущественно с талыми водами. Выявлено значительное положительное влияние наличия стабильных элементов в пределах ландшафта на сохранение водоемами черт молодости.



## Введение

Озера, как и любые другие природные экосистемы, претерпевают и подвержены необратимые изменения, приводящие к их трансформации и переходу в качественно иное состояние. Таким образом, в своем индивидуальном развитии они проходят от стадии молодости через стадию зрелости к угасанию. Однако механизмы старения и факторы, играющие ведущую роль в этом процессе, пока остаются невыясненными. Тем не менее, подобные знания крайне необходимы для принятия своевременных обоснованных решений по предотвращению преждевременной деградации водных объектов.

Карстовые озера в силу особенностей своего происхождения характеризуются, как правило, вырванной конусовидной формой котловины. Это позволяет использовать их

**Е.В. Осмелкин\***,  
директор ФГБУ  
Государственный  
экологический  
центр  
«Присурский»

**М.В. Суин,**  
спиритолог, ГБУ  
Институт проблем  
экологии и  
недропользования  
Академии наук  
Республики  
Татарстан

**В.Н. Подшивалина,** кандидат  
биологических  
наук, ведущий  
научный сотрудник  
ФГБУ  
Государственный  
экологический  
центр  
«Присурский»

морфометрические данные для определения эволюционного возраста, что и стало основой для проведения настоящей работы.

Как известно, озера являются важным элементом географического ландшафта и, в связи с этим, подвержены воздействию условий водосбора. Старение водоемов наблюдается преимущественно в изменениях литорали и накоплении донных отложений [1]. Эти явления часто обусловлены различными проявлениями эрозионных процессов на территории водосбора, которые способствуют привнесению биогенных элементов и загрязнению [2]. Причем поступление биогенных веществ является доминирующим фактором [3]. Эффективным подходом для восстановления озер считается контроль источников поступления биогенных веществ [3]. Поэтому в качестве характеристик водосбора, определяющих старение озер, рассмотрим лишь природные и антропогенные факторы биосейновой эрозии.

\*Адрес для корреспонденции: vpodsh@newmail.ru

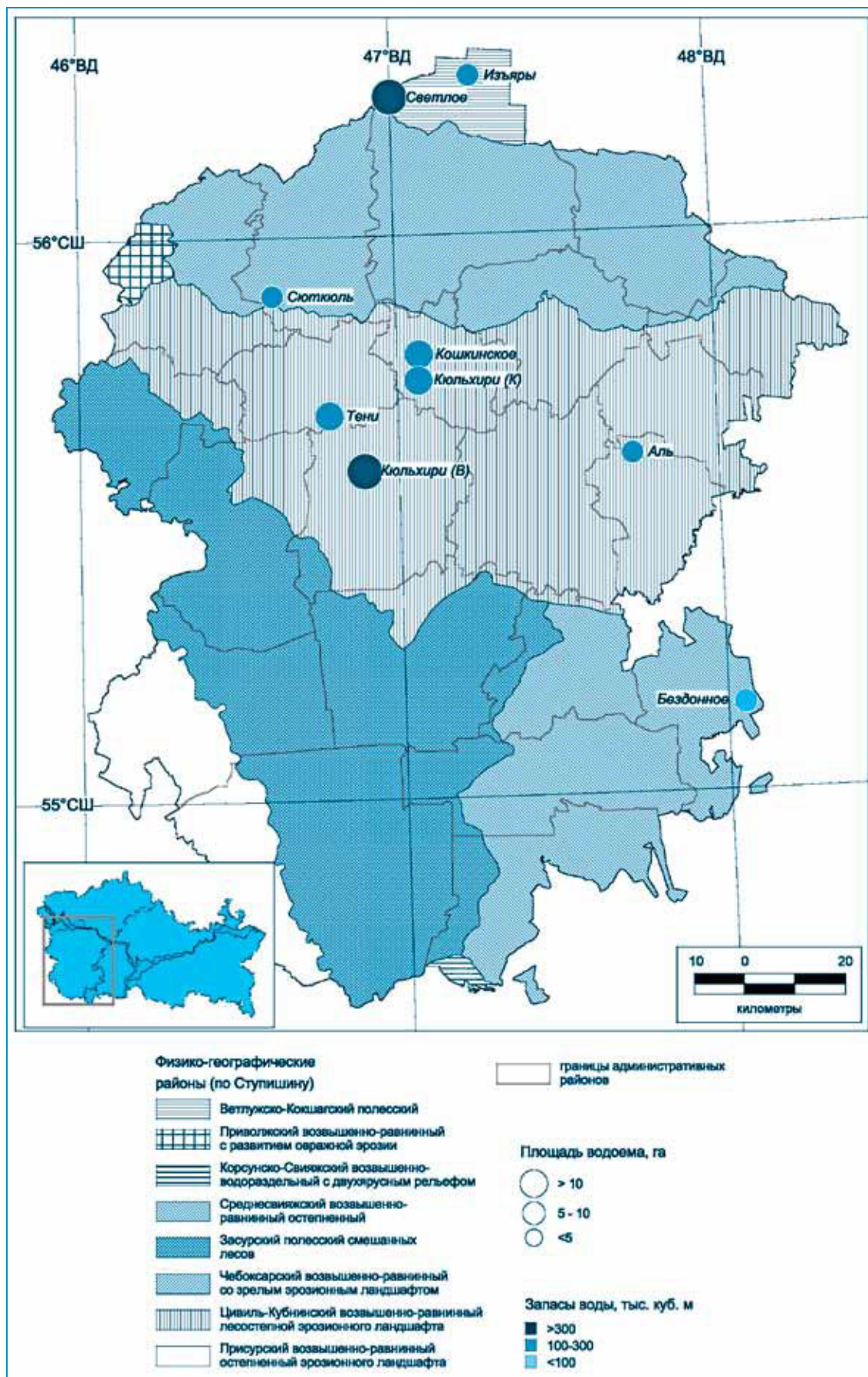


Рис. 1. Карта-схема расположения исследованных озер на территории Среднего Поволжья.

## Материалы и методы исследования

На территории Среднего Поволжья в пределах Чувашской Республики было изучено 9 малых озер карстового происхождения, расположенных в 3 волжской низменности (Ветлужско-Кокшгский полесский район) и на Приволжской возвышенности (Цивиль-Кубнинский возвышенно-равнинный лесостепной район эрозионного ландшафта, Чебоксарский возвышенно-равнинный со зрелым эрозионным ландшафтом [4] (рис. 1)). Материалом для работ послужили данные полевых исследований 2006-2011 гг., проведенных на озерах Аль, Бездонное, Изъяры, Кошкинское, Кюльхири (Вурнарское), Кюльхири (Красноярское), Светлое, Сюткюль, Тени.

Для определения морфометрических параметров водоемов был проведен их батиметрическая съемка. Глубины определялись при помощи эхолота либо веревочным лотом. Координаты точек промеров глубин фиксировались GPS приемником. На основе материалов полевых работ произведен обзор данных с применением ГИС MapInfo 9.5.

Для подсчета некоторых морфометрических показателей и построения батиметрических планов водоемов точки промеров глубин выносились на электронную карту, на которой в качестве растровой подложки использовались космические снимки с пространственным разрешением менее 10 м/пиксель.

На основе полученных тематических морфометрических показателей были вычислены интегральные индексы состояния котловины: относительная глубина [5], коэффициент «открытости» [6], показатель емкости (формы котловины) [7], развитие береговой линии [8], уклон дна [9]. Определены также примерная доля литорали в площади котловины озер. В исследуемых объектах литоральный зона тянется в среднем до глубины 1,5 м. Этот уровень и был принят при расчете.

В качестве параметров окружающей среды были выбраны следующие климатические показатели: среднемноголетнее количество осадков [10, 11], запас воды в снеге [11, 12], модуль половодного стока, весенний сток 5 % обеспеченности с зяби [12], скорость ветра в июле [10]. Рассчитаны также характеристики эрозионности территории

**Ключевые слова:** малые озера, стечение озер, состояние водосбора, качество вод

(интенсивность смыыв почв [11], густота овражной сети [13], густота долинного речного членения, бочного речного членения, густота гидрографической сети, интенсивность эрозии почв, интенсивность боковой эрозии, средняя длина склонов долинно-боковых водосборов, эрозионно-геоморфологический коэффициент [12]. В качестве общих показателей состояния ландшафта учитывались лесистость, продуктивность [12] и коэффициент экологической устойчивости ландшафта [11].

Влияние условий на водосборе на отдельные характеристики водоемов было оценено с помощью коэффициента прямой корреляции Спирмена [14]. Для вычислений использовался пакет программ STATISTICA 6.0.

## Результаты и их обсуждение

В исследуемом регионе основные морфометрические характеристики озер варьируют в значительной степени. Это можно проследить по площади ( $27,2-153,6 \cdot 103 \text{ м}^2$ ), объему ( $69,6-485,5 \cdot 103 \text{ м}^3$ ) и средней глубине ( $2,0-6,0 \text{ м}$ ). Большинство озер являются глубоководными (максимальные глубины составили  $12,4-18,2 \text{ м}$ ). К среднеглубинным принадлежат озера Бездонное, Изъяры, Тени с максимальными глубинами  $5,1-9,8 \text{ м}$ .

Современная батиметрическая съемка показывает значительное расхождение с данными предыдущих исследований [15, 16]. Озера Бездонное, Аль, Тени, Сюткюль имеют большую площадь и характеризуются большей глубоководностью, чем было заявлено ранее. Вероятно, это обусловлено более подробно проведенными измерениями и использованием современных методов в настоящих исследованиях.

Показатели относительного эволюционного возраста свидетельствуют об интенсивно идущих процессах стечения во всех озерах. Это отразилось в изменении формы котловины, уменьшении глубоководности и увеличении зоны литорали.

Показатель емкости котловины ( $0,14-0,25$ ) позволяет определить ее конусообразную форму у озер Кюльхири (Красноярское), Кошкинское, Сюткюль, Кюльхири (Вурнарское), Тени. Это состояние характерно для относительно молодых





к рстовых водоемов. Ост льные исследо- в нные объекты имеют н помин ющую п р болоид форму поверхности дн (пок - з тель емкости сост вил 0,43-0,50). Д нное обстоятельство может свидетельствов ть об их эволюционной зрелости. Т ким обр зом, среди р ссм трив емых озер имеются объ- екты с р зличной степенью р звитости черт ст рения котловины. Р счетный пок з тель уклон дн свидетельствует о большей кру- тизне склонов котловины в озер х Сюткюль и Аль.

Относительн я глубин пок зыв ет степень глубоководности озер для площ ди его поверхности. Относительн я глубин озер Изъяры, Бездонное, Тени (2,7-2,8 %) при- ближен к уровню мелководных озер [5]. Ук з нные зн чения д нного пок з теля могут свидетельствов ть о приближении озер к з верш ющей ст дии р звития и при- обретении ч шеобр зной-блюдцеобр зной формы котловины [17]. Относительно более глубоководными являются озер Сюткюль, Аль и Кошкинское.

К к известно, ст рение водоем н чин - ется с побережья. Поэтому х р ктерис- тик литор ли необходим для ди гностики возр стных процессов. По уровню р звития береговой линии можно про- следить, что р звитость литор ли в озе- р х Кюльхири (Вурн рское), Изъяры и Сюткюль н ибольш я (*показатель раз- вития береговой линии составил 1,14-1,18*). Доля площ ди озер , имеющей глубины менее 1,5 м, зн чительно в рьирует в з - висимости от водоем . Подобное мелко- водье сост вляет зн чительную ч сть к- в тории оз. Кюльхири (Кр сно рмейское) (50 %). В н меньшей степени литор ль выр жен в озер х Светлое (7,8 %) и Тени (12,7 %).

Т ким обр зом, во всех исследов нных водо- ем х обн ружены черты ст рения и тр нс- форм ции котловины. Одн ко в к ждом отдельном озере ведущую роль в этом игр - ют свои призн ки. Это позволяет предпо- ложить влияние особенностей водосбор н х р ктер ст рения. Для уточнения н личия подобных вз имосвязей был произведен корреляционный н лиз.

Количество ос дков, вып д ющих в течение год , нег тивно влияет н емкость водоем ( $r=-0,71$ ,  $p<0,03$ ). В р йон х, где вып д ет больше ос дков, отмечены озер с котлови- ной, котор я н помин ет х р ктерную для

относительно молодых карстовых озер форму конуса.

Средняя глубина озер больше на территории, где ниже весенний поверхностный сток ( $r=-0,69$ ,  $p<0,03$ ). Облесенность прилегающего ландшафта, а также наличие других элементов, обеспечивающих его стабильность, положительно связаны с средней глубиной ( $r=0,85$ ,  $p<0,002$  и  $r=0,82$ ,  $p<0,004$ , соответственно). Лесной покров в целом играет положительную роль в развитии карста [18]. Это может быть следствием того, что лес выступает как естественный гидрологический фактор и содействует тем самым образованию карста.

Степень глубоководности озер напрямую зависит от густоты болочного расчленения ( $r=0,66$ ,  $p<0,04$ ). Как известно [12], болота являются древними эрозионными формами, способствующими концентрации стока. За счет них происходит его перераспределение.

Количество осадков, выпадающих за год, отрицательно связано с глубоководностью ( $r=-0,66$ ,  $p<0,04$ ). Вероятно, это обусловлено приносом веществ в водоем вместе с поверхностным стоком и, как следствие, заиливанием. Одновременно в поймах с разветвленной речной сетью отмечены более глубоководные озера ( $r=0,66$ ,  $p<0,04$ ). Вероятно, густота речной сети способствует перегрузке поверхностного стока водосборов именно в реки, которым принадлежит ведущая роль в переносе и аккумуляции продуктов эрозии в тех местностях, где они широко представлены. В остальном этоalloхтонное вещество попадает в озера.

Развитость литорали и побережья определяется гидро-климатическими и эрозионными факторами одновременно. Модуль половодного стока, косвенно играющий роль в развитии береговой эрозии [12], в значительной степени влияет на уровень развития береговой линии ( $r=0,72$ ,  $p<0,02$ ). Зона мелководья (до глубины 1,5 м) приобретает большее значение в водоемах на территориях с большим проявлением интенсивности береговой эрозии ( $r=0,66$ ,  $p<0,04$ ).

В целом, из климатических факторов озер испытывают значимое воздействие со стороны, в первую очередь, гидро-климатических, что согласуется с данными предыду-

щих исследований карстовых водоемов [18]. Об этом свидетельствует умеренная корреляционная зависимость между коэффициентом открытости и среднемноголетним количеством осадков ( $r=0,66$ ,  $p<0,04$ ), а также отсутствие значимой связи с другими климатическими факторами. Коэффициент открытости показывает степень воздействия климатических факторов на водоем в целом [6].

Озера с большими объемными котловинами расположены на территории с относительно значительным количеством выпадающих осадков ( $r=0,72$ ,  $p<0,02$ ). Максимальные глубины вышлепойны в пойме с большими высокими покатями половодного стока ( $r=0,75$ ,  $p<0,02$ ). Это может косвенно подтверждать установленный факт, что по характеру питания озер исследуемого региона относятся к смешанному типу [19]. В их питании сочетаются поступления за счет таяния снега, атмосферными осадками, а также за счет грунтовых вод.

## Заключение

Таким образом, на процессы формирования карстовых водоемов влияют климатические и эрозионные факторы, а также особенности ландшафта. Исследуемый регион относится к области тало-ливневого смыва, где основной вклад в береговую эрозию вносит талый сток [12]. Анализ показал их противоположное влияние на глубоководность водоемов. Можно предположить, что это обусловлено поступлением эрозионного материала преимущественно с талыми водами. Половодный сток также способствует развитию береговой линии, вероятно за счет постепенного зарастания мелководья из-за alloхтонного вещества литорали. Роль эрозионных процессов в водосборе прослежена как в уменьшении глубоководности, так и в развитии и укреплении литорали. Выявлено значительное положительное влияние наличия стабильных элементов в ландшафте на сохранение водоемов молодости.

## Литература

1. Rogozin A.G. Об измерении скорости сукцессии водных экосистем // Известия Челябинского научного центра. 2001. Вып. 4 (13). С. 73–76.
2. Экология зарастающих озер и проблемы его восстановления. СПб.: Наука, 1999. 222 с.

3. Хендерсон-Селлерс Б. Умир ющие озер . Причины и контроль нтропогенного эвтрофирования / Б. Хендерсон-Селлерс, Х.Р. М ркленд. Л.: Гидрометеонизд т, 1990. 279 с.
4. Ступишин А.В. Физико-геог рфическое р йониров ние Среднего Поволжья. К з нь, 1964. 197 с.
5. Wetzel R.G. Limnology. Lake and River Ecosystems. San Diego: Academic Press, 2001. 1006 р.
6. Сорокин И.Н. Гидрология и морфометрия м лых озер Кольского полуостров // Озер р зличных л ндш фтов Кольского полуостров : В 2 ч. Л.: Н ук , 1974. Ч. 1. С. 88-110.
7. Кит ев С.П. Основы лимнологии для гидробиологов и ихтиологов. Петроз водск: К рельский н учный центр РАН, 2007. 395 с.
8. Мур вейский С.Д. Очерки по теории и метод м морфометрии озер // Реки и озер . М.: Геог рфиз, 1960. С. 91-126.
9. Богословский Б.Б. Озероведение. М.: Изд-во Моск. ун-т , 1960. 335 с.
10. Клим т Чув шской Республики и его возможные изменения в условиях глоб льного потепления. Универ льные и специ лизиров ные х р ктеристики. Обнинск – Н. Новгород – Чебокс ры, 2006. 156 с.
11. Атл с земель сельскохозяйственного н зн чения Чув шской Республики. Чебокс ры, 2007. 184 с.
12. Ермолов О.П. Эрозия в б ссейновых геосистем х. К з нь: Унипресс, 2002. 264 с.
13. Мозжерин В.И. Деятельность человек и эрозивно-русловые системы Среднего Поволжья / В.И. Мозжерин, С.Г. Курб нов . К з нь: Арт-Диз йн, 2004. 128 с.
14. З йцев Г.Н. М тем тическ я ст тистик в эксперимент льной бот нике. М.: Н ук , 1984. 424 с.
15. К д стр озер Чув шской АССР. К з нь, 1968. 172 с.
16. Семенов И.И. Озер лесостепной зоны (в предел х Чув шской АССР) // Озер Среднего Поволжья. Л.: Н ук , 1976. С. 158-191.
17. Верещин Г.Ю. Методы морфометрической х р ктеристики озер // Труды Олонейской н учной экспедиции. 1930. Вып. 1, ч. II. 106 с.
18. Ступишин А.В. Р внинный к рст и его р звитие н примере Среднего Поволжья. К з нь: Изд-во К з н. ун-т , 1967. 291 с.
19. Биор знообр зие и типология к рстовых озер Среднего Поволжья. К з нь: К з н. гос. ун-т, 2009. 222 с.



E.V. Osmelkin, M.V. Suin, V.N. Podshivalina

## ESTIMATION OF INFLUENCE OF WATER COLLECTION PECULIARITIES ON AGING OF SMALL KARST LAKES

According to research data on nine small lakes within the territory of the central Volga Region climatic, erosion factors and features of the landscape influence on aging processes. It is shown that erosion materials transported by melt water cause shallowing, devaporation of shore line and littoral. The positive effect of presence of stabile landscape elements on reservoir youth was detected.

**Key words:** small lakes, lakes aging, watershed state, water quality.



# ЗАКОНОМЕРНОСТИ ДИНАМИКИ СОДЕРЖАНИЯ **БИОГЕННЫХ** **ЭЛЕМЕНТОВ** В ВОДАХ РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА ЗА ГОДЫ ЕГО СУЩЕСТВОВАНИЯ

**Проведен анализ межгодовых и сезонных изменений содержания основных биогенных элементов в Рыбинском водохранилище за весь период его существования на основе литературных данных и собственных многолетних исследований.**

**Показано, что распределение и особенности вариации соединений азота и фосфора в различных частях водохранилища находятся в прямой зависимости от динамики водных масс, которая, в свою очередь, обусловлена морфометрией водоема и гидрологическими условиями.**

**Полученные за последние 40 лет данные указывают на то, что сезонные изменения в концентрациях соединений азота и фосфора находятся в пределах их естественных колебаний, свидетельствуя о стабилизации режима биогенных элементов в Рыбинском водохранилище.**

## Введение

При оценке современного состояния водных экосистем и прогноза его изменения часто опираются на данные мониторинговых наблюдений за содержанием основных биогенных элементов — соединений азота и фосфора. Полученные на основе таких наблюдений средние и экстремальные величины являются одним из важнейших критериев трофического состояния водоемов в различные гидрологические

**И.Э. Степанова,**  
научный сотрудник  
лаборатории гидро-  
логии и гидрохимии,  
ФГБУН Институт био-  
логии внутренних вод  
Российской академии  
наук

**Э.С. Бикбулатов,**  
кандидат химических  
наук, ведущий  
научный сотрудник  
лаборатории гидро-  
логии и гидрохимии,  
ФГБУН Институт био-  
логии внутренних вод  
Российской академии  
наук

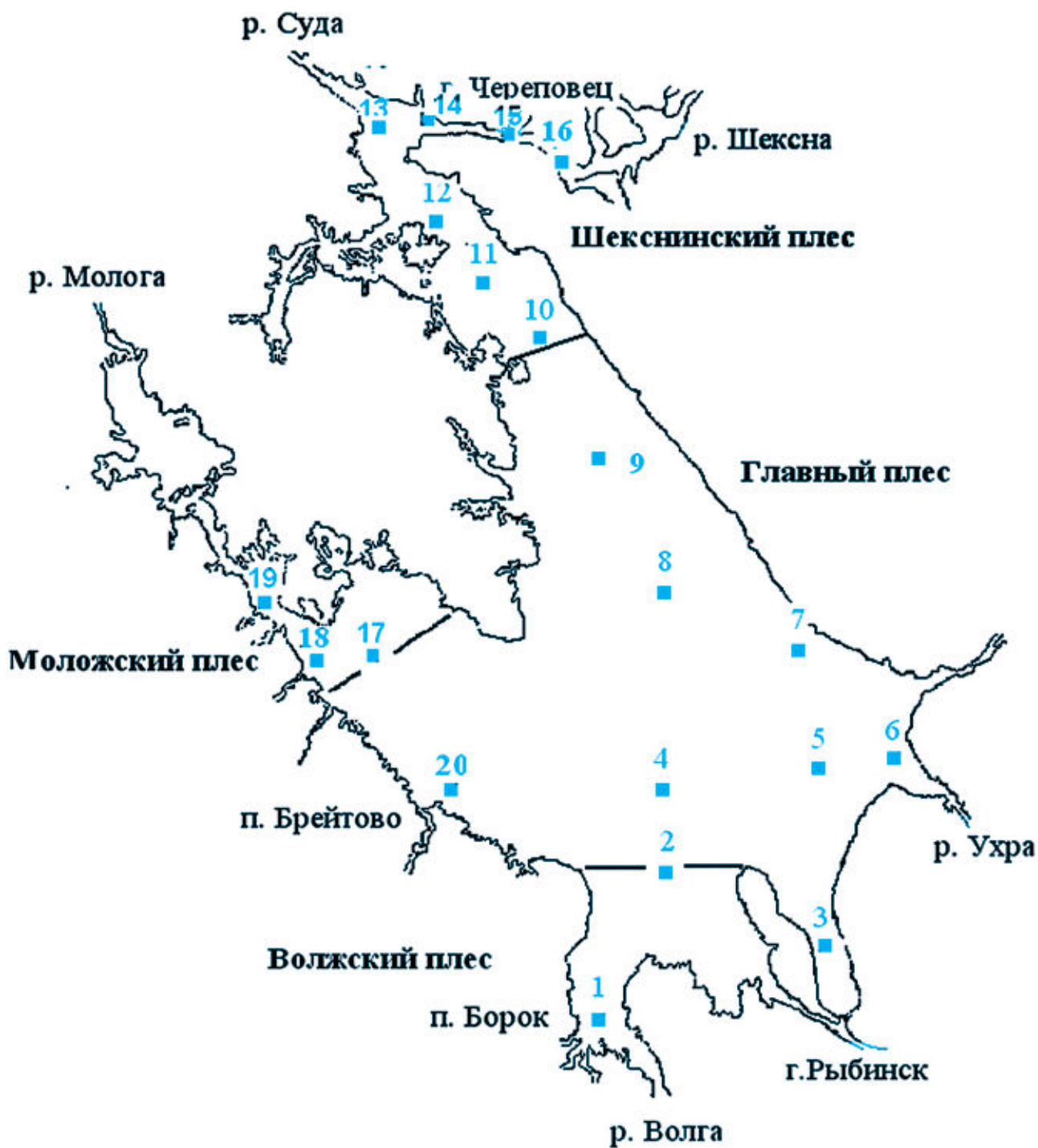
**Е.М. Бикбулатова\*,**  
кандидат химических  
наук, старший  
научный сотрудник  
лаборатории гидро-  
логии и гидрохимии,  
ФГБУН Институт био-  
логии внутренних вод  
Российской академии  
наук



фазы их жизненного цикла. На одном из крупнейших водоемов волжского каскада — Рыбинском водохранилище исследования подобного рода проводились неоднократно. Однако они были несистематическими и поэтому носят разрозненный характер. Отсутствуют обобщающие работы, дающие полную характеристику изменчивости важнейших биогенных элементов за весь период существования водоема.

Целью работы является анализ межгодовых и сезонных закономерностей содержания основных биогенных элементов в водохранилище на основе литературных данных и собственных многолетних исследований.

\*Адрес для корреспонденции: [iris@biw.yaroslavl.ru](mailto:iris@biw.yaroslavl.ru)



**Рис. 1.** Карта-схема расположения станций наблюдения на Рыбинском водохранилище.

1 – Коприно, 2 – Молога, 3 – Волково, 4 – Наволок, 5 – Всехсвятское, 6 – Ухра, 7 – Измайлово, 8 – Средний двор, 9 – Гаютино, 10 – Мяса, 11 – Любец, 12 – Ваганиха, 13 – Устье Суды, 14 – Устье Кошты, 15 – Ягорба, 16 – Кабачино, 17 – Первомайские острова, 18 – Устье Себлы, 19 – Противье, 20 – Брейтово.

Кроме отмеченных станций также отбирали пробы в районе выпуска промстока г. Череповец.

## Материалы и методы исследования

**М**атериалы по основным формам азота и фосфора собраны в период открытой воды с 2001 по 2008 гг. В 2001-2006 гг. наблюдения проводили на 6 стандартных станциях (1, 2, 4, 8, 9, 20) основной акватории Рыбинского водохранилища [1]. В 2007-2008 гг. сетка станций была расширена (рис. 1).

Определения проводились стандартными методами анализа и их модификациями, апробированными в лаборатории гидрологии и гидрохимии ИБВВ РАН. Впервые было обращено внимание на промежуточный продукт трансформации азота – гидроксилламин, который образуется как в результате протекания двух противоположно направленных процессов – нитрификации-денитрификации, так и азотфиксации.

Использованы также доступные нам литературные источники, начиная со времени до зарегулирования рек Волга, Шексна, Молога вплоть до 80-х годов прошлого века уже на основной акватории водоема.

## Результаты и их обсуждение

**П**о распределению глубин и морфологическим особенностям ложа в водоеме выделено четыре плеса [1]: Волжский, Моложский, Шекснинский и Центральный. Первые три располагаются по долинам соответствующих рек и представляют собой вытянутые, довольно узкие участки. Основную часть акватории занимает Центральный плес.

Наибольшую роль в формировании водной массы Рыбинского водохранилища играет р. Волга (36 % стока); реки Шексна и Молога дают 15 и 13 %, соответственно. Остальные 36 % приточности приходится на долю малых и средних рек (Суда, Сить, Согожа и др.).

Исследования состава воды рек Волга, Молога и Шексна, которые были предназначены для заполнения строящегося Рыбинского водохранилища, начались до перекрытия их плотиной. Содержание минеральных форм азота перед заполнением водоема (1939-1941 гг.) в речных водах было довольно высоким [2]. Концентрация нитритов и нитратов в реках Волга и Молога достигала максимума в период весеннего

Таблица 1

Содержание минеральных форм азота и фосфора в 1939-1941 гг. (приведены средние значения за три года по исходным данным [2])\*

Сезон	р. Волга	р. Молога	р. Шексна
$\text{NH}_4^+$			
Зима	0,20	0,20	0,19
Весна	0,12	0,14	0,17
Лето	0,06	0,07	0,07
Осень	0,06	0,06	-
Среднее	0,11	0,12	0,14
$\text{NO}_3^-$			
Зима	0,43	0,28	0,32
Весна	0,70	0,55	0,15
Лето	0,05	0	0,02
Осень	0,05	0	-
Среднее	0,31	0,21	0,16
$\text{NO}_2^-$			
Зима	0,004	0,013	0,002
Весна	0,011	0,007	0,003
Лето	0,002	0	0,001
Осень	0,005	0,001	-
Среднее	0,005	0,005	0,002
$\text{PO}_4^{3-}$			
Зима	0,12	0,16	0,11
Весна	0,09	0,09	0,11
Лето	0,05	0,12	0,07
Осень	0,09	0,13	-
Среднее	0,09	0,12	0,09

\*В этой и других таблицах, а также в тексте значения концентраций азотсодержащих компонентов приведены в мг N/л, фосфора в мг P/л.

Таблица 2

Содержание минеральных форм азота и фосфора в плесах водохранилища в 1946 г. [5]

Плеса	$\text{NO}_3^-$ ,	$\text{NO}_2$	$\text{PO}_4^{3-}$ ,
	Август		
Волжский	-	-	-
Моложский	0,07	0,001	0,034
Шекснинский	0,03	0,003	0,055
Главный	0,07	0,003	0,079
Среднее	0,06	0,003	0,056
	Сентябрь		
Волжский	0,17	0,013	0,097
Моложский	0,13	0,002	0,100
Шекснинский	0,07	0,006	0,088
Главный	0,13	0,002	0,114
Среднее	0,12	0,006	0,099

половодья (0,022 и 1,4 мгN/л, соответственно). Минимум содержания всех форм азота приходился на период вегетации, причем нитриты и нитраты исчезали полностью, а аммонийный азот и фосфаты оставались в небольшом количестве (табл. 1).

Сведения о гидрохимическом режиме водохранилища в первые годы его существования весьма отрывочны. В 1943-1946 гг. изучалось содержание минеральных форм азота только в Волжском и Моложском плесах [3, 4]. Сезонные вариации содержания соответствующих компонентов в указанные годы не выявляют какой-либо определенной закономерности. Сопоставление концентрации этих веществ в реках до заполнения водохранилища и в первые годы его эксплуатации указывает лишь на тенденцию снижения количества нитратного и повышению аммонийного азота в Волжском плесе.

В 1946-1947 гг. проводились еженедельные определения нитратов и фосфатов на ст. Молога (главный плес) в период открытой воды, а также разово в ноябре, январе и апреле 1946 г. [5, 6]. Летом содержание нитратов падало до 0 и в целом не превышало 0,06 мг/л. Концентрация фосфатов была довольно высокой даже в период вегетации водорослей (от 10 до 100 мкг/л). На основании этого было предположено, что в водохранилище первичная продук-

ция в большинстве случаев лимитируется соединениями азота [1, 7]. Сравнение содержания минеральных форм азота во всех четырех плесах, проведенное в сентябре и августе 1946 г., показало, что в Волжском плесе они максимальны, а в остальных ниже и близки по величине (табл. 2).

В начале 50-х годов исследования пространственного и сезонного распределений биогенных элементов было продолжено [1, 8] (табл. 3). Отмеченное в это время резкое уменьшение количества фосфатов в трех (кроме Волжского) плесах водохранилища (до 1-6 мкг/л в период вегетации) свидетельствует о его переходе из разряда водоемов, лимитированных по азоту, в водоемы, в которых фотосинтез лимитирован по фосфору. Это обстоятельство может служить свидетельством окончания распада органического вещества затопленной растительности и стабилизации состояния водоема. Напротив, содержание фосфора в воде Волжского плеса было максимальным, а амплитуда колебаний его концентрации — минимальной, указывая на возможное загрязнение речных вод бытовыми и промышленными стоками городов, расположенных на берегах р. Волга.

Содержание аммонийной формы азота изменялось в течение года от 0,05 до 0,57 мг/л. Наиболее высоким оно было

в Моложском и Шекснинском плесах, что, вероятно, определяется болотным питанием притоков. В весенних водах Волжского и Центрального плесов вследствие прошедшей в зимний период нитрификации содержание нитратов достигало своего максимума, а летом и осенью их концентрация варьировала около величины 0,05 мг N/л по всей акватории водохранилища.

При изучении распределения форм азота и фосфора в шестидесятые годы было отмечено, что наибольшие изменения азотсодержащих компонентов в водной массе Волжского плеса происходят в подледный период. Так, содержание аммонийной фор-

мы азота за время, прошедшее с февраля до середины апреля (когда идет поступление весенних талых вод) возрастало в 10-15 раз [9], чего не отмечалось в первые годы после заполнения водохранилища. Были выделены некоторые общие закономерности, характерные для всего водоема: максимальные концентрации общего и минимальные минерального азота отмечены в летнее время; основной формой этого элемента являлась органическая, составляющая от 68 до 98 % общей.

В семидесятые годы была дана обобщающая характеристика гидрохимического и гидрологического режима Рыбинского

**Таблица 3**

**Содержание минеральных форм азота и фосфора в плесах водохранилища в 1952-1953 гг. [8]**

Месяцы	Шекснинский	Моложский	Волжский	Центральный
$\text{NO}_3^-$				
Май	0,10	0,09	0,17	0,18
Июнь	0,07	0,06	0,04	0,05
Июль	0,04	0,05	0,06	0,06
Сентябрь	0,08	0,10	0,05	0,04
Октябрь	0,04	0,05	0,04	0,05
Среднее	0,07	0,07	0,07	0,08
$\text{NH}_4^+$				
Май	0,35	0,20	0,20	0,17
Июнь	0,38	0,07	0,11	0,14
Июль	0,04	0,05	0,06	0,08
Сентябрь	0,48	0,57	0,28	0,33
Октябрь	0,31	0,25	0,31	0,14
Среднее	0,31	0,23	0,19	0,17
$\text{PO}_4^{3-}$				
Май	0,018	0,020	0,026	0,029
Июнь	0,018	0,008	0,022	0,009
Июль	0,001	0,006	0,012	0,004
Сентябрь	0,018	0,018	0,015	0,002
Октябрь	0,010	0,019	0,016	0,011
Ноябрь	-	-	0,012	0,035
Среднее	0,012	0,014	0,018	0,013

Таблица 4

Содержание форм азота и фосфора в 1965 г. [10]

Плес	$P_{\text{общ}}$	$P_{\text{мин}}$	$N_{\text{общ}}$	$NO_3^-$	$NO_2^-$	$NH_4^-$
			Весна			
Волжский	0,067	0,031	1,60	0,72	0,008	0,46
Моложский	0,035	0,002	0,80	0,003	0,001	0,34
Шекснинский	0,046	0,010	0,83	0,07	0,001	0,21
Главный	0,037	0,005	1,03	0,26	0,002	0,28
			Лето			
Волжский	0,072	0,027	1,61	0,26	0,008	0,09
Моложский	0,035	0,002	0,80	0,003	0,001	0,34
Шекснинский	0,046	0,010	0,83	0,07	0,001	0,21
Главный	0,037	0,005	1,03	0,26	0,002	0,28
			Осень			
Волжский	0,073	0,044	1,57	0,26	0,005	0,02
Моложский	0,038	0,013	0,90	0,10	0,000	0,19
Шекснинский	0,056	0,021	1,53	0,17	0,002	0,09
Главный	0,047	0,013	1,17	0,17	0,002	0,02
			Зима			
Волжский	0,051	0,031	1,69	0,38	0,031	0,56
Моложский	0,033	0,021	0,79	0,08	0,021	0,06
Главный	0,033	0,013	1,13	0,28	0,016	0,19

водохранилища [1, 11]. Отмечено, что пространственная и сезонная неоднородность содержания минеральных и органических форм азота и фосфора в водных массах определяются, в основном, характером питания и особенностью его морфометрии. В Волжском плесе (ст. Коприно) концентрация этих элементов в течение почти всех сезонов года значительно выше, чем в водной массе остальных частей водохранилища, формируемых водами половодья северных рек Молога и Шексна, площадь водосбора которых характеризуется большей залесенностью и заболоченностью почв, меньшей сельскохозяйственной освоенностью. На режим биогенных элементов в водоеме также большое влияние оказывают сточные воды городов, особенно Твери и Череповца [12, 13], причем в Волжский плес поступает большое количество промышленных сточных вод с высоким содержанием аммонийного азота.

В конце семидесятых — начале восьмидесятых годов подробные исследования пространственного распределения биогенных

элементов в водоеме [14-16], показали, что в Главном плесе содержание неорганических форм азота было довольно высоким даже в период вегетации синезеленых и зеленых водорослей и отмечалась тенденция его снижения от весны к осени. Однако в других плесах четких закономерностей не прослеживалось. Наиболее высокое их содержание в этот период, как и в предыдущий, было характерно для волжских вод.

При сравнении концентраций минеральных и общих форм азота и фосфора в 1965 и 1989 гг. [17] можно отметить, что они сохранились на прежнем уровне в Главном плесе водохранилища. Однако в Шекснинском плесе в районе г. Череповец содержание биогенов было высоким. На глубоководных станциях Волжского плеса летом 1989 г., в отличие от 1965 г., получены более низкие концентрации общего азота и более высокие (в среднем на 20 %) общего фосфора. Уровень нитритного и нитратного азота был одинаков. В последующее десятилетие сведения о содержании биогенов в водохранилище были отрывочными (табл. 4,5).



Таблица 5

Содержание биогенных элементов в 1982 г. [16]

Плес	$P_{\text{общ}}$	$P_{\text{мин}}$	$N_{\text{общ}}$	$NO_3^-$	$NH_4^-$
Весна					
Волжский	0,071	0,03	2,25	1,1	0,15
Моложский	0,05	0,03	1	0,17	0,02
Шекснинский	0,07	0,04	1	0,42	0,02
Главный	0,096	0,04	1,6	0,76	0,07
Лето					
Волжский	0,08	0,03	1,14	0,36	0,08
Моложский	0,08	0,02	0,7	0,09	0,04
Шекснинский	0,06	0,03	0,88	0,13	0,06
Главный	0,066	0,016	1,07	0,37	0,07
Осень					
Волжский	0,09	0,07	1,18	0,43	0,07
Моложский	0,054	0,025	0,75	0,07	0,03
Шекснинский	0,07	0,022	0,92	0,16	0,06
Главный	0,068	0,018	1,11	0,24	0,05
Зима					
Волжский	0,071	0,045	2,13	0,85	0,26
Главный	0,065	0,037	1,17	0,49	0,10

Как уже отмечалось во вводной части, нами были продолжены исследования пространственного и сезонного распределения соединений азота и фосфора в водохранилище в период открытой воды с 2001 по 2008 г.

На основании полученных результатов (табл. 6-8) и ряда литературных источников можно охарактеризовать общий ход сезонных изменений содержания биогенов в водоеме.

**Зима.** Исследования содержания биогенов в зимний период показали, что в конце зимы воды Рыбинского водохранилища отличаются понижением содержания общего азота. Уровень органического азота также уменьшается и в среднем составляет 57 % от общего. Содержание минерального азота значительно возрастает, достигая 0,48 мг/л. Данные, полученные при определении различных азотных соединений во взвесах, позволяют сделать вывод, что зимой азот находится большей частью в растворенном состоянии. Различия между водными массами становятся более значительными и увели-

чиваются к концу подледного периода как по общему содержанию азота, так и по соотношению его минеральных форм. Уровень общего азота и всех его форм в Волжском плесе гораздо выше, чем в остальных плесах водохранилища, а в Моложском отмечены самые низкие концентрации всех исследованных элементов.

В зимнее время концентрации общего фосфора минимальны во всех плесах водохранилища, минеральный фосфор преобладает над органическим.

**Весна.** Большая площадь, замедленный водообмен, а также то, что воды, питающие водохранилище, имеют существенные различия по химическим и физическим свойствам, способствуют тому, что весной воды различного происхождения в определенных районах более или менее длительное время сохраняют свои свойства и представляют обособленные водные массы. Весенние изменения наименее заметны в Центральном плесе водохранилища, поскольку вплоть до середины мая эта часть водоема остает-

Таблица 6

Содержание биогенных элементов в Рыбинском водохранилище на стандартных станциях (среднее за 2001-2008 гг.)

	P <sub>общ</sub>	P <sub>мин</sub>	N <sub>общ</sub>	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	NH <sub>2</sub> OH
весна							
Коприно	0,049	0,030	0,81	0,015	0,81	0,097	0,002
Молога	0,038	0,014	0,56	0,009	0,56	0,060	0,001
Наволоч	0,028	0,012	0,34	0,004	0,34	0,050	0,001
Измайлово	0,031	0,009	0,23	0,002	0,23	0,058	0,001
Ср. двор	0,030	0,014	0,25	0,001	0,25	0,053	0,001
Брейтово	0,038	0,015	0,29	0,001	0,29	0,059	0,001
лето							
Коприно	0,068	0,037	1,12	0,012	0,24	0,05	0,003
Молога	0,063	0,022	1,05	0,006	0,15	0,09	0,002
Наволоч	0,045	0,015	0,94	0,004	0,15	0,063	0,002
Измайлово	0,047	0,013	0,95	0,004	0,16	0,059	0,001
Ср. двор	0,047	0,013	0,14	0,004	0,14	0,067	0,001
Брейтово	0,049	0,015	0,99	0,005	0,12	0,064	0,002
осень							
Коприно	0,101	0,058	1,08	0,005	0,21	0,106	0,001
Молога	0,060	0,033	1,13	0,003	0,16	0,080	0,002
Наволоч	0,052	0,013	1,10	0,002	0,09	0,062	0,001
Измайлово	0,059	0,015	1,01	0,002	0,10	0,057	0,001
Ср. двор	0,054	0,017	0,96	0,002	0,09	0,066	0,001
Брейтово	0,062	0,021	1,05	0,002	0,09	0,059	0,001

ся заполненной еще сохраняющимися зимними водами. В этот период соотношение минерального и органического азота примерно одинаково, отмечается превышение аммонийного азота над нитратным, сумма нитратного и аммонийного азота составляет наибольшую для всех сезонов величину. Уровень нитратов достигает 1 мг/л, а нитритов – 0,05 мг/л (на ст. Коприно)

Волжские воды также значительно отличаются от весенних вод других плесов как по содержанию общего азота, так и по соотношению его форм (табл. 6); они заметно богаче биогенными элементами, в том числе и соединениями фосфора. В мае на ст. Коприно уровень аммонийной формы азота во все исследованные годы был в 1,5-3 раза выше, чем на других станциях, а нитратов и нитри-

тов в 1,5-6 и 1,5-10 раз, соответственно. На ст. Молога содержание минеральных форм азота весной отличалось от такового на ст. Коприно незначительно, так как моложский участок также был заполнен зимними волжскими водами, которые в это время распространяются дальше, чем в периоды с меньшей водной нагрузкой [1]. Минеральные формы азота в Волжском плесе в период половодья преобладали над органическими, составляя 67-78 % от общего азота. На других стандартных станциях органический азот составлял от 40 до 55 % от общего. Максимальные концентрации фосфатов были также отмечены в волжских водах, на ст. Коприно они достигали 0,091 мг/л, что превышало таковые в Главном плесе в 2-6 раз.

**Лето.** Находящиеся весной в центральной части водоема зимние воды разбавляются водами весеннего половодья и частично вытесняются ими. В это время воды различных частей водоема по своему химическому составу и физическим свойствам довольно однородны. Только в Волжском плесе (ст. Коприно) несколько повышено содержание нитратов, нитритов и гидроксилamina, что определяет более низкий процент органического азота. В начале лета концентрация нитритов в Волжском плесе обычно остается еще довольно высокой, достигая в отдельные годы 0,024 мкг/л. На ст. Молога их содержание такое же, как в Главном плесе, так как к указанному времени эта часть акватории обычно заполняется основными водными массами. Для всех плесов водоема характерно уменьшение концентрации минеральных форм азота при сохранении содержания органического азота. Ранним летом на всех исследованных станциях Норг составляет более 50 % от общего. В связи с последующим прогревом водных масс и интенсификацией развития фитопланктона этот процент увеличивается и может достигать 94-95 %. Нередко количество нитритов на всех станциях достигало аналитического нуля. Однако в летних водах зачастую остаются достаточные количества нитратов и фосфора, необходимые для поддержания нормального развития фитопланктона. В ряде случаев отмечается достоверная коррелятивная связь между содержанием органического азота и концентрацией хлорофилла (коэффициент корреляции составляет 0,67 [10]).

**Осень.** В этот период, особенно при резком понижении температуры, значительно уменьшается интенсивность фотосинтеза, усиливаются деструкционные процессы,

**Таблица 7**

**Содержание биогенных элементов в Рыбинском водохранилище в 2007-2008 гг.**

Плес	P <sub>общ</sub>	P <sub>мин</sub>	N <sub>общ</sub>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>
лето					
Волжский	0,086	0,034	1,16	0,12	0,006
Моложский	0,063	0,034	1,00	0,033	0
Шекснинский	0,150	0,072	1,66	0,170	0,014
Главный	0,050	0,016	0,93	0,07	0,002
осень					
Волжский	0,11	0,048	1,77	0,11	0,001
Моложский	0,065	0,026	1,22	0,009	0
Шекснинский	0,24	0,11	2,05	0,16	0,004
Главный	0,073	0,032	1,11	0,016	0,001

**Таблица 8. Содержание биогенных элементов в Шекснинском плесе в июле 2007 г.**

Станция	P <sub>общ</sub>	P <sub>мин</sub>	N <sub>общ</sub>	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	NH <sub>2</sub> OH
Устье Суды	0,066	0,021	1,23	0,004	0,036	0,001
Любец	0,086	0,036	1,28	0,004	0,038	0,001
Мякса	0,058	0,022	0,86	0	0,022	0
Кабачино	0,078	0,031	4,92	0	0,055	0
Ягорба	-	0,014	-	0	0,023	0,002
Промсток	0,800	0,316	7,73	0,015	0,515	0,007
Устье Кошты	0,472	0,139	3,25	0,015	0,151	0,005
Кошта (дно)	0,409	0,147	7,63	0,138	0,379	0,006
Кошта (пов)	0,118	0,034	3,40	0,027	0,222	0,003
Ваганиха	0,177	0,059	4,98	0,012	0,135	0,004
Гаютино	0,420	0,292	4,92	0,023	0,057	0,030

что сопровождается выделением в воду ионов аммония, которые являются субстратом для нитрифицирующих бактерий. Поздней осенью после летнего минимума количество минеральных форм азота значительно возрастает и достигает своего максимума к концу зимы.

В среднем за год в исследованный период максимальное содержание азота свойственно Волжскому плесу; более 40 % азота приходится на минеральные формы, тогда как в остальных плесах их доля составляет около 30 %. Такие различия определяются тем, что воды волжского плеса формируются во-

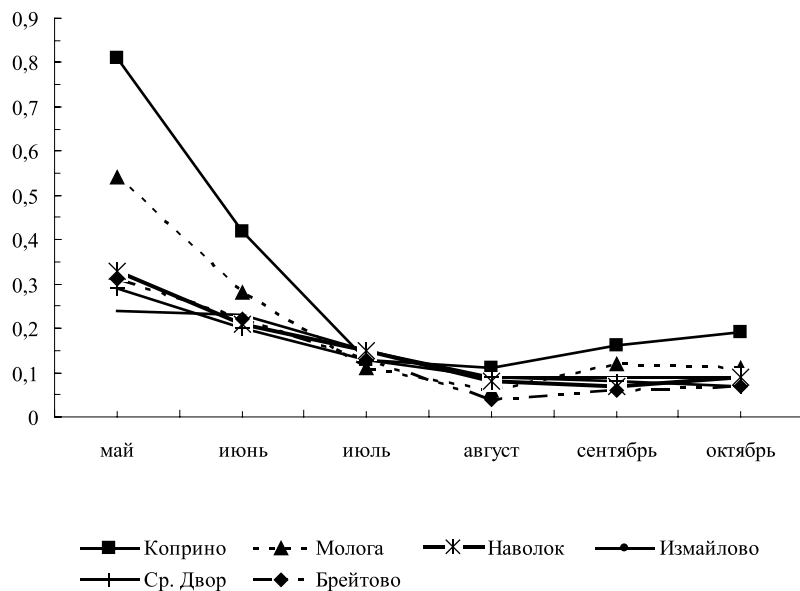
дами с территорий, которые более освоены в сельскохозяйственном отношении и менее болотисты и залесены, а также сточными водами крупного промышленного центра (г. Тверь).

Содержание общего азота за весь период исследования на стандартных станциях варьировало от 0,51 (ст. Измайлово в мае 2004 г.) до 3,62 (ст. Наволок в июне 2006 г.), составляя в среднем 1,02 мг/л. Основная доля его приходилась на органический. Среди минеральных форм преобладал аммонийный (в среднем по всей акватории за последние годы).

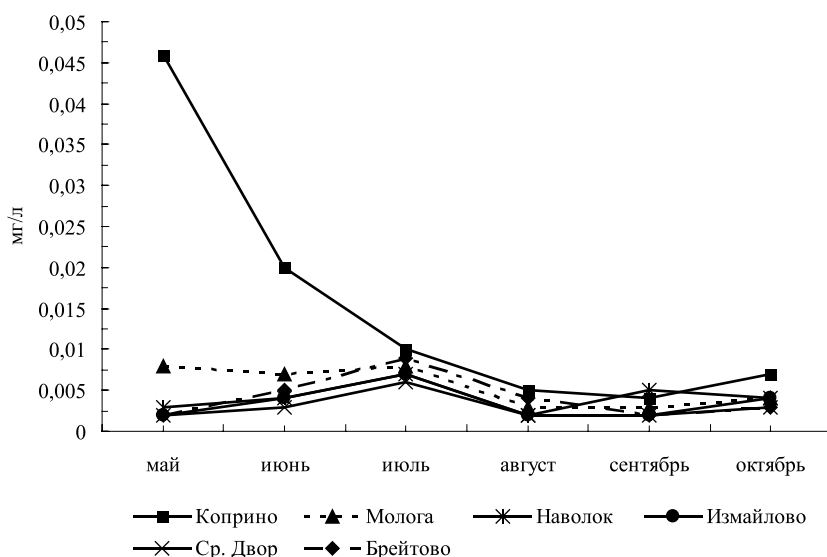
Ход сезонных изменений концентраций нитратов и нитритов в 2001-2008 гг. на стандартных станциях представлен на рис. 2, 3.

Количество гидроксилamina, важнейшего продукта нитрификационных и денитрификационных процессов, впервые определенное в течение нескольких лет подряд, варьировало в пределах 0-9 мкг/л (в среднем 1,7), свидетельствуя о низкой интенсивности соответствующих процессов и отсутствии загрязнения этим веществом.

Изучение Шекснинского плеса было проведено в 2007-2008 гг. Отмечено загрязнение неорганическими соединениями фосфора и азота верхней части Шекснинского плеса водохранилища. В реках Кошта и Ягорба зафиксированы повышенные концентрации биогенных элементов; содержание общего азота и общего фосфора в несколько раз превышало соответствующие величины, характерные не только для водохранилища в целом, но и Шекснинского плеса, куда непосредственно поступают воды этих рек (табл. 7, 8). Основная доля в общем содержании соединений азота и фосфора падает на органические формы. Экстремальные концентрации нитратного азота и фосфатов содержатся в промстоках, непосредственно сбрасываемых в р. Кошта. Наличие в ее придонных слоях нитритов, в несколько раз превышающих ПДК по этому компоненту, свидетельствует о развитых процессах нитрификации и, косвенно, о наличии высоких концентраций аммонийного азота. Все это создает неблагоприятные условия для жизнедеятельности планктонных организмов и рыбного населения в рассматриваемом районе. В нижней части Шекснинского плеса (ст. Ягорба 2, Мякса и Любец) уровень всех исследованных веществ был сходным с таковым в Центральном плесе. Высокое содержание биогенов в районе г. Череповец



**Рис. 2.** Сезонная динамика уровня нитратов на стандартных станциях Рыбинского водохранилища (мгN/л).



**Рис. 3.** Сезонная динамика уровня нитритов на стандартных станциях в Рыбинском водохранилище.

оказывает влияние на их содержание во всем Шекснинском плесе.

Исходный массив экспериментальных данных относится ко всему периоду открытой воды — от ранней весны до глубокой осени. Ясно, что значения измеренных параметров для разных гидрологических фаз в жизни водоема могут значительно различаться.

Помимо проведенного ретроспективного анализа полученных данных, мы ранее провели математическую обработку результатов

собственных анализов биогенов с использованием функции желательности (ФЖ) Харрингтона, позволяющей перейти к безразмерным величинам и оценивать результаты по единой шкале [18]. Целью работы было формирование универсальных таблиц для оценки уровня экологической безопасности содержания биогенных элементов и органического вещества в Рыбинском водохранилище на основе указанной функции. Рассчитаны диапазоны значений параметров, в которых экосистема Рыбинского водохранилища находилась в том или ином состоянии. В соответствии с пятиинтервальной психофизической шкалой Харрингтона составлены таблицы, которые дали возможность по результатам последующих измерений произвести оценку состояния экосистемы по биогенным элементам и органическому веществу. Отмечалось, что при оценках качества природных вод в первом приближении достаточно ориентироваться на предложенную нами трехинтервальную шкалу (табл. 9).

Литературные материалы практически не поддаются аналогичному анализу.

Выбранный таким образом оптимальный диапазон значений параметра позволяет наглядно отразить конкретную ситуацию в водоеме.

Отметим, что заметное количество экспериментальных данных попадает в разряд «низкое качество», что вряд ли можно принять за окончательный вывод. Поэтому следующим шагом в обсуждаемом направлении оценки состояния экосистем должен быть учет указанных гидрологических факторов. Для этого необходимо иметь большее количество экспериментальных данных для конкретных сезонов (отдельно весна, лето, осень, зима) с тем, чтобы избежать недостаточно обоснованных заключений о качестве воды природных водоемов на данный момент времени.

## Заключение

Показано, что исследования пространственного и сезонного распределений биогенных элементов указывают на переход Рыбинского водохранилища из разряда водоемов, лимитированных по азоту в начальный период заполнения, к середине 50-х годов 20-го столетия в водоемы, в которых фотосинтез лимитирован по фос-

Таблица 9

Дифференциальные нормы для содержания биогенных элементов на стандартных станциях Рыбинского водохранилища по трехинтервальной шкале.

Лингвистическая оценка качества	Интервалы значений ФЖ	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	N <sub>общ</sub>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	P <sub>общ</sub>
		Коприно					
хорошее	1-0,63	0,08-0,40	0,004-0,014	0,06-0,14	0,79-1,22	0,030-0,061	0,040-0,073
среднее	0,63-0,37	0,02-0,08 0,40-0,45	0,002-0,004 0,014-0,016	0,04-0,06 0,14-0,15	0,70-0,79 1,22-1,32	0,025-0,035 0,061-0,068	0,030-0,040 0,073-0,083
низкое	0,37-0,0	<0,02 >0,52	<0,002 >0,016	<0,03 >0,15	<0,7 >1,32	<0,025 >0,068	<0,030 >0,083
		Молога					
хорошее	1-0,63	-	0,002-0,008	0,05-0,09	0,71-1,20	0,013-0,038	0,034-0,082
среднее	0,63-0,37	-	0,001-0,002 0,008-0,009	0,04-0,05 0,09-0,10	0,59-0,71 1,20-1,30	0,007-0,013 0,038-0,043	0,024-0,034 0,082-0,090
низкое	0,37-0,0	-	<0,001 >0,009	<0,04 >0,10	<0,59 >1,30	<0,007 >0,043	<0,024 >0,90
		Наволоки					
хорошее	1-0,63	0,052-0,220	0,001-0,007	0,04-0,08	0,48-1,38	0,008-0,023	0,022-0,060
среднее	0,63-0,37	0,020-0,052 0,220-0,250	0-0,001 0,007-0,008	0,03-0,04 0,08-0,09	0,34-0,48 1,38-1,47	0,005-0,008 0,023-0,026	0,029-0,034 0,060-0,068
низкое	0,37-0,0	<0,020 >0,250	>0,009	<0,03 >0,09	<0,34 >1,47	<0,005 >0,026	<0,029 >0,068
		Измайлово					
хорошее	1-0,63	0,084-0,190	0,002-0,006	0,04-0,07	0,71-1,02	0,009-0,018	0,038-0,058
		0,060-0,084 0,19-0,022	0,001-0,007	0,03-0,08 0,08-0,09	0,64-0,71 1,02-1,18	0,006-0,009 0,018-0,020	0,031-0,038 0,059-0,062
среднее	0,63-0,37	0,030-0,060 0,022-0,024	0-0,001 0,007-0,008	0,02-0,03 0,09-0,10	0,54-0,64 1,18-1,25	0,004-0,006 0,020-0,022	0,028-0,031 0,062-0,068
низкое	0,37-0,0	0,005-0,030 0,240-0,280	0,008-0,009	0,01-0,02 0,10-0,11	0,45-0,54 1,25-1,35	0-0,004 0,022-0,025	0,020-0,028 0,068-0,072
		<0,005 >0,280	>0,009	<0,01 >0,11	<0,45 >1,35	>0,025	<0,020 >0,072
		Средний Двор					
хорошее	1-0,63	0,070-0,18	0,002-0,006	0,05-0,07	0,71-1,12	0,010-0,018	0,037-0,061
		0,050-0,070 0,180-0,210	0,001-0,002 0,006-0,007	0,04-0,05 0,07-0,08	0,62-0,71 1,12-1,20	0,008-0,010 0,018-0,021	0,032-0,037 0,061-0,067
среднее	0,63-0,37	0,016-0,050 0,210-0,240	0-0,001 0,007-0,008	0,03-0,04 0,08-0,09	0,50-0,62 1,20-1,32	0,005-0,008 0,021-0,023	0,024-0,032 0,067-0,075
низкое	0,37-0,0	0-0,016 0,240-0,270	0,008-0,009	0,02-0,03 0,09-0,10	0,38-0,50 1,32-1,50	0,003-0,005 0,023-0,025	0,020-0,024 0,075-0,080
		>0,270	>0,009	<0,02 >0,10	<0,38 >1,50	<0,003 >0,025	<0,020 >0,024
		Брейтово					
хорошее	1-0,63	0,063-0,170	0,003-0,007	0,05-0,07	0,81-1,08	0,010-0,022	0,044-0,060
		0,041-0,063 0,170-0,190	0,002-0,003 0,007-0,008	0,04-0,05 0,07-0,08	0,73-0,81 1,08-1,14	0,008-0,010 0,022-0,024	0,040-0,044 0,060-0,065
среднее	0,63-0,37	0,002-0,041 0,190-0,210	0,001-0,002 0,008-0,009	0,03-0,04 0,08-0,09	0,66-0,73 1,14-1,22	0,004-0,008 0,024-0,028	0,034-0,040 0,065-0,070
низкое	0,37-0,0	0-0,002 0,210-0,260	0-0,001 0,009-0,010	0,02-0,03 0,09-0,10	0,58-0,66 1,22-1,30	0,002-0,004 0,028-0,032	0,029-0,034 0,070-0,076
		>0,260	>0,010	<0,02 >0,10	<0,58 >1,30	<0,002 >0,032	<0,029 >0,076



фору. Это обстоятельство может служить свидетельством практического завершения разложения лабильной фракции органического вещества затопленной растительности и стабилизации состояния водоема.

Болотное питание притоков Моложского и Шекснинского плесов определяет относительно высокое содержание в них аммонийной формы азота.

Процессы нитрификации, особенно развитые в зимний период, играют ключевую роль в поддержании максимальной концентрации нитратов в весенних водах Волжского и Центрального плесов.

В Волжском плесе концентрация биогенных элементов в течение почти всех сезонов года значительно выше, чем в водной массе остальных частей водохранилища, формируемых водами половодья северных рек Молога и Шексна, площадь водосбора которых характеризуется большей залесенностью и заболоченностью почв, меньшей сельскохозяйственной освоенностью. На режим биогенных элементов в этой части водоема также большое влияние оказывают сточные воды г. Тверь.

В реках Кошта и Ягорба, формирующих биогенный режим верхней части Шекснинского плеса водохранилища, зафиксированы существенно повышенные концентрации как неорганических форм биогенных элементов, так и общего их содержания. Экстремальные концентрации нитратного азота и фосфатов содержатся в промстоках, непосредственно сбрасываемых в р. Кошта. Все это создает неблагоприятные условия для жизнедеятельности планктонных организмов и рыбного населения в рассматриваемом районе.

Подтверждены некоторые общие закономерности, характерные для всего водоема: максимальные концентрации общего и минимальные минерального азота характерны для летнего времени; основной формой этого элемента являлась органическая, составляющая от 68 до 98 % общей.

Количество гидроксиламина, важнейшего промежуточного продукта нитрификационных и денитрификационных процессов, впервые определенное в течение нескольких лет подряд, свидетельствует о низкой интенсивности соответствующих процессов и отсутствии прямого загрязнения этим весьма токсичным химическим соединением.

**Ключевые слова:** зот, фосфор, Рыбинское водохранилище

Для всех плесов водохранилища составлены таблицы в трехинтервальной психофизической шкале, которые дают возможность по результатам последующих измерений произвести оценку современного состояния экосистемы по биогенным элементам и органическому веществу.

Распределение и особенности динамики соединений азота и фосфора в различных частях водохранилища находятся в прямой зависимости от динамики водных масс, которая, в свою очередь, обусловлена морфометрией водоема и гидрологическими условиями. Определяющее значение также имеет степень освоенности различных площадей водосбора.

Сравнение полученных нами данных с результатами других исследователей за 70-80-е годы 20-го века показывает, что все сезонные вариации в концентрациях соединений азота и фосфора находятся в пределах их естественных колебаний, свидетельствуя о стабилизации режима биогенных элементов в Рыбинском водохранилище.

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

### *Литература*

1. Рыбинское водохранилище и его жизнь. Л.: «Наука». 1972. 364 с.
2. Щербаков А.П. Гидрохимический режим Волги, Мологи, Шексны в районе Рыбинского водохранилища (до наполнения водохранилища). Труды биологической станции «Борок». Л.: Изд-во АН СССР. 1950. Вып. 1. С. 7-34.
3. Кудрявцев Д.Д. Материалы к гидрохимической характеристике Волжского отрога Рыбинского водохранилища в 1943-1946 г.г. Труды биологической станции «Борок». Л.: Изд-во АН СССР. 1950. Вып. 1. С. 35-79.
4. Кудрявцев Д.Д. Сравнительная характеристика гидрохимического режима водохранилищ Верхней Волги: Ивановского, Угличского и Рыбинского. Труды биологической станции «Борок». Л.: Изд-во АН СССР. 1950. Вып.1. С. 79-96.
5. Воронков П.П. Основные черты формирования гидрохимического режима Рыбинского водохранилища. Труды ГГИ. Л.: гидрометеорологическое изд-во. 1951. Вып. 2. С. 167-238.
6. Воронков П.П. Основные черты режима биогенных соединений водохранилищ Волжской системы в связи с их первичной продукцией. Труды



ГГИ. Л.: гидрометеорологическое изд-во. 1953. Вып. 37. С. 34-61.

7. Аничкова Н.И. Некоторые черты гидрохимического режима северной части Рыбинского водохранилища. Труды Дарвинского государственного заповедника. Вологда: Вологодское книжное изд-во. 1959. Вып. 5. С. 191–208.

8. Киреева А.С. Некоторые данные по гидрохимии Рыбинского водохранилища. Труды биол. станции «Борок». Л.: Изд-во АН СССР. 1955. Вып. 2. С. 335-350.

9. Трифонова Н.А. Распределение соединений азота в Рыбинском водохранилище в зимне-весенний период. В кн. Абиотические факторы биологического круговорота в водоемах. Л.: Наука. 1971. С. 101-113.

10. Трифонова Н.А. Соединения азота в Рыбинском водохранилище. Автореферат канд. дисс. Москва. 1974. 28 с.

11. Волга и ее жизнь. Л.: Наука. 1978. 349 с.

12. Драчев С.М. Антропогенный фактор формирования качества воды и режима биогенных элементов в водохранилищах Верхней Волги / С.М. Драчев, А.А. Былинкина, Л.А. Калинина // Волга-1. Проблемы изучения рационального использования биологических ресурсов водоемов. Куйбышев: Куйбышевское книжное изд-во. 1971. С. 28-32.

13. Драчев С.М. Влияние антропогенных факторов на содержание биогенных элементов и солевой состав водохранилищ Волги / С.М. Драчев, А.А. Былинкина, Н.А. Трифонова, Н.А. Кудрявцева // Биологические продукционные процессы в бассейне Волги. Л.: «Наука». 1976. С. 18-24.

14. Разгулин С.М. Сезонная динамика и баланс биогенных элементов в Рыбинском водохранилище / С.М. Разгулин, М.В. Гапеева, А.С. Литвинов // Географические аспекты рационального природопользования в Верхневолжском Нечерноземье. Ярославль: типография политехнического института. 1984. С. 71-76.

15. Разгулин С.М. Баланс биогенных элементов и ионов в Рыбинском водохранилище в 1980 году / С.М. Разгулин, М.В. Гапеева, А.С. Литвинов // В кн: Гидрохимические исследования волжских водохранилищ. Рыбинск: типография №2. 1982. С. 81–90.

16. Разгулин С.М. Динамика основных ионов Рыбинского водохранилища в 1978- 1979 гг. / С.М. Разгулин, М.В. Гапеева // Инф. бюллетень «Биология внутренних вод». 1983. № 58. С. 50-53.

17. Былинкина А.А. Содержание азота и фосфора в воде Рыбинского водохранилища в период автотрофной стадии его функционирования // Современное состояние экосистемы Рыбинского водохранилища. 1993. С. 28-41.

18. Бикбулатов Э.С. Функции желательности Харрингтона для оценки качества природных вод / Э.С. Бикбулатов, И.Э. Степанова // Экологическая химия. С-Пб.: ООО Теза. 2011. Т. 20. № 2.. С. 94-108.



I.E. Stepanova, E.S. Bikbulatov, E.M. Bikbulatova

## DYNAMIC REGULARITIES OF BIOGENIC ELEMENT CONTENT IN WATER OF RYBINSKOERESERVOIROVER THE YEARS OF ITS EXISTENCE

The analysis of interannual and seasonal regularities of content changes of main biogenic elements in water of Rybinskoe reservoir over the years of its existence based on literature data and monitoring of many years was carried out. It was found out that nitrogen and phosphorus distribution and variation in different parts of reservoir directly depend on water dynamics which correlates with morphometry of the reservoir and hydrological conditions.

The data obtained over the last 40 years show stabilization of biogenic element behavior in Rybinskoe reservoir because seasonal changes of concentrations of nitrogen and phosphorus compounds are in within natural variation.

**Key words:** nitrogen, phosphorus, Rybinskoe reservoir.

# СОВРЕМЕННАЯ **ОЦЕНКА** **КАЧЕСТВА** ВОДЫ В РАЙОНЕ ЧУСОВСКОГО **ВОДОЗАБОРА** г. ПЕРМЬ

**Проведены экотоксикологические исследования водной экосистемы в районе оголовка Чусовского водозабора г. Пермь. Показана сезонная динамика основных загрязняющих ингредиентов в воде и донных отложениях. По результатам микробиотестирования дана токсикологическая оценка этих объектов. Совпадение оценок по гидрохимическим и токсикологическим показателям свидетельствует об эффективности системного подхода к контролю качества воды.**



## Введение

Чусовской водозабор (ЧОС) обеспечивает около 70 % потребности г. Пермь в питьевой воде. В перспективе предполагается водоснабжение городов Пермь и Краснокамск.

Особенности формирования химического состава речной воды в районе водозабора рассмотрены неоднократно [1-4]. Из фондовых материалов особого внимания заслуживают результаты работ ФГУ «Камводэксплуатация» в 2009-2010 гидрологическом году. Измерения проводились с основной целью — водородный показатель, сухой остаток, металлы (Cu, Ni, Cd, Pb) и лиганды 10-12 раз в год, другие показатели оценивались 45-47 раз в год. Статистически обработанных этих данных, сгруппированных по фазам гидрологического режима, показали, что на глубине оголовка водозабора был среднеминерализованный (сухой остаток 102-731 мг/дм<sup>3</sup>), слабощелочной (средний pH 7,7). В отдельные периоды

**А.К. Лаптева,**  
кандидат географических наук,  
старший инженер, ИЭГМ УрО РАН

**М.А. Шишкин\*,**  
кандидат геолого-минералогических наук,  
руководитель группы физико-химических исследований, ИЭГМ УрО РАН

**И.Л. Масленникова,**  
кандидат биологических наук,  
старший научный сотрудник, ИЭГМ УрО РАН

качество не соответствовало принятым в РФ нормативам по цветности, жесткости, содержанию Fe, Mn, нефтепродуктов, величине химического потребления кислорода (ХПК) и биологического потребления кислорода (БПК<sub>5</sub>). Также, по средним сезонным величинам ХПК забиремой ЧОС вода характеризуется как «грязная». Содержание Ni, Cd, Zn и Cr<sup>6+</sup> в течение всего года было ниже предела обнаружения фотокolorиметрическим методом, Pb и Cu — ниже предельно допустимой концентрации (ПДК) для водоемов хозяйственно-питьевого назначения (ПДКв).

Проблем контроля качества забиремой для водоснабжения города воды продолжает оставаться актуальной. При водоподготовке основное внимание уделяется снижению общей жесткости, мутности, цветности и содержания общего железа [5]. Лобораторией ЧОС контролируется только 17 основных показателей забиремой воды [6]. Безвредность пи-

\* Адрес для корреспонденции: sma@iegm.ru

твовой воды согл сно действующим С нПин 2.1.4 1074-01 должн регл ментиров ться по 33 пок з телям.

## Результаты и их обсуждение

**В** 2011 г. в р мк хиници тивного проект второв «Обследов ние водной экосистемы в р йоне Чусовского водоз бор » (гр нт РФФИ №11-05-96017 р\_ур л\_ ), проведено определение неорг нических и орг нических ингредиентов в воде и донных отложениях, т кже мониторинг общей токсичности этих объектов методом микробиоломинесценции.

Время отбор проб з висело от погодных условий, определяющих поступление з -

грязняющих веществ с водосбор , ветровое перемешив ние, темпер туру воды и режим «н полнения-ср ботки» водохр нилищ . Н полнение К мского водохр нилищ в 2011 г. н ч лось 14 преля, м ксим льный подпорный уровень был достигнут 12 июня. Проб воды и донных отложений от 08.06.2011 х р ктеризов л период весеннего н полнения и был отобр н почти н «пике» половодья. Отбор 16.08.2011 проводился в сухую и ж ркую погоду; 24.10.2011 — перед ледост вом после з -тяжных дождей в сентябре-октябре (31 день) в условиях сильного ветрового перемешив ния; 04.04.2012 — при толщине льд более 1 м. К к и следов ло ожид ть, величин сухого ост тк был миним льн в период весеннего н полнения и увеличил сь летом и осенью до 283 и 465 мг/дм<sup>3</sup>, соот-

Таблица 1

Основные физико-химические показатели воды на глубине оголовка ЧОС

Показатель	ПДК <sub>в</sub>	Класс опасности / лимитирующий показатель вредности	Дата отбора			
			08.06. 2011	16.08. 2011	24.10. 2011	04.04.2012
Глубин отбор , м			13	23	15	9
Темпер тур , °С			14	26	8	4
Цветность, гр дус	20		200/10*	70/3,5	50/2,5	50/2,5
Р створенный O <sub>2</sub> , мг-экв/дм <sup>3</sup>	5		8,36/1,7	9,6/1,9	9,6/1,9	9,44/1,9
pH	6		7,1/1,2	7,1/1,2	7,6/1,3	7,68/1,3
Сухой ост ток, мг/дм <sup>3</sup>	1000		159	283	465	1097,8/1,1
Cl <sup>-</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	350	4/орг нолептический (привкус)	3,4	11,9	22,3	32,2
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	500	4/орг нолептический (привкус)	3,36	58,1	163,3	408,2
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , мг/дм <sup>3</sup>			61,0	95,2	128,7	248,8
CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup> , мг/дм <sup>3</sup>			отс,	отс,	6,1	13,8
C <sup>2+</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	30-140		30,1	58,0	86,2	200,4/1,4
Mg <sup>2+</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	20-85		1,2	3,6	7,3	13,4
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	0,5	4/орг нолептический (з п х)	отс,	отс,	4,0/8,1	отс,
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	3,3	2/с нит рно-токсикологический	0,05	отс,	0,018	0,09
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	45,0	3/с нит рно-токсикологический	57,7/1,3	89,3/2	44,1	0,136
БПК <sub>3</sub> , мг O <sub>2</sub> /дм <sup>3</sup>	3,0		1,7	2,7	1,76	1,04
ХПК, мг O/дм <sup>3</sup>	15		22/1,5	9,4	18,1/1,2	7,96
Общ я жесткость, мг-экв/дм <sup>3</sup>	7 (не > 10)		1,6	3,2	4,9	11,1/1,6
Щелочность, мг-экв/дм <sup>3</sup>			1,0	1,8	2,2	4,31

Примечание: \* — в знаменателе показано превышение над нормативом; «отс» — отсутствие ингредиента в пробе.

ветственно, во время ледост в — до 1098 мг/дм<sup>3</sup> (*т бл. 1*). Вод х р ктеризов л сь к к нейтр льн я и сл бощелочн я. Один из основных контролируемых пок з телей к честв воды н ЧОС — жесткость — весной был 1,6 мг-экв/дм<sup>3</sup>, зимой достигл 11,1 мг-экв/дм<sup>3</sup>, превысив норм тив в 1,6 р з . От весны к зиме возр ст ло содерж ние всех основных ионов (Cl<sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>, C<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>). Содерж ние NO<sub>3</sub><sup>-</sup> достигло м ксимум в летние месяцы; ном льное содерж ние NH<sub>4</sub><sup>+</sup> обн ружено в осенней пробе (8 ПДКв). Норм тив по ХПК был превышен весной и перед ледост вом.

Скрининг микроэлементного сост в ( томно-эмиссионный и томно- бсорбционный н лиз) н 32 элемент выполнен для пробы воды от 08.06.2011. Концентр ции элементов I и II кл сс оп сности (Be, Hg, As, Pb, Cd, Mo, Ti, Se, Ag, Bi, W), т кже Sc, Zr, Sn, Ge ок з лись ниже предел обн ружения и ПДКв. В этой пробе выявлено оп сное содерж ние Р (0,137 мг/дм<sup>3</sup> или 1370 ПДКв), Fe (2,06 мг/дм<sup>3</sup> или 6,9 ПДКв), Mn (0,48 мг/дм<sup>3</sup> или 4,8 ПДКв) и Al (1,33 мг/дм<sup>3</sup> или 2,7 ПДКв). Немного превышен норм тив для Ni (1,2 ПДКв).

Летом концентр ция Hg снов был ниже предел обн ружения (< 0,0001 мг/дм<sup>3</sup>), Pb отсутствов л. Содерж ние Cd превыш ло ПДКв в 9,2 р з , Ni и Cr — в 2 р з . Концентр ция Р был менее предел обн ружения.

Перед ледост вом в придонной воде н блюд лись высокие концентр ции Р (210 ПДКв), Cd (9,2 ПДКв), Ni (4,3 ПДКв) и Mn (1,5 ПДКв). По ср внению с летним периодом увеличил сь концентр ция Pb (4,8 ПДКв), содерж ние Hg ост лось ниже предел обн ружения.

В ледост в сохр нилось высокое содерж ние Pb (5 ПДКв), Ni (2 ПДКв) и Mn (1,4 ПДКв); Cu, Cd и Cr отсутствов ли.

К чество з бир емой ЧОС воды оценив лось по коэффициенту комплексности з грязненности (*т бл. 2*) и удельному комбин торному индексу з грязненности (*Sj*) по 21 нормируемому пок з телю [7].

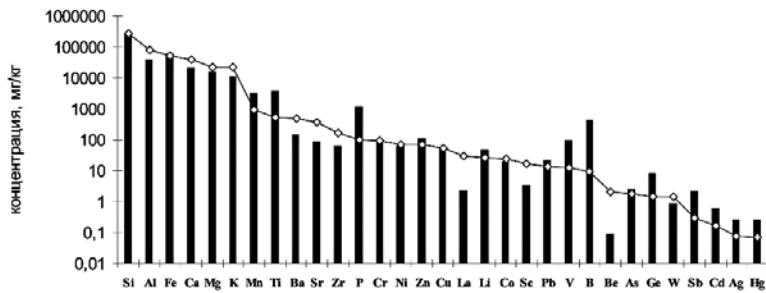
Вод н глубине оголовк имел невысокие зн чения коэффициент комплексности з грязненности (среднее зн чение 34,3 %). В период весеннего н полнения водохр нищ воду з грязняли орг нические соединения (по ХПК), NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, P, Ni, Al, Mn и Fe;

**Таблица 2**  
Гидрохимическая информация о загрязненности воды в районе оголовка ЧОС

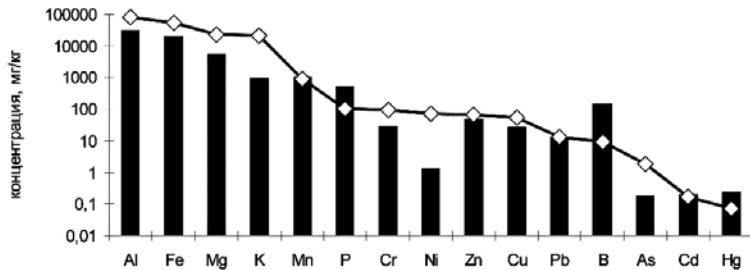
Нормируемые ингредиенты и пок з тели	Д т отбор		
	08.06.2011	16.08.2011	24.10.2011
Р створенный O <sub>2</sub> , мг-экв/дм <sup>3</sup>	8,36	9,6	9,6
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	отс.	отс.	4,04
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	0,05	отс.	0,018
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	57,7	89,3	44,1
БПК <sub>5</sub> , мг O <sub>2</sub> /дм <sup>3</sup>	1,68	2,72	1,76
ХПК, мг O/дм <sup>3</sup>	22,0	9,41	18,1
Be, мг/дм <sup>3</sup>	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
Al, мг/дм <sup>3</sup>	1,33	0,19	-
P, мг/дм <sup>3</sup>	0,137	< 0,02	0,021
V, мг/дм <sup>3</sup>	0,0079	-	-
Cr, мг/дм <sup>3</sup>	0,0072	0,098	отс.
Mn, мг/дм <sup>3</sup>	0,475	-	0,15
Fe, мг/дм <sup>3</sup>	2,06	0,122	0,104
Co, мг/дм <sup>3</sup>	0,0016	-	-
Ni, мг/дм <sup>3</sup>	0,023	0,04	0,086
Cu, мг/дм <sup>3</sup>	0,008	0,003	0,006
As, мг/дм <sup>3</sup>	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Mo, мг/дм <sup>3</sup>	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Cd, мг/дм <sup>3</sup>	< 0,0001	0,0092	0,0092
Hg, мг/дм <sup>3</sup>	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
Pb, мг/дм <sup>3</sup>	0,003	отс.	0,048
Количество нормируемых пок з телей и ингредиентов	20	15	17
Количество ингредиентов с содерж нием более ПДК <sub>в</sub>	7	4	7
Коэффициент комплексности з грязненности воды K <sub>p</sub> , %	35,0	26,7	41,2

Примечание: «-» — отсутствие измерений; «отс.» — отсутствие ингредиента в пробе

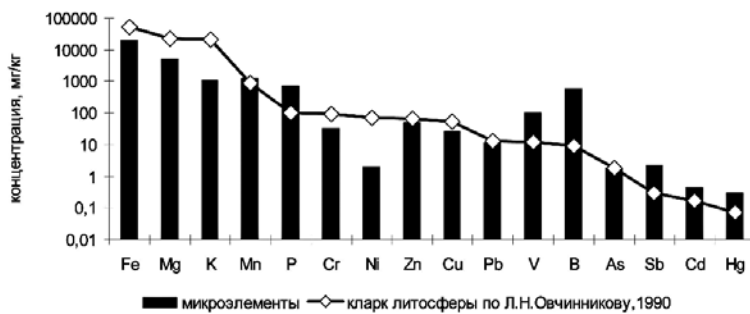
повышенным концентр циям Mn и Fe соответствов л высок я цветность. Летом сохр нялись высокие концентр ции NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, Ni, P, Mn, содерж ние Cd, Pb и Cr превысило норм тив. Перед ледост вом вод был з грязнен орг ническими соединениями, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, P, Mn, Cd, Ni и Pb. В ледост в вод не соответствов л норм тиву по жесткости и содерж нию Pb (5,2 ПДКв), Ni (2 ПДКв) и Mn (1,4 ПДКв). Повторяемость превышений ПДКв для Ni был 100 %, для ХПК, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, P, Cd и Mn — 66,7 %, для NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, Pb, Al, Fe, Cr — 33,3 %.



2



3



**Рис. 1. Микроэлементный состав донного ила в районе ЧОС.**  
Сроки отбора: 1 – 08.06.2011; 2 – 16.08.2011; 3 – 24.10.2011.

Значение комбинаторного индекса загрязненности избиремой воды в период открытого русла составило 93, наибольший вклад в загрязненность вносили P и Cd (общие оценочные баллы, соответственно, 16 и 11,6), что характеризует их как критические показатели загрязнения (КПЗ). Качество избиремой воды по значению удельного комбинаторного индекса загрязненности воды ( $S_j = 4,43$ ) с учетом КПЗ соответствовало 4 классу, порядку «а», характеристике «грязная», без учета КПЗ – 4 классу, «грязная».

Между донными отложениями и водной массой происходит непрерывный взаимный обмен химическими веществами. Это в

наряду с водной экосистемой у оголовка ЧОС предстает тонкодисперсным серым илом. В период открытого русла отмечены устойчивые соотношения к подвижных, близких к клрку и дефицитных относительно клрк литосферы [8] микроэлементов (рис. 1).

Весной из микроэлементов I класса опасности к подвижных лишь  $P_{12,5} > (Cd, Hg)_{3,9} > (Pb, Zn)_{1,7}$ ; содержание As было близко к клрку ( $Kc=1,5$ ); концентрация Se – ниже предел обн ружения. Из элементов II класса опасности к подвижных лишь  $V_{51,1} > Sb_{7,1} > Ag_{3,8} > Li_{1,9}$ ; концентрация Cr<sub>1,2</sub> и Cu<sub>1,0</sub> соответствовали клрковым значениям, Co и Mo были дефицитны. Ряд подвижных микроэлементов III класса опасности предстает  $V_{8,3} > Ti_{7,2} > Ge_{6,4} > Mn_{3,7}$ ; содержание Fe близко к клрку ( $Kc=1,2$ ); содержание Al, Ba, W, Sr и Zr – ниже клрк. Концентрация Bi, Sn, Tl, Te ниже предел обн ружения. Из микроэлементов с неустановленным классом опасности с клрком литосферы коррелировали концентрация Si; K, La и Sc были дефицитны. Заключение суммарного показателя загрязнения (СПЗ), рассчитанное по сумме  $Kc > 1,5$  для 14 микроэлементов, подвижных во время весеннего наполнения водохранилища, составило 101,7, что указывает на «очень сильное» загрязнение ила.

В летний период подвижных элементов –  $B_{15,8} > Zn_{5,2} > Hg_{3,3}$ . Близки к клрку  $Mn_{1,2} > Pb_{1,1}$ . Загрязнение ила «среднее» (СПЗ = 22,3).

Осенью подвижных лишь  $B_{63,9} > V_{8,7} > Sb_{7,8} > P_{7,0} > Hg_{4,2} > Cd_{2,7}$ ; близки к клрку были  $Mn_{1,4} > As_{1,0}$ , дефицитными –  $Pb_{0,9} > Zn_{0,7} > Cu_{0,5} > (Cr, Fe)_{0,4}$ . Загрязнение донного ила «сильное» (СПЗ = 89,2).

Во всех водных вытяжках из донных отложений выявлено превышение ПДКв для Cd (28-100 ПДКв) и Fe (18-39 ПДКв).

Органические соединения, присутствующие в воде и донных отложениях, определяли методом газовой хромато-масс-спектрометрии (ГХМС). Хроматограммы снимали по полному ионному току. Для идентификации использовали  $m/z$  характеристики ионов, имеющих в базе данных NIST EPA. MSL. Больше всего органических веществ (388) обнаружено в пробе от 08.06.2011, из которых 19 соединений программой AMDIS отнесены к экотокси-



к нт м, соответственно, летом — 115 (10), осенью — 174 (9) (*т бл. 3*).

Среди идентифицированных фталатов, относящихся к стойким органическим загрязнителям (СОЗ), наиболее опасен бис (2-метилпропиловый) эфир фталевой кислоты (I класс опасности, лимитирующий показатель — с нейротоксикологический). Дибутиловый и диэтиловый эфиры этой кислоты (III класс опасности) также нормируются по с нейротоксикологическому показателю. К III классу опасности по органолептическому показателю относятся 1,2,3-трихлорпропан и трихлорэтилен. Соединения 1,1,1,2-тетрахлорэтан, (Z)1,2-дихлорэтан и 1,1,2,2-тетрахлорэтан входят в перечень важнейших загрязнителей питьевой воды США и стран Европы [9]. Бис (2-метилпропиловый) эфир фталевой

### Ключевые слова:

Чусовской водозбор, экотоксиканты, водные донные отложения, биотестирование

кислоты может быть опасным для птиц, млекопитающих и гидробионтов.

Наибольшее количество органических соединений в воде, так и в донном иле обнаружено весной (628 соединений, из которых 20 являются экотоксикантами). Летом и осенью их число составляет 368 и 334, соответственно (из них 16 — экотоксиканты).

Среди экотоксикантов широко представлены нефтяные углеводороды — алканы и СОЗ: полициклический ароматический углеводород пирен, фталаты (диметиловый, диэтиловый, дибутиловый, диизобутиловый и бис (2-метилпропиловый) эфиры фталевой кислоты), этиловый эфир пальмитиновой кислоты, метиловый эфир (Z) олеиновой кислоты, бис (2-этилгексил) эфир дипиновой кислоты, триметилмин (*т бл. 4*).

Таблица 3

Результаты качественного ГХМС анализа воды в районе оголовка ЧОС

Название соединения	№ CAS	Формула	Дата отбора		
			08.06.11	16.08.11	24.10.11
Ундекан	1120-21-4	$C_{11}H_{24}$	+	-	-
Тридекан	629-50-5	$C_{13}H_{28}$	+	-	-
Тетрадекан	629-59-4	$C_{14}H_{30}$	+	-	-
Гексадекан	544-76-3	$C_{16}H_{34}$	+	-	-
Трихлорэтилен	79-01-6	$C_2HCl_3$	+	-	-
Пентахлорэтан	76-01-7	$C_2HCl_5$	+	+	-
(Z) 1,2-дихлорэтан	156-59-2	$C_2H_2Cl_2$	+	+	+
1,1,1,2-тетрахлорэтан	630-20-6	$C_2H_2Cl_4$	+	+	+
1,1,2,2-тетрахлорэтан	79-34-5	$C_2H_2Cl_4$	+	+	+
1,2,3-трихлорпропан	96-18-4	$C_3H_5Cl_3$	+	+	+
1,3-дихлорпропан-2-ол	96-23-1	$C_3H_6Cl_2O$	+	+	+
2,3-дихлорпропан-1-ол	616-23-9	$C_3H_6Cl_2O$	+	+	+
1,3-дихлорпропан-2-он	534-07-6	$C_3H_4Cl_2O$	+	+	+
Бис(2-хлорэтиловый) эфир	111-44-4	$C_4H_8Cl_2O$	+	-	-
Диметиловый эфир фталевой кислоты	131-11-3	$C_{10}H_{10}O_4$	+	-	-
Диэтиловый эфир фталевой кислоты	84-66-2	$C_{12}H_{14}O_4$	+	-	-
Диизобутиловый эфир фталевой кислоты	84-69-5	$C_{16}H_{22}O_4$	+	-	-
Дибутиловый эфир фталевой кислоты	84-74-2	$C_{16}H_{22}O_4$	+	+	+
Бис (2-метилпропиловый) эфир фталевой кислоты	117-81-7	$C_{24}H_{38}O_4$	+	+	+



Таблица 4

## Результаты качественного ГХМС анализа донного ила в районе ЧОС

Название соединения	№ CAS	Формула	Дата отбора		
			08.06.11	16.08.11	24.10.11
2-метилдекан	6975-98-0	$C_{11}H_{24}$	+	-	-
Додекан (дигексил)	112-40-3	$C_{12}H_{26}$	+	-	-
Тридекан	629-50-5	$C_{13}H_{28}$	+	-	+
Тетрадекан	629-59-4	$C_{14}H_{30}$	+	-	-
Пентадекан	629-62-9	$C_{15}H_{32}$	+	+	+
Гексадекан	544-76-3	$C_{16}H_{34}$	+	+	+
Гептадекан	629-78-7	$C_{17}H_{36}$	+	+	+
Октадекан	593-45-3	$C_{18}H_{38}$	-	+	+
2,6,10,14-тетраметилпентадекан	1921-70-6	$C_{19}H_{40}$	+	+	-
Эйкозан	112-95-8	$C_{20}H_{42}$	+	+	+
Генэйкозан	629-94-7	$C_{21}H_{44}$	+	+	+
Трикозан	638-67-5	$C_{23}H_{48}$	+	-	-
Тетракозан	646-31-1	$C_{24}H_{50}$	+	+	+
Триметилмин	75-50-3	$C_3H_9N$	+	-	+
Пирен	129-00-0	$C_{16}H_{10}$	-	+	-
Пальмитиновая кислота	57-10-3	$C_{16}H_{32}O_2$	-	+	+
1-Гексадеканол	36653-82	$C_{16}H_{34}O$	+	-	+
Этиловый эфир пальмитиновой кислоты	628-97-7	$C_{17}H_{34}O_2$	+	-	-
Стеариновая кислота	57-11-4	$C_{18}H_{36}O_2$	-	-	+
1-Ундеканол	112-42-5	$C_{18}H_{36}O$	-	+	-
Метиловый эфир (Z) олеиновой кислоты	112-62-9	$C_{19}H_{36}O_2$	-	-	+
Бис (2-этилгексил) эфир дипиновой кислоты	103-23-1	$C_{22}H_{42}O_4$	+	+	-
Диметиловый эфир фталевой кислоты	131-11-3	$C_{10}H_{10}O_4$	+	-	-
Диэтиловый эфир фталевой кислоты	84-66-2	$C_{12}H_{14}O_4$	+	+	-
Диизобутиловый эфир фталевой кислоты	84-69-5	$C_{16}H_{22}O_4$	-	+	+
Дибутиловый эфир фталевой кислоты	84-74-2	$C_{22}H_{42}O_4$	+	+	+
Бис (2-метилпропил) эфир фталевой кислоты	117-81-7	$C_{24}H_{38}O_4$	+	+	+



Тр диционный подход к оценке качества воды, основанный на определении и контроле наиболее опасных ингредиентов и соединений, не позволяет определить биодоступность и интегральный вклад веществ в токсичность. Поэтому все чаще при разработке критериев токсичности используют совместные оценки биомониторинга и химического анализа [10, 11].

Биотестирование проб воды и водных вытяжек из донных илов в лаборатории ЧОС выполнено с помощью биолюминесцентного микробитеста, стандартизированного и сертифицированного в Европе (ISO 11348-2) и в России (ПНД ФТ 14.1:2:3:4.11-04, ПНД ФТ 16.1:2:3:4.8-04) [11, 12]. Методика люминесцентного биотестирования изложена в работе [12]. Индекс токсичности «Т» определяли по формуле:  $T = 100 (I_k - I_0) / I_k \cdot 100$ , где  $I_k$ ,  $I_0$ , соответственно, интенсивность свечения сенсора «Эколюм» (прибор Биотокс) контроля и опыт через 30 мин контроля. Величина «Т» меньше 20 свидетельствует о том, что образец не токсичен (допустимая степень токсичности), от 20 до 49,9 — образец токсичен, больше 50 — образец сильно токсичен. Результаты представлены на рис. 2.

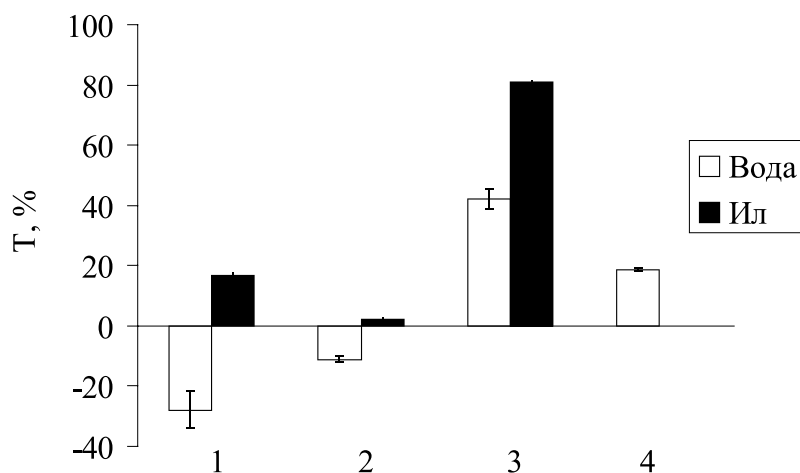
В весенне-летний период «наполнения-срботки» водохранилища (08.06.2011, 16.08.2011) индекс токсичности воды указывал на допустимый уровень или отсутствие токсичности. В это же время не выявлены и токсичность водных вытяжек из донных отложений. Не токсичной оказалась и вода, отобранная в ледостоя (04.04.2012).

Водная вытяжка из донных отложений от 24.10.2011 была сильно токсична, вода — токсична, что может быть обусловлено дождевым паводком и отмиранием гидробионтов. Следует отметить, что результаты биотестирования воды коррелировали ( $r = 0,68$ ) с коэффициентом комплексности загрязнения (*м. бл. 2*).

## Заключение

В результате проведенных исследований впервые выявлены опасные экотоксиканты в воде и донном иле Чусовского плеса у оголовка ЧОС. В воде это микроэлементы P, Mn, Al, Cd, Ni, Cr, концентрации которых в несколько раз превышают ПДКв, и органические примеси (пестициды, гербициды, фунгициды). В донных отложениях

спектр загрязняющих ингредиентов еще шире. Так, по сравнению с классическим литосферой, здесь происходит накопление микроэлементов I класса опасности — P, Hg, Cd, Pb и Zn. Во всех образцах водных вытяжек из донного ила определены концентрации Cd и Fe, в десятки раз превышающие ПДКв. Из органических соединений в донных отложениях идентифицированы алканы, полициклические ароматические



**Рис. 2.** Индекс токсичности (Т) воды и водных вытяжек из донного ила. Сроки отбора: 1 — 08.06.2011; 2 — 16.08.2011; 3 — 24.10.2011; 4 — 04.04.2012.

углеводороды, фталаты и другие соединения, отнесенные программой ADMIS к экотоксикантам.

Биотестирование показало отсутствие токсичности проб воды в весенне-летний период 2011 г. и зимой 2012 г. Однако образцы, отобранные перед ледоставом, после длительного периода дождей, были токсичными. По величине суммарных гидрохимических индексов вода относилась к 4 классу («грязная»), донные отложения имели «сильное загрязнение».

Совпадение оценок, полученных разными методами, свидетельствует об эффективности комплексного мониторинга водной экосистемы в районе ЧОС.

*Авторы выражают глубокую признательность главному инженеру ФГУ «Камводэксплуатация» А.Г. Козлову за помощь в отборе проб.*

*Работа поддержана грантом РФФИ 11-05-96017-р\_ур\_л\_.*

## Литература

1. Лепихин А.П. Селективный отбор воды / А.П. Лепихин, Б.Б. Немковский, Е.Н. Купцов, В.А. Онянов // Водоснабжение и санитарная техника. 1988. № 3. С. 27-28.
2. Лепихин А.К. Особенности формирования химического состава речных и сточных вод в Пермском Предуралье // Водохозяйственные проблемы (приложение к газете «Вод России»). 1995. № 1. С. 32-47.
3. Лепихин А.П. Проблемы питьевого водоснабжения г. Перми: Гидрологические и гидродинамические аспекты / А.П. Лепихин, Т.П. Любимов // Вестник Пермского государственного университета. 2011. № 2. С. 12-18.
4. Антонов Е.А. Техногенные источники поступления железа и марганца в воды бассейна р. Камы // Географический вестник. 2011. № 2. С. 26-31.
5. Китцев А.Б. Качество воды в источниках водоснабжения города Перми / А.Б. Китцев, Т.В. Зуев // Междугородный журнал прикладных и фундаментальных исследований. 2009. № 6. С. 49-51.
6. О качестве водопроводной воды в Перми. Электронный ресурс: <http://www.novogor.perm.ru/index/0-39>.
7. Метод комплексной оценки степени загрязненности поверхностных вод по гидрохимическим показателям. РД 52.24.643-2002. М.: Росгидромет, 2002. 25 с.
8. Овчинников Л.Н. Прикладная геохимия. М.: Недра, 1990. 248 с.
9. Сониясси Р. Анализ воды: органические микропримеси. Практическое руководство. Перевод с английского / Р. Сониясси, П. Сандер, К. Шлетт. СПб.: Тез, 2000. 250 с.
10. Manusadzianas L. Ecotoxicological study of Lithuanian and Estonian wastewaters: selection of the biotests and correspondence between toxicity and chemical-based indices / L. Manusadzianas, K. Sadauskas, I. Blinova, L. Pollumaa, A. Kahru // Aquat Toxicol. 2003. V. 63. N. 1. P. 27-41.
11. Palma P. Evaluation of surface water quality using an ecotoxicological approach: a case study of the Alqueva Reservoir (Portugal) / P. Palma, P. Alvarenga, V. Palma, C. Matos, R.M. Fernandes, A. Soares, I.R. Barbosa // Environ. Sci. Pollut. Res. Int. 2010. V. 17. N. 3. P. 703-716.
12. Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод и отходов по изменению интенсивности биотрилюминесценции тест-системой «Эколюм». ПНД ФТ 14.1:2:3:4.11-04. М.: ФГУ «ФЦАО». 2010. 20 с.



A.K. Lapteva, M.A. Shishkin, I.L. Maslennikova

## CURRENT ASSESSMENT OF WATER QUALITY IN THE AREA OF THE CHUSOVSKOI WATER INTAKE FOR THE PERM CITY

Ecotoxicological investigations of water ecosystem in the area of end wall of the Chusovskoi supply intake for the Perm city were carried out. The seasonal dynamics of key contaminants in water and bottom sediments was shown. The toxicological characterization of these objects was obtained. The coincidence of assessments of hydrochemical and toxicological parameters gives evidence of the efficiency of systemic approach to water quality monitoring.

**Key words:** Chusovskoi supply intake, ecotoxins, water, bottom sediments, biotesting.

# РАЗДЕЛЬНАЯ БИОЛОГИЧЕСКАЯ **ОЧИСТКА** хозяйственно-бытовых и производственных **СТОКОВ** КАК ПУТЬ УМЕНЬШЕНИЯ ОБЪЕМОВ ТОКСИЧНОГО **АКТИВНОГО ИЛА**

**Дано обоснование решения проблемы утилизации активного ила, загрязненного нефтепродуктами и тяжелыми металлами. Предложено частичное разделение потоков хозяйственно-бытовых и нефтесодержащих производственных стоков при их биологической очистке. Это позволяет существенно уменьшить объем загрязненного ила, обеспечить использование ила от очистки хозяйственно-бытовых вод для рекультивации земель или его безопасное размещение.**

## Введение

**Б**иологическую очистку хозяйственно-бытовых сточных вод в большинстве случаев принято производить в составе общегородских стоков или совместно с производственными стоками. Стандартная схема очистных сооружений средней производительности, на которых осуществляется совместная очистка вод, состоит из одной или нескольких линий оборудования, включающих последовательно песколовки, первичные отстойники, аэротенки, вторичные отстойники, контактные отстойники для обработки очищенных вод хлорреагентами. Смесь осадка сточных вод после первичных отстойников и избыточного активного ила подается в резервуары аэробной обработки, после чего сбрасывается на иловые площадки. Воды с иловых площадок, образующиеся в результате уплотнения ила и атмосферных осадков, подаются обратно на очистку в аэротенки. Производственные стоки, содержа-

щие нефтепродукты и взвешенные вещества, перед смешением с хозяйственно-бытовыми водами и подачей на сооружения биологической очистки подвергаются предварительной очистке на станции флотации. Содержание нефтепродуктов в смешанных водах, поступающих на биологическую очистку, не должно превышать 15 мг/л [1]. Но в реальной практике очистка в аэротенках сточных вод от таких биохимически трудноокисляемых соединений, как нефтепродукты, с концентрацией их свыше 3,0 мг/л представляет некоторые сложности и приводит к превышению содержания нефтепродуктов в очищенных водах, сбрасываемых в поверхностный водоем, более 0,1 мг/л (уровень ПДК) [2]. Для повышения эффективности удаления нефтепродуктов при биологической очистке сточных вод, а также при их флотации автором предложено использование коммерческих препаратов нефтеокисляющих бактерий, вводимых в определенные узлы технологической схемы [2].

Если рассматривать проблему биологической очистки нефтесодержащих вод с комплексной природоохранной точки зрения, то наличие в очищаемых стоках нефтезагрязненного производственного потока приводит также к другой, не менее важной, проблеме — загрязнению активного ила нефтепродуктами и тяжелыми металлами, что затрудняет безопасное размещение или утилизацию образующихся избыточных количеств ила. Решение данной проблемы наиболее остро стоит для очистных сооружений нефтеперерабатывающих и нефтехимических производств, где имеется значительное загрязнение сточных вод нефтепродуктами, металлургических и крупных машиностро-

**А.Ф. Надеин\***,  
кандидат технических наук,  
старший научный сотрудник,  
ФГБУН Институт экологических  
проблем Северного  
Уральского отделения  
Российской академии наук

\*Адрес для корреспонденции: [afnadein@mail.ru](mailto:afnadein@mail.ru)

**Таблица 1**

**Содержание взвешенных веществ и нефтепродуктов в хозяйственно-бытовых и производственных стоках, мг/л**

Показатель	Хозяйственно-бытовые стоки	Производственные стоки
Взвешенные вещества	110	18-97
Нефтепродукты	1,0	5,0-38,7

ительных предприятий, загрязняющих сточные воды тяжелыми металлами. Но на территориях, где отсутствуют эти производства, это не менее актуально. В частности, в стандартной технологической схеме очистных сооружений загрязнение ила, осаждаемого во вторичных отстойниках, нефтепродуктами и тяжелыми металлами обусловлено исключительно поглощением загрязнений из очищаемых вод, в том числе из присутствующих в них взвешенных частиц. Известно, что поглощение загрязнений из сточных вод активным илом обеспечивается поверхностью клеток за счет физического и химического взаимодействия. Основную роль в связывании играют белковые молекулы и гуминоподобные вещества, а также минеральные компоненты ила — силикаты и алюмосиликаты [3]. Накопление загрязнений в иле, сбрасываемом на иловые площадки, дополнительно происходит за счет осадка производственных стоков, поступающего в смеси с осадком хозяйственно-бытовых вод из первичных отстойников вначале в резервуары совместной аэробной обработки, а затем на площадки.

## Результаты и их обсуждение

**В** 2008-2011 гг. на очистных сооружениях пос. Исакогорка (район г. Архангельск) с объемом поступающих стоков 120-150 м<sup>3</sup>/ч, в том числе производственных 8-10 м<sup>3</sup>/ч, определено содержание взвешенных веществ и нефтепродуктов в производственных стоках (табл. 1). Для сравнения показатели хозяйственно-бытовых вод взяты как усредненные по нормативам [1]. В этот же период был исследован активный ил с целью определения количества нефтепродуктов и тяжелых металлов; отбор образцов ила произведен из вторичных отстойников и с иловых площадок (табл. 2). Определение нефтепродуктов в иле производилось согласно ПНД Ф 16.1:2.2.22-98; в воде — ПНД Ф 14.1:2.4.168-2000; взвешенных веществ в воде — ПНД Ф 14.1:2.110-97;

тяжелых металлов в иле, кроме ртути, согласно ФР 1.31.2007.04106; ртути — ФР 1.31.2002.00521.

Определения показали (табл. 2), что активный ил, отобранный из иловых площадок и из вторичного отстойника, в значительной степени загрязнен нефтепродуктами (33692 мг/кг и 12272 мг/кг или 3,37 % и 1,23 %, соответственно). Кроме того, в илах накоплено большое количество меди, цинка, железа и марганца. Ил с иловой площадки содержит несоизмеримо больше (в 115 раз) цинка по сравнению с илом из вторичных отстойников. Содержание кобальта в 4 раза больше, а меди, свинца, кадмия, никеля, железа в том и другом иле примерно одинаково (табл. 2). Источником загрязнения ила являются нефтесодержащие производственные стоки со взвешенными веществами и их осадком, которые содержат не только нефтепродукты, но и отходы участков гальванической обработки локомотивного депо (табл. 1).

Если рассматривать исследуемые активные илы с точки зрения возможностей его использования в качестве удобрений, то этому препятствует наличие в нем большого количества нефтепродуктов. Внесение илов в почву будет способствовать её существенному загрязнению. Известно, что низкий или фоновый уровень загрязнения почвы характеризуется содержанием нефтепродуктов до 0,2 %, в то же время указывается, что специальные мероприятия по санации и восстановлению нефтезагрязненных почв целесообразно начинать при достижении в них количества нефтепродуктов 1,0 % [4]. Исследуемый же ил содержит до 3,4 % нефтепродуктов, что недопустимо для почв сельскохозяйственного назначения. Нельзя его также использовать для рекультивации почв лесохозяйственного и рекреационного назначения.

Содержание тяжелых металлов в иле из вторичного отстойника, тем не менее, соот-



ветствует требованиям ГОСТ к свойствам осадков сточных вод при использовании их в качестве удобрений [5]. Очевидно также, что концентрация цинка в иле с иловой площадки значительно превышает данные требования. Если учитывать нормативы загрязнения для почв [6], то при внесении в них активного ила с иловой площадки будет происходить значительное накопление цинка (I класс опасности), несколько меньшее — меди (II класс опасности) и марганца (III класс опасности), а также железа.

Приведенная информация указывает на то, что загрязнение илов рассматриваемых очистных сооружений не только нефтепродуктами, но и некоторыми тяжелыми металлами исключает их применение в качестве почвоулучшающих средств.

#### *Предложения по утилизации активного ила*

Приемлемым способом использования токсичного активного ила является его внесение при рекультивации техногенно-нарушенных промышленных территорий, в частности, на нефтезагрязненные участки с целью снижения содержания нефтепродуктов в почвах. Проведены натурные эксперименты по очистке нефтезагрязненных почв и почвогрунтов, содержащих нефтепродукты в количестве до 3 % от сухой массы почвы путем внесения в почвы или почвогрунты активного ила сооружений биологической очистки нефтесодержащих

сточных вод после аэротенка и вторичного отстойника. Применение ила производится совместно с коммерческими биопрепаратами нефтеокисляющих бактерий и позволяет в течение летнего сезона достигнуть значительно меньшего уровня загрязнения почвы нефтепродуктами, чем уровень слабого загрязнения. Ил совместно с биопрепаратами вносится в почву на глубину не более 20-30 см (в зависимости от состава почвы), поскольку только в этом слое возможна естественная аэрация разрыхленной почвы и, соответственно, эффективное биохимическое разложение нефтепродуктов [7]. Предложено также использование активного ила от очистки нефтесодержащих сточных вод, отбираемого из вторичных отстойников, для приготовления и активирования биомассы нефтеокисляющих микроорганизмов с последующей обработкой активированной биомассой нефтяных пленок на поверхности воды и берегах в малых водоемах [8]. Однако предложенные способы использования активного ила не предполагают значительных объемов его полезной утилизации.

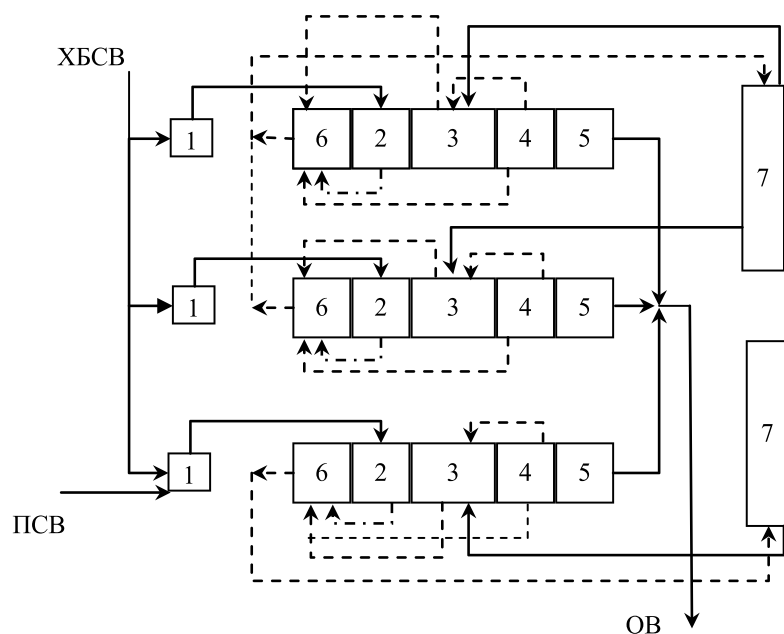
Другим направлением является обезвреживание токсичного активного ила после его уплотнения, обезвоживания и последующего смешения с реагентами, например, техническим оксидом кальция [9]. Это применимо для обезвреживания и других отходов, содержащих нефтепродукты и тяжелые металлы (нефешлама и загрязненных грун-

**Таблица 2**

**Среднее валовое содержание тяжелых металлов и нефтепродуктов в воздушно-сухом активном иле, мг/кг**

Определяемый элемент	Активный ил с иловой площадки	Активный ил из вторичного отстойника
Медь	173±40	203±47
Цинк	92864±308	804±64
Свинец	28,1±5,9	24,6±5,2
Кадмий	1,87±0,47	1,80±0,45
Никель	17,9±5,0	14,4±4,0
Железо	54351±13588	52962±530
Марганец	3306±760	Не определено
Кобальт	0,91±0,38	2,65±0,74
Ртуть	0,72±0,29	Не определено
Нефтепродукты	33692±8423	12272±3068





**Рис. 1. Схема очистных сооружений.**

— сточные воды

- - активный ил

-•- осадок сточных вод

ПВС — производственные сточные воды; ХБСВ — хозяйственно-бытовые сточные воды; ОВ — очищенные сточные воды; 1 — песколовки; 2 — первичные отстойники; 3 — аэротенки; 4 — вторичные отстойники; 5 — контактные отстойники; 6 — резервуары для аэробной обработки; 7 — иловые площадки.

тов). Возможна также сушка активного ила после обезвоживания и последующее сжигание. Данные способы также не могут достигнуть широкого распространения в природоохранной практике, ввиду создания дополнительных схем обезвреживания или сжигания больших объемов ила, их высокой стоимости и значительных эксплуатационных расходов.

#### *Частичное разделение потоков сточных вод*

Решением проблемы уменьшения объемов токсичного избыточного активного ила может быть разделение потоков сточных вод, поступающих на станцию биологической очистки. Однако, разделяя хозяйственно-бытовые и производственные стоки, нужно учитывать то, что при совместной биологической очистке хозяйственно-бытовых и производственных стоков процесс очистки протекает более устойчиво и полно. Объясняется это тем, что хозяйственно-бытовые воды содержат необходимое количество биогенных элементов, а также служат для разбавления более загрязненных производственных вод. Таким образом, для со-

хранения стабильной работы очистных сооружений и достаточного качества очистки вод следует разделить потоки так, чтобы производственные воды смешивались только с частью хозяйственно-бытовых вод. Для этого объем производственных стоков должен быть небольшим в общем объеме подаваемых вод. В конкретном случае рассматриваемых очистных сооружений эта доля составляет не более 7-8 %. В поток хозяйственно-бытовых вод не должны сливаться загрязненные воды из ливневой канализации, содержащие заметные количества нефтепродуктов. На рис. 1 приведена схема биологической очистки сточных вод, состоящая из трех линий очистного оборудования, где может быть осуществлена частично-раздельная очистка потоков подаваемых вод. По этой схеме хозяйственно-бытовые воды не смешиваются с производственными стоками перед станцией очистки и подаются последовательно на оборудование двух линий. Перед подачей на третью линию производится смешение потоков хозяйственно-бытовых и производственных вод. Осадок хозяйственно-бытовых вод из первичных отстойников подается вместе с избыточным активным илом, образуемым после очистки данных стоков в два резервуара для аэробной обработки, после чего ил сбрасывается на одну или две иловые площадки. Осадок смешанных вод также подается с активным илом, образуемым после очистки смешанного стока, в отдельный резервуар для аэробной обработки и далее сбрасывается на отдельную иловую площадку.

При разделении потоков нужно учитывать достаточность разбавления производственных стоков хозяйственно-бытовыми водами и то, что показатели смешанного потока должны соответствовать требованиям к водам, подаваемым на станции биологической очистки [1]. На рассматриваемых очистных сооружениях объем производственных стоков составляет около 7 % от общего объема стоков, подаваемых на станцию очистки. После реализации описанных выше мероприятий по частичному разделению потоков сточных вод и подаче производственного потока совместно с частью хозяйственно-бытовых вод на одну из линий очистного оборудования, объем производственных вод в этом смешанном потоке будет составлять около 20 %. При этом концентрация нефтепродуктов в смешанном потоке не будет превышать 8 мг/л, что соответствует требованиям [1]. Как показывает реальный опыт работы рассматриваемых очистных со-

оружий, качество биологической очистки нефтесодержащих сточных вод сохраняется в норме при содержании нефтепродуктов в производственном потоке на выходе с флотаторов до 10 мг/л, а после разбавления хозяйственно-бытовыми водами, в смешанном потоке — до 3,0 мг/л. Проведенные исследования показали, что после того, как основная масса взвешенных веществ производственных вод, содержащих тяжелые металлы и нефтепродукты, подвергнется осаждению в первичном отстойнике, количество нефтепродуктов в очищаемой воде на входе в аэротенк будет составлять 0,8-1,2 мг/л. Что касается концентрации тяжелых металлов в воде на входе в аэротенк, то количество меди не превышает 0,5 мг/л, а цинка — 1,0 мг/л. Такие показатели смешанного потока позволяют осуществить биологическую очистку с качеством сбрасываемых в поверхностный водоем очищенных вод, соответствующим ПДК по загрязняющим компонентам, в том числе нефтепродуктам.

Частичное разделение потоков хозяйственно-бытовых и производственных стоков позволит исключить сильное загрязнение активного ила от очистки хозяйственно-бытовых вод нефтепродуктами и тяжелыми металлами, размещенного на иловой площадке, а также ила, отбираемого из вторичных отстойников. Хозяйственно-бытовые стоки и осадок этих стоков, согласно [1], не содержат повышенных количеств загрязняющих веществ и их очистка не сопровождается ин-

### Ключевые слова:

сточные воды, активный ил, нефтепродукты, тяжелые металлы, схемы очистки

тенсивным накоплением загрязнений илом при его контакте с очищаемыми водами в аэротенках или осадком вод в резервуарах аэробной обработки. Количество веществ, определяемых как нефтепродукты по ПНД Ф 16.1:2.2.22-98, в уплотненном иле с иловой площадки не будет превышать фоновых значений (0,25 %) [10], а количество тяжелых металлов будет соответствовать нормам ГОСТ к осадкам сточных вод при использовании их в качестве удобрений. После обеззараживания и дегельминтизации с целью соответствия санитарно-бактериологическим и санитарно-паразитологическим показателям будет возможна утилизация данного ила для повышения плодородия земель сельскохозяйственного назначения. Тем более, его можно будет использовать для рекультивации техногенно-загрязненных территорий и полигонов отходов.

Очистка смешанного потока стоков на одной из линий очистного оборудования будет способствовать образованию загрязненного активного ила (табл. 2), но его объем сократится в 3 раза. Для снижения содержания нефтепродуктов в водах после очистки нефтесодержащих стоков до уровня ПДК (0,1 мг/л) и в активном иле из вторичного отстойника необходимо введение биопрепарата нефтеокисляющих бактерий на водную поверхность иловой площадки, первичного отстойника, во вторичный отстойник [2]. Снижение количества нефтепродуктов в иле, сбрасываемом на иловую площадку, достигается двукратным введением биопрепарата в обрабатываемую смесь ила и осадка из первичного отстойника [2].

### Заключение

Частичное разделение потоков хозяйственно-бытовых и производственных стоков, подаваемых на сооружения биологической очистки, при невысокой доле производственных вод в общем потоке позволит уменьшить объем избыточного активного ила, загрязненного нефтепродуктами и тяжелыми металлами, и достигнуть допустимых требований к илу, образуемому при очистке хозяйственно-бытовых вод и применяемому при рекультивации земель. При отсутствии потребностей в активном иле, как почвоулучшающем материале, выполненные мероприятия по разделению потоков обеспечивают безопасное хранение уплотненного ила в местах складирования.



## Литература

1. Методические рекомендации по расчету количества и качества принимаемых сточных вод и загрязняющих веществ в системы канализации населенных пунктов. МДК 3-01. 2001. М.: Госстрой, 2001. 32 с.
2. Надеин А.Ф. Удаление нефтепродуктов из сточных вод и отходов с использованием биопрепаратов на основе нефтеокисляющих микроорганизмов // Вода: химия и экология. 2011. № 6. С. 25-29.
3. Зыкова И.В. Возможные механизмы накопления тяжелых металлов активным илом при биологической очистке сточных вод / И.В. Зыкова, В.П. Панов // Экологическая химия. 2009. Т. 18. № 3. С. 142-147.
4. Рогозина Е.А. Актуальные вопросы проблемы очистки нефтезагрязненных почв // Нефтегазовая геология. Теория и практика. 2006. № 1. С. 1-11. Электронный ресурс: [www.ngtp.ru](http://www.ngtp.ru)
5. ГОСТ 17.4.3.07-2001. Охрана природы. Почвы. Требования к свойствам осадков сточных вод при использовании их в качестве удобрений. М.: Стандартинформ, 2002. 7 с.
6. Методические указания МУ 2.1.7.730-99. Гигиеническая оценка качества почвы населенных мест. М.: Госсанэпиднадзор, 1999. 25 с.
7. Надеин А.Ф. Пути использования активного ила от очистки нефтесодержащих сточных вод // Экология и промышленность России. 2012. № 5. С. 56-58.
8. Пат. №2456406 РФ / Надеин А.Ф. Способ очистки проточных водоемов от нефтяных пленок. Заявлено 18.02.2011. Опубликовано 20.07.2012. Бюл. № 20. Приоритет 18.02.2011.
9. Надеин А.Ф. Рациональные пути обезвреживания и утилизации нефтесодержащих отходов // Экологическая химия. 1999. Т. 8. № 1. С. 70-72.
10. Чивилев С.М. Особенности определения нефтепродуктов в почвах и донных отложениях / С.М.Чивилев, М.В. Прозорова, И.В. Матвеев, С.В. Корнева, В.Г. Пчелинцев, А.А. Солодов // Электронный ресурс: [ecopro.spb.ru/index.php?option=](http://ecopro.spb.ru/index.php?option=)



A.F. Nadein

## SEPARATE BIOLOGICAL TREATMENT OF UTILITY AND INDUSTRIAL STREAMS AS WAY OF VOLUME REDUCTION OF TOXIC ACTIVATED SLUDGE

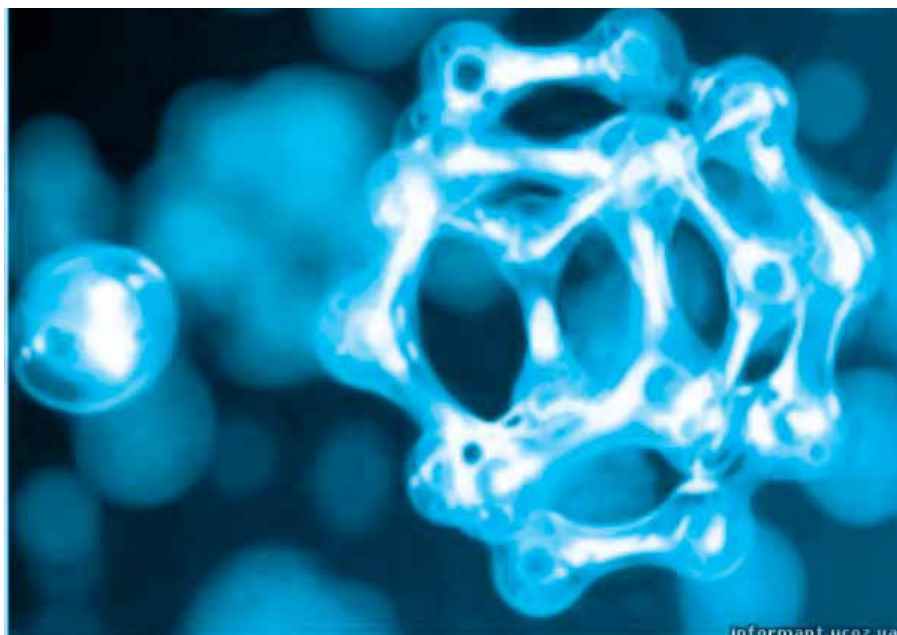
Arguments to support relevance of solution of problem of activated sludge elimination after contaminating by oil products and heavy metals were presented. Partial separation of utility and oil-containing industrial streams for it biological treatment was proposed. It would lead to volume reduction of the polluted sludge and allow using it for land recultivation or safe disposal.

**Key words:** waste water, activated sludge, oil products, heavy metals, treatment schemes.

# ЭЛЕКТРОКОАГУЛЯЦИОННОЕ извлечение ИОНОВ ЦИНКА ИЗ ПРОМЫВНЫХ СТОКОВ

## гальванического ПРОИЗВОДСТВА

Изучена возможность применения электрокоагуляционного способа водочистки гальваностоков от ионов цинка с использованием алюминиевых анодов. Установлены оптимальные значения проведения электрокоагуляционного процесса в статических условиях, используемые в дальнейшем для разработки и конструирования электрокоагулятора для обработки гальваностоков. Эффективность электрокоагуляционного метода очистки сточных вод от ионов цинка составила не менее 98 %, удельные затраты электроэнергии 0,25 кВт·ч/м<sup>3</sup>.



### Введение

Регентный метод очистки промывных стоков гальванического производства, используемый на ряде предприятий Иркутской области, в частности на «Релейном» заводе, гальваническом участке ОАО «ВостСибэлемент», несмотря на ряд преимуществ перед другими способами водочистки, имеет существенные недостатки. Так, применение регентов для выведения ионов токсичных тяжелых металлов из стоков приводит к увеличению общего содержания очищенной воды и затрудняет ее использование в замкнутых системах водоснабжения; кроме того, регентный метод не позволяет снизить содержание отдельных ионов тяжелых металлов до нормы ПДК. Приоритетными методами обезвреживания сточных вод (СВ) от ионов тяжелых металлов являются физико-химические, включающие в себя

**Е.Г. Филатова\***, кандидат технических наук, доцент, докторант кафедры химии и пищевой технологии им. Тутуриной, ФГБОУ ВПО Иркутский государственный технический университет

**А.А. Соболева**, аспирант, ФГБОУ ВПО Иркутский государственный технический университет

электрохимические и сорбционные способы обработки стоков. Одним из наиболее перспективных методов обезвреживания СВ от ионов тяжелых металлов является регентное электрохимическое коагулирование. К основным преимуществам этого метода относятся компактность и простота эксплуатации установок для осуществления процесса электрокоагуляции, отсутствие потребности в регентах, получение шлама с хорошими структурно-механическими свойствами, возможность использования на предприятиях замкнутой системы водоснабжения. Кроме того, высокий катодный эффект электрического тока снижает расход регентов на обезвреживание воды. Теоретические и практические вопросы электрохимической очистки СВ, в том числе и метод электрокоагуляции с использованием железных электродов, довольно

\*Адрес для корреспонденции: [efila@list.ru](mailto:efila@list.ru)



полно рассмотрены во многих фундаментальных трудах отечественных и зарубежных ученых [1-5]. На протяжении многих лет метод электрокоагуляции с использованием люминиевых электродов применялся как способ электрохимического ввода в обротную жидкость коагулянт — гидроксид алюминия. Несмотря на значительное количество работ по электрокоагуляционной технологии водоочистки многие вопросы остаются нерешенными — вторы выскзывают свои предположения о механизме электрокоагуляционного процесса, но единого механизма на сегодняшний день нет. Пока отсутствуют обоснованные рекомендации по применению электрокоагуляционного метода для очистки различных видов промышленных СВ, многие из действующих установок имеют существенные недостатки.

Целью работы являлось определение оптимальных условий проведения электрокоагуляционного метода водоочистки от ионов цинка с использованием люминиевых электродов в стандартных условиях, используемых в дальнейшем для разработки и конструирования электрокоагулятора для обротных стоков.

## Материалы и методы исследования

Технические показатели и параметры работы электрокоагуляционной установки, используемой нами для проведения экспериментов в стандартных условиях: объем установки 100 см<sup>3</sup>; площадь люминиевых электродов 8 см<sup>2</sup>; расстояние между электродами 1 см; плотность тока 1,56 мА/см<sup>2</sup>; сила тока 12,5 мА; напряжение 12 В. Электрокоагуляционную установку СВ

**В.И. Дударев,**  
доктор технических наук, профессор кафедры  
общеобразовательных дисциплин, ФГБОУ ВПО Иркутский государственный технический университет

**Е.А. Анциферов,**  
кандидат химических наук, доцент кафедры химии и пищевой технологии им. Тутуриной, ФГБОУ ВПО Иркутский государственный технический университет

проводили в течение 35 мин, оптимальное время проведения процесса составило 10 мин.

В качестве объекта исследования использовались модельные СВ с содержанием ионов цинка от 2,1 до 19,0 мг/л и промывные СВ цех гальванопокрытий Иркутского Релейного завода (рН 2, содержание ионов цинка в растворе определяли спектрофотометрическим методом [6]).

Активность образцов выходящая в результате электрокоагуляции гидроксид алюминия значительно выше, чем полученного регентным путем коагулянт. Гидроксид алюминия сорбирует на своей поверхности ионы тяжелых металлов. Величину сорбции ионов токсичных тяжелых металлов рассчитывали по формуле:

$$A = \frac{(c_{исх} - \tilde{n}_{равн})}{\Delta m_{Al}} \cdot V,$$

где  $c_{исх}$  — исходная концентрация ионов цинка в СВ, мкг/мл;  $\tilde{n}_{равн}$  — остаточная концентрация ионов цинка в СВ, мкг/мл;  $V$  — объем раствора электролита в электролитической ячейке, мл;  $\Delta m_{Al}$  — изменение массы люминиевого электрода, соответствующее конкретному промежутку времени проведения процесса электрокоагуляции, мг.

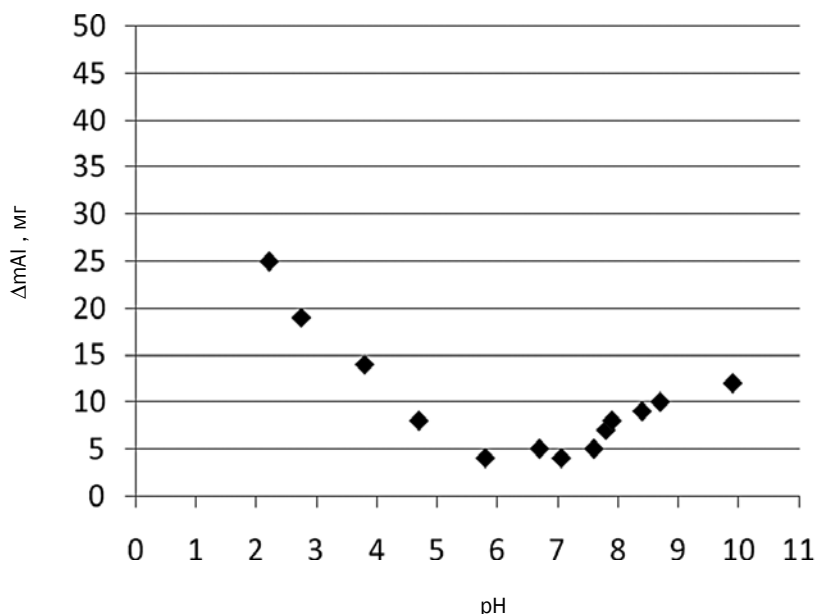
В табл. 1 приведены данные по изменению массы люминиевого электрода при электрокоагуляционной обработке воды в нейтральной среде.

На рис. 1 представлено зависимость растворения люминиевого электрода от кислотности среды, полученная экспериментально при электрокоагуляции модельных СВ.

Таблица 1

Изменение массы алюминиевого электрода

Время электрокоагуляции, мин	Теоретическое $\Delta m_{Al}$ , мг	Выход по току, %	Практическое $\Delta m_{Al}$ , мг (для рН 6,5÷8,0)
5	0,34	40	0,13
10	0,68		0,26
15	1,02		0,39
20	1,36		0,52
25	1,70		0,65
30	2,04		0,78
35	2,38		0,91



**Рис. 1.** Изменение массы алюминиевого электрода в зависимости от pH СВ.

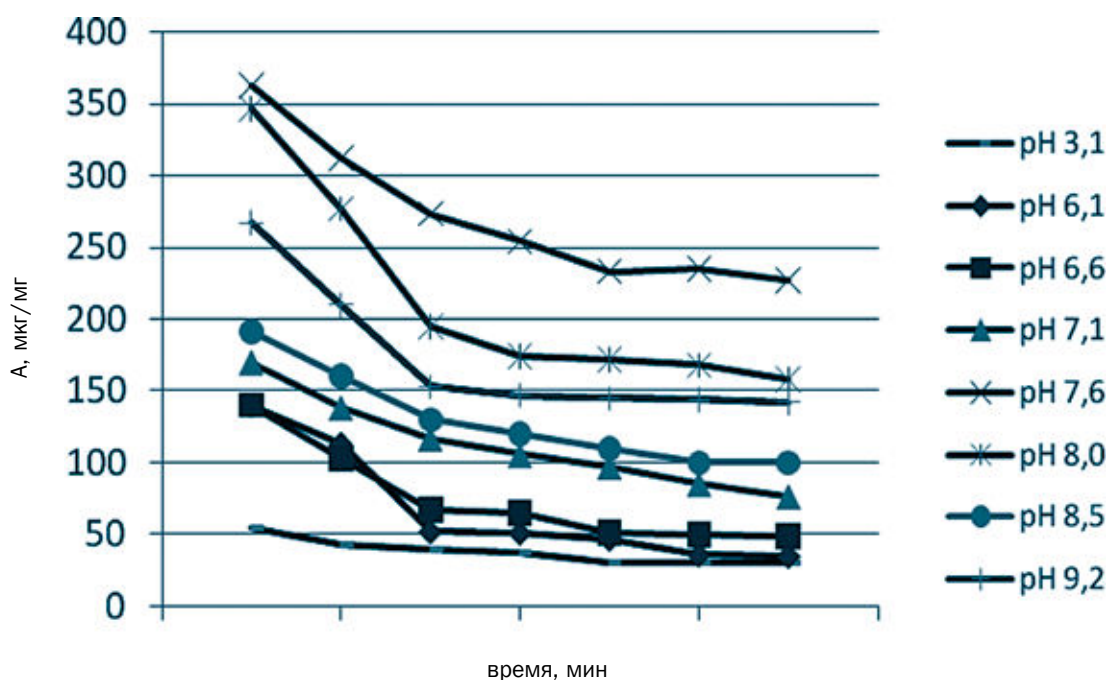
Из рис. 1. видно, что при значении pH от 6,5 до 7,5 наблюдается минимальное растворение алюминия. Так как алюминий амфотерный металл, то в кислой и в щелочной среде помимо электрохимического наблюдается химическое растворение металла, поэтому выход по току может быть выше 40 %, в отдельных случаях превышает 100 %.

Для определения максимальной величины сорбции ионов цинка электрокогуляцию проводили при различных значениях pH от 2 до 10. Для этого готовили различные буферные растворы и контролировали pH с помощью pH-метра «pH-340» по стандартной методике [7]. Температуру поддерживали с помощью термостата UTU-4, исследования проводили при температуре 298, 318 и 338 К. Перемешивание осуществляли при помощи магнитной мешалки. Условия перемешивания во всех опытах поддерживали постоянными.

Зависимость плотности тока от электродного потенциала алюминия был снят на потенциостате IPC PRO. При электрохимических измерениях использовали трехэлектродную ячейку, состоящую из вспомогательного электрода (платинового), рабочего электрода (алюминия) и электрода сравнения (хлорсеребряного). Измерения проводили в потенциодинамическом режиме при постоянной температуре 298 К и скорости развертки 5 мВ/сек.

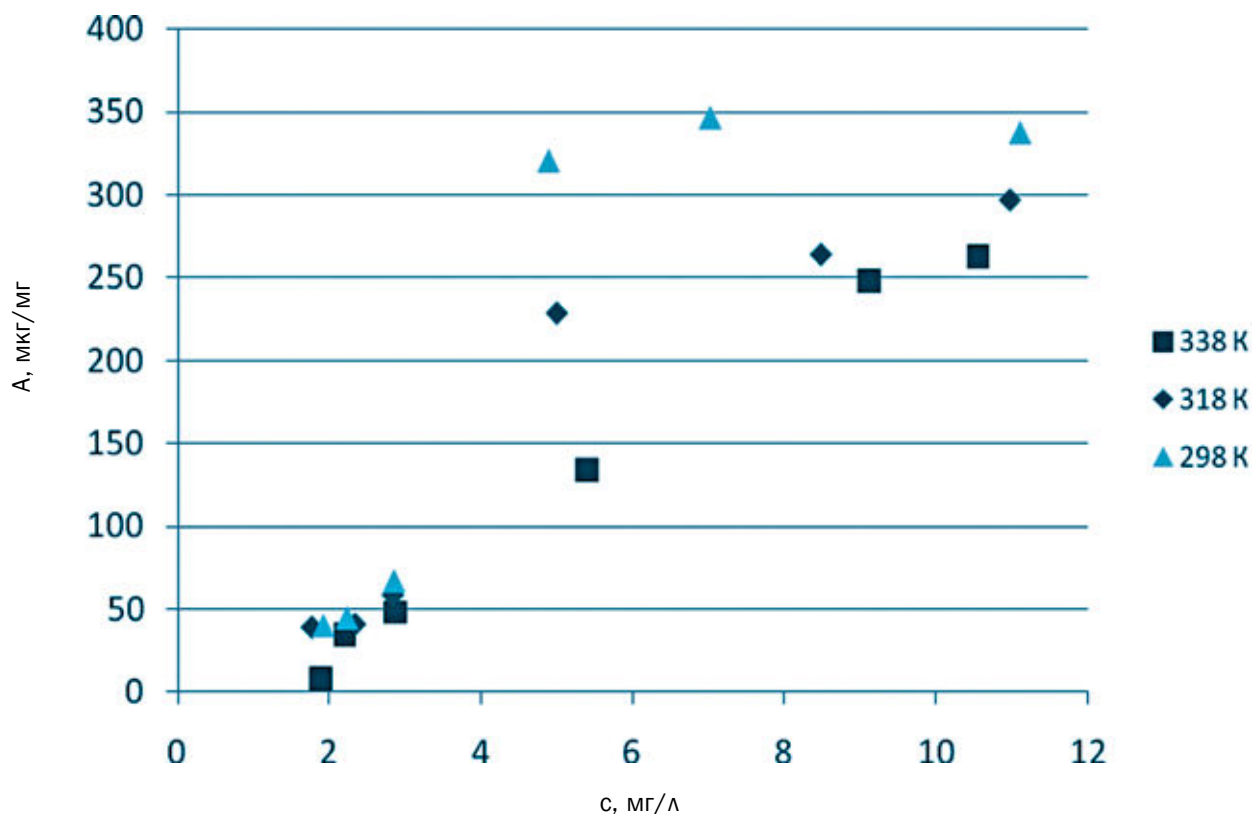
## Результаты и их обсуждение

На рис. 2 представлены кинетические кривые, отражающие зависимость величины сорбции ионов цинка от плотности среды.



**Рис. 2.** Кинетические кривые сорбции ионов цинка в зависимости от pH среды.





**Рис. 3. Изотермы сорбции ионов цинка при различных температурах.**

Из рис. 2. видно, что наилучшей величине сорбции для извлечения ионов цинка отвечает pH 7,6. Это связано, очевидно, с тем, что при pH 6,8 начинают преобладать гидротроновые ионы, при pH > 7,8 – происходит образование  $Al(OH)_3$ . Кроме того, при pH 6,0÷7,5 происходит наименьшее образование люминиевого нод (рис. 1). Мы считаем, что удаление ионов тяжелых металлов из растворов при электрокоагуляции может происходить не только за счет сорбции и гидротропии, так же за счет образования труднорастворимых комплексных соединений тяжелых металлов с люминием.

Таким образом, при значении pH 7,6 зафиксированы минимальные расходы люминия и электроэнергии – 3,2 г люминия для удаления 1 г цинка при расходе электричества 9,5 А·ч. Все дальнейшие опыты по определению оптимальных условий для извлечения ионов цинка вели при pH 7,6.

Известно, что в кислой среде адсорбируются преимущественно катионы. Сорбция катионов  $Zn^{2+}$  на гидроксиде  $Al(OH)_3$  начинается при значениях pH выше, чем 6 и 7 [8]. Все дальнейшие опыты проводили при оптимальном значении pH 7,6. На рис. 3. представлены полученные изотермы при температурах 298, 318 и 338 К.

Из рис. 3. видно, что сорбция ионов цинка на гидроксиде люминия с повышением

**Таблица 2**

**Уравнение изотермы сорбции Лэнгмюра и константа сорбционного равновесия**

Температура, К	Уравнение изотермы сорбции Лэнгмюра	Предельная адсорбция $A_{\infty}$		Константа сорбционного равновесия $K$	Свободная энергия Гиббса $\Delta G$ , кДж/моль
		ммоль/г	мкг/мг		
298	$c/A = 0,1529c + 0,0133$	6,5	427,7	11496	-23,165
318	$c/A = 0,1695c + 0,0156$	5,9	385,8	10865	-24,570
338	$c/A = 0,1889c + 0,0198$	5,3	346,6	9540	-25,750

Таблица 3

## Термодинамические показатели сорбции

Интервал температур, К	Изменение энтальпии $\Delta H$ , кДж/моль	Изменение энтропии $\Delta S$ , Дж/моль·К
298-318	-2,22	70,3
318-338	-5,81	59,0

температуры снижаются, при этом сорбция возможна при концентрации цинка выше, чем 1,0 мг/л. Мы предполагаем, что эта концентрация будет являться и порогом коагуляции. Известно, что изотермы, полученные при десорбции рстворенных веществ и гидроксидов  $Al(OH)_3$  и  $Fe(OH)_3$ , имеют ступенчатый характер, что объясняется увеличениями доступности внутренней поверхности сорбента вследствие пептизации гидроксидов; при этом сорбируемость ионов тяжелых металлов будет тем выше, чем сильнее ассоциированы ионы, образующие мицеллу.

Установлено, что десорбция истинно рстворенных веществ и гидроксидов  $Al(OH)_3$  описывается изотермией Лэнгмюра и Фрейндлиха, причем вначале может иметь место хемосорбция, затем полислоидная десорбция [9]. Уравнение изотермы сорбции Лэнгмюра деквативно для описания процесса достижения предельного значения сорбции:

$$A = A_{\infty} \frac{K \cdot c}{1 + K \cdot c},$$

где  $A$  — текущая величина сорбции, ммоль/г;  $A_{\infty}$  — предельная величина сорбции, ммоль/г;  $K$  — константа сорбционного равновесия;  $c$  — концентрация рствора, ммоль/л.

Для удобства производимых вычислений рзделили концентрацию рствора на левую и правую часть уравнения, получили уравнение прямой линии в координатах  $c/A = f(c)$ :

Из графической линейной зависимости

$$\frac{c}{A} = \frac{c}{A_{\infty}} + \frac{1}{A_{\infty} K},$$

по величине отрезка прямой, пересекающей ось ординат, определяли предельную сорбцию  $A_{\infty}$ , по тангенсу угла наклона прямой — константу сорбционного равновесия  $K$ , значения которых представлены в табл. 2.

Свободную энергию Гиббса рсчитывали по формуле

$$-\Delta G = R \cdot T \cdot \ln K,$$

где  $\Delta G$  — энергия Гиббса, кДж/моль;  $R$  — газовая постоянная, Дж/моль·К;  $T$  — температура реакции, К;  $K$  — константа сорбционного равновесия. Вычисленные значения энергии Гиббса в интервале температур 298–338 К представлены в табл. 2.

Из данных табл. 2 видно, что значения константы сорбционного равновесия значительно больше единицы, что свидетельствует о смещении равновесия процесса сорбции в сторону прямой реакции. Силу сорбционного взаимодействия целесообразно оценивать уменьшением свободной энергии  $\Delta G$  при сорбции веществ в определенных стандартных условиях. Из полученных экспериментальных данных установлено, что сила сорбционного взаимодействия уменьшается с ростом температуры. При повышении температуры происходит стрение коагулянт, т.е. с произвольным чинет

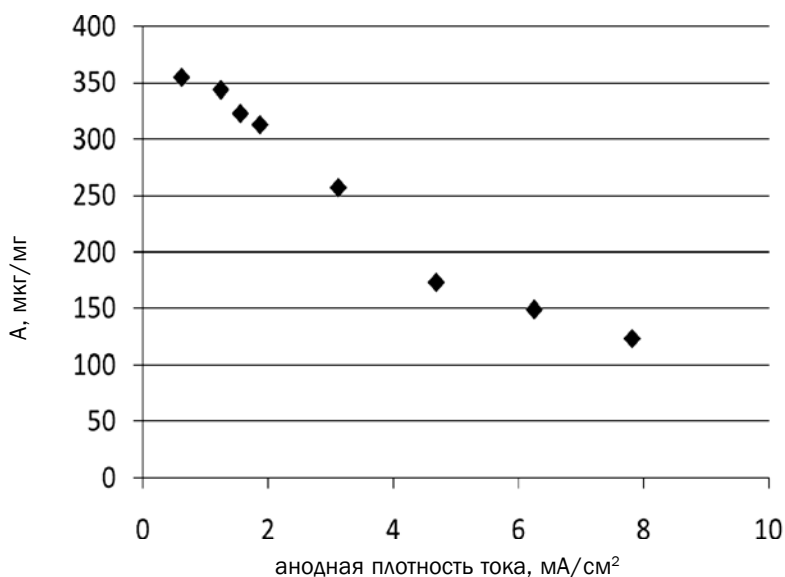
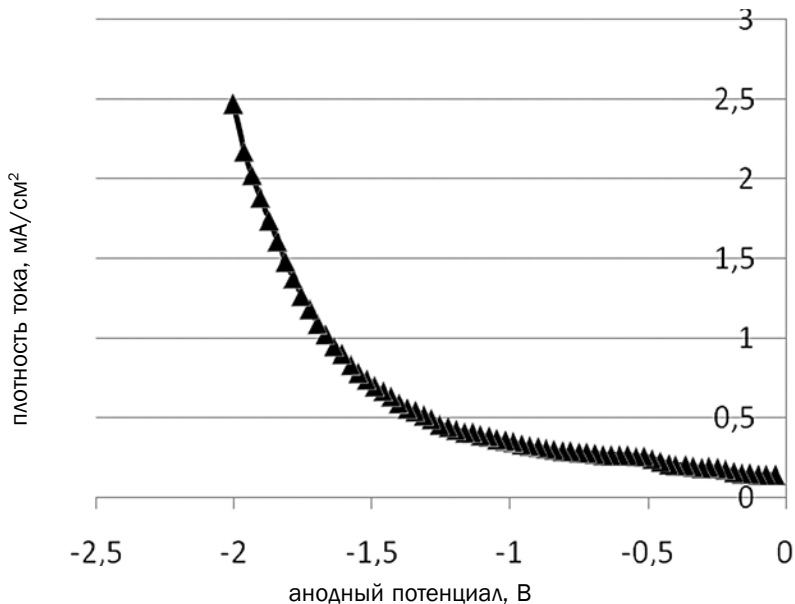
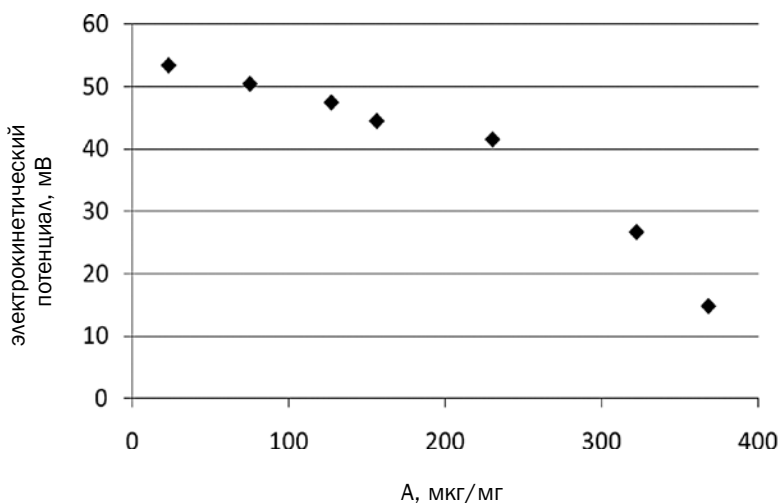


Рис. 4. Зависимость сорбируемости ионов цинка от плотности тока.



**Рис. 5. Поляризационная кривая растворения алюминия.**



**Рис. 6. Зависимость электрокинетического потенциала гидроксида алюминия от величины сорбции ионов цинка.**

протекать процесс, направленный в сторону увеличения пассивности системы в отношении поверхностных явлений.

Изменение энтропии сорбции определяли из экспериментальной зависимости константы равновесия сорбции от температуры в соответствии с уравнением Вант-Гоффа:

$$\ln \frac{K_1}{K_2} = \frac{\Delta H}{R} \cdot \frac{(T_1 - T_2)}{T_1 \cdot T_2}$$

Изменение энтропии вычисляли по формуле  $\Delta G = \Delta H - T \cdot \Delta S$ . Полученные значения изменения энтропии и энтропии представлены в табл. 3.

Положительное значение энтропии в исследуемом интервале температур свидетельствует о том, что в ходе сорбционного процесса увеличилось число молекул свободных веществ, а также о необратимости поверхностных процессов при данных условиях.

На процесс электрокогуляции значительное влияние оказывает плотность тока. На рис. 4 представлен график зависимости величины сорбции от плотности тока.

Из рис. 4 видно, что максимальной величиной сорбции ионов цинка отвечает плотность тока 0,625 мА/см<sup>2</sup>. При его дальнейшем увеличении наблюдается снижение величины сорбируемости. Это связано с тем, что при повышении плотности тока возрастают поляризационные явления и пассивация электродов, что приводит к возрастанию напряжения и потерям электроэнергии на побочные процессы. Наблюдение пассивного состояния люминиевого анода связано с образованием на его поверхности оксидной пленки. На потенциостате IPC PRO были сняты зависимости плотности тока от электродного потенциала люминиевого анода.

Из полученной поляризационной кривой видно, что при работе при малых анодных плотностях тока даже при E=0 В не происходит пассивации люминиевого электрода. При оптимальной плотности тока 0,625 мА/см<sup>2</sup> проведения электрокогуляционного процесса величина E-потенциала люминиевого анода имеет значение около -1,43 В. При этом следует учитывать, что поверхность твердых тел, в том числе и алюминия, не бывает совершенно гладкой и непосредственно измеренная величина ее не соответствует истинной поверхности. Поэтому поверхность люминиевого электрода, на которой протекает электродная реакция, в несколько раз больше, чем измеренная, т.е. действительная плотность тока будет в соответствующее число раз меньше, чем 0,625 мА/см<sup>2</sup>.

Вероятный механизм сорбционного осаждения ионов тяжелых металлов с нашей точки зрения заключается в следующем. В результате электрокогуляционного процесса в СВ

Таблица 4

Основные показатели эффективности водоочистки

Сточные воды	Содержание ионов цинка до очистки, мг/л	Содержание ионов цинка после очистки, мг/л	Эффективность очистки, %	Удельные затраты электроэнергии, кВт·ч/м <sup>3</sup>
Модельные сточные воды, содержащие Zn <sup>2+</sup>	19,1	2,4	87,4	0,1
Промывные сточные воды цех г л в н о пок р ы т ы й, содержащие Zn <sup>2+</sup>	8,1	0,16	98,0	0,25

образуется коллоидный раствор, состоящий из коллоидных частиц. Образующиеся коллоидные частицы имеют положительный заряд, который был определен экспериментально [10], размеры частиц определялись с помощью турбидиметрического метода и лиз [11]. Размеры образующихся ионов цинка изменялись от 120 до 134 нм в зависимости от концентрации электролита.

Известно, что устойчивость коллоидных систем характеризуется электрокинетическим потенциалом ( $\zeta$ -потенциалом). Для люминия существует значение pH, при котором система находится в изоэлектрическом состоянии — это область значений pH 6,8–7,9, в которой превалируют незаряженные гидроксокомплексы Al(OH)<sub>3</sub>. Значение  $\zeta$ -потенциала определяли по скорости перемещения частиц дисперсной фазы в электрическом поле [10]. На рис. 6. представлен экспериментально полученная зависимость электрокинетического

потенциала гидроксид люминия от величины сорбции ионов цинка.

Из рис. 6. видно, что между величиной сорбции ионов цинка и электрокинетическим потенциалом существует почти линейная зависимость — чем ниже значение  $\zeta$ -потенциала, тем больше величина сорбции.

С учетом образотки результатов всех проведенных исследований были рассчитаны основные показатели эффективности водоочистки — это содержание ионов цинка до и после очистки, эффективность очистки и удельные затраты электроэнергии (табл. 4). Конечное содержание ионов цинка при электрокоагуляционной очистке определяли после отстаивания воды.

### Заключение

При значении кислотности среды pH 7,60 зафиксирован минимальный расход люминия и электричества — для удаления 1 г цинка требуется 3,2 г люминия и 9,5 А·ч электроэнергии.

Для определения оптимального количества люминия, которое было бы достаточно для соосаждения присутствующих в воде ионов токсичных тяжелых металлов, был установлен оптимальная концентрация ионов цинка в растворе — 9,8 мг/л. Рекомендуем плотность тока для электрокоагуляционного извлечения ионов цинка из СВ составил 0,625 мА/см<sup>2</sup>.

При изучении влияния температуры на сорбционную способность гидроксид люминия установлено, что с ростом температуры сорбционная способность уменьшается. Полученные изотермы сорбции удов-



летворительно описываются урвнениями Лэнгмюра и Фрейндлиха.

Эффективность электрокоагуляционной очистки промывных СВ цех гальванической промышленности от ионов цинка в статических условиях составила 98,0 %, удельные затраты электроэнергии 0,25 кВт·ч/м<sup>3</sup>.

### Литература

1. Яковлев С.В. Технология электрохимической очистки воды / С.В. Яковлев, И.Г. Кривоносов, В.М. Рогов. Л.: Стройиздат, 1987. 312 с.
2. Кульский Л.А. Очистка воды электрокоагуляцией / Л.А. Кульский, П.П. Строчко, В.А. Слипченко, Е.И. Сидоренко. Киев.: Будівельник, 1978. 326 с.
3. Ковалев В.В. Теоретические и практические аспекты электрохимической обработки воды / В.В. Ковалев, О.В. Ковалев. Кишинев.: Молдавский госуниверситет, 2003. 175 с.
4. Dohpalir K. Wyniki badan nad elektoronyulacia zawiesin // Wodzie i Sanitarnie. 1971. № 10. V. 342-346.

**Ключевые слова:** электрокоагуляция, гальваносток, алюминиевые аноды, ионы цинка

5. Филатов Е.Г. Электрохимическая коагуляция ионов тяжелых металлов в связи с проблемой загрязнения и очистки сточных вод / Е.Г. Филатов, А.А. Соболев, В.И. Дударев, Е.А. Анциферов // Водочистка. 2012. № 8. С. 22-28.
6. Маченко З.И. Фотометрическое определение элементов. М.: Мир, 1971. 270 с.
7. Васильев В.П. Аналитическая химия. В 2-х ч. (часть 2). М.: Дрофа, 2004. 384 с.
8. Бенков Е.Д. Очистка сточных вод коагуляцией. М.: Наука, 1977. 356 с.
9. Кульский Л.А. Теоретическое обоснование технологии очистки воды. Киев.: Науковий думок, 1968. 239 с.
10. Воюцкий С.С. Практикум по коллоидной химии и электронной спектроскопии / С.С. Воюцкий, Р.М. Панич. М.: Химия, 1974. 224 с.
11. Фролов Ю.Г. Курс коллоидной химии. Поверхностные явления и дисперсные системы. М.: Химия, 1989. 463 с.



E.G. Filatova, A.A. Soboleva, V.I. Dydarev, E.A. Antsiferov

## ELECTROCOAGULATING EXTRACTION OF ZINC IONS FROM WASTE WATER OF GALVANIC INDUSTRY

The availability of an electrocoagulating method of water treatment of galvanic wastewater from zinc ions using aluminum anodes was studied. Optimal parameters of the electrocoagulating process under static conditions were found out and applied for electrocoagulator development. Efficiency of the electrocoagulating method of galvanic wastewater treatment from zinc ions is not less than 98% and electrical unit cost is kWh/m<sup>3</sup>.

**Key words:** electrocoagulation, galvanic waste water; aluminum anodes, zinc ions.



# КИНЕТИКА гетеро дагуляции **МИКРОЧАСТИЦ** СУСПЕНЗИИ НАМЫВНОГО ГЛИНИСТОГО грунт ПРИ **ОСВЕТЛЕНИИ** МОРСКОЙ ВОДЫ

**Изучены закономерности гетероадагуляции микроскопических частиц высокодисперсного глинистого намывного грунта, отобранного на участке строительства морского порта. Гетероадагуляция осуществлялась на углеродной ткани и полиэстер-ткани, содержащей частички серебра. Наибольшей способностью улавливать частицы намывного грунта обладает Ag-содержащая полиэстер-ткань ( $k = 3,4$  мин<sup>-1</sup>). На углеродной ткани реализуется константа гетероадагуляции 0,43 мин<sup>-1</sup>. Образование на кривой  $k = f(n)$  «плато» свидетельствует о переходе в кинетическую область. Параболический вид  $\Delta(t)$ -функций характерен для полиэстер-ткани, переходящий в S-образный. Гипотезой может служить увеличение каталитической способности по мере увеличения степени заполнения поверхности частицами адсорбата (автокатализ). Предложено покрывать полки тонкослойного наклонного отстойника полиэстер-тканью, что приведет к более полной очистке замутненной морской воды.**

**В.В. Тарасов\***,  
доктор химических наук, профессор, член Академии общественных наук Российской Федерации, член Академии экологии, ФГБОУ ВПО Российский химико-технологический университет им. Д.И. Менделеева

**Д.А. Ребане**,  
инженер химико-эколог, ФГБОУ ВПО Российский химико-технологический университет им. Д.И. Менделеева

**С.К. Николаева**,  
кандидат геолого-минералогических наук, доцент, ФГОУ ВПО Московский государственный университет им. М.В. Ломоносова

## Введение

Создание намывных территорий на морских мелководьях в целях расширения портовых и других полезных площадей является одним из актуальных направлений деятельности специалистов различного профиля — инженеров-геологов, строителей, инженеров-экологов и др.

Формирование намывных массивов осуществляется методом пульпы (из донного грунта и морской воды) на ранее отведенные и огороженные участки кварталов, примыкающих к берегу, в результате чего создается искусственная территория, пригодная для хозяйственного использования. В ходе намыва высокодисперсных глинистых грунтов (при отсутствии или дефиците песчаных фракций) возникают инженерно-геологические проблемы, связанные с ускорением их консолидации. Поэтому исследование свойств намывных грунтов и методов их уплотнения и обезвоживания являются необходимыми [1-3].

В процессе углубления дна на участках подводных крьев и создания массивов намывных грунтов землеснаряды выбирают огромное количество пульпы. Донный материал, содержащий частицы 5-10 мкм и более, относительно легко отдает воду. Однако глинистые частицы, характеризирующиеся размером менее 1 мкм, трудно осаживают. Это негативное явление ухуд-

\*Адрес для корреспонденции: [valeri\\_tarasov@mail.ru](mailto:valeri_tarasov@mail.ru)

ш ет водоотд чу и дифференци цию ф з, уменьш ет прозр чность воды и может при- водить к нежел тельным сукцессиям.

Цель р боты — пополнение д нных о мето- де гетеро д гуляции твёрдых микроч стиц н примере суспензии н мывного глинистого грунт .

## Материалы и методы исследования

**В**ещества в работе. Н мывной глинистый грунт был отобр н н уч стке строитель- ств морского порт , где для н мыв ис- пользуются местные прибрежные глинистые отложения и морск я вод . При отборе грунт н ходился в водон сыщенном состоянии и текучей консистенции, з тем для удобств тр нспортировки был высушен до воздушно-сухого состояния. В л бор тории он был р стерт в ф рфоровой ступке пестиком с резиновым н конечником для получения по- рошковой пробы и сохр нения структурных особенностей минер льных ч стиц.

Грунт с высоким содерж нием кв рц (свы- ше 50 %), к рбон тный, в в ловом сост ве содержит около 20 % глинистых минер лов

**Таблица 1.**

**Влияние частоты вращения дисковой мешалки  $n$  и времени процесса на изменение оптического поглощения  $A$  при гетероадагуляции частиц намывного грунта на углеродной ткани**

Время, мин	Ч стот вращения дисков д гулятор ( $n$ , об/мин) и величин оптического поглощения $A$					
	$n_1 = 200$	$n_2 = 400$	$n_3 = 800$	$n_4 = 1200$	$n_5 = 1600$	$n_6 = 2000$
$t$	$A_1$	$A_2$	$A_3$	$A_4$	$A_5$	$A_6$
0	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1
1	0,95	0,9	0,32	0,29	0,34	0,33
3	0,75	0,52	0,13	0,07	0,095	0,13
5	0,58	0,23	0,045	0,04	0,05	0,075
7	0,37	0,14	0,03	0,03	0,05	0,055
10	0,23	0,07	0,025	0,025	0,05	0,045
13	0,16	0,035	0,025	0,025	0,05	0,04
15	0,13	0,025	0,025	0,025	0,05	0,03
20	0,07	0,02	0,025	0,025	0,05	0,03
25	0,05	0,02	0,025	0,025	0,05	0,03
30	0,03	0,02	0,025	0,025	0,05	0,03

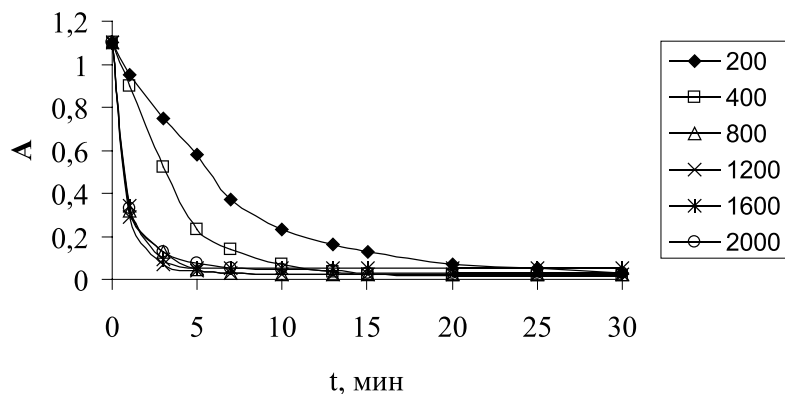
**Е.Н. Огородникова,** к ндид т геоло- го-минер логи- ческих н ук, до- цент, ФГОУ ВПО Российский уни- верситет дружбы н родов

с преобл д нием иллит и невысоким содер- ж нием к олинит , хлорит и смеш нослой- ных иллит-сметитов. Присутствует высоко- дисперсн я сост вяющ я в виде морфного кремнезем . Минер лы и орг ническое веще- ство грунт являются по своим физико-хи- мическим свойств м гидрофильными, хотя коэффициент гидрофильности имеет невы- сокие зн чения. Грунт сл бо з солен. В со- ст ве водор створимых солей грунт (по д нным водной вытяжки) преобл д ет хло- рид н трия, что соответствует сост ву мор- ской воды.

Н мывной техногенный грунт можно х - р ктеризов ть к к глину легкую пылев - тую, содержа щую 57 % ч стиц р змером менее 5 мкм (из них 37 % ч стиц менее 1 мкм, включ я 25 % коллоидной фр кции), что обусл влив ет высокую дисперсность. Сопост вление д нных гр нулометриче- ского и микро грег тного н лизов пок - зыв ет, что грунт сл бо грегиров н, в нем присутствуют в основном грег ты р змером 1-5 мкм. Свойственен ко гуляци- онный х р ктер связей между ч стиц ми. Ко гуляционные структурные связи (дей- ствуют через гидр тные пленки вокруг ч - стиц) имеют невысокую прочность, легко р зруш ются при внешнем воздействии (взб лтыв нии суспензии и т.п.) и способ- ны с мопроизвольно восст н влив ться при прекр щении воздействия.

Высок я дисперсность грунт обусл в- лив ет низкие фильтр ционные свойств и водоотд чу, в связи с чем, происходит его длительн я консолид ция и возник ют зн - чительные трудности при искусственном обезвожив нии. Н личие в пор х грунт в природном состоянии морфного крем- незем еще больше сниж ет прониц емость грунт и существенно увеличив ет его во- доудержив ющую способность, з трудная уплотнение н мытого м тери л .

**Методика работы.** Порошков я проб грунт легко превр щ ется вновь в пульпу в труб- ке дисперг тор *IKA DI 25*, которую можно видеть н фото ст тьи [4]. В н шем случ е дисперг тор р бот л при ч стоте вращения внутренней трубки, р вной 9500 мин<sup>-1</sup> и ин- тенсивности пульс ций д вления 95000 мин<sup>-1</sup>. Дисперг тор может р бот ть вплоть до ч сто- ты вращения 24500 мин<sup>-1</sup>, но т к я ч стот не требуется, поскольку при этом сильно н - грев ется пульп и подверг ются истир нию дет ли головки *S25N-18G*, котор я н ходится внутри ст торной трубки дисперг тор .



**Рис. 1.** Зависимость оптического поглощения  $A$  от времени и частоты вращения дисков мешалки (углеродная ткань).

Методика работы подобна той, которая описана для систем жидкость – жидкость [4, 6]. Взвесь твердых частиц и мыльного грунта количеством  $\sim 0,5$  г и концентрации  $\sim 1$  г/дм<sup>3</sup> получили размешиванием в ведре воздушно-сухого грунта в 0,5 дм<sup>3</sup> воды, всасываемой головкой распылителя. Затем ходили облучать медленного оседания частиц грунт, чтобы не вводить погрешности. Медленным оседанием считалось такое, при котором рассеяние света изменялось не более чем на 1–2 % за время эксперимента (30 мин). Если при выбранных условиях не удалось пойти «путь» оптического поглощения света, то увеличивали исходную массу грунта, доводя её порой до 3 г. При этом не происходил свободная седimentация, которой мешал не только концентрация частиц, но и близость кативных, т.е. поглощающих взвесь стенок.

Изменение концентрации частиц (поглощения света  $A$ , измеряемого периодически) формировало точки кинетической кривой – основы дальнейших расчетов. При этом принимали во внимание линейность графика  $\ln A/A_0 = f(C)$ , где  $C$  – концентрация частиц (г/см<sup>3</sup>), т.е. прямая пропорциональность в законе Бейера. Этот закон практически всегда выполнялся при концентрации суспензии  $< 3$  г/дм<sup>3</sup> несмотря на разнообразие форм частиц. Мы полагаем, что фразктность, если и проявляется, то в данном случае вносит малые погрешности.

Установка та же, что рассмотрена в работе [4, 6]. В ней, однако, учитываются не только более существенная разность плотностей фаз. Если в случае систем «жидкость – жидкость» можно было подобрать систему с разностью плотностей, близкой к нулю

( $\Delta\rho = \rho_o - \rho_b = 0$ ) и легко достиглось состояние искусственной «невесомости» микрочастиц, то в системах «твёрдое – жидкость» этого сделать нельзя. Средняя плотность частиц и мыльного грунта составляет  $2,73$  г/см<sup>3</sup>, и приходится учитывать не только большую значительную скорость седimentации минеральных микрочастиц.

**Материалы-коллекторы.** Для удаления из воды и последующей гетеродгуляции твердых микрочастиц применялись только углеродная и полиэстер. Углеродная ткань марки УТ-900-2,5, плотностью  $240 \pm 30$  г/м<sup>2</sup> и толщиной монослоя 0,23 мм. Полиэстер – ткань марки «Berber» соткана из нитей 100 %-ного полиэстера.

## Материалы и методы исследования

**Первичные эксперименты с гетеродгуляцией морского глинистого грунта.** Некоторые результаты исследования гетеродгуляции частиц и мыльного грунта на углеродную и полиэстер-ткань при различных частотах вращения дисковой мешалки приведены в табл. 1, 2.

Видно, что лишь первые две кривые существенно отстоят от остальных, образующих плотный «жгут». Более того, точки кривой  $2000$  мин<sup>-1</sup> заметно отстоят от оси абсцисс, чем точки кривой, соответствующей  $800$  мин<sup>-1</sup> (рис. 1). Эти результаты свидетельствуют о существовании двух режимов – переходного и кинетического, тем же образом роли процесс «смывания» кластеров-зародышей при частоте  $2000$  мин<sup>-1</sup>.

В табл. 2 приведены результаты исследования гетеродгуляции частиц и мыльного грунта на полиэстер-ткань. Очевидным является то, что лишь одна кривая при  $200$  мин<sup>-1</sup> (рис. 2) отщепилась от общего пучка кривых. Как и в предыдущем случае, результаты свидетельствуют о двух режимах процесса гетеродгуляции.

Очевидно, что в томодельный режим (т.е. режим, все точки которого ложатся на общую кривую, не зависящую от частоты вращения дисков) не ступает уже при столь низкой частоте вращения дисков мешалки ( $400$  мин<sup>-1</sup>).

Кинетик гетеродгуляции микрочастиц и мыльного грунта на углеродной ткани. Рассмотрим задачу осветления вод, образую-

**Таблица 2**

**Влияние частоты вращения дисковой мешалки  $n$  и времени процесса на изменение оптического поглощения  $A$  при гетероадагуляции частиц намывного грунта на полиэстер-ткани**

Время, мин	Ч стот вр щения дисков д гулятор ( $n$ , об/мин) и величин оптического поглощения $A$					
	$n_1=200$	$n_2=400$	$n_3=800$	$n_4=1200$	$n_5=1600$	$n_6=2000$
$t$	$A_1$	$A_2$	$A_3$	$A_4$	$A_5$	$A_6$
0	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1
1	0,95	0,64	0,58	0,62	0,58	0,66
3	0,85	0,5	0,4	0,44	0,46	0,4
5	0,68	0,27	0,28	0,29	0,33	0,25
7	0,6	0,17	0,23	0,18	0,23	0,19
10	0,5	0,12	0,2	0,15	0,17	0,13
13	0,42	0,09	0,17	0,15	0,15	0,13
15	0,38	0,085	0,14	0,12	0,13	0,1
20	0,28	0,075	0,11	0,1	0,075	0,08
25	0,22	0,065	0,095	0,015	0,05	0,06
30	0,18	0,065	0,085	0,015	0,025	0,04

ющихся при р боте землесн ряд , в процес се гетеро д гуляции микроч стиц н мывно го грунт .

Ниже приводятся  $\Delta$  (функции), которые, к к и требует н ш модель [4-6], ок зыв ются веером прямых линий (рис. 3).

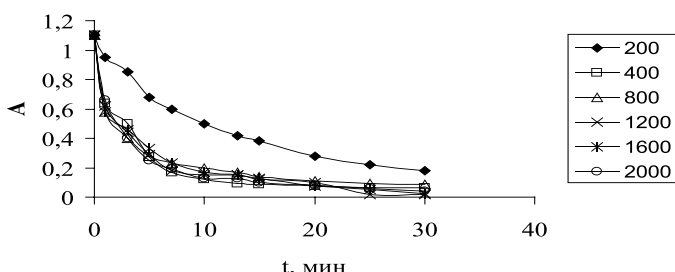
Следует н помнить, что озн ч ет величин  $\Delta$ , и к кого поведения от неё следует ожид ть:

$$\Delta = \frac{1}{A_t} - \frac{1}{A_0} = kt$$

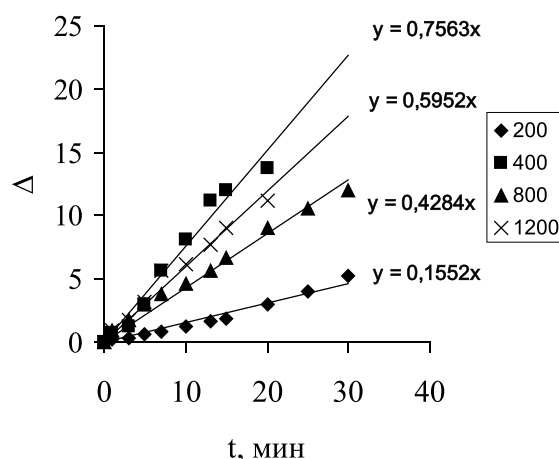
Функция  $\Delta(t, n)$  озн ч ет р зность двух величин. Первый из членов р зности ведёт себя к к гиперболическ я функция вре-

мени. Второй член р зности есть некото р я постоянн я, не з висящ я от времени. Резуль т р зности этих величин ведет себя к к линейн я функция времени. Вывод это го выр жения и его применение приведены в р бот х [4-6].

Похож я з висимость н (рис.4) в тех же координ т х был получен при гетеро д гуляции микроч стиц чёрной с жи [7], ос жд ющихся из отбр сыв емых диск ми струй воды н тк нь из полипропилен . Полученн я в [7] з висимость не д ет объ-



**Рис. 2.** Зависимость оптического поглощения частиц грунта от времени и частоты вращения дисков мешалки (полиэстер-ткань).



**Рис. 3.** Зависимость дельта-чисел гетероадагуляции частиц намывного грунта на углеродной ткани от времени и частоты вращения ротора гетероадагулятора.

яснения этому интересному явлению, хотя «перелет» неоднократно и блюлся в открытых системах [8]. Прежде всего, отметим, что повторяемость этого максимум не ниже 7 % относительных, т.е. отклонение не превышает 10%. Величина  $(0,75-0,4) \cdot 100/0,4 = 87,5 \%$  не следует считать случайным. Отклонение «плот» и блюлось неоднократно. Оно объясняется переходом из диффузионной области, когда лимитирующей стадией является подведение веществ к местам отложения «нростов». Отклонение и «нростов» грегированных чстиц под действием турбулентных пульсаций является лимитирующим процессом, обуславливающим отклонение «плот». Константа скорости  $n$  «плот» равна  $0,43 \text{ мин}^{-1}$ .

Кинетика гетероадагуляции микрочастиц на мывного грунта и полиэстер-ткани. При исследовании гетероадагуляции чстиц на мывного донного грунта решались задачи осветления вод, образующихся при работе землеснарядов, поскольку твердые чстицы склонны к долгому витанию и стеканию в водоемы, загрязняя ими морскую воду, ннося существенный экологический ущерб.

В этом случае функция  $\Delta(t)$  даже при самых низких частотах вращения дисков дгулятор имеет параболический вид (рис. 5). С увеличением частоты вращения дисков до  $800 \text{ мин}^{-1}$  величина  $\Delta(t)$  изменяется почти линейно во времени (рис. 5). Это означает, что константа скорости дгуляции (наклон  $\Delta(t)$  — функции) на полиэстер-ткани достигает предела, что свидетельствует о возможности достижения высокой производительности днного метода.

Коэффициенты скорости  $k$  достигают постоянного значения (рис. 5) (конвергируют в жгут после частоты  $800 \text{ мин}^{-1}$ ), что свидетельствует об автомодельном режиме. Мы полагаем, что автомодельность отражает кинетический режим. Но, в отличие от обычного предствления кинетического режима в виде функции  $k = f(n)$ , в данном случае будет рассмотрено возникновение жгута S-образных кривых как свидетельство кинетического режима. Можно прийти к выводу, что значение  $k_{\text{max}}$  в точке перегиба, и это значение окзлось равным  $k_{\text{max}} \approx 3,4 \text{ мин}^{-1}$ .

По прошествии 1 мин можно прийти к предельным значениям функции  $k_{n=1 \text{ мин}}$ , равные  $0,78 \div 0,82 \text{ мин}^{-1}$ . Функция  $k = f(n)$  при  $n=1 \text{ мин}$  предствлена во всем изученном диапазоне чисел  $n$  на рис. 6.

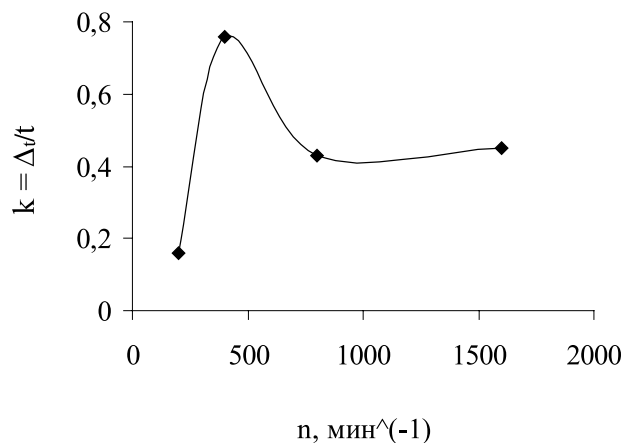


Рис. 4. Характерная для открытых систем кривая с «перелётом» константы скорости  $k$ . Наклон прямых (рис. 3) как функция частоты вращения дисков адагулятора — п. Углеродная ткань.

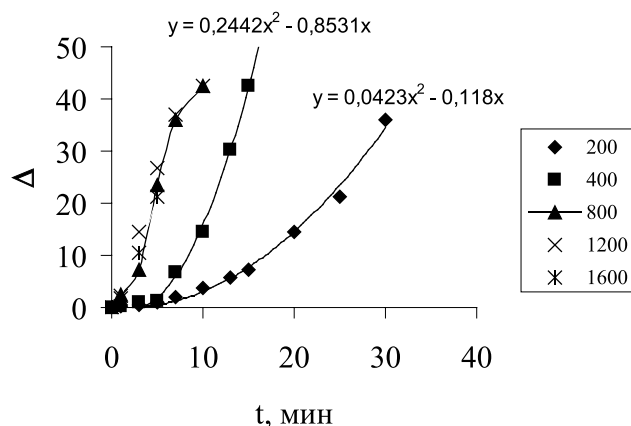


Рис. 5. Кинетика гетероадагуляции частиц намывного грунта на полиэстер-ткани с наночастицами серебра. Проявление автокатализа: S-образная кривая и процесс насыщения.

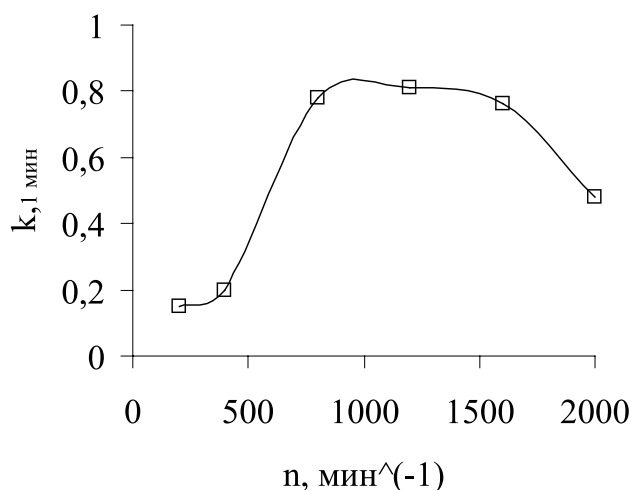


Рис. 6. Зависимость коэффициента и константы скорости  $k_{1 \text{ мин}}$  гетероадагуляции частиц грунта на полиэстер-ткани. Максимальное значение  $k_{1 \text{ мин}}$  составляет  $0,78-0,82 \text{ мин}^{-1}$ .



Таблица 3

Данные о гетероадагуляции твёрдых микрочастиц

№ п/п	Ч стицы, внесённые в воду	Коллектор	Оптимальная частота вращения дисков, мин <sup>-1</sup>	$k_{\max}$ , мин <sup>-1</sup>
1a	К олин	Алюминиевая фольга	400	0,088
1b	К олин	Углеродная ткань	800	3,12
1c	К олин	Полиэстер-ткань марки «Seragem» с Ag	1200	S-образная кривая. $k_{\max} \approx 4,3$ мин <sup>-1</sup> в точке перегиба
2a	Оксид цинк	Алюминиевая фольга	800	2,31
2b	Оксид цинк	Углеродная ткань	800	2,56
2c	Оксид цинк	Полиэстер-ткань марки «Seragem» с Ag	2000	4,00
3a	Чёрная саж	Полипропилен	800	0,92
3b	Чёрная саж	Полиэстер-ткань марки «Seragem» с Ag	2000	19,6
4a	Алюминиевая пудра	Полиэстер-ткань марки «Seragem» с Ag	800	1,75
5a	Номывной глинистый грунт	Полиэстер-ткань марки «Seragem» с Ag	200	S-образная кривая. $k_{\max} \approx 3,4$ мин <sup>-1</sup> в точке перегиба
5b	Номывной глинистый грунт	Углеродная ткань	400	0,76/0,43

После plotting в блок добавляется заметное уменьшение константы скорости при увеличении частоты вращения дисков до 2000 мин<sup>-1</sup>, что объясняется разрушением турбулентными пульсациями кластеров, возникающих «норосты» агрегированных чстиц ткани.

В дополнение к результатам гетероадагуляции микропелль, полученным в [4], в табл. 3 приведены данные о гетероадагуляции твёрдых чстиц.

Твёрдые вещества были внесены в воду в виде пульпы и тут же подверглись дроблению (диспергированию) и размешиванию во всём объёме реактора. Длительность процесса 15 мин, частота вращения диспергатора 9500 мин<sup>-1</sup>. Концентрация твёрдых чстиц не больше 1 %.

Из таблицы видно, что поведение абсолютно круглых микропелль и абсолютно неровных чстиц, поверхность которых можно описывать только фрактальными методами, не зависит от вида фрактальных функций.

Здание проектируемого тонкослойного модернизированного отстойника. Тонкослойный отстойник обычно делится на колонными пластинчатыми ярусами глубиной 45-110 мм. Наклон пластин в 45-60° к горизонту обеспечивается сползанием копившегося осадка из ярусов в уплотнитель осадка, всплывающие укрупненные капли нефтепродуктов поступают на поверхность воды. Устройство ярусов в отстойнике-нефтеловушке таково, что одновременно с уменьшением объёма этого аппарата обеспечивается стабильность потока жидкости. Отстаивание в тонких слоях поток жидкостей протекает быстрее, поскольку путь осаждающихся чстиц в 10-50 раз меньше, чем в ёмкостных отстойниках. Тонкослойные отстойники являются более компактными и требуют меньшей площади очистных сооружений. Преимущество тонкослойных отстойников также в том, что наличие пластин позволяет равномерно распределить поступающий поток воды и сохранить это распределение по всей длине. Следовательно, в многоярусных отстойниках коэффициент использования объёма гораздо выше. Сравнительные испытания очистки сточных вод с исходной концентрацией нефтепродуктов 100 мг/л в ёмкостных и тонкослойных отстойниках разного объёма показали преимущество тонкослойного отстаивания. Концентрация на выходе из тонкослойного отстойника достигла 10-15 мг/л, из нефтеловушки обычной конструкции — 45-50 мг/л. Следовательно, применение тонкослойных

отстойников вместо емкостных позволяет повысить эффективность очистки сточных вод от нефтепродуктов с 55 % до 85 %.

Привлекательной могла бы быть конструкция многоярусного отстойника модернизированного типа для очистки от глинистого мутного, чистоты которого отличаются особенно тонкой (высокой дисперсностью). Предлагаемый нами отстойник объединяет два нововведения: 1) покрытием полок полиэфир-тканью (оклеиванием); 2) введением технологического цикла работы — стадии рециркуляции.

Первое усовершенствование рассчитано на отделение от морской воды с мутной мелкой фракцией частиц (~ 1-2 мкм и менее). Полиэфир-ткань обладает лучшими качествами в процессе гетеродисперсии высокодисперсного глинистого мутного.

Второе усовершенствование — организация рециркуляции замутнённой морской воды с целью достижения оптимальной скорости потока водной фазы между полками. В каждом конкретном случае он будет иметь своё значение, которое найдётся в промышленном опыте. Конечно, рециркуляция уменьшает производительность аппаратуры, если она выполняется без учёта степени очистки водного потока от микрочастиц. При этом потребуются расходомеры и регуляторы скорости потока. Вполне возможно, что для достижения требуемой степени очистки потребуются также последовательно включённые аппараты. Количество их находится экспериментально.

Идея всей обвязки типовая. Выбранным является поверхность земли пульпы в конечном итоге разделяется на несколько потоков. Наследственная состоит в сборе мутной воды в единую ёмкость, откуда вода поступает на вход тонкослойных отстойников с полками, оклеенными подходящей тканью.

Тонкослойный отстойник, представленный в [9], является прямоточным по извлечению нефтепродуктов и противоточным по оседающим взвешенным веществам.

## Заключение

Изучены физико-химические характеристики и мутного морского грунта. Его можно характеризовать как глину легкую пылеватую, содержащую 57 % частиц

**Ключевые слова:** гетеродисперсия, микрочастицы, мутный грунт, углеродная ткань, полиэфир-ткань, тонкослойное отделение, степени очистки, Δ-функция, Al-пудр

размером менее 5 мкм (из них 37 % — частицы менее 1 мкм, включая 25 % коллоидной фракции), что обусловлено высокой дисперсностью. Сопоставление данных гравиметрического и микрогравиметрического анализа показывает, что грунт слабо агрегирован, в нем присутствуют, в основном, частицы размером 1-5 мкм.

Гидрофильные частицы, подвешенные к гидрофобной поверхности коллектора, теряют молекулы воды, причём движущей силой потери является увеличение отрицательной энергии Гиббса вследствие таких процессов, как образование донорно-акцепторных, водородных связей или гидрофобных взаимодействий, которые всегда приводят к уменьшению энтропии [5]. Потеря воды происходит при десорбции микрочастиц ведущими кластерами, расположенными на выступах гидрофобного мутного коллектора, в местах разрывов нитей и их перехлестов. В этих местах начинаются образования «ведущих кластеров», затем «норосты» твёрдых частиц, теряющих воду. Достигнув критического размера, «норосты» разделяются на отторгнутые соли частицы и ту часть «нороста», которая продолжает «цепь». При этом вода любым неполярным растворителем, например, керо-



Рис. 7. Схема предлагаемого аппарата [9] — тонкослойный наклонный отстойник с пластинами-полками, покрытыми полиэфир-тканью.

сином или соляжкой, возможность сбор микрочастиц с поверхности любого коллектора является проблемой.

Если достигается постоянство кинетических констант или происходит стягивание в любую сторону бор линий типа  $A(t)$  и  $\Delta(t)$  (рис. 1, 2, 5), то считают, что реализуется кинетический режим. Лимитирующей стадией в кинетическом режиме становится процесс «н-ростов».

S-образная форма кривых гетеродиффузии не является свойством мембранного коллектора или свойством диффузируемых микрочастиц, что указывают эксперименты с полиэстер-коллектором и изменением природы микрочастиц. Вероятно, S-образные кривые возникают в специфических условиях, в которых играет роль и мембранного коллектора, и природы микрочастиц.

Важной проблемой является создание высокоэффективного отстойника, способного уловить субмикронные частицы и твердые микрочастицы. Успех в создании такого отстойника полностью зависит от правильного выбора мембранного коллектора. Современная текстильная промышленность располагает огромным набором мембран, среди которых мембраны, использованные в данной работе, не являются оптимальными. Можно предсказать, что полиэстер должен быть многослойным, имеющим наружный слой с порами. В этом случае увеличится улов субмикронных частиц из воды и получатся высокие кинетические характеристики.

## Литература

1. Огородников Е.Н. Техногенные грунты / Е.Н. Огородников, С.К. Николаев. М.: Изд-во Московского университета. 2004. 280 с.
2. Николаев С.К. Мембраны и мывных грунтов — источник техногенной опасности / С.К. Николаев, Е.Н. Огородников // Геоэкология. 2012. № 3. С. 256-263.
3. Петрографический словарь. Ред. Петров В.П. и др. М.: Недра, 1981. 496 с.
4. Троицков В.В. Применение метода гидродинамической гетеродиффузии для очистки воды от микрочастиц и для исследования кинетики их взаимодействия с твердыми поверхностями // Теор. осн. хим. технологии. 2010. Т. 44. № 5. С. 483-497.
5. Зимон А.Д., Лещенко Н.Ф. Коллоидная химия / А.Д. Зимон, Н.Ф. Лещенко. М.: Агт, 2001. 317 с.
6. Троицков В.В. Модель гетерогенной гидродинамической коагуляции микрочастиц / В.В. Троицков, Н.Ф. Коваленко, Н.Е. Кручинин, С.А. Шилин // Ж. прикл. химии. 2006. Т. 79. Вып. 8. С. 1300-1304.
7. Троицков В.В. Модели гетерогенной гидродинамической коагуляции в присутствии второго реагента / В.В. Троицков, С.А. Шилин, С.Д. Дзмишвили // Теор. осн. хим. технологии, 2007. Т. 41. № 2. С. 191-196.
8. S.R. de Groot. Non-equilibrium Thermodynamics / S.R. de Groot, P. Mazur. Non-equilibrium Thermodynamics. North-Holland, Amsterdam, 1962. 468 p.
9. Транснациональный проект. «Отстойники». <http://www.hydropark.ru/equipment/settler.htm>

V.V. Tarasov, D.A. Rebane, S.K. Nikolaeva, E.N. Ogorodnikova

## HETEROADAGULATION KINETICS OF SUSPENSION MICROPARTICLES OF INWASH CLAYEY SOILS IN THE PROCESS OF SEA WATER CLARIFICATION

The heteroadagulation of inwash soil particles was studied. The particles precipitated very hard because they have size about 1  $\mu$ . Heteroadagulation onto carbon fabric and polyester fabric containing Ag nanoparticles was carried out. The polyester fabric had maximal possibility to collect microparticles of bottom material ( $k=3.4 \text{ min}^{-1}$ ). Constant of heteroadagulation on carbon fabric was  $0.43 \text{ min}^{-1}$ . Appearance of plateau on curve  $k=f(n)$  gives evidence of transition to kinetic regime (region).  $\Delta(t)$ -function of polyester fabric modified from parabolic to S-shaped form. The effect may be explained by increasing of catalytic activity in occupation process of the surface by adsorbing particles (autocatalysis). It has been proposed to cover shelves of thin layer settler with polyester fabric to enhance its capacity and water purification from very thin particles.

**Key words:** heteroadagulation, microparticles, inwash soils, carbon fabric, Ag-containing polyester-fabric, settler with shelves, purification degree,  $\Delta$ -function, aluminum powder

# СПОСОБНОСТЬ микробных **СООБЩЕСТВ** из ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ оз. ЦАЙДАМ к метаногенной ДЕСТРУКЦИИ **АМИНОАРОМАТИЧЕСКИХ** КСЕНОБИОТИКОВ

**Из донных отложений содового оз. Цайдам выделены микробные консорциумы, разлагающие ароматические амины с образованием биогаза. Выявлены физико-химические параметры, оптимальные для процесса биодegradации (температура 20 и 30 °С, pH 7).**

**Выявлены отличия в микробном составе исходного ила и адаптированных к ароматическим субстратам микробных сообществ, выражающиеся в снижении биоразнообразия и смене доминирующих видов микроорганизмов.**

**Проведено определение филогенетического положения микроорганизмов-членов микробных консорциумов, выделенных из донных отложений.**

## Введение

**Д**онные осадки естественных водоёмов — это один из резервуаров аэробных микробных сообществ, способных превращать сложные органические вещества в биогаз и вносящих весомый вклад в процессы самоочищения природных экосистем. В их состав входят различные физиологические группы микроорганизмов. Гидролитики и микроорганизмы с бродильным типом метаболизма разрушают твёрдые частицы органического вещества и высокомолекулярные полимеры до низкомолекулярных органических интермедиатов, таких как метанол и другие летучие жирные кислоты. Микроорганизмы, осуществляющие терминальные стадии процесса деструкции

**Ю.В. Линькова\***, кандидат биологических наук, ассистент кафедры микробиологии биологического факультета, ФГОУ ВПО Московский государственный университет им. М.В. Ломоносова

(сульфатредукторы, метаногены), последовательно минерализуют эти компоненты, завершая конверсию органического материала в  $\text{CO}_2$  и  $\text{CH}_4$  [1].

Ароматические соединения являются одними из наиболее токсичных и устойчивых загрязняющих веществ. Термодинамическая стабильность бензольного кольца обуславливает устойчивость к химическому разложению соединений ароматического ряда в окружающей среде и, следовательно, их большую опасность для биосферы [2]. Ароматические соединения используются в производстве лекарственных препаратов и лекарственных средств [2], также являются продуктами восстановления зоксантин в аэробных условиях [3], представляя собой токсичные и весьма устойчивые соединения.

Значительная роль в деструкции токсичных веществ принадлежит микроорганизмам [4]. Микробные сообщества донных отложений природных водоёмов помимо разрушения природных полимеров способны к минерализации различных ксенобиотиков [5], в том числе и ароматических [6].

Целью данной работы было изучение способности микробных сообществ из донных отложений природного водоёма (оз. Цайдам), ранее не подвергнутого воздействию ксе-

\*Адрес для корреспонденции: linkovay@gmail.com

нобиотиков, к минерализации минеральных субстратов с обрзанием биогз, т же определение ряд фкторов, которые могут влиять н скорость и эффективность процесс биодеструкции.

## Материалы и методы исследования

**И**сследуемые обрзцы. Накопительные культуры выделяли из донных отложений естественного водоёма — оз. Цйдм (Республика Бурятия, Россия) путём дптции н эробного или кминомромтическим субстратом. Площадь озера составляет 1,8 км<sup>2</sup>, минерализация доходит до 15,2 г/л, рН до 10,1 [7]. Оз. Цйдм относится к содовым озёрам и характеризуется высоким содержанием гидроксидных и карбонатных ионов в воде. Значение рН в момент отбора пробы составляло 9,2, температура +15 °С. Пробу любезно предоставил д.б.н., профессор Н.М.С.Ревым Б.Б.

**Условия культивирования.** Пробы илрсекали н минеральную среду [8], содержащую т же 100 мг/л дрожжевого экстракта, микроэлементы и индикатор нэробных условий реззурин (0,2 мг/л), нчльный рН среды был 7,0-7,5. Аэробные условия создавали с помощью змены зотом гзовой фзы в зкрытых резиновыми пробками флаконах объёмом 120 мл, т же внесения восстановителя — 0,278 г/л Na<sub>2</sub>Sx9H<sub>2</sub>O. В качестве основных минеральных субстратов использовали 2-, 3- и 4-минобензойные кислоты (2-, 3- и 4-АБК) и 5-минооксилициловую кис-

**И.Б. Котова**, кандидат биологических наук, доцент кафедры микробиологии биологического факультета, ФГОУ ВПО Московский государственный университет им. М.В. Ломоносова

**А.И. Нетрусов**, доктор биологических наук, профессор, ведущий специалист кафедры микробиологии биологического факультета, ФГОУ ВПО Московский государственный университет им. М.В. Ломоносова

лоте (5-АСК). Субстраты хранили в виде стерильных концентрированных растворов в нэробных условиях и вносили в сосуды шприцем до нужной концентрации. Для формирования нэробных сообществ в жидкую среду, содержащую (миномромтический субстрат, вносили 5-10 % (об/об) гомогенизированной пробы илрсекали. В качестве базового режима использовали инкубацию накопительных культур при 28-30 °С в стерильных условиях в темноте при нчльном рН среды 7,0-7,5. Их пересекали с помощью стерильных шприцев, соблюдая условия нэробноз.

**Аналитические методы.** Концентрации минеральных соединений и продуктов их дегр дции определяли спектрофотометрически (Shimadzu UV-1202, «Shimadzu», Япония) при соответствующих длинах волн, т же высокоэффективной жидкостной хроматографией (ВЭЖХ) в обращенных фазных колонках ChromSpher C18 2 x 10 см («Chrompack», Нидерланды) по поглощению при 230 нм. Концентрации органических кислот и спиртов определяли с помощью ВЭЖХ н колонке Varian Metacarb 67H (300 x 6,5 мм; «Merck», ФРГ). Содержание гзов измеряли н гзовом хроматографе Shimadzu GC-2014 («Shimadzu», Япония) с двумя колонками. Разделение водорода и метана проводили н колонке Molsieve 2 м x 3 мм, температура детектора 100 °С, газ-носитель гелий. CO<sub>2</sub> измеряли н том же хроматографе, температура детектора 33 °С, газ-носитель гелий, колонка Poraplot Q C37554, 25 м x 0,53 мм («Chrompack», «Varian Inc.», США).

Таблица 1

Накопительные культуры из оз. Цайдам, показавшие потребление аминокислотного субстрата

Параметры культивирования, субстрат	Лат-период активности биоразложения (сут)	Средняя скорость дегр дции (мм/сут) в цикле потребления субстрата	Стабильность активности (возраст культуры/число циклов потребления)
t = 30 °С; рН 7,0; 2-АБК	35	0,22 ± 0,053	Средняя (2 год /22)
t = 30 °С; рН 7,0; 3-АБК	176	0,03 ± 0,001	Нестабильная (2 год /1)
t = 30 °С; рН 7,0; 4-АБК	176	0,04 ± 0,005	Нестабильная (2 год /3)
t = 30 °С; рН 7,0; 5-АСК	113	0,07 ± 0,002	Средняя (2 год /10)

Данные являются средними значениями трёх независимых экспериментов. Приведены стандартные ошибки среднего значения.



Ден турирующий гр диентный гел-электрофорез (ДГЭ). Выделение ДНК из н-копительных культур и первичную очистку проводили модифицированным фенол-хлороформным методом [9]. Полученные образцы ДНК дополнительно подвергли очистке с помощью миниколонок «Wizard DNA clean-up system» («Promega Corporation», США). ПЦР-продукты, полученные при амплификации образцов ДНК с праймерами 338F (GC) и 518R (GC), разделяли методом ДГЭ в 8 % поликрилмидном геле, содержащем линейный градиент (30-70 %) ДНК-денатурирующих агентов (мочевина и формид). Электрофорез проводили при 60 °С при напряжении 70 В 20 ч. После электрофореза гели окрашивали раствором красителя SYBR(R) Gold (разведение 1:10 000) в течение 40 мин. Наиболее чёткие полосы, содержащие фрагменты ДНК, извлекали из геля и впоследствии проводили реамплификацию ДНК-фрагментов, используя праймеры 907R и 515F. Реакции последующего секвенирования ДНК-фрагментов проводили с применением набора BigDye® Terminator v3.1 Cycle Sequencing Kit («Applied Biosystems», США) в автоматическом секвенаторе Genetic Analyzer Hitachi 3130 (Япония).

**Микроскопические методы.** Морфологические особенности микроорганизмов в образцах исследовали методом световой микроскопии (микроскоп Биол м-2, «ЛОМО», Россия) препаратов термически фиксированных окрашенных фуксином клеток.

## Результаты и их обсуждение

Согласно имеющимся литературным данным, микробные сообщества, выделенные из донных отложений природных водоёмов, способны осуществлять минерализацию различных органических ксенобиотиков (бисфенол F [10], полихлорбифенилов [6], хлорзамещённых фенолов и бензойной кислоты [11], толуол и о-ксилол [12], полициклических органических углеводородов [13]) до биогаза. Возможность деструкции органических минов подобными сообществами ранее пока не была, поэтому было решено проверить, будет ли микробное сообщество из донных осадков того местообитания, к которому Цидм, способно трансформировать органические ксенобиотики.

Из донных отложений этого озера путём длительной деградации органического ила органические

## Ключевые слова:

органические мины, биодеградация, донные отложения, метаногенные илы

органическим субстратами были выделены и копительные культуры. Единственным источником углерода и энергии в сложившихся микробных сообществах являлись использованные в работе органические мины (2-, 3- и 4-АБК, 5-АСК).

Процесс деструкции органических минов сообществом, выделенным из донных отложений озера Цидм, проходил в несколько стадий. В начале первого цикла потребления субстрата наблюдался определённый латентный период (деградационный период), в течение которого могли происходить небольшие колебания концентрации субстрата, однако активного потребления субстрата, как правило, не происходило [14]. Для активных и копительных культур, выделенных из ила озера Цидм, длительность латентного периода составляла от 35 до 176 сут. Дальнейшее использование того же субстрата активными и копительными культурами обычно протекало без латентного периода с увеличенной скоростью (сокращалась длительность цикла потребления).

В качестве промежуточных процессов в различных вариантах полученных и копительных культур фиксировали сначала  $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2$  и  $\text{NH}_4^+$ , затем 2-гидроксипропиловый спирт в случае 5-АСК и пропиловый спирт в варианте, при которых происходило разложение 2-АБК; в дальнейшем — бензол, метан. Конечными продуктами минерализации используемых органических субстратов являлись  $\text{CH}_4$  и  $\text{CO}_2$ . В качестве промежуточных в середине цикла деструкции фиксировали также следовые количества этана, бутана и этанола. Аналогичная последовательность появления промежуточных веществ характерна и для разлагающихся органических соединений в аэробных сообществах, полученных из других источников биомассы [14].

В естественных местообитаниях изменения физико-химических параметров непостоянны и подвержены флуктуациям, в отличие от искусственных очистных сооружений, где условия культивирования гораздо более стабильны и контролируемы. Поэтому был проведён эксперимент по выращиванию комплексных физико-химических параметров культивирования (температура, pH и химической природы субстрата) и исследованию его влияния на процесс деградации субстрата, морфологические и физиологические характеристики микробного сообщества.



Рис. 1. Спектр субстратов, используемых накопительными культурами из ила оз. Цайдам.

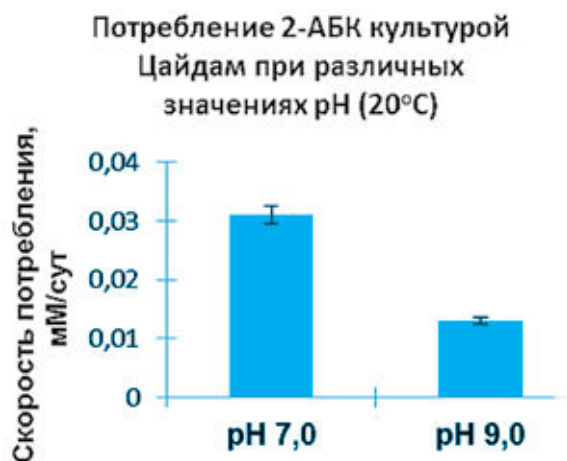


Рис. 2. Потребление субстрата культурой оз. Цайдам, инкубируемой при 20 °С в различных условиях рН.

Для накопительных культур из донных осадков озера заданы различные сочетания трёх факторов: 1) температуры – 20 °С, 30 °С, 55 °С; 2) рН – 7,0 и 9,0; 3) субстрат – 2-АБК, 4-АБК, 3-АБК, 5-АБК. Объем вносимого инокулята составил 10 % от объема среды. Начальная концентрация субстрата в среде для культивирования была в среднем 3-3,5 мМ. Культивирование всех вариантов проводили в стандартных условиях в темноте. Проведено инкубирование 50 различных вариантов, в итоге были выделены следующие активные накопительные культуры, редуцирующие минеральные вещества (табл. 1).

Из всех изученных минеральных веществ наиболее активно в базовом режиме куль-

тивирования происходила деструкция накопительной культурой 2-АБК (рис. 1).

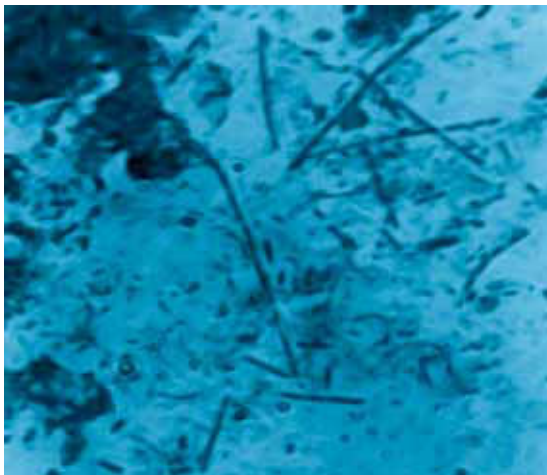
Потребление 2-АБК началось спустя 35 сут, средняя скорость использования субстрата в цикле составила 0,22 мМ/сут. В результате культивирования при базовых условиях и респираторном сплени 2-АБК в середине цикла преобладали мелкие палочки, присутствовали немногочисленные длинные прямые тонкие палочки.

В результате сообщество оз. Цайдам, культивируемое при 20 °С, но при рН 9,0, длительность латентного периода было примерно такой же, как и в описанном выше варианте. При повышении начального рН среды до 9,0 происходило снижение активности использования субстрата (рис. 2). Процесс потребления 2-АБК сопровождался снижением рН до 7,5-8,0, поэтому проводили принудительное подщелачивание среды. Различий в микроскопической картине по сравнению с вариантом культивирования при рН 7,0 не наблюдалось.

В культуре оз. Цайдам, инкубируемой при рН 7,0 и температуре 55 °С, латентный период длился более 190 сут, первый цикл потребления 2-АБК завершился за 136 сут, однако за 320-е сут культивирования не было зарегистрировано образований газобразных продуктов. В конце первого цикла потребления в культуре, помимо отдельных и в скоплениях кокков и мелких палочек, присутствовали немногочисленные ферментативные палочки. В микроскопической картине этой культуры не выявлено различий в морфотипах по сравнению с вариантом при 30 °С (кокки в скоплениях и отдельно, мелкие палочки), однако при более высокой температуре инкубации наблюдались гораздо больше поврежденных и разрушенных клеток.

Следует отметить, что во всех накопительных культурах, даже при принудительном поддержании кислотности среды в щелочной области, в процессе культивирования рН самопроизвольно устанавливался в интервале значений 6,5-7,5. Очевидно, что оптимальным для процесса деструкции минеральных субстратов является начальное значение рН 6,5-8,5. Накопительные культуры, активно разрушающие минеральный субстрат, имели рН не выше 8,5.

Температуры 30 °С или 20 °С являются, по видимому, благоприятными для деструкции



**Рис. 3.** Микроскопическая картина исходного ила оз. Цайдам (световая микроскопия,  $\times 1200$ ).



**Рис. 4.** Микроскопическая картина накопительной культуры из донных отложений оз. Цайдам, разрушающей 2-АБК (световая микроскопия,  $\times 1200$ ).

всех изученных нами субстратов. В метаногенных сообществах, полученных из ила оз. Цайдам, условия культивирования при повышенной температуре не стимулировали биодеградацию минеральных веществ. Очевидно, температура культивирования  $55\text{ }^{\circ}\text{C}$  неблагоприятно влияет на ход процесса биодеградации и членов анаэробного сообщества, тем же усилием вtopолимеризацию минеральных веществ.

Возможность метаногенной биодеструкции минеральных веществ ксенобиотиков микробными сообществами, выделенными из донных отложений естественного водоёма, был впервые продемонстрирован в нашей лаборатории. В природных условиях пока не выявлена потенциальная возможность минерализации минеральных веществ не всегда реализуется по причине неоптимальных температур

и рН-условий, вследствие чего может происходить постепенное накопление минеральных веществ, приводящее к изменению компонентного состава донной экосистемы и её трофической структуры.

Интересно было бы показать, что микробиота донных отложений оз. Цайдам способна конвертировать минеральные вещества ксенобиотиками в биогаз. Однако и минеральные вещества, в свою очередь, являясь высокотоксичными веществами, вызывают существенные изменения в структуре и функционировании контролирующего с ними микробного сообщества.

Природные водоёмы различаются по многим характеристикам, в том числе по физико-химическим параметрам. Нитратный ил представляет собой зеленовато-серые крупные рыхлые хлопья, напоминающие по внешнему виду комковатый войлок. Микроскопический анализ показывает, что они состоят из скоплений мелких и крупных кокков и палочек различной длины и формы (рис. 3).

При контакте микробного сообщества с минеральными ксенобиотиками и в процессе деградации наблюдаются изменения культуральных признаков и микроскопической картины накопительных культур, выделенных из донных отложений. Равномерно взвешенные чисточки или хлопья ил с течением времени слипались и образуют плотные конгломераты. С началом активного газообразования иногда происходило «вспухание» ил из-за появления в его матрице газовых пузырей. Во всех микробных ассоциациях независимо от степени их активности при воздействии минеральных веществ наблюдается «обеднение» биоценоза и смену доминирующих видов микроорганизмов. Тем же потреблением минерального субстрата было связано с увеличением количества мелких палочек в культуре в середине цикла, терминальная стадия процесса (образование метана) сопровождается появлением в культуре длинных фрагментированных палочек и изогнутых нитей (рис. 4).

Анаэробные микробные сообщества донных отложений, использованные в нашей работе, являются хорошо приспособленными системами с обильными связями между микроорганизмами — членами сообщества. Синтрофные взаимодействия в таких сообщ-

Таблица 2

Филогенетическое положение микроорганизмов, оцененное с помощью секвенирования 16S рДНК-фрагментов

№	Ближайший вид или таксон (база данных NCBI)	Филогенетическая группа	% сходства
1	Uncultured <i>Thermotogae</i> bacterium clone NS2_41A15_EU722200	<i>Thermotogae</i> ; environmental samples	98
2	Uncultured soil bacterium PRR-1D_AJ390476	<i>Bacteria</i> ; environmental samples	87
3	Uncultured <i>Bacteroidetes</i> bacterium clone QEEA3BE12_CU918694	<i>Bacteria</i> ; environmental samples	96
4	Uncultured <i>Thermotogae</i> bacterium clone QEDR1CC12_CU922832	<i>Bacteria</i> ; environmental samples	87

ществ х з ч стую усложняют выделение из них чистых культур микроорг низмов и з - трудняют их культивиров ние из-з специфических особенностей, т ких, н пример, к к низкое п рци льное д вление водород , которое поддержив ется мет ногенными р хеями [15], или н личия особых ростовых ф кторов, поэтому особую кту льность в последнее время приобрели молекулярно-биологические методы н лиз микробных сообществ без выделения чистых культур. Для оценки филогенетического положения микроорг низмов, з висающих друг от друг в сложной пищевой цепи (сети), использов - ли ДГГЭ-метод н лиз [16] сообществ оз. Ц йд м, р зруш ющего 5-АСК. Поскольку микроорг низмы, осуществляющие мет ногенез в т ких сообщества х, известны к к предст вители родов *Methanosaeta*, *Methanosarcina*, *Methanospirillum* [16], то основное вним ние уделяли член м консорциумов, отвеч ющим з предшествующие ст дии процесс .

При р зделении методом ДГГЭ продуктов мплификации ДНК с универ льными б ктери льными пр ймер ми был получен ДГГЭ-профиль исследов ного обр зц . Секвениров ние ре мплифициров нных и очищенных ДНК-фр гментов, экстр гиров нных из ДГГЭ-полос, и филогенетический н лиз полученных нуклеотидных последовательностей генов 16S рДНК выявили присутствие в исследуемой культуре зн чительных количеств некультивируемых предст вителей р зличных филогенетических групп (*т бл. 2*). Предст вленные ДГГЭ-полосы имели один ковую интенсивность.

К к следует из т блицы, в исследов нной н копительной культуре оз. Ц йд м, р зруш ющей 5-АСК, преобл д ют некультивируемые предст вители филогенетических групп *Thermotogae* и *Bacteroidetes*, т кже

некультивируемые формы предст вителей почвенных б ктерий.

### Заключение

Т ким обр зом, микробные сообществ , выделенные из ил природного водоёма , оз. Ц йд м, никогда р нее з всю историю своего существования не ст лки вшегося с подобными ксенобиотик ми, ок з лись способны в определенных условиях к тр нсформ ции ром тических минов, причём обезврежив ние токсик нт сопровожд лось обр зов нием биогаза . Активные микробные сообществ , выделенные из ил озера , сформиров лись к к хорошо сб л нсиров нные системы с облиг тными связями между микроорг низм ми — член ми сообществ . Процесс детоксикации мино ром тики происходил по одной общей схеме, строго при мезофильных условиях и нейтр льном рН. При этом в процессе вз имодействия с ром тическими мин ми микробные консорциумы претерпев ли зн чительные изменения — видовой сост в ктивных н копительных культур ст новился беднее по ср внению с исходным илом донных ос дков, во время к ждого цикл потребления субстр т в сообществе происходил смен доминирующих морфотипов.

### Литература

1. Edmonds J.F. Variation in prokaryotic community composition as a function of resource availability in tidal creek sediments / Edmonds J.F., Weston N.B., Joye S.B., Moran M.A. // Appl. Env. Microbiol. 2008. V. 74. № 6. P. 1836-1844.
2. Carmona M. Anaerobic catabolism of aromatic compounds: a genetic and genomic view / Carmona M., Zamarro M.T., Blazquez B., Durante-Rodriguez,



Juarez J.F., Valderrama J.A., Barragan M.J.L., Garcia J.L., Diaz E. // Microbiol. Mol. Biol. Rev. 2009. V. 73. № 1. P. 71-133.

3. Ем шов Н.А. Особенности р зложения зокр - сителей н эробными микробными сообществ ми / Н.А. Ем шов , И.Б. Котов , А.И. Нетрусов, С.В. К люжный // Прикл. биохим. микробиол. 2009. Т. 45. № 2. С. 195-201.

4. Diaz E. Bacterial degradation of aromatic pollutants: a paradigm of metabolic versatility // Int. Microbiol. 2004. V. 7. № 3. P. 173-180.

5. Youngster L.K.G. Community characterization of anaerobic methyl *tert*-butyl ether (MTBE)-degrading enrichment cultures / Youngster L.K.G., Kerkhof L.J., Haggblom M.M. // FEMS Microbiol. Ecol. 2010. V. 72. № 2. P. 279-288.

6. Ye D. Anaerobic dechlorination of polychlorobiphenyls (Aroclor 1242) by pasteurized and ethanol-treated microorganisms from sediments / Ye D., Quensen J.F. 3rd, Tiedje J.M., Boyd S.A. // Appl. Env. Microbiol. 1992. V.58. № 4. P. 1110-1114.

7. Б нз р кц ев Т.Г. Гидрохимические и микробиологические х р ктеристики содовых и содово-солёных озёр Юго-Восточного З б йк лья / Т.Г. Б нз р кц ев , Е.Ю. Абидуев , Б.Б. Н мс р ев // Геогр фия и природные ресурсы. 2007. № 2. С. 101-105.

8. Razo-Flores E. Biodegradation of selected azo-dyes under methanogenic conditions / Razo-Flores E., Luitjen M., Donlon B.A., Lettinga G., Field J. // Water Sci. Technol. 1997. V. 36. № 6-7. P. 65-72.

9. Нетрусов А.И. Пр ктикум по микробиологии: учеб. пособие для студ. высш. учеб. з ведений / А.И. Нетрусов, М.А. Егоров , Л.М. З х рчук, Н.Н. Колотилов , И.Б. Котов и др. М.: Ак демия. 2005. 608 с.

10. Inoue D. Degradation of Bis(4-Hydroxyphenyl) methane (bisphenol F) by *Sphingobium yanoikuyae* strain FM-2 isolated from river water / Inoue D., Hara

S., Kashiwara M., Murai Y., Danzl E., Sei K., Tsunoi S., Fujita M., Ike M. // Appl. Env. Microbiol. 2008. V. 74. № 2. P. 352-358.

11. Haggblom M.M. Influence of alternative electron acceptors on the anaerobic biodegradability of chlorinated phenols and benzoic acids / Haggblom M.M., Rivera M.D., Young L.Y. // Appl. Env. Microbiol. 1993. V. 59. № 4. P.1162-1167.

12. Edwards E.A. Anaerobic degradation of toluene and o-xylene by a methanogenic consortium / Edwards E.A., Grbic-Galic D. // Appl. Env. Microbiol. 1994. V. 60. № 1. P. 313-322.

13. Hilyard E.J. Enrichment, isolation, and phylogenetic identification of polycyclic aromatic hydrocarbon-degrading bacteria from Elizabeth river sediments / Hilyard E.J., Jones-Meehan J.M., Spargo B.J., Hill R.T. // Appl. Env. Microbiol. 2008. V. 74. № 4. P. 1176-1172.

14. Котов И.Б. Ан эробные микробные сообществ , р зл г ющие мино ром тические кислоты / И.Б. Котов , О.В. С вельев , А.Т. Дьяконов , В.И. Скляр, С.В. К люжный, А. Ст мс, А.И. Нетрусов // Прикл. биохим. микробиол. 2005. Т. 41. № 4. С. 422-428.

15. Stams A.J.M. Electron transfer in syntrophic communities of anaerobic bacteria and archaea / Stams A.J.M., Plugge C.M. // Nature Reviews Microbiol. 2009. V. 7. № 8. . P 568-577.

16. Diaz E.E. Phenotypic properties and microbial diversity of methanogenic granules from a full-scale Upflow Anaerobic Sludge Bed Reactor treating brewery wastewater / Diaz E.E., Stams A. J. M., Amils R., Sanz J. L. // Appl. Env. Microbiol. 2006. V. 72. № 7. P. 4942-4949.



Yu.V. Lin'kova, I.B. Kotova, A.I. Netrusov

## CAPABILITY OF MICROBIAL SOCIETY FROM BOTTOM SEDIMENTS OF THE TSAIDAM LAKE TO METHANOGEN DECOMPOSITION OF AMINO AROMATIC XENOBIOTICS

Microbial society destructed aromatic amines with biogas formation was isolated from the lake Tsaidam. Optimal physico-chemical parameters of the biodegradation process were detected (T=20 and 30 °C, pH=7). It was found out that microbial composition of initial sludge and aromatic-adapted society are distinguished by depressed diversity and dominate species. Phylogenetic identification of isolated microbes was carried out.

**Key words:** aromaticamines, biodegradation, bottom sediments, methanogen sludges.



# ОЦЕНКА влияния

# ФИТОПЛАНКТОНА

# И ПРОДУКЦИОННЫЕ СВОЙСТВА ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ ЧЕБОКСАРСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

## ПО РАССТРЕЛЯНЫМ ПИГМЕНТАМ

**Влияние фитопланктона на донные отложения оценивали по соотношению концентраций пигментов в грунтах с первичной продукцией и концентрацией хлорофилла *a* в воде. Установлено, что фитопланктон влияет на продукционные характеристики отложений незначительно в местах залегания песчаных наносов и более существенно в зонах илонакопления. Биомасса водорослей в отложениях водохранилища, рассчитанная по пигментам в среднегодовом слое, составляет 0,4–0,8 % первичной продукции фитопланктона.**



### Введение

**П**родукционные характеристики пелли и бентонитов связаны, поэтому стратиграфические данные о свойствах донных отложений (ДО) используются для получения предположений о продукционно-деструкционных процессах в водной толще и речных эпитих существовании водных экосистем [1]. Однако оценка соотношения между продуктивностью фитопланктона и донного яруса экосистемы остается одной из проблем фундаментальной науки. К интегральным показателям продуктивности речных компонентов экосистемы относятся сведения о расстрелянных пигментах, которые вместе с органическим веществом проходят весь путь его преобразования в трофической цепи — от новообразования в фотосинтезе до выведения из биотиче-

**Л.Е. Сигарева\***,  
доктор биологических наук, главный научный сотрудник, Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН

**Н.А. Тимофеева**,  
кандидат биологических наук, научный сотрудник, Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН

ского круговорота. Особый интерес представляют водохранилища с искусственным регулированием уровня, речные долины возмущенной, антропогенной и грузовой, морфометрическими параметрами, водным режимом и темпами седиментации взвеси. Некоторые подходы к оценке роли фитопланктона в формировании продукционных свойств донных водохранилищ были предложены в [2, 3]. В настоящее время продолжается изучение этого вопроса.

Цель работы — оценить роль фитопланктона в формировании продуктивности донного яруса крупного эвтрофного водохранилища по расстрелянным пигментам на примере Чебоксарского, характеризующегося высоким для волжского каскада водообменом.

Чебоксарское водохранилище — самое молодое в волжском каскаде, создано в 1981 г., относится к Средней Волге. Это крупное водохранилище долинного типа. При со-

\*Адрес для корреспонденции: sigareva@ibiw.yaroslavl.ru

временном среднемноголетнем уровне воды 63,5 м БС его объем составляет 5,2 км<sup>3</sup>, площадь — 1200 км<sup>2</sup>, длина — 340 км, средняя глубина — 4,7 м, максимальная — 23 м. Мелководная зона с глубинами до 2 м составляет около 30 % площади. Водные массы водоохранилища формируются, в основном, за счет волжской воды, поступающей из Горьковского водоохранилища, и вод крупных притоков — рек Ока, Сур, Ветлуга. Прозрачность воды обычно не превышает 1,5 м. В волжском комплексе водоохранилища характеризуется максимальным коэффициентом водообмена (19,8 год<sup>-1</sup>) и минимальными величинами скорости аккумуляции: средняя толщина слоя донных осадков 5 см, скорость оседания 1,7 мм/год по данным 2010 г. [4]. Глубина размывающего действия волнения на дно (5–6 м) превышает среднюю глубину водоема. Структура грунтового комплекса в Чебоксарском водоохранилище достаточно быстро достигла стадии относительной стабилизации по сравнению с другими волжскими водоохранилищами. Площадь дна занята трансформированными грунтами (15 %), песчаными наносами (55 %) и илами (30 %). Главным источником осадочных пигментов в водоохранилище является фитопланктон, поскольку за последние четверть века высшей водной продуктивностью незначительно (1,2 %) [5].

По содержанию в воде биогенных элементов и хлорофилла *a*, первичной продукции фитопланктон водоохранилища эвтрофное, по

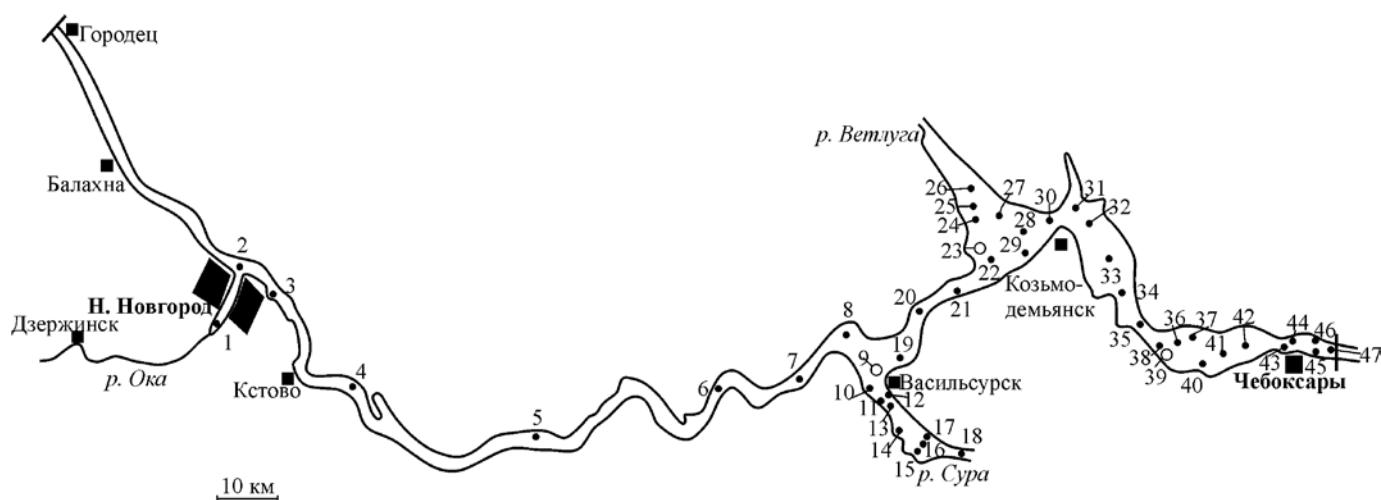
**В.В. Законнов,**  
доктор географических наук, главный научный сотрудник, Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН

биомассе фитопланктон — мезотрофно-эвтрофное [6, 7], по средней биомассе зообентоса — высококормное для рыб-бентофагов [8].

## Материалы и методы исследования

В работе использованы новые данные, полученные в Чебоксарском водоохранилище в июле 2010 г. (с началом жарким летом) в комплексной экспедиции ИБВВ РАН, также опубликованные данные, полученные в августе 2001 г. [9]. В 2010 г. пробы отбирались из верхнего 5-см слоя отложений на 44 станциях (глубины 1–22 м, в среднем — 11,5 м) (рис. 1).

Для изучения вертикальной (временной) динамики концентрации пигментов были отобраны 3 колонки в зонах повышенной седиментации: против устьев рек Сур (ст. 9), Ветлуга (ст. 23) и в нижнем предплотинном участке близ пос. Шкеры (ст. 39) с глубинами 14, 11 и 20 м, соответственно. Колонки отбирались грунтовой трубкой ГОИН до меркующего подстилающего первичного горизонта (руслового песка). Длина кернов на ст. 9, 23, 39 составила 26, 40 и 27 см, соответственно. Число анализируемых слоев (толщиной около 1,0 см) приблизительно соответствовало возрасту водоохранилища. Керна состояли из серого ила, и только в нижней части — из илистого песка или песчанистого ила. Средняя скорость оседания на ст. 9 составила 8,7, ст. 23 — 13,3, ст. 39 — 9,0 мм/год.



**Рис. 1.** Схема расположения станций в Чебоксарском водоохранилище в 2010 г.

Таблица 1

Характеристики ДО Чебоксарского водохранилища в целом и в зонах повышенной аккумуляции

Показатель	В слое 0–5 см		В слоях кернов (2010 г.)		
	2001 г.*	2010 г.	Ст. 9	Ст. 23	Ст. 39
Число донных	28	44	31	39	29
ОВ, %	$\frac{0,1 - 14,2}{3,6 \pm 0,9}$ (136)	$\frac{0,2 - 15,8}{6,9 \pm 0,7}$ (66)	$\frac{1,1 - 14,2}{8,9 \pm 0,6}$ (35)	$\frac{2,4 - 10,7}{6,4 \pm 0,4}$ (36)	$\frac{5,3 - 15,4}{11,4 \pm 0,5}$ (25)
Влажность, %	$\frac{9,5 - 72,7}{33,3 \pm 4,2}$ (66)	$\frac{18,4 - 77,9}{47,5 \pm 2,7}$ (37)	$\frac{2,6 - 67,9}{56,2 \pm 2,1}$ (20)	$\frac{22,3 - 70,3}{48,2 \pm 2,3}$ (29)	$\frac{34,6 - 73,5}{63,0 \pm 2,1}$ (18)
Хл+Ф, мкг/г сухого грунта	$\frac{0,1 - 477,2}{56,9 \pm 24}$ (218)	$\frac{0,1 - 185,9}{47,2 \pm 6,6}$ (92)	$\frac{17,9 - 290,1}{175,4 \pm 13}$ (40)	$\frac{3,3 - 112,4}{40,1 \pm 4,9}$ (75)	$\frac{32,4 - 372,3}{152,7 \pm 13}$ (45)
Хл+Ф, мкг/(м <sup>2</sup> мм)	$\frac{0,1 - 261,7}{30,5 \pm 13}$ (214)	$\frac{0,2 - 97,0}{27,2 \pm 3,1}$ (75)	$\frac{26,0 - 161,8}{96,3 \pm 6,0}$ (34)	$\frac{5,0 - 41,2}{24,1 \pm 1,5}$ (38)	$\frac{36,1 - 136,6}{66,5 \pm 3,9}$ (31)
Хл+Ф, мг/г ОВ	$\frac{0,02 - 4,79}{0,83 \pm 0,2}$ (136)	$\frac{0,06 - 2,67}{0,71 \pm 0,08}$ (73)	$\frac{1,16 - 2,92}{1,94 \pm 0,07}$ (21)	$\frac{0,14 - 1,11}{0,55 \pm 0,04}$ (46)	$\frac{0,56 - 3,11}{1,31 \pm 0,09}$ (36)
Ф, % от Хл+Ф	$\frac{55,4 - 100,0}{89,2 \pm 2,1}$ (12)	$\frac{67,9 - 100,0}{90,2 \pm 1,0}$ (8)	$\frac{89 - 96}{93 \pm 0}$ (2)	$\frac{81 - 100}{93 \pm 1}$ (4)	$\frac{76 - 100}{94 \pm 1}$ (6)

Примечание: здесь и в табл. 3–5 ОВ – органическое вещество, Хл – хлорофилл а, Ф – феопигменты; над чертой – пределы изменений, под чертой – среднее с ошибкой, в скобках – коэффициент вариации, %. \* по [9].

Хлорофилл а, феопигменты, органическое вещество, естественную влажность и объемную массу ДО определяли по [9]. Продуктивность фитопланктона оценивали по концентрациям хлорофилл а в планктоне на основе данных эпизодических наблюдений в 1985, 1989–1991, 2001, 2005, 2008 гг. по [6, 10, 11]. Поскольку концентрации хлорофилл а варьируют в широких пределах (от 0,6 до 497,0 мкг/л) и количество проб различается в разные годы, при осреднении данных учитывали различные характеристики выборки. Средняя концентрация хлорофилл а 26,3 мкг/л получен с учетом данных за все годы (с 1985 по 2008 гг.), 20,3 мкг/л – с 1989 по 2008 гг., т.е., без учета 1985 г., характеризующегося необычно высокой про-

дуктивностью фитопланктона, 13,1 мкг/л – для тех лет, в которые пробы отбирались неоднократно (1989–1991 гг.). При оценке среднего содержания хлорофилл а в столбе воды для всего водохранилища учитывали среднюю глубину 4,7 м, в станциях отбора кернов – конкретную глубину.

Первичную продукцию в водохранилище за год (203,5 гС/(м<sup>2</sup>/год)) рассчитали из средней за сутки величины по [6] с учетом продолжительности безледного периода 212 сут. Первичную продукцию сравнили с концентрацией органического углерода в условной биомассе водорослей ( $C_{\text{усл}}$ ), соответствующей концентрации хлорофилл а с феопигментами в среднегодовом слое





Таблица 2

Содержание растительных пигментов в ДО разного типа. Слой 0–5 см

Тип грунта	Хлорофилл+феопигменты				Органическое вещество, %	
	мкг/г сухого грунт		мг/(м <sup>2</sup> ·мм)			
	2001	2010	2001	2010	2001	2010
Песок	1,0±0,5	2,3±1,2	1,8±0,9	3,6±1,9	0,3±0,0	0,5±0,1
Илистый песок	15,0±5,4	15,7±4,1	18,4±6,1	18,8±4,6	1,5±0,2	2,2±0,4
Песч нистый и глинистый илы	188,0±67,2	65,3±8,1	91,9±38,2	33,7±3,8	11,1±0,7	9,5±0,6

ДО для всего водохранилища (2,3 мм для 2001 г. и 1,7 мм для 2010 г.) и отдельных кернов (8,7–13,3 мм). При расчете  $C_{\text{уд}}$  примем, что удельное содержание хлорофилла в биомассе составляет 0,25 %, сухая биомасса – 10 % сырой, органический углерод – 50 % органического вещества.

### Результаты и их обсуждение

Первые данные по содержанию хлорофилла и феопигментов в верхнем слое ДО Чебоксарского водохранилища (68,3±23,4 мкг/г сухого осадка), полученные в 2001 г., позволили определить этот водоем как эвтрофный, что соответствует оценке трофии по хлорофиллу *a* фитопланктона [6]. В 2010 г. средняя концентрация хлорофилла с феопигментами (30,9±3,6 мкг/г сухого осадка), рассчитанная с учетом площади проточных грунтов, уменьшилась и стала соответствовать величинам, характерным для мезотрофных водоемов [12]. Средневзвешенное (с учетом площади проточных грунтов) удель-

ное содержание хлорофилла с феопигментами в органическом веществе (0,90±0,23 в 2001 г. и 0,73±0,13 мг/г ОВ в 2010 г.) также немного уменьшилось в последний год наблюдений. Неоднократные темпы уменьшения концентрации пигментов в расчете на сухой грунт и органическое вещество в 2010 г. могут отражать изменения в соотношении концентраций фитопланктона и фитонаннофитов органического вещества, также соответствующие изменениям в интенсивности деструкционных процессов. Показатели состояния растительных пигментов в ДО свидетельствуют о сильной деградации пигментного фонда в годы наблюдений (табл. 1). Суммарный хлорофилл с феопигментами был предельно низким в основном дрифтном.

Пространственную неоднородность отражают данные о содержании пигментов в различных частях верхнего слоя ДО в конкретные годы. Неоднородность распределения растительных пигментов в ДО наглядно выявляется при группировке данных по типу грунта. Концентрация осадочных



Таблица 3

Сравнение содержания растительных пигментов в ДО и водной толще в расчете на единицу площади водохранилища

№ п/п	Станции	Слой грунта, см	Хл+Ф в ДО, мг/(м <sup>2</sup> мм)	Хл в воде, мг/м <sup>2</sup>			Хл в воде (Хл+Ф) в ДО		
				II	III	IV	II/I	III/I	IV/I
1	1–28	0–5	35,9*	123,6	95,8	61,6	3,4	2,7	1,7
2	1–44	0–5	21,4*	123,6	95,8	61,6	5,8	4,5	2,9
3	9	0–5	76,9	368,2	284,2	183,4	4,8	3,7	2,4
4	9	0–26	96,3	368,2	284,2	183,4	3,8	3,0	1,9
5	23	0–5	38,5	289,3	223,3	144,1	7,5	5,8	3,7
6	23	0–40	24,1	289,3	223,3	144,1	12,0	9,3	6,0
7	39	0–5	47,7	526,0	406,0	262,0	11,0	8,5	5,5
8	39	0–27	66,5	526,0	406,0	262,0	7,9	6,1	3,9

Примечание: 1 – 2001 г., 2–8 – 2010 г., \* средневзвешенное содержание с учетом соотношения площадей ДО разного типа, II – 1985–2008 гг., III – 1989–2008 гг., IV – 1989–1991 гг.

пигментов и общего органического веществ увеличиваются в ряду ДО: песок, илистый песок, песчаный и глинистый илы (табл. 2). Согласно градации по содержанию осадочных пигментов [12], зоны дна в Чебоксарском водохранилище, занятые песком, относятся к олиготрофным участкам, илистым песком – мезотрофным, илми – эвтрофным или гипертрофным. Учитывая соотношение площадей [4], более половины общей площади занято олиготрофно-мезотрофными грунтами, около 30% – эвтрофными и гипертрофными.

Связь между концентрациями пигментов в воде и ДО чаще всего оценивается по коэффициенту корреляции. Как правило, такие коэффициенты характеризуются невысокими величинами, поскольку продукционные и деструкционные процессы в воде и ДО происходят в пространстве и различаются по временным масштабам – изменения процессов в водной толще об-

условлены преимущественно временными факторами, в ДО – пространственными [2]. В настоящее время влияние фитопланктона на продукционные свойства ДО оценивается в среднем с помощью средних показателей продуктивности этого сообщества (концентрации хлорофилла *a* и первичной продукции) с содержанием пигментов в ДО для выборок, характеризующих пространственную и временную неоднородность распределения. Пространственную неоднородность отражают данные о содержании пигментов в ствиях в верхнем слое ДО в конкретные годы, временную неоднородность – данные по вертикали кернов, также в верхнем слое в разные годы (табл. 1). В результате всех характеристик ДО и концентрации пигментов по вертикали кернов заметно меньше, чем по ствиям в отдельные годы, что согласуется с представлениями о доминирующей роли пространственных факторов в изменчивости содержания пигментов в грунтах водохранилищ.

Таблица 4

Содержание растительных пигментов в ДО (в слое 1 мм на всей площади) и водной толще (во всем объеме воды) водохранилища

№ п/п	Хл+Ф в ДО, т	Хл в воде, т			Хл в воде (Хл+Ф) в ДО		
		II	III	IV	II/I	III/I	IV/I
1	35,3	136,8	105,6	68,1	3,9	3,0	1,9
2	21,8	136,8	105,6	68,1	6,3	4,8	3,1

Примечание: здесь и в табл. 5 обозначения, как в табл. 3.



№ п/п	Хл+Ф,* мг/(м <sup>2</sup> год)	С <sub>усл</sub> , г/(м <sup>2</sup> год)	С <sub>усл</sub> , % ПП
1	82,6	1,7	0,81
2	36,9	0,7	0,36
3	666,5	13,3	6,6
4	834,6	16,7	8,2
5	513,3	10,7	5,0
6	321,3	6,4	3,2
7	429,3	8,6	4,2
8	598,5	12,0	5,9

**Таблица 5**  
**Оценка соотношения между первичной продукцией фитопланктона и условной биомассой водорослей в ДО водохранилища**

Вертикальное распределение протительных пигментов в колонках ДО можно рассмотреть в отношении к многолетней динамике продуктивности. В примере трех станций в зонах повышенной аккумуляции установлено, что временная динамика концентрации пигментов, как и пространственная, характеризуется величинами, относящимися к участкам разного трофического типа — от олиготрофного до гипертрофного, но средние для отдельных кернов величины относятся к мезотрофным и гипертрофным, что соответствует характеристикам глинистого ила, преобладающего в колонках.

Влияние фитопланктонной продукционной свойств ДО оценивали на основе сравнения концентраций протительных пигментов в воде и ДО.

Средняя концентрация пигментов в водном столбе, как правило, превышает содержание пигментов в расчете на толщину слоя 1 мм и единицу площади. Соотношение между концентрациями пигментов в воде и грунте изменяется в зависимости от типа грунта от 17 до 69, в зависимости от илистого песка — от 3 до 7, в местах залегания илов — от 1 до 4, т.е. роль фитопланктона в формировании продукционных свойств песчаных отложений существенно меньше, чем илов. Среднее для всех станций отношение концентраций пигментов в водном столбе и поверхностном

слое ДО составляет 1,7–5,8, для кернов — 1,9–12 (табл. 3). Содержание пигментов в целом объеме воды водохранилищ превышает концентрацию пигментов в слое 1 мм всей площади в 1,9–6,3 раз (табл. 4). Экологический смысл этих величин состоит в том, что их значения сопоставимы со средней скоростью оседания, как и в других исследованных волжских водохранилищах [2, 3].

Особый интерес представляет оценка соотношения между концентрацией пигментов в грунте и первичной продукцией фитопланктона, создающей энергетическую базу функционирования экосистемы. Условная биомасса водорослей в верхнем слое ДО, соответствующая концентрации хлорофилла с феопигментами в среднегодовом слое, составляет для кернов 3,2–8,2 % первичной продукции, для всех станций — 0,4–0,8 % (табл. 5). Незначительная доля условной биомассы от первичной продукции, отражающая низкий коэффициент фиксации хлорофилла, свидетельствует об эффективном использовании в трофической цепи новообразованного при фотосинтезе органического вещества. Только в зонах интенсивной аккумуляции взвеси относительный вклад условной биомассы увеличился на порядок.

Содержание хлорофилла с феопигментами в слое ДО, в среднем для водохранилищ толщиной, составляет 1,6 и 1,1 г/м<sup>2</sup> в 2001 и 2010 гг., в зонах иловосложения весь период существования водохранилищ достигал 9,6–25 г/м<sup>2</sup>. Эти концентрации существенно превышают среднее содержание хлорофилла в водной толще (табл. 3).

## Заключение

Выполнена оценка соотношения между концентрациями протительных пигментов в ДО и показателями продуктивности водорослей — концентрацией хлорофилла в воде и первичной продукцией фитопланктона. Установлено, что влияние фитопланктонной продукционной свойств донного яруса водохранилищ, в частности преимущественно песчаными наносами, невелико, и только в зонах иловосложения оно усилилось. Условная биомасса водорослей в среднегодовом слое ДО составляет в среднем 0,4–0,8 % первичной продукции фитопланктона, но содержание хлорофилла с дериватами в целом для всей толщины

грунтов существенно выше, чем в столбе воды. Апробированные способы оценки соотношения между продуктивностью пелли и бентом могут быть использованы в экологическом мониторинге водохранилищ. Поскольку наличие пигментов (и органического вещества) в ДО, изолированных от метаболитов активного слоя, характеризует незамкнутость круговорота органического вещества, изучение пигментного фонда может иметь значение для оценки устойчивости экосистемы.

## Литература

1. Reuss N. Development and application of sedimentary pigments for assessing effects of climatic and environmental changes on subarctic lakes in northern Sweden. / N. Reuss, P.R. Leavitt, R.I. Hall, C. Bigler, D. Hammarlund // J. Paleolimnol. 2010. V. 43. P. 149–169.
2. Сигарева Л.Е. Содержание хлорофилла в воде и донных отложениях Рыбинского водохранилища // Биол. внутр. вод. 2010. № 3. С. 38–46.
3. Сигарева Л.Е. Оценка роли фитопланктона в формировании продуктивности донных отложений в Горьковском водохранилище по содержанию пигментов / Л.Е. Сигарева, Н.А. Тимофеев // Водоросли: таксономия, экология, использование в мониторинге. Екатеринбург: УрО РАН, 2011. С. 207–212.
4. Корянов В.В. Трансформация грунтового комплекса Чебоксарского водохранилища (мониторинг донных отложений) / В.В. Корянов, В.В. Зайонов // Материалы конф. «Экология. Экономика. Информатика». Ростов-на-Дону: Изд-во Южного федерального университета, 2011. С. 175–180.

## Ключевые слова:

хлорофилл, вода, донные отложения, водохранилище

5. Пиченков В.Г. Растительный покров водоемов и водотоков Среднего Поволжья. Ярославль: ЦМП МУБиНТ, 2001. 200 с.
6. Минеев Н.М. Первичная продукция планктона в водохранилищах Волги. Ярославль: Принтхус, 2009. 279 с.
7. Охоткин А.Г. Фитопланктон Чебоксарского водохранилища. Тольятти: ИЭВБ РАН, 1994. 275 с.
8. Бекенов А.И. Бентос Чебоксарского водохранилища: таксономический состав и обилие // Биол. внутр. вод. 2005. № 1. С. 69–78.
9. Сигарева Л.Е. Особенности распределения растительных пигментов в донных отложениях Чебоксарского водохранилища / Л.Е. Сигарева, Н.А. Тимофеев, В.В. Зайонов // Гидробиол. журн. 2004. Т. 40, № 5. С. 27–35.
10. Минеев Н.М. Пигменты фитопланктона как показатель экологического состояния Чебоксарского водохранилища / Н.М. Минеев, Н.Н. Абрамов // Вод. ресурсы. 2009. Т. 36. № 5. С. 588–596.
11. Сигарева Л.Е. Формирование продуктивности донных отложений в водохранилищах Волги / Л.Е. Сигарева, В.И. Номоконов, В.Н. Путов, Н.М. Минеев, Н.А. Тимофеев, О.С. Мокров // Труды Междун. науч.-практ. конф. «Современные проблемы водохранилищ и их водосборов». Пермь: Перм. гос. ун-т, 2009. С. 385–390.
12. Möller W.A.A. The content of chlorophyll in the sediment of the volcanic maar lakes in the Eifel region (Germany) as an indicator for eutrophication / W.A.A. Möller, B.W. Scharf // Hydrobiologia. 1986. V. 143. P. 327–329.

L.E. Sigareva, N.A. Timofeeva, V.V. Zakonov

## ESTIMATION OF PHYTOPLANKTON INFLUENCE ON PRODUCTIONAL PROPERTIES OF BOTTOM SEDIMENTS OF CHEBOKSARSKOE RESERVOIR USING PLANT PIGMENTS

Phytoplankton influence on bottom sediments was estimated using concentration ratio of plant pigments in sediments with primary production and concentration of chlorophyll *a* in water. It was revealed that phytoplankton effects on productional properties in sludging zones in a greater degree than in sand deposits. The algal biomass in sediment layer in the reservoir (calculated from the pigments for a year) is 0.4–0.8% of primary production of phytoplankton.

**Key words:** chlorophyll, water, bottom sediments, reservoir.

# ЗООБЕНТОС портовых АКВАТОРИЙ СЕВЕРО-ВОСТОЧНОГО ШЕЛЬФА ЧЕРНОГО МОРЯ и его связь С ЗАГРЯЗНЕНИЕМ ДОННЫХ ОСАДКОВ

**Изучен состав и распределение зообентоса рыхлых грунтов в портовых акваториях городов Новороссийск и Туапсе, подверженных высокому уровню антропогенного загрязнения. Проанализирован характер изменения биомассы зообентоса по градиентам накопления нефтяных углеводородов и лабильных (кислотно-растворимых) сульфидов в верхнем слое донных осадков. Выявлено, что аккумуляция токсичных для фауны лабильных сульфидов и выход к поверхности дна восстановленных осадков с содержанием более 500 мгS/дм<sup>3</sup> сырого ила в Новороссийском и Туапсинском портах является опасным экологическим последствием антропогенного загрязнения, вызывающим деградацию донных биоценозов.**

## Введение

**М**ноголетнее изучение состояния зообентоса северо-восточного шельфа Черного моря позволило выявить заметную деградацию структуры донной фауны, которая в 1970-1980-е гг. происходила особенно быстро и стала неблагоприятной для экосистемы бентоса [1]. По сравнению с 1960 гг. было отмечено существенное обеднение донных сообществ не только в прибрежной и более эксплуатируемой зоне, но и в нижней части эвробной зоны бентоса (на глубинах более 100 м). Сильное эвтрофирование грунтов и участка от г. Геленджик до г. Adler привело к резкому увеличению плотности двустороннего моллюско-вселенца *Anadara cf. inaequalis* (Bruguère), который более адаптирован к низкому содержанию кислорода [2]. Продолжающаяся перестройка бентоса под воздействием загрязнения и биоиндикаторов определяет необ-

**Ж.П. Селифонова\***,  
кандидат биологических наук, доцент, ФГБОУ ВПО Государственный морской университет им. адмирала Ф.Ф. Ушакова

ходимость и лиз современного состояния и закономерностей изменений сообществ донных животных. Особую тревогу вызывают изменения, произошедшие в зообентосе прибрежной зоны северо-восточного шельфа, где функционируют с тысячами крупных и средних порты [3, 4].

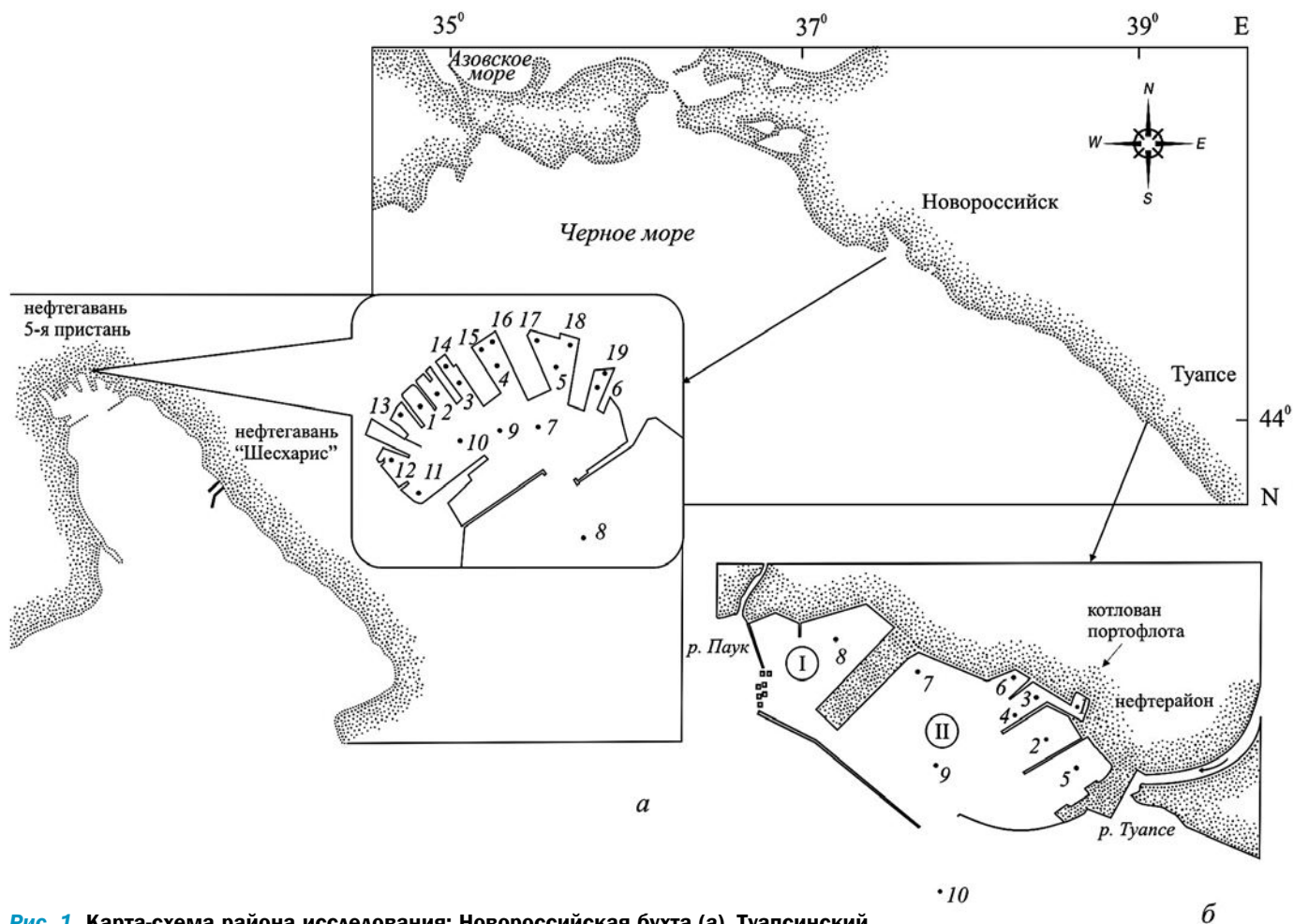
Цель работы — изучение состава и распределения зообентоса портовых акваторий городов Новороссийск и Туапсе и выявление закономерностей, определяющих структурную организацию донных сообществ в зависимости от основных факторов среды.

## Материалы и методы исследования

**М**атериалом для исследования послужили сборы зообентоса рыхлых грунтов в акваториях портовых городов Новороссийск и Туапсе, а также результаты химического анализа лабильных (кислотно-растворимых) сульфидов и нефтепродуктов в донных отложениях. Целью исследования — установить в акваториях портов, фоновые значения их предельных (рис. 1). Пробы в Туапсинском порту собирали в разные сезоны 2009–2010 гг., в Новороссийской бухте — в июле 2006–2007 гг.

Пробы грунта отбирали дночерпателями Петерсена (площадь захвата 0,04 м<sup>2</sup>). Животных отделяли от грунта процеживанием через сито (ячейка 500 мкм). Пробы фиксировали 70 %-ным раствором этанола, с первичной фиксацией формалином полихет. После определения численности животных взвешивали и weighed. Для ряда видов

\*Адрес для корреспонденции: Selifa@mail.ru



**Рис. 1.** Карта-схема района исследования: Новороссийская бухта (а), Туапсинский порт (б). Новороссийская бухта: порт (на врезке) 11–19 – станции, расположенные в непосредственной близости от канализационных выпусков. Туапсинский порт: I – старый порт, II – новый порт.

использовали средние массы особей, которые определяли взвешиванием нескольких десятков особей. Все количественные данные пересчитывали на  $1 \text{ м}^2$ . Для каждого из полигонов вычисляли средние показатели плотности и биомассы.

Пробы ил и лабильные сульфиды собирали в бики емкостью  $250 \text{ см}^3$  из верхнего слоя (0–3 см) монолит донного осадка, поднятого дночерпателем. Сульфиды фиксировали добавлением 5 мл 8%-ного раствора цетилцинка, нейтрализованного КОН до выпадения гидроксида [5]. Содержание лабильных сульфидов в пробах определяли путем отгонки  $\text{H}_2\text{S}$  из 15 см сырого ила, подкисленного 10%-ной серной кислотой. Отгонку производили в токе азота. В качестве поглотителя использовали раствор, содержащий 3% сульфат кадмия и 2% цетилцинка, нейтрализованный калием. Содержание сульфидной

серы в поглотителе после отгонки определяли йодометрическим методом.

Для измерения массовой доли нефтяных углеводородов (НУ) в донных отложениях использовали флуориметрический метод. С помощью хлороформ-НУ экстрактивов ли из образцов, после завершения стратификации и гексан производили хроматографическую очистку экстракта, затем измеряли интенсивность флуоресценции на анализаторе «Флюор-Т-02».

## Результаты и их обсуждение

**Н**овороссийская бухта. Донная фауна включала 30 таксономических форм (без учета гидroids, острокод, немуртин и гаммарид). В кватерниарный период в большинстве станций доминировали немуртоды, олигохеты, немуртины и многощетин-



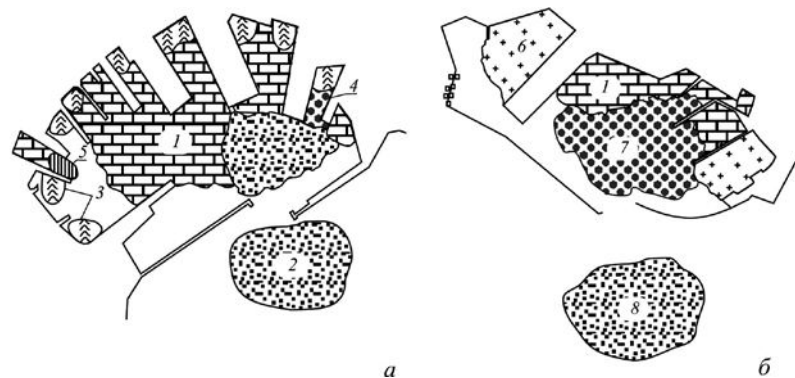
ковые черви (75–95 %). В составе Polychaeta преобладали вид-индикатор эвтрофирования донных отложений *Capitella capitata capitata* (Fabricius), который способен выживать в практически анаэробных условиях — жидком черном иле с высоким содержанием сероводорода [6, 7]. В 2001 г. биоценоз *C. capitata capitata* распространялся в эстуарном биотопе р. Цемес (солёность воды 12,9 ‰) [8], в 2006–2007 гг. занимал больше половины площади дна Новороссийского порта, что может быть показателем ухудшения условий среды обитания (рис. 2). В составе биоценоза входили многощетинковые черви *Nephtys hombergii* Savigny, *Heteromastus filiformis* (Claparède), *Neanthes succinea* (Frey et Leuck.) и др. В 2001 г. в эстуарном биотопе обнаружен новый вид *Streblospio gynobranchiata* Rice et Levin (Spionidae) с численностью 0,98 тыс. экз./м<sup>2</sup> [9]; в 2007 г. численность вида достигла 9 тыс. экз./м<sup>2</sup> и встречался он в большинстве станций порта. *S. gynobranchiata* — мелкий червь размером до 10 мм, который населяет верхний слой илистого субстрата с высоким содержанием сероводорода. Полихеты данного рода являются индикатором органического загрязнения. В качестве портного вида мог пострадать с биологическими водными судами. Особки эстуарной зоны относят к высокотоксичным грунтам с содержанием металлов 11,6 см<sup>3</sup>/кг, что является косвенным показателем наличия анаэробных процессов и крайне неблагоприятной экологической ситуации [10]. Экологические условия и гидрохимический режим в эстуарном биотопе могли оказаться благоприятными для развития личинок *S. gynobranchiata* к новым условиям существования, обростающим донной мотильной популяцией и формирования самостоятельного биоценоза.

**В.К. Часовников,**  
кандидат географических наук,  
заведующий лабораторией химии,  
Южное отделение ФГБУН Института океанологии им. П.П. Ширшова Российской академии наук

По направлению к выходу из порта наблюдалось постепенное замещение сообществ многощетинковых червей сообществом двустворчатого моллюска *Plagiocardium papillosum* (Poli). Биоценоз *P. papillosum* распространялся в районе ворот порта и за его пределы. В составе биоценоза отмечены брюхоногие моллюски *Bittium reticulatum* (Da Costa), *Nassarius reticulatus* (Linnaeus), *Rapana venosa* (Valenciennes), двустворчатые моллюски *Mytilaster lineatus* (Gmelin), *Pitar rudis* (Poli), многощетинковые черви и др. В период исследования здесь был обнаружен обитание моллюсков, формирующих основу биомассы. Следует отметить, что в 2001 г. биоценоз *P. papillosum* был распространён на большей территории Новороссийского порта [8].

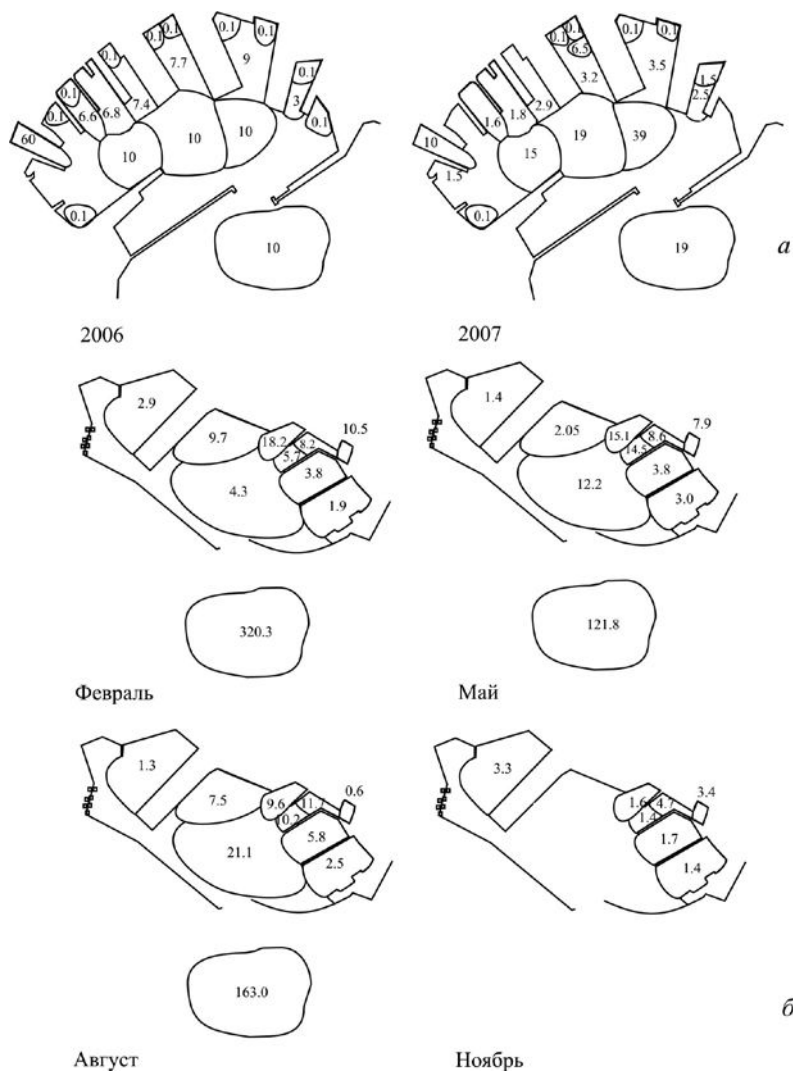
Характерной чертой донных биоценозов Новороссийского порта является исключительная бедность. В 2006 и 2007 гг. плотность поселений макробентоса в рьях колебалась от 2,5 до 12,5 тыс. экз./м<sup>2</sup>, биомасса — от 0,1 до 40–60 г/м<sup>2</sup>, при средних значениях 6,4 тыс. экз./м<sup>2</sup> и 9,0 г/м<sup>2</sup>, соответственно (рис. 3). Максимальные значения биомассы регистрировались в эстуарной зоне р. Цемес, центре порта и за его пределы. Несмотря на обедненность видового состава каждой из станций, расположенных между причалами (ст. 1–6), разнообразие донной фауны было выше, чем в зонах выпусков канализации. Здесь найдено 15–20 видов, тогда как в зонах выпусков — 3–4 вида. В качестве цемпирса (ст. 6) и в радиусе 15–20 м от выпуска канализации отмечены высокоустойчивые к загрязнению риктотельники *Diogenes pugilator* (Roux) и блянусы *Amphibalanus improvisus* (Darwin). В непосредственной близости от канализационных выпусков живые представители макробентоса обнаруживались, за исключением немотод. Доля немотод в этих пробах достигла 80–100 %. Общая биомасса зообентоса в зонах канализации была менее 0,1 г/м<sup>2</sup>, что в 10–20 раз ниже, чем в станциях между причалами. Подобные величины характерны для интенсивно загрязняемых участков дна.

Как известно, распределение донных животных подчинено строгой закономерности и определяется характером грунта, глубиной и другими биотическими факторами. Поллюенты в морской среде мигрируют на дно и, накапливаясь в донных осадках, являются источником вторичного загрязнения [11]. Донные осадки на большей части ква-



**Рис. 2.** Распределение донных сообществ в Новороссийской бухте (а), в Туапсинском порту (б): 1 — *Capitella*, 2 — *Plagiocardium*, 3 — *Nematoda*, 4 — *Balanus* — *Diogenes*, 5 — *Streblospio*, 6 — *Nephtys*, 7 — *Heteromastus*, 8 — *Chamelea*.





**Рис. 3. Распределение биомассы зообентоса (г/м<sup>2</sup>): а – Новороссийская бухта (июль 2006–2007 гг.), б – Туапсинский порт (февраль–ноябрь 2009–2010 гг.)**

тории Новороссийского порт предст влены, гл вным обр зом, черными левритово-пелитовыми ил ми с з п хом сероводород , з исключением центр льного уч стк порт (ст. 7, 9, 10), р йон цемпирс (ст. 6, 7, 9, 10) и открытой ч сти (ст. 8), где преобл д ют серые левритовые илы с песком и р кушей. В ос дк х с з п хом сероводород высок вероятность появления токсичных для ф уны л бильных сульфидов. Н копление сульфидов в верхнем слое донных ос дков происходит в зон х, испытыв ющих интенсивное нтропогенное з грязнение, где восст новление сульф тов до сероводород стимулируется орг ническим веществом, поступ ющим н шельф со сток ми с суши [5]. Этот процесс сопровожд ется отд чей

свободного сероводород в н ддонную воду, что ок зыв ет токсическое воздействие н зообентос вплоть до его вымир ния.

К к пок зыв ют н ши результ ты, содерж ние сульфидов в верхнем слое донных ос дков Новороссийской бухты в рьирует от 80 до 1980 мг S/л сырого ил в з висимости от близости к источник м з грязнения, поступ ющего из город со сточными вод ми и из порт . Критический уровень их концентр ции (более 600 мг S/л сырого ил ) был отмечен в зоне прич лов и вблизи выход городских стоков. Т кой уровень концентр ции сульфидов влечет з собой пр ктически полное вымир ние зообентос . Рекордные концентр ции (1620–1980 мг S/л сырого ил ) отмечены в зон х к н лиз ционных выпусков. Они близки к м ксим льной концентр ции сульфидов, ког д либо з регистриров нной в зон х интенсивного з грязнения морских бухт городскими сточными вод ми [5]. В зоне воздействия речного сток Цемес (ст. 13) содерж ние сульфидов было н уровне 164–370 мг S/дм<sup>3</sup>. Понижение содерж ния сульфидов, в первую очередь, связ но с повышенным минер льным стоком. Здесь сульфиды, обр зующиеся в ос дк х, быстро р зводятся минер льной фр кцией. В центр льной ч сти порт и з его предел ми, вне прямого воздействия з грязнения, содерж ние сульфидов было в предел х нормы для ос дков шельф – 100–148 мг S/дм<sup>3</sup>. Ср внение д нных 2006 и 2007 гг. пок зыв ет существенный рост концентр ции сульфидов в донных ос дк х порт в зоне прич лов, что свидетельствует об ухудшении экологической обст новки.

До нед внего времени влияние орг нического обог щения грунтов н донные зооценозы р ссм трив лось к к ф ктор, сопутствующий з грязнению донных ос дков НУ [12]. При этом не бр лось в р счет содерж ние л бильных сульфидов в верхнем слое донных ос дков – в жный п р метр, х р ктеризующий экологическое состояние прибрежных морских экосистем. Мы про н лизиров ли содерж ние НУ в грунт х Новороссийского порт . Их средние концентр ции в 2006–2007 гг. превыш ли допустимые уровни в 28–47 р з (1,38–2,35 мг/г). По критериям Neue Niederlandische Liste ДК НУ = 50 мкг/г или 0,05 мг/г. Коррелятивной связи между уровнем биом ссы бентос и концентр цией НУ в донных ос дк х обн ружить не уд лось. Высокие концентр ции НУ н блюд лись не только н уч стк х почти без-

жизненного или у выпусков к н лиз ции (до 3,00–6,87 мг/г), но и между прич л ми (1,0–2,28 мг/г), в центре порт (1,1–1,96 мг/г), где биом сс донных животных был дост точно высок (т бл. 1).

В морскую среду Новороссийского порт орг ническое вещество поступ ет с мощным береговым стоком (десять береговых выпусков) и н к плив ется в донных отложениях н ряду с НУ, поэтому особенности изменений структуры и состояния индик торных сообществ бентос этого р йон по гр диенту стрессорного ф ктор отлич ются от тех р йонов, где н блюд ется зн чительное н копление НУ (Ту псинский порт). По шк ле орг нического обог щения грунтов [13] Новороссийский порт имеет высокий уровень эвтрофик ции – IV. Об этом свидетельствуют интенсивные процессы сульф тредукции в донных отложениях, снижение количественных пок з телей

**Таблица 1**  
Концентрация НУ (мг/г) в грунтах Новороссийской бухты в июле 2006–2007 гг.

ст.	2006 г.	2007 г.
1	1,1170	0,466
2	0,6600	0,571
3	2,0800	0,743
4	1,8770	1,697
5	1,1080	1,004
6	2,2820	0,935
8	0,3179	0,471
9	–	1,107
10	1,9600	1,242
11	2,0040	1,863
12	–	0,975
13	2,6170	1,158
14	3,0670	–
15	6,8780	2,233
16	2,1170	2,264
17	2,5800	1,882
18	4,2350	0,218
19	0,7182	3,856

Примечание: – отсутствие данных

донной м кроф уны при доминиров нии в сообществ х н иболее устойчивых видов полихет и нем тод.

*Ту псинский порт.* Донн я ф ун р йон исследований включ л 32 т ксономические формы (без учет нем тод, олигохет, немертин, остр код). Донные биоценозы порт бедны в ср внении с интенсивно з грязняемой вершинной ч стью Новороссийской бухты. Основной компонент ф уны биотоп ил порт – многощетинковые черви (13 т ксономических форм), нем тоды, олигохеты и немертины. Предст вители м л коф уны и р кообр зные отмечены только в центре порт единично.

Средняя биом сс зообентос в 2009-2010 гг. в Ту псинском порту сост влял 6,5 г/м<sup>2</sup>, плотность 1,9 тыс. экз./м<sup>2</sup>. Дин мик биом ссы по сезон м предст влен н *рис. 3*. В ил х порт доминиров ли н иболее «прогрессивные по отношению к з грязнению» [7] – *H. filiformis*, *C. capitata capitata*, *N. hombergii*. Всю центр льную площ дь дн з ним л биоценоз *Heteromastus* (*рис. 1*). Здесь полихеты обр зовыв ли скопления до 14,4 тыс. экз./м<sup>2</sup>, их биом сс в отдельные сезоны приближ л сь к м ксим льным величин м по порту – 21,1 г/м<sup>2</sup>. В кв торию порт поступ ют ливнеотоки по девяти выпуск м вдоль береговой линии. Эту зону по [6] можно отнести к α-с пробной, поскольку ее пок з телем служит м ссовое р звитие полихет *C. capitata capitata* (более 10 тыс. экз./м<sup>2</sup>) и нем тод (24 тыс. экз./м<sup>2</sup>). В грунт х нефтер йон (ст. 5), где из подземной линзы периодически прос чив ются НУ, средняя плотность донных животных был низк – 0,3 тыс. экз./м<sup>2</sup>, биом сс ~ 2 г/м<sup>2</sup>. Для этого уч стк х р ктерен ил с мет лическим блеском, з п хом нефти и мертвыми нефтис ми. В грунт х ст рого порт (угольный комплекс) сообществ полихет были сл бо р звиты. Н этом уч стке грунт имел более твердую консистенцию с примесью угля (сл бо цементиров нные глинистые грег ты), в котором, по-видимому, не могут жить многие предст вители донной ф уны. Следов тельно, в биотоп х илов Ту псинского порт интенсивно р звив лось сообщество видов «оппортунистов» или «R-стр тегов». Полихеты способны к быстрому р змножению и росту, обл д ют высокой генетической в ри бельностью. Это д ет им преимуществ перед «K-стр тег ми» (относительно крупными и долгоживущими моллюск ми, ктиниями, р кообр зными) в выжив нии и з нятии ос-

Таблица 2

Концентрация НУ (мг/г) в грунтах Туапсинского порта в 2009–2010 гг.

Ст.	2009 г.				2010 г.			
	Февраль	Май	Август	Ноябрь	Февраль	Май	Август	Ноябрь
1	4,8772	16,323	8,214	5,385	9,362	15,481	14,80	9,422
2	1,1104	1,131	0,967	0,407	2,191	0,722	5,442	1,522
3	0,7248	0,899	1,542	0,449	9,182	1,476	1,031	1,322
4	0,9998	0,659	0,798	0,228	1,079	1,010	1,263	1,075
5	3,7070	1,885	3,580	0,789	1,406	2,207	1,182	1,561
6	1,7170	0,796	1,803	0,467	1,650	0,520	1,456	1,021
7	1,0297	0,802	–	0,169	0,460	0,403	0,734	0,494
8	0,7608	2,693	2,036	–	1,213	0,741	1,435	2,133
9	0,2516	0,663	1,405	–	0,493	1,448	0,621	1,164
10	–	0,142	–	–	0,063	–	0,430	–

Примечание: – отсутствие данных

вобождающихся экологических ниш при эвтрофикации и органическом загрязнении выше критического уровня [13].

Максимальная биомасса зообентос отмечена в открытой части – 121,7 г/м<sup>2</sup> (плотность 1,5 тыс. экз./м<sup>2</sup>). Здесь присутствует комплекс организмов с листовидно-песчаного биотопа, которому соответствует биоценоз *Chamelea gallina*. В структуре биоценоза преобладают моллюски *Rapana venosa*, *Anadara inaequalis* (Bruguère), виды семейства *Cardiidae*, *Pitar rudis* (Poli), полихеты *N. hombergii*, усоногие раки *A. improvisus*, гребешки *Actinothoe clavata* (Ilmoni), гаммариды, острокорды и др. виды. Поэтому открытую часть по сравнению с кварцевым портом можно считать относительно благоприятной средой обитания макрозообентоса (с эдификационными условиями, приемлемыми для жизнедеятельности «К-стратегов»).

Донные осадки – наиболее благоприятный биотоп аккумуляции загрязнителей в Туапсинском порту. Наличие в осадках порта большого количества глинистых минералов, обладающих большой сорбционной способностью, способствует накоплению в них загрязняющих веществ, в частности НУ, высокие концентрации которых попадают из подземной линзы в донные отложения нефтеродных осадков, оттуда в водную толщу. В котловине пор-

тофлот (ст. 1) при определенных условиях образуются локальные замкнутые круговороты, препятствующие вентиляции вод, что способствует сильному загрязнению донных осадков. Здесь отмечены экстремально высокие концентрации НУ – до 14,8–16,3 мг/г (табл. 2).

Средние концентрации НУ в Туапсинском порту в 2009 и 2010 гг. составили, соответственно, 2,08 мг/г и 2,73 мг/г, что в 42–55 раз превышает допустимые уровни концентрации. Величины НУ, зафиксированные в Туапсинском порту, в 1,3 раз выше нормативных в Новороссийском порту (1,38–2,35 мг/г). На прилегающей к котловине участка (ст. 3) максимальная концентрация НУ, отмеченная за весь период исследования, достигла 9 мг/г. В грунтах нефтеродных осадков содержание было ниже (1,8–3,5 мг/г), что обусловлено хорошим водообменом и регулярной выемкой грунта. Сравнительный анализ основных количественных показателей сообществ зообентоса в зависимости от уровня аккумуляции НУ в грунтах показывает, что на участках с высоким, так и с низким содержанием НУ отмечались низкая биомасса донных животных. Следовательно, ограничение условий обитания зообентоса по сравнению с накоплением НУ в грунтах не носило выраженного лимитирующего характера.

Мы про н лизиров ли х р ктер изменения биом ссы зообентос по гр диенту сульфидного обог щения верхнего слоя донных ос дков порт в февр ле и ноябре 2009 г. В февр ле содерж ние л бильных сульфидов в рьиров ло от 220 до 940 мгS/дм<sup>3</sup> сырого ил (рис. 4).

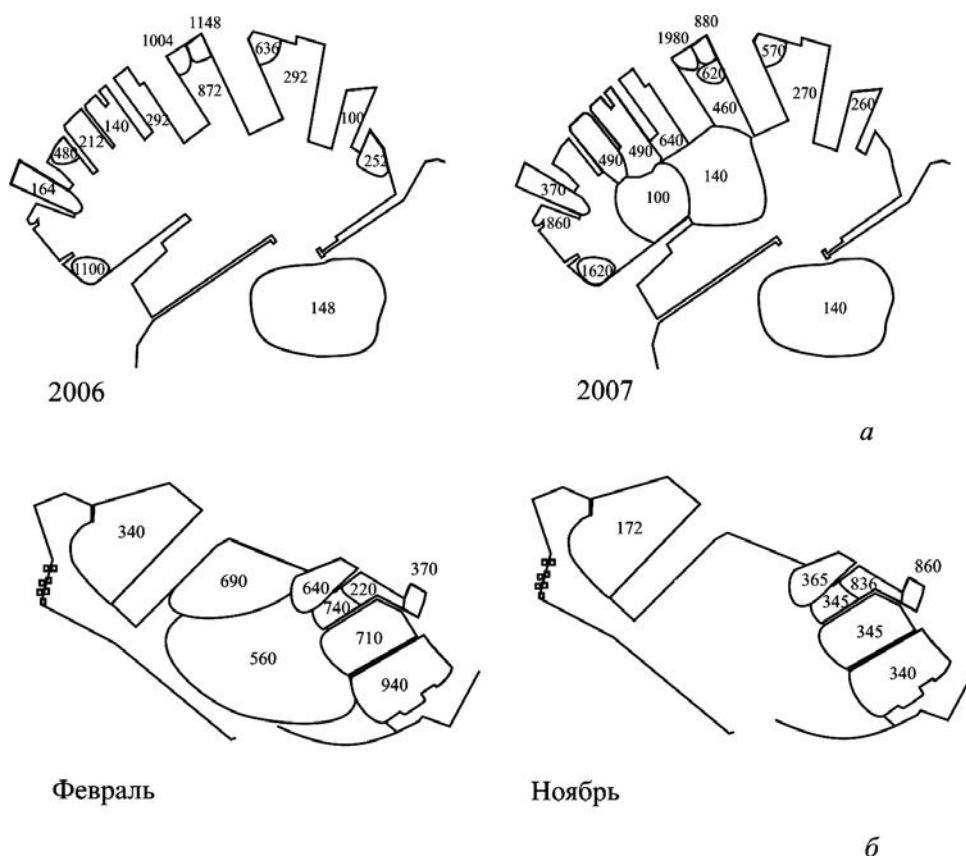
Высокие концент рции (свыше 640–940 мгS/дм<sup>3</sup>) отмечены н ст нциях, подвержен ных прямому орг ническому з грязнению. Причем их м ксим льный уровень был х р ктерен для илов нефтер йон , где н блю д л сь с м я низк я биом сс зообентос — 1,9 г/м<sup>2</sup>. В ноябре содерж ние сульфидов колеб лось от 172 до 860 мгS/дм<sup>3</sup> сырого ил в з висимости от близости к источник м з грязнений, поступ ющих с береговыми сто к ми (пробы грунтов отбир лись не в зон х береговых стоков, к к в Новороссийском порту, н некотором уд лении от них). Критический уровень концент рции сульфидов (835–860 мгS/дм<sup>3</sup>) отмечен в котлов не портофлот и н прилеж щей к нему ст нции. Летом и осенью в котлов не портофлота

т н блю д ли с мый низкий уровень биом ссы зообентос з весь период исследов ния (0,4–0,6 г/м<sup>2</sup>). Вне зон прямого воздействия стоков содерж ние сульфидов з висело от х р ктер ос дк и н большей ч сти кв то рии порт не превыш ло 345–365 мгS/дм<sup>3</sup>. В грунт х ст рога порт содерж ние сульфидов было в предел х нормы для ос дков шельф — 172 мг S/дм<sup>3</sup>.

## Заключение

**Р**езульт ты исследов ния позволяют з ключить, что н копление л бильных сульфидов в верхнем слое донных ос дков в Новороссийском и Ту псинском порт х является оп сным экологическим последствием нтропогенного з грязнения, вызыв ющим дегр д цию донных биоценозов.

*Авторы искренне призн тельны О.Ю. З кукиной з выполненные измерения концент рций л бильных сульфидов в грунт х.*



**Рис. 4.** Содержание лабильных сульфидов в донных осадках (в мгS/дм<sup>3</sup> сырого ила): а – Новороссийский порт (июль 2006–2007 гг.), б – Туапсинский порт (февраль, ноябрь 2009 г.)

## Литература

1. Зик В.Е. Многолетние изменения зообентос Черного моря / В.Е. Зик, М.И. Киселев и др. К.: Нук. думк, 1992. 248 с.
2. Чикин М.В. Мкрзообентос рыхлых грунтов северо-квкзского побережья Черного моря: протрнственн я структур и многолетняя динмик. Автореф. дис. ... к нд. биол. н ук. М., 2009. 25 с.
3. Селифонов Ж.П. Мкрзообентос Новороссийского порт к к пок з тель экологической ситу ции / Ж.П. Селифонов, А.А.Конд ков, Е.П. Ков ленко, С.В. Бирюков // Бюллетень МОИП. Отд. биол. 2009. Т. 114. №. 3. С. 43–49.
4. Selifonova Zh. P. The Ecosystem of the Black Sea Port of Novorossiysk under Conditions of Heavy Anthropogenic Pollution // Russian Journal of Ecology. 2009. V. 40. № 7. P. 54–59.
5. Сорокин Ю.И. Кислотно-р створимые сульфиды в верхнем слое донных ос дков северо-восточного шельф Черного моря: связь с з грязнением и экологические последствия / Ю.И. Сорокин, О.Ю. З кускин // Оке нология. 2008. Т. 48. № 2. С. 224–231.
6. Киселев М.И. Мкрзообентос прибрежной зоны Черного моря после прекр щения сброс сточных вод // Гидробиол. журн. 1987. Т. 23. № 1. С. 40–43.
7. Лосовск я Г.В. Мониторинг к честв среды Черного моря по м крзообентосу (обзор) // Гидробиол. журн. 2002. 38. № 1. С. 40–61.
8. Мельник Р.Г. Динмик р спределения сообществ м крзообентос Новороссийской бух-

## Ключевые слова:

зообентос, сульфидное и нефтяное з грязнение грунтов, порты Новороссийск, Ту псе, Черное море

- ты (1997-2001г.) / Р.Г. Мельник, Р.И. Смоляр // Геоэкологические исследов ния и охр н недр. М.: ООО «Геоинформцентр», 2002. Вып. 2. С. 62–67.
9. Кругляков Р.П. Оценк техногенного з - грязнения нефтепродукт ми водной толщи донных ос дков Новороссийской бухты // Геоэкологические исследов ния и охр н недр. М.: ООО «Геоинформцентр», 2002. Вып. 2. С. 11–19.
  10. Мурин В.В. Н ходк многощетинкового червя *Streblospio* sp. (Polychaeta: Spionidae) в Новороссийском порту Черного моря / В.В. Мурин, Ж.П. Селифонов, В.Ф. Мельник // Морск. екологічн. журн. 2008. Т. 7. № 1. С. 46.
  11. Миронов О.Г. Влияние уровня з грязнения н состояние м крзообентос (по д нным многолетних н блюдений) // Геоэкологические исследов ния и охр н недр. М.: ООО «Геоинформцентр», 2002. Вып. 2. С. 3–11.
  12. Миронов О.Г. С нит рно-биологические исследов ния в Черном море / О.Г. Миронов, Л.Н. Кирюхин, И.А. Див вин СПб.: Гидрометеоизд т, 1992. 116 с.
  13. Петров А.Н. Ре кция прибрежных м крбен-тосных сообществ Черного моря н орг ническое обог щение донных отложений // Экология моря. 2000. Вып. 51. С. 45–51.



Zh.P. Selifonova, V.K. Chasovnikov

## HARBOR ZOOBENTHOS OF NORTH-EAST SHELF OF THE BLACK SEA AND ITS RELATION WITH POLLUTION OF SEDIMENTS

Zoobenthos composition and distribution of anthropogenic polluted loosebottom in ports of Novorossiysk and Tuapse cities were studied. Behavior of zoobenthos biomass was analyzed using estimation of accumulation gradients of oil hydrocarbons and unstable (acid-soluble)sulfides in bottom top layer. Accumulation of fauna toxic unstable sulfides and migration to bottom surface of reduced components with concentration increasing 500 mg S/dm<sup>3</sup> of fresh sludge is dangerous ecological effect of anthropogenic pollution causing bottom biocenosis to be degraded.

**Key words:** zoobenthos, acid-soluble sulfides, oil pollution of sediments, the ports of Novorossiysk, Tuapse, the Black Sea.



# СООТНОШЕНИЕ некоторых СТРУКТУРНЫХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ ГИДРОБИОЦЕНОЗОВ в УСЛОВИЯХ ЭКСТРЕМАЛЬНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ

**В условиях смешанного загрязнения малой городской реки проводились испытания авторского экспресс-показателя состояния биоценоза по соотношению численности Ciliata/Rotifera в микрозоопланктоне, отражающего степень антропогенного эвтрофирования вод. Сочетание характерных для юга поздних стадий естественно-исторического эвтрофирования с тяжелой формой антропогенного загрязнения дало возможность определить порядок величин нового индекса, близкий к верхним границам диапазона его значений.**

## Введение

**Н**еобходимость контроля антропогенного загрязнения поверхностных вод суши породил в XX веке многочисленные попытки разработки индексов для оценки состояния гидробиоценозов [1, 2]. Однако пока не выявлены оптимальные на основе математической обработки массивов данных и конкретных водоемов окрестности пригодной лишь для тех же экосистем, не потерявших исследователями которых они разработаны. Попытки широкого использования так называемых информативных индексов подтвердили некоторую их искусственность. Опыт показывает, что неизмеримо более информативны и надежны индексы, разработанные на основе широко известных биологических закономерностей и легко объяснимых реакций биоценозов и крупных таксонов на загрязнение. Однако подобных индексов пока очень мало.

К наиболее информативным закономерностям относятся, в первую очередь, свойства трофической пирамиды изменять форму в процессе как естественного, так и антропогенного эвтрофирования водоемов, возрастание роли низших гетеротрофов в функциониру-

ющих экосистемах, сдвиг в спектр их питания и токсикорезистентности крупных таксонов и т.п. Однако глобальные закономерности позволяют использовать не только более широко применимые и надежные индексы для мониторинга, но также и емкую информацию о процессах, происходящих в водных экосистемах под воздействием как естественного эвтрофирования, так и антропогенного загрязнения.

Относительно лучше положение с индексами, применяемыми для донной фауны, чем для планктона из-за меньшей динамичности первой, связанной с постоянством мест обитания. Хорошо показывают себя олигохетные индексы. Однако показатели донной фауны и флоры имеют ограничения, связанные с большей зависимостью от глубины, типа грунта и т.п. Значительную оценку влияния загрязнений на экосистему с помощью донных обитателей литоральной части водоемов.

Состояние всей водной толщи отражает планктон. Общеизвестен тесный информативный показатель загрязнения как отношение чисел с пропитной микрофлоры к суммарной численности бактериопланктона. Однако не менее важную и практически однозначную информацию об уровне загрязнения вод. Существенным ограничением его является длительность получения результатов в стандартных условиях хорошо освоенных лабораторий. Использование этого показателя в качестве экспресс-метода в полевых условиях представляется перспективным.

Несмотря на большое количество полевых исследований, преимущественно в северных регионах страны, нами был разработан индекс антропогенного эвтрофирования, основанный на соотношении уровней количественного развития

**С.В. Кренева\***,  
доктор биологических наук, ведущий научный сотрудник, Азовский филиал ФГБУН Мурманского морского биологического института Кольского научного центра Российской академии наук

**К.В. Кренева**,  
кандидат биологических наук, старший научный сотрудник, ФГБУН Института ридных зон Южного научного центра Российской академии наук

\*Адрес для корреспонденции: sofia@ssc-ras.ru

Таблица 1

Состояние зообентоса в реках Темерник и Дон (численность, экз./м<sup>2</sup> / биомасса, г/м<sup>2</sup>)

Уч стки рек	№	Черви экз./м <sup>2</sup> г/м <sup>2</sup>	Моллюски экз./м <sup>2</sup> г/м <sup>2</sup>	Хирономиды экз./м <sup>2</sup> г/м <sup>2</sup>	Р кообр зные экз./м <sup>2</sup> г/м <sup>2</sup>	Общ я численность экз./м <sup>2</sup>	Общ я биом сс г/м <sup>2</sup>	Число видов
р. Темерник: «Ростовское море»	1	10 0,010	0 0	0 0	0 0	10	0,010	2
Верховое водохр нилище, верхний бьеф	2	0 0 20 0,020	0 0 0 0	0 0 10 0,445	0 0 0 0	0	0	0
Верховое водохр нилище, нижний бьеф	3					30	0,465	4
Низовое водохр нилище ниже плотины	4	60 0,180	0 0	0 0	0 0	60	0,180	2
Змеевск я б лк	5	0	0	0	0	0	0	0
Устье р. Темерник	6	375 1,675	0 0	90 0,475	0 0	465	2,150	2
р. Дон: 500 м выше впадения реки Темерник	7	20	115	0	225			
100 м ниже впадения реки Темерник	8	0,100	11,695	0	0,900	360	12,695	6
500 м ниже впадения реки Темерник	9	10 0,005	0 0	10 0,040	0 0	20	0,045	3
1000 м ниже впадения реки Темерник	10	20 0,020	0 0	0 0	0 0	20	0,020	2
		10 0,015	0 0	0 0	0 0	10	0,015	1

двух более высокоорганизованных групп гетеротрофов - инфузорий и колеровток [3]. Он позволяет получить логичную и возможно даже более емкую экспрессинформацию в течение 1 ч в полевых условиях и при минимальном оборудовании.

Цель настоящего исследования – проверить применимость индекса эвтрофикации (ИНЭК) [3] в экстремальных условиях мелиорированной городской реки и установить диапазоны величин ИНЭК, характерный для условий южных высокоэвтрофицированных (сильно загрязненных) вод.

## Материалы и методы исследования

Индекс антропогенного эвтрофирования имеет простую формулу:

$$\text{ИНЭК} = \sum n \text{ Ciliata} / \sum n \text{ Rotifera} + 1,$$

где  $\sum n$  – суммарная численность всех видов инфузорий (колеровток) в одном объеме воды.

Определение видовой принадлежности форм, входящих в состав этих ценозов, не требуется. Это является бесспорным достоинством метода, так как дает возможность широкого внедрения его в рутинные наблюдения в подразделениях любого уровня.

Зависимость ИНЭК от антропогенного эвтрофирования обусловлена рядом особенностей используемых в индексе групп организмов. Планктонные Ciliata и Rotifera занимают один биотоп, практически одну экологическую и трофическую нишу, имеют сравнительно близкие размеры, сходное время генерации, поэтому реагируют на эвтрофикацию вод логично – быстрым ростом плотности популяций. Однако по уровню организации и в систематическом плане эти два таксона относятся к двум разным царствам – одноклеточных и многоклеточных организмов. Столь принципиальное различие в уровнях организации ведет к существенным отличиям в токсикорезистентности и адаптационных возможностях каждой из этих групп в целом. Антропогенное эвтрофирование сопровождается не только повышением концентрации питательных веществ, но и угнетающим воздействием ряда факторов: рост токсичности, мелкодисперсной мутности вод, снижения концентрации кислорода и т.п. Это вызывает отставание роста численности колеровток от роста численности инфузорий в процессе эвтрофикации.

**Таблица 2**  
**Состояние зоопланктона рек Темерник и Дон (численность, тыс.экз./м<sup>3</sup> / биомасса, мг/м<sup>3</sup>)**

Уч стки рек	№	Rotifera тыс.экз./м <sup>3</sup> мг/м <sup>3</sup>	Cladocera, тыс.экз./м <sup>3</sup> мг/м <sup>3</sup>	Sopropoda, тыс.экз./м <sup>3</sup> мг/м <sup>3</sup>	Видов Cladocera / Sopropoda	Общ я численность, тыс. экз./м <sup>3</sup>	Общ я биом сс , мг/м <sup>3</sup>	Общее число видов
р. Темерник: Верховое водоохр. нилище, верхний бьеф	2	0 0	0,04 0,5	1,04 10,3	1/1	1,08	10,80	2
	3	17,0 96,8	54,0 6466,0	11,06 89,16	2/2	82,06	6651,96	9
Низовое водоохр. нилище ниже плотины	4	0,08 1,6	7,0 159,8	6,0 62,0	2/1	13,08	223,40	4
	5	0,06 0,02	0 0	0 0	0	0,06	0,02	1
Устье р.Темерник	6	6,0 2,04	0 0	0 0	0	6,0	2,04	1
	7	0 0	0,06 0,562	2,18 14,74	2/2	2,24	15,302	4
500 м выше вп. денция реки Темерник	8	1,0 20,0	0 0	4,08 34,56	0/1	5,08	54,56	2
	9	0 0	0 0	0,12 1,78	0/1	0,12	1,78	1
1000 м ниже вп. денция реки Темерник	10	0 0	0 0	0,06 1,62	0/1	0,06	1,62	1

ции пропорционально степени сочетания влияния отрицательных факторов.

Нми ранее было установлено [3, 4], что в норме в чистых пресных водах соотношение инфузорий и коловраток колеблется в очень небольших пределах до 2 единиц. В длительном процессе естественного эвтрофирования водных экосистем рост численности коловраток происходит пропорционально росту инфузорий. Так, для олиготрофных водоемов характерны плотности Ciliata, измеряемые в единицах - десятках экземпляров в 1 л, для мезотрофных - в сотнях, в эвтрофных - до тысяч и более. При этом в незгязяемых водах рэной трофности ИНЭК имеет низкие значения. Нми был разработан шкал для оценки состояния биоценоза по основным характеристикам микрозоопланктон [5].

Практически любые сточные воды содержат значительную долю органических веществ, что, как известно, вызывает интенсивное развитие низших гетеротрофных организмов. Но при антропогенном загрязнении рост развития коловраток сильно отстает в силу большей уязвимости и более слабой способности к адаптации многоклеточных организмов, вследствие чего ИНЭК существенно возрастает.

Мля р. Темерник - правобережный приток р. Дон длиной 33 км, площадь водосбора 293 км<sup>2</sup>. Практически на всем протяжении он протекает по густонаселенной территории г. Ростов-на-Дону, принимая в себя многочисленные и разнообразие стоки предприятий и бытовой канализации. В среднем и нижнем течении в период гидробиологических исследований в июле 1992 г., т.е. до реконструкции, р. Темерник представлял собой зловонную сточную канаву. Жизнь в ней поддерживалась лишь с помощью периодических попусков воды из верхнего водохранилища («Ростовского моря»), пополняемого донской водой. Попуски также позволяли не допускать опасных концентраций сероводорода на участке № 5.

По гидрохимическим показателям качество воды в р. Темерник к устью ухудшается в десятки раз. Кроме того, русло реки зарегулировано и представляет собой каскад искусственных прудов и водохранилищ. Постоянный сток (по данным бассейнового управления) обеспечен за счет подпитки средним притоком до 2,0 м<sup>3</sup>/с. Из «Ростовского моря» постоянно и ниже расположенный участок осуществляются сбросы в объеме 0,3-1,5 м<sup>3</sup>/с.

Таблица 3

Состояние микрозоопланктона и других гидробионтов в р. Темерник

№	Микрозоопл нктон					Зообентос			Мезозоопл нктон		
	Ciliata		Rotifera		ИНЭК	Числ-сть экз./м <sup>2</sup>	Биом сс г/м <sup>2</sup>	S <sub>б</sub>	Числ-сть тыс.экз./м <sup>3</sup>	Биом сс мг/м <sup>3</sup>	S <sub>з</sub>
	экз./л	S <sub>с</sub>	экз./л	S <sub>р</sub>							
1	28600	18	5000	5,0	5,7	10	0,010	2	-	-	-
3	51200	18	4200	9,0	12,2	30	0,465	4	82,06	6651,96	4
4	30600	5	800	2,5	38,3	60	0,180	2	13,08	223,40	3
6	25700	12	200	2,0	129,0	465	2,150	2	6,00	2,04	1
2	1400	5	0	0	1400,0	0	0	0	1,08	10,80	2
5	2000	4	0	0	2000,0	0	0	0	0,06	0,02	1

Примечание: S<sub>с(р, б, з)</sub> - количество видов Ciliata (Rotifera, Бентоса, Зоопланктона сетного);

(«-») - нет данных.

Периодически в летнюю межень (не реже 1 раз в месяц) проводятся двухсуточные промывочные попуски с расходом до 5,0 м<sup>3</sup>/с, что позволяет несколько улучшить санитарное состояние реки, в том числе и за счет снижения концентрации в нижележащих и без того неблагоприятных участках дельты р. Дон и Терского залива.

Однако в данных условиях санитарно-технические попуски не могли в корне изменить ситуацию в р. Темерник путем разбавления из-за своей маломощности, которая составляла лишь 30% от устьевой водности реки.

По гидрохимическим показателям состав воды на всех станциях можно характеризовать как не отвечающий требованиям, предъявляемым к водным объектам рыбохозяйственного назначения. Концентрация ряда загрязняющих веществ превысила ПДК в десятки и более раз. Так, БПК<sub>5</sub> составляло 2,5-22,0 ПДК, ХПК 31,2-135,2 мг/л, нефтепродуктов 8,8-145,4 ПДК, зольности 6,1-64,3 ПДК, зольности нитритного 4,5-22,5 ПДК, фосфатов до 7 ПДК, меди 6-40 ПДК, железа общего 2-15 ПДК. В устье обнаружены хром трехвалентный до 76 ПДК и т.п. В то же время все показатели неограничивались веществами с известными ПДК, поэтому сравнительная характеристика конкретных участков по этому показателю не могла отразить действительного положения вещей, т.е. сочетания воздействия загрязнителей на биоценоз. В немой степени его состояние зависело и от динамики водности различных участков.

Гидробиологические пробы отбирались не более 10-15 летних участков рек Темерник

**Ключевые слова:** загрязнение, состояние гидробиоценоза, структурные показатели

и Дон в соответствии со стандартными станциями мониторинга Донского бассейнового водохозяйственного объединения. Пробы микрозоопланктона, учитывая максимальные глубины реки, отбирались ведром с поверхности и отбирались в тот же день в живом виде. Коловратки и инфузории подсчитывались из одного объема воды по методике, описанной в Руководстве ГМС 1992 г. [6] Пробы мезозоопланктона отбирались также ведром, концентрировались пропусканием 100 л через планктонную сеть Апштейна (размер № 70) и фиксировались 40% раствором формалина. Бентос отбирался дночерпательным Петерсеном и отбирался по стандартной методике [7].

## Результаты и их обсуждение

Гидробиологические характеристики фауны р. Темерник (табл. 1-3) достаточно отрицательные условия существования в реке и свидетельствуют о тяжелом состоянии экосистемы. В связи с наличием большого количества неучтенных городских стоков изменение качества вод не четко связано с удаленностью от устья реки. Поэтому приводить к определению участков отбора проб вторично нецелесообразным.

Бентосная фауна (табл. 1) р. Темерник в исследуемый период была представлена крайне бедно как в качественном, так и в количественном отношении. В грунтах станций № 2 и 5 не удалось обнаружить представителей ни одной из групп зообентоса. Населенных станций присутствовали в основном черви и только на станциях № 3 и 6 были обнаружены хирономиды. Причем максимум

плотность тех и других предствителей донной фауны зафиксирована в устье реки, что, по-видимому, связано с воздействием токсических веществ, бл год ря ч стым промываниями грунтов донскими водми в периоды н гонных ветров. Очевидно, что за счет смешения более трофных вод р. Темерник и менее загрязненных вод р. Дон в устье локально сложились более благоприятные условия для размножения преимущественно олигохет. Как известно, в первую очередь олигохеты и во вторую хирономиды являются наиболее выносливыми представителями донной фауны по отношению к антропогенному загрязнению. Предствители моллюсков и ракообразных отсутствовали не только на всех створках в с мой р. Темерник, но и вдоль всего берега р. Дон на расстоянии 100, 500 и 1000 м ниже устья р. Темерник. Примечательно, что на участке р. Дон в 500 м выше впадения р. Темерник состояние донной фауны заметно лучше, чем в устье в р. Темерник. Таким образом, донная фауна в р. Дон практически по всем показателям была богаче. Менее токсикорезистентные ракообразные и моллюски здесь составляли основу бентосного сообществ.

Рачковый зоопланктон (табл. 2) был полностью угнетен на створках № 5 и 6, так же как и крапиволистный рывит на створе № 2. Наиболее чистых створках отмечалось очень низкое видовое разнообразие. Относительным обилием выделялись только участки № 3 в верхнем течении реки.

В обобщенной табл. 3 для удобства восприятия данных все исследованные участки расположены в порядке ухудшения условий, которые подтверждаются согласованностью реакции рачковых ценозов. По всем гидробиологическим показателям с наиболее тяжелыми условиями были участки № 5 (ниже зоопарка) и 6 (в устье). Кроме того, выделялся так же створ 2 - как и створ 5 он характеризовался сильно замедленным течением.

В первую очередь обращают на себя внимание чрезвычайно высокие, измеряемые в десятках тысяч экземпляров в литре воды, плотности планктонных Ciliata (табл. 3). Это свидетельствует о высокой степени органического загрязнения вод исследованной реки. Как известно [4, 8], плотность инфузорий на уровне нескольких тысяч экз./л соответствует водоему мезотрофного класса. Однако резкие колебания количеств видов Ciliata (от 4 до 18) свидетельствуют о большом напряжении в существовании цилиоценоза. Оно вызвано сочетанием избытка питательных веществ, угнетающего влияния токсических загрязни-

телей и дефицита кислорода. Это подтверждается и существенными колебаниями общей численности Ciliata.

Еще более значительны колебания численности Rotifera, весьма высокие значения которой сменялись с мых незначительных створках (№ 2 и 5) полным их угнетением. Этим же створкам соответствовали и снижения уровня рывития Ciliata. Это подтверждает предположение, что даже с мые легко приспосабливающиеся к экстремальным условиям и с мые токсикорезистентные представители гидробиоценоза – инфузории – испытывали угнетающее влияние загрязнений в данной реке.

ИНЭК в р. Темерник на всех створках был значительно выше нормы, но изменялся в широких пределах, достигая высоких значений на створках № 2 и 5. Наиболее незначительными по показателям всех исследованных групп гидробионтов следует считать участки в рывоне створов № 2, 5 и 6. Как видно из табл. 3, величина ИНЭК так же именно на этих створках имел в исследованный период с мые высокие значения: - 2000, 1400 и 129, соответственно, что на 2-3 порядка превышает норму.

## Заключение

Таким образом, крапиволистное загрязнение и антропогенное эвтрофирование по рачковым показателям фауны р. Темерник соответствовало максимуму высоким значениям ИНЭК. Структурные показатели биоценоза достаточно согласованно отражали состояние среды, что позволило определить рыверность ИНЭК, соответствующую по известным признакам угнетения биоценоза. Количественное рывитие и соотношение групп гидробионтов можно считать наиболее информативным и логичным показателем состояния экосистемы. Наш взгляд, на наш взгляд, предпочтителен, так как дает наиболее полное представление о способности системы передчи веществ и энергии по трофической цепи и об интенсивности процессов самоочищения вод. Видовой состав так же меняется, но он является более консервативным и количественным показателем, требующим при этом большего времени и высокой квалификации специалистов по каждой группе гидробионтов, следовательно, он непригоден для целей широкого применения в мониторинге.

По данным всех использованных в анализе ценозов состояние р. Темерник до реконструкции можно характеризовать как крапиволистное тяже-



лое, угнетение биоты погр ничное с полным вымиранием. Все группы, включая инфузорию, испытывали угнетение, уровень их развития ниже соответствующего трофической обеспеченности, о чем свидетельствуют резкие колебания численности и небольшой территории. Они обусловлены действием двух противоположно направленных факторов - избыток пищи с одной стороны и под влиянием токсичности и дефицита кислорода с другой. При этом уровень количественного развития более высоко развитых организмов в целом ниже обычного для южных регионов. В то же время количественное развитие инфузорий (и коловраток) достигло очень высоких значений, несмотря на то, что и оно испытывало угнетающее влияние. В биоценозе сильно загрязненной реки на всех исследованных участках преобладали низшие гетеротрофные организмы; относительно высокий уровень количественного развития достигли черви.

В приведенном примере можно видеть типичную характерную для протрофической деструктивной протрофической сукцессии особенность: и более устойчивые к отрицательному воздействию ценозы погибают резко, без постепенного снижения уровня развития, т.е. для высокой степени протрофической эвтрофикации и загрязнения характерны скачкообразные переходы от очень высокой численности отдельных групп гидробионтов к полной их гибели. Следовательно, повышенная численность низших гетеротрофов должна служить предупреждением о возможности неожиданной гибели всего биоценоза при резкой протрофической сукцессии.

В схеме временной протрофической деструктивной сукцессии биоценоза Темерник в целом не ходила в период исследования и последнем отрезке ее кривой, что может служить моделью для изучения характерных особенностей

ностей из верхней ступени протрофической деструкции экосистем. Наиболее рельефно и логично степень протрофического процесса в этих экстремальных условиях отражена в ИНАЖ.

*Авторы благодарят Г.Г. Толстик и М.В. Бычкову за обработку проб бентоса и сетного планктона.*

### Литература

1. М. Крушин А.В. Биологический мониторинг вод. Л.: ЗИН АН СССР, 1974. 60 с.
2. М. Крушин А.В. Библиографический указатель по теме «Биологический мониторинг вод» с приложением списка организмов-индикаторов загрязнения. Л.: ЗИН АН СССР, 1974. 53 с.
3. А.с. 1789920 СССР, МКИ<sup>5</sup> G 01n 33/18. Способ оценки качества вод и санитарного состояния водоемов / Кренин С.В. // Звено 2.12.1987. № 4337416. Опубликовано 23.01.1993, Бюл. № 3.
4. Кренин С.В. Применение принципов сукцессионного мониторинга для оценки и прогнозирования водных экосистем. Дис. ... д-р биол. наук. М., 2002. 523 с.
5. Кренин С.В. Шкала оценок состояния экосистем / С.В. Кренин, В.П. Седакин, К.В. Кренин // Проблемы прикладной экологии. 2002. № 1. С. 140-145.
6. Кренин С.В. Мониторинг микрозоопланктона // Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем / Под ред. В.А. Абкумов. С-П., Гидрометеиздат. 1992. С. 131-150.
7. Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем / Под ред. В.А. Абкумов. С-П.: Гидрометеиздат, 1992. 318 с.
8. Щербаков А.П. Численность и биомасса простейших в планктоне эвтрофного озера // Гидробиол. журн. 1969. Т. 5. № 2. С.14-21.



S.V. Kreneva, K.V. Kreneva

## RATIO OF SOME STRUCTURAL INDICES OF HYDROBIOCENOSIS UNDER CRITICAL POLLUTION

Test of an authorial express-index of hydrobiocenosis state was carried out under conditions of mixed pollution of small urban river. In this process number ratio of Ciliata/Rotifera microzooplankton showing degree of anthropogenic water eutrophication was used. Revealed late stages of naturalistic eutrophication typical of south with critical pollution gave to detect order of index magnitude close to upper range limit.

**Key words:** pollution, hydrobiocenosis conditions, structural indices



# ПОТЕНЦИАЛ природных биоплёнок ***NOSTOC COMMUNE*** КАК СОРБЕНТОВ тяжёлых металлов В ВОДНОЙ СРЕДЕ

Сообщества биопленок *Nostoc commune* различных экотопов отражают специфику техногенного воздействия на окружающую среду. Данные сообщества являются индикаторами техногенной нагрузки, отражая уровень химического загрязнения окружающей среды. Благодаря многообразию состава и свойств, в условиях прогрессирующего загрязнения природные биопленки *N. commune* могут сыграть роль биофильтров – поглотителей токсикантов.



## Введение

**Б**иоплёнки *Nostoc commune* — природные многовидовые структурированные сообщества фототрофных и симбиотических микроорганизмов, обитающих в любом регионе планеты. Совокупность предположительно устойчивости микроорганизмов, входящих в состав биоплёнок, делает эти уникальные природные комплексы перспективным объектом в разработке методов оценки состояния окружающей среды с проведением биоремедиационных мероприятий [1].

Целью работы было исследование биоремедиационного и биотестового потенциала природных многовидовых биоплёнок

## Е.А. Горностаева\*,

спириботники, физиологии растений и микробиологии, ФГБОУ ВПО Вятский государственный сельскохозяйственный академия

с доминированием цианобактерии *Nostoc commune* по отношению к ионам меди (II) и никеля (II), которое включало три направления:

- ♦ исследование видового, группового состава биоплёнок и содержания тяжёлых металлов в биоплёнках из различных экотопов;
- ♦ определение сорбционной способности биоплёнок по отношению к ионам никеля (II) и меди (II) при различных условиях концентрации в водной среде;
- ♦ выявление физиолого-биохимического отклика комплексных микроорганизмов, входящих в состав биоплёнок *Nostoc commune*, на воздействие испытываемых загрязнителей.

\*Адрес для корреспонденции: g\_lentochka@mail.ru

## Материалы и методы исследования

Объекты исследования были природные плёнки с доминированием цианобактерии (ЦБ) *Nostoc commune*, собранные вдоль обочины шоссе и железной дороги (ЖД) и песчано-гравийной насыпи. Культивировали биоплёнки в среде Громов № 6 без азота в течение 2 месяцев в люминесценте при постоянной температуре (+25 °С) и 12-часовом освещении (3000 лк). Исследовали сорбционные способности биоплёнки до и после выращивания как в виде цельной биоплёнки, так и в виде гомогената. Гомогенизировали гомогенизатором марки Homohenizer type 302 при 11000 об./мин. в течение 3 мин. В качестве токсикантов использовали соли меди (II) и никеля (II) в виде сульфатов. При этом концентрация ионов тяжёлых металлов (ТМ) составляла 2 и 20 мг/дм<sup>3</sup>.

**А.И. Фокина,**  
кандидат биологических наук,  
доцент кафедры химии, ФГБОУ  
ВПО Вятский государственный  
университет

**Л.В. Кондакова,**  
кандидат биологических наук,  
доцент кафедры экологии, ФГБОУ  
ВПО Вятский государственный  
университет

Видовой и количественный состав цианобактериальной микрофлоры выявляли путём прямого микроскопирования в сочетании с методами чашечных и водных культур [2]. Активность хлорофилла (АК) определяли гометрическим методом [3]. Содержание феофетина и хлорофилла определяли спектрофотометрическим методом по монохроматической методике [4]. Содержание ТМ определяли методом тонно-сорбционной спектроскопии на спектрометре «Спектр-5» [5, 6]. Интенсивность биолюминоесценции (ИБХЛ) суспензии культуры измеряли на биолюминометре БХЛ-07 [7].

## Результаты и их обсуждение

Исследовали видовой, групповой состав и содержание тяжёлых металлов в биоплёнках из различных экотопов

Изучение видового состава биоплёнок, отобранных в различных экотопов, показало, что наибольшее представительство различных видов ЦБ и водорослей характерно для биоплёнок, собранных вблизи автодороги (АД), и составляет 23 вида (табл. 1). Видовое богатство биоплёнок вблизи ЖД намного меньше, всего 10 видов, из них 9 ЦБ и 1 водоросль. Полностью исчезают водоросли (*Stichococcus*, *Klebsormidium*). Вероятно, это указывает на более высокий уровень токсичности почвы вблизи ЖД. Данные подтверждают результаты определения содержания ТМ в плёнках (рис. 1).

Результаты объединённого флористического состава биоплёнок вблизи ЖД коррелируют с данными по количественным характеристикам этих биоплёнок (табл. 2, 3). Так, плотность фототрофных популяций биоплёнок *Nostoc commune* у АД составляет  $2,7 \cdot 10^9$  кл./г, у ЖД —  $2,0 \cdot 10^9$  кл./г. Подсчёт количества клеток проводили методом прямого счёта под микроскопом [8].

Цианобактериальные плёнки, являясь накопителями ТМ, отражают экологическую напряжённость экотопов. В плёнках вблизи ЖД содержание цинка, никеля, марганца и меди значительно превышает фоновое в плёнках от АД. Этот факт объясним тем, что в почве вблизи ЖД увеличены ТМ по сравнению с железнодорожным трассированием. Образцы плёнок, отобранные вблизи АД, отличаются более высоким содержанием свинца, что вполне объяснимо —

Таблица 1

Видовой состав фототрофов биоплёнки *Nostoc commune*

Вблизи автодороги	Вблизи железной дороги
1. <i>Nostoc commune</i>	1. <i>Nostoc commune</i>
2. <i>N. punctiforme</i>	2. <i>N. punctiforme</i>
3. <i>Tolypothrix tenuis</i>	3. <i>Phormidium autumnale</i>
4. <i>Calothrix elenkinii</i>	4. <i>Ph. molle</i>
5. <i>Microchaete tenera</i>	5. <i>Leptolyngbya fragilis</i>
6. <i>Phormidium autumnale</i>	6. <i>L. foveolarum</i>
7. <i>Ph. boryanum</i>	7. <i>Chlorella mirabilis</i>
8. <i>Ph. formosum</i>	8. <i>Phormidium uncinatum</i>
9. <i>Leptolyngbya frigida</i>	9. <i>Plectonema nostocorum</i>
10. <i>L. fragilis</i>	10. <i>Borzia trilocularis</i>
11. <i>L. foveolarum</i>	
12. <i>L. angustissima</i>	
13. <i>Tychonema granulatum</i>	
14. <i>Oscillatoria</i> sp.	
15. <i>Chlorella vulgaris</i>	
16. <i>Chlamydomonas gloeogama</i>	
17. <i>Chlorococcum</i> sp.	
18. <i>Coenocystis planctonica</i>	
19. <i>Stichococcus bacillaris</i>	
20. <i>Klebsormidium flaccidum</i>	
21. <i>Kleb. rivulare</i>	
22. <i>Characiopsis minima</i>	
23. <i>Eustigmatos magnus</i>	

**Таблица 2**

**Групповой состав фототрофного комплекса *Nostoc commune* у автодороги**

Группы фототрофов	Численность, кл./г ( $\bullet 10^9$ )	Содержание, %
<i>Nostoc commune</i>	2,28 ± 0,11	83,12
Другие гетероцистные цианобактерии	0,21 ± 0,01	7,83
Безгетероцистные цианобактерии	0,12 ± 0,01	4,42
Одноклеточные зелёные водоросли	0,113 ± 0,01	4,16
Нитчатые зелёные водоросли	0,013 ± 0,001	0,47
Всего	2,704 ± 0,135	100,00



**С.Ю. Огородникова,**

кандидат биологических наук, старший научный сотрудник, Учреждение Российской академии наук Институт биологии Коми научного центра Урльского отделения РАН

**Л.И. Домрачева,**

доктор биологических наук, профессор кафедры ботаники, физиологии растений и микробиологии, ФГБОУ ВПО Вятского государственного сельскохозяйственного университета

**Таблица 3**

**Групповой состав фототрофного комплекса *Nostoc commune* у железной дороги**

Группы фототрофов	Численность, кл./г ( $\bullet 10^9$ )	Содержание, %
<i>Nostoc commune</i>	1,61 ± 0,21	81,64
Другие гетероцистные цианобактерии	0,05 ± 0,01	2,53
Безгетероцистные цианобактерии	0,21 ± 0,02	10,85
Одноклеточные зелёные водоросли	0,10 ± 0,015	4,98
Всего	1,975 ± 0,1	100,00

многие годы использовались этилированным бензином привело к его накоплению в почве.

Благодаря своим особенностям, ЦБ обладают свойством концентрировать ТМ, тем самым, очищая почву от них [9]. Но помимо почвы ТМ загрязняют водные источники. Поэтому мы поставили задачу определить сорбционные возможности биоплёнок в водной среде.

*Определение сорбционной способности биоплёнок по отношению к ионам никеля (II) и меди (II) при различных условиях культивирования*

Для данного исследования взяты плёнки *Nostoc commune*, отобранные вблизи АД. Навески сухих биоплёнок (высушив лиophilizing на фильтровальной бумаге при комнатной температуре до постоянной массы) массой 0,02 г (до и после выращивания) помещали в растворы солей никеля и меди с концентрациями 2 и 20 мг/дм<sup>3</sup>, также в смесь солей с нелогичными концентрациями каждого металла в смеси (доза-концентрация биопленок в этих условиях составляет 0,8 г/дм<sup>3</sup>). Биоплёнки до выращивания считали неочищенными, после выращивания — очищенными от ТМ, предполагая, что при культивировании в биоплёнках происходит существенное снижение природной концентрации ТМ (табл. 4).

Остаточное содержание ионов Cu<sup>2+</sup> и Ni<sup>2+</sup> определяли в фильтрате после суточного выдерживания в растворе токсикантов (табл. 5).

Сорбционные возможности очищенной от ТМ биоплёнки оказались лишь выше. Скорее всего, при выращивании в питательной среде остались виды с большим сорбционным потенциалом, и содержащиеся до очистки в биоплёнке ТМ препятствовали поглощению ионов никеля (II) и меди (II).

После выявления значимости предварительной очистки микроорганизмов на их сорбционные свойства провели исследование влияния формы культивирования (гомогенат и плёнка) на способность сообществ очищать раствор от ионов металлов. Продолжительность контакта этих структур с токсикантами в водной среде составил 1 сутки (табл. 6, 7).

Остаточное содержание ионов ТМ в растворе после контакта с гомогенатом мень-



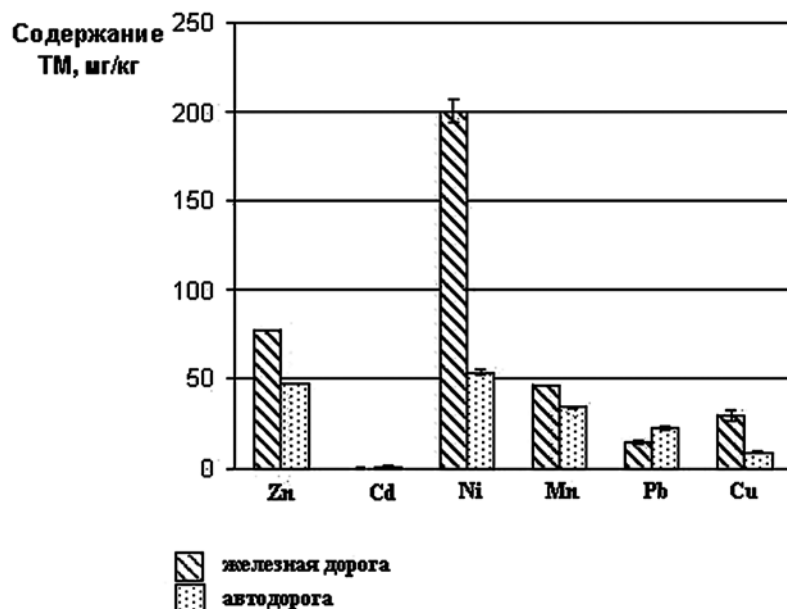


Рис. 1. Содержание ТМ в природных плёнках *Nostoc commune* из различных экотопов.

Таблица 4

Содержание некоторых ТМ в биоплёнке до и после выращивания на среде Громова № 6 без азота, мг металла/г сухой биоплёнки

Металл	От АД		От ЖД	
	До	После	До	После
Cu	8,80 ± 0,42	5,44 ± 0,39	29,4 ± 2,96	13,74 ± 0,22
Pb	22,80 ± 0,85	13,96 ± 1,15	14,65 ± 1,63	7,33 ± 1,09
Cd	1,25 ± 0,07	1,12 ± 0,06	1,40 ± 0,02	1,40 ± 0,07
Ni	54,04 ± 8,45	30,08 ± 6,02	200,00 ± 14,80	81,28 ± 5,09

Таблица 5

Остаточное содержание металлов в растворе после контакта с биоплёнкой до и после очистки

Исходные концентрации ионов металлов, мг/дм <sup>3</sup>	Остаточное содержание ионов металла в растворе, мг/дм <sup>3</sup>			
	Cu <sup>2+</sup>		Ni <sup>2+</sup>	
	до очистки	после очистки	до очистки	после очистки
Cu <sup>2+</sup> , 2	0,41 ± 0,06	0,09 ± 0,002	-	-
Cu <sup>2+</sup> , 20	4,10 ± 1,90	2,65 ± 0,02	-	-
Ni <sup>2+</sup> , 2	-	-	0,23 ± 0,01	0,03 ± 0,001
Ni <sup>2+</sup> , 20	-	-	10,27 ± 1,74	4,97 ± 0,001
Ni <sup>2+</sup> , 2 + Cu <sup>2+</sup> , 2	0,30 ± 0,03	0,10 ± 0,03	0,21 ± 0,002	0,06 ± 0,002
Ni <sup>2+</sup> , 20 + Cu <sup>2+</sup> , 20	1,53 ± 0,23	1,14 ± 0,03	12,27 ± 1,06	8,36 ± 0,03

Примечание: «-» — не определяли

ше, чем в плёнке. Очищенная плёнка от ЖД сорбирует больше металлов, чем плёнка от АД. В присутствии смеси ионов при концентрации 2 и 20 мг/дм<sup>3</sup> остаточное содержание ионов никеля (II) больше после контакта с гомогенатом от ЖД, чем с гомогенатом культуры от АД. Можно предположить, что повышенная сорбция плёнок и гомогенатов от ЖД связана с высвобождением функциональных групп в оболочках клеток культуры при выращивании, поэтому увеличивается поглотительная ёмкость биоплёнок. Поглотительная способность гомогената выше, что может быть связано с большей площадью соприкосновения с раствором.

Ёмкость поглощения зависит от многих факторов, в том числе от количества металлов в биоплёнке, количества ионов металлов в растворе и формы контактирования. Так, неочищенная плёнка массой 1 г сорбирует 2,2 мг никеля и 2,0 мг меди из раствора с концентрацией металлов 2 мг/дм<sup>3</sup> и 10,9 мг и 20,0 мг из растворов с концентрацией металлов 20 мг/дм<sup>3</sup> соответственно. После очистки культуры ёмкость по-



глощения увеличил сь. Очищенн я плёнк м соой 1 гр мм сорбирует 2,3 мг Ni и 2,2 мг Cu из р створов с концентр цией мет ллов 2 мг/дм<sup>3</sup> и 13,0 мг и 20,3 мг из р створов с концентр цией 20 мг/дм<sup>3</sup> соответственно. Ёмкость поглощения увеличив ется после гомогениз ции культуры. Сост вляет 2,4 мг Ni и 2,4 мг Cu из р створов с концентр цией мет ллов 2 мг/дм<sup>3</sup> и 16,7 мг и 22,9 мг соот- ветственно из р створов с концентр цией 20 мг/дм<sup>3</sup>.

Для исследов ния влияния ионов ТМ н некоторые биохимические процессы в клетк х был проведен серия опытов, в ходе кото- рых определяли физиолого-биохимический отклик биоплёнок н действие поллют нтов.

*Выявление физиолого-биохимического от- клик комплекс микроорг низмов, входящих в сост в биоплёнок Nostoc commune, н воз- действие испытуемых поллют нтов*

**Д.С. Лаптев,**  
к ндид т био-  
логических н ук,  
н учный сотрудник  
ФГБУН Институт  
физиологии Коми  
НЦ Ур льского  
отделения  
Российской к де-  
мии н ук

**Е.М. Сластникова,**  
м гистр нт к фе-  
дры химии,  
ФГБОУ ВПО  
Вятский госуд р-  
ственный гум ни-  
т рный универ-  
ситет

Выявление ответных ре кций орг низмов н условия их потенци льного применения является одним из спектов биотехнологии. Внедрение в производственную пр ктику любой живой системы требует зн ний о её физиологических особенностях.

При стрессовых воздействиях у ЦБ возни- к ет комплекс р знообр зных изменений, которые нередко приводят к р зличным внутриклеточным н рушениям. В этих ус- ловиях для выжив ния и обеспечения жиз- недеятельности кр йне в жным является функциониров ние систем поддерж ния гомеост з . Поддерж ние клеточного гомеост з у ЦБ при влиянии р зличных внешних ф кторов обеспечив ется р ботой целого ряд з щитных систем. К числу в жнейших относится систем нтиоксид нтной з щи- ты, уч ствующ я в протекции окислитель- ных повреждений. К т л зн я ктивность пок зыв ет, н сколько орг низм способен ре гиров ть н обр зов ние перекиси водород в присутствии стресс-ф кторов.

В связи с тем, что хлорофилл и другие пиг- менты являются необходимой сост вной ч стью фотосинтезирующей системы, н -

**Таблица 6**

**Остаточное содержание металлов в растворе после контакта с культурой в виде плёнки и гомогената (у автодороги)**

Исходные концентрации ионов металлов, мг/дм <sup>3</sup>	Остаточное содержание ионов металла в растворе, %			
	Cu <sup>2+</sup>		Ni <sup>2+</sup>	
	плёнка	гомогенат	плёнка	гомогенат
Cu <sup>2+</sup> , 2	20,5	4,5	-	-
Cu <sup>2+</sup> , 20	20,5	13,25	-	-
Ni <sup>2+</sup> , 2	-	-	11,5	1,5
Ni <sup>2+</sup> , 20	-	-	50,0	24,5
Ni <sup>2+</sup> , 2 + Cu <sup>2+</sup> , 2	15,0	5,0	10,5	0,3
Ni <sup>2+</sup> , 20 + Cu <sup>2+</sup> , 20	17,65	5,7	61,35	41,8

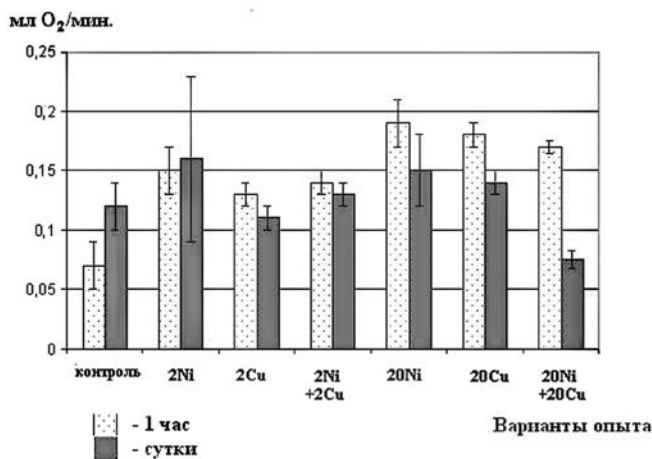
Примечание: «-» — не определяли

**Таблица 7**

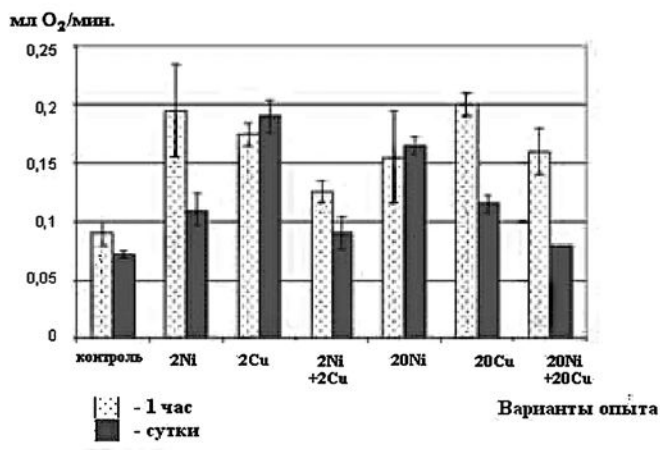
**Остаточное содержание металлов в растворе после контакта с культурой в виде плёнки и гомогената (у железной дороги)**

Исходные концентрации ионов металлов, мг/дм <sup>3</sup>	Остаточное содержание ионов металла в растворе, %			
	Cu <sup>2+</sup>		Ni <sup>2+</sup>	
	плёнка	гомогенат	плёнка	гомогенат
Cu <sup>2+</sup> , 2	4,7	2,6	-	-
Cu <sup>2+</sup> , 20	15,7	8,3	-	-
Ni <sup>2+</sup> , 2	-	-	6,5	2,0
Ni <sup>2+</sup> , 20	-	-	32,6	30,5
Ni <sup>2+</sup> , 2 + Cu <sup>2+</sup> , 2	4,1	2,8	8,5	4,0
Ni <sup>2+</sup> , 20 + Cu <sup>2+</sup> , 20	21,1	15,6	48,1	42,5

Примечание: «-» — не определяли



**Рис. 2.** Влияние концентрации токсикантов и продолжительности экспозиции на АК биоплёнок с доминированием ЦБ *Nostoc commune* (отобраны у автодороги).



**Рис. 3.** Влияние концентрации токсиканта и продолжительности экспозиции на АК биоплёнок с доминированием ЦБ *Nostoc commune* (отобраны у железной дороги).

рушение их структуры или уменьшение их количества ведёт к значительному снижению фотосинтетической способности и как следствие — рост микроорганизмов.

Явление БХЛ широко используют для биотестирования токсичности окружающей среды. Ксенобиотики изменяют интенсивность биолюминесцентного сигнала. Ингибиторные или активация БХЛ может использоваться для биотестирования состояния среды [10].

Многие учёные отмечают активную ответную реакцию ферментативных систем микробных комплексов на действие ТМ [11-13]. Среди всех ферментов наиболее интенсивный отклик у ЦБ выявлен для АК [14]. Поэтому в группу исследуемых показателей входили АК, содержание хлорофилла и интенсивность БХЛ.

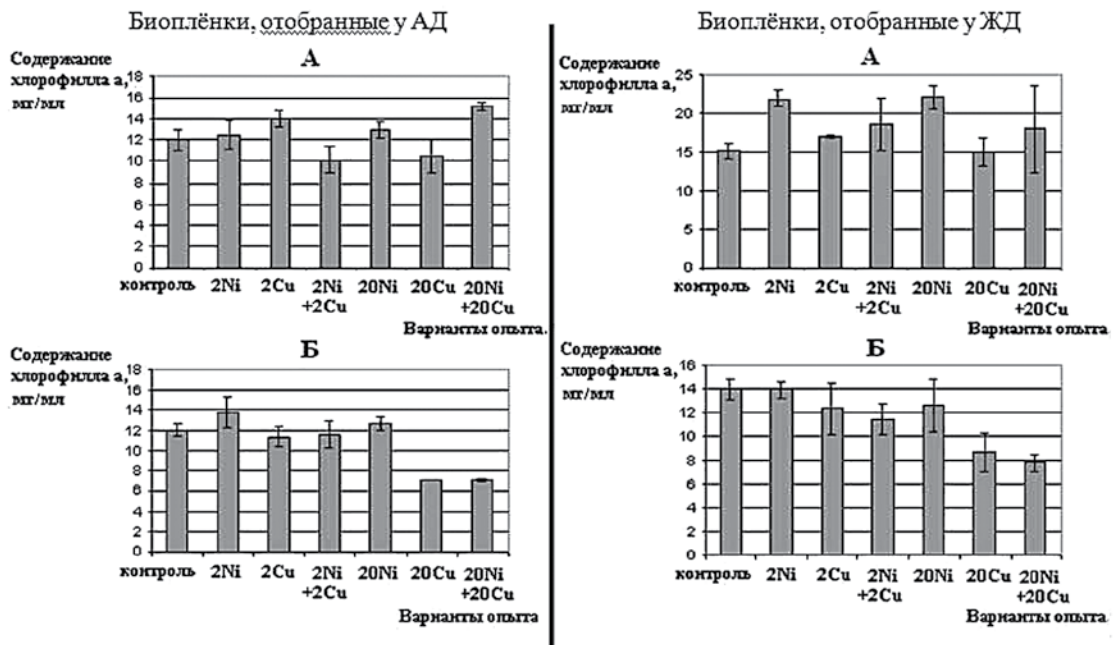
Выявлено, что АК при воздействии ТМ на микробные сообщества в течение 1 часа, через 24 ч в большинстве вариантов снижается (рис. 2, 3). Поллютанты стимулируют АК, что говорит о возникновении критического состояния в работе биологических систем сообществ. Значения АК в контрольных вариантах обеих серий (АД и ЖД) через час близки между собой, через сутки АК биоплёнок от АД увеличился, от ЖД — уменьшился.

Зависимость интенсивности АК микроорганизмов из различных экотопов от продолжительности контакта и концентрации ТМ несколько отличается друг от друга. В серии опытов с биоплёнкой от ЖД значения АК почти во всех вариантах превышают 0,15 см<sup>3</sup>/мин. Через сутки, если не учитывать контроль и варианты с концентрацией 2 мг/дм<sup>3</sup>, значения АК биоплёнок обеих серий схожи между собой как по своим величинам, так и по закономерностям изменений.

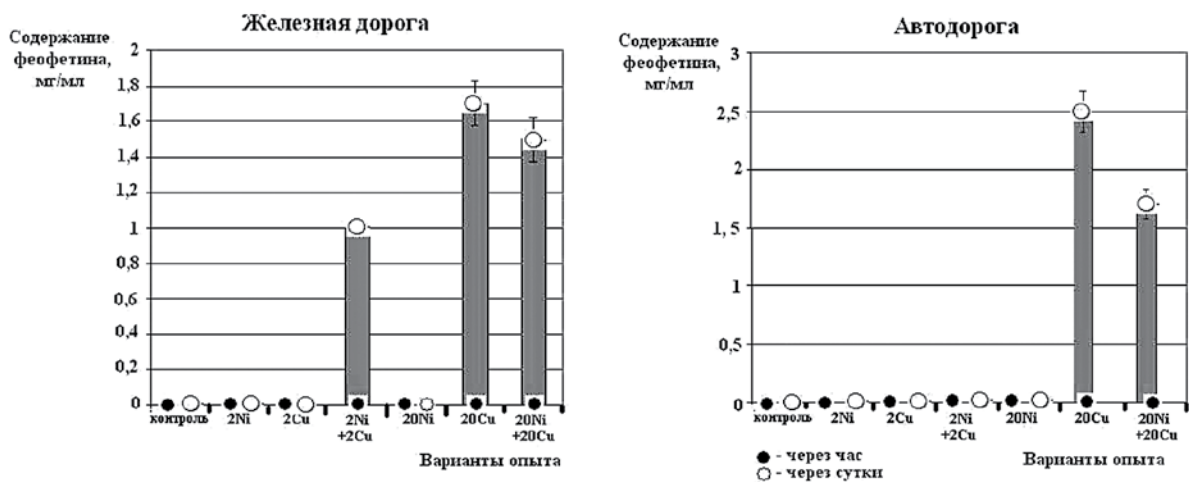
Сильнейший первоначальный отклик на воздействие токсикантов больше в опытах с плёнкой от ЖД. Можно предположить, что сообщество, отобранное вблизи ЖД, обладает большей «сопротивляющей» реакцией.

Применительно к исследованию АК изучили влияние ионов ТМ на интенсивность БХЛ и содержание хлорофилла (табл. 9).

Через 24 ч почти во всех вариантах интенсивность БХЛ снижается. Особенно отчетливо это заметно в вариантах с ионами меди. В то время как влияние ионов никеля неоднозначно. По сравнению с контролем, в большинстве случаев ионы никеля ослабляют интенсивность БХЛ, но по сравнению с вариантами, где токсикантом является медь, свечение сильнее. Наиболее приемлемым при проведении биотестирования является вариант экспозиции в течение суток. Показатели интенсивности БХЛ культур, отобранных у ЖД, отличаются от показателей культуры отобранных у АД. У АД варианты по увеличению токсичности



**Рис. 4.** Влияние ионов  $Ni^{2+}$  и  $Cu^{2+}$  и продолжительности экспозиции на содержание хлорофилла а в биоплёнках:  
 А – через час экспозиции; Б – через сутки экспозиции.



**Рис. 5.** Влияние ионов никеля (II), меди (II) и продолжительности экспозиции на содержание феофетина в биоплёнках.

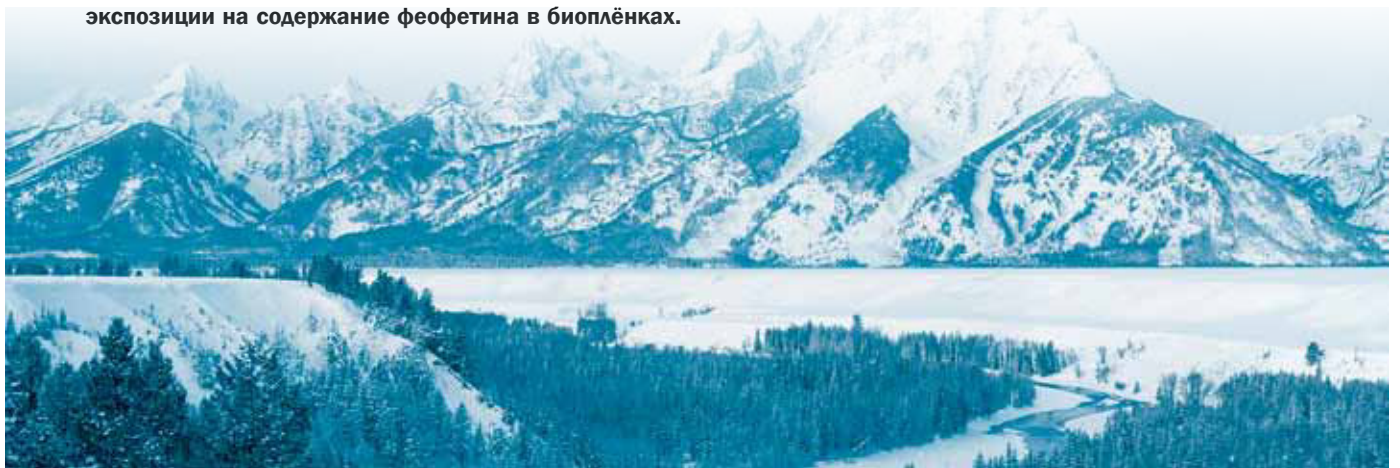


Таблица 9

Влияние ионов  $Ni^{2+}$  и  $Cu^{2+}$  и продолжительности экспозиции на интенсивность биофлуоресценции биоплёнок,  $I_{max}$  (мВ)

Исходные концентрации ионов металлов, мг/дм <sup>3</sup>	Вблизи автодороги		Вблизи железной дороги	
	Через час	Через сутки	Через час	Через сутки
Контроль (соли металлов не вносили)	399±25	267±33	314±37	209±5
$Ni^{2+}$ , 2	114±9	103±10	347±41	204±22
$Cu^{2+}$ , 2	110±11	3±1	105±6	52±2
$Ni^{2+}$ , 2 + $Cu^{2+}$ , 2	138±19	2±0	246±29	45±6
$Ni^{2+}$ , 20	222±9	54±10	240±10	178±9
$Cu^{2+}$ , 20	9±2	4±1	12±1	0
$Ni^{2+}$ , 20 + $Cu^{2+}$ , 20	10±2	1±0	11±1	3±0

среды можно расположить в следующем порядке: контроль >  $Ni^{2+}$  (2) >  $Ni^{2+}$ (20) >  $Cu^{2+}$  (20) >  $Cu^{2+}$  (2) >  $Ni^{2+}$  +  $Cu^{2+}$  (2) >  $Ni^{2+}$  +  $Cu^{2+}$  (20). У железной дороги: контроль >  $Ni^{2+}$  (2) >  $Ni^{2+}$  (20) >  $Cu^{2+}$  (2) >  $Ni^{2+}$  +  $Cu^{2+}$  (2) >  $Ni^{2+}$  +  $Cu^{2+}$  (20) >  $Cu^{2+}$  (20).

Результаты исследования влияния токсикантов на содержание хлорофилла представлены на рис. 4.

Заметно больше токсичность  $Cu^{2+}$ , чем  $Ni^{2+}$ . При этом уменьшение содержания хлорофилла наблюдается только через 1 сут.

Определение феофетина, как продукта распада хлорофилла, показывает, что ионы ТМ в концентрациях 2 и 20 мг/дм<sup>3</sup> через 1 ч не вызывают образования феофетина в одном из вариантов (рис. 5). Через 24 ч максимальное содержание феофетина наблюдается в варианте с высоким содержанием  $Cu$  (II) как в индивидуальном растворе, так и в смеси с  $Ni$  (II). Кроме того, феофетин обнаружен в плёнке от ЖД, где ионы ТМ находятся в смеси при концентрациях 2 мг/дм<sup>3</sup>.

## Заключение

Сообщества биоплёнок *Nostoc commune* отражают специфику техногенного воздействия на окружающую среду. Эти уникальные сообщества могут выжить и вегетировать в загрязнённых местообитаниях, сохраняя видовое и родовое разнообразие и высокую плотность популяции, также фиксируя изменения, происходящие в природе. Было выявлено, что содержание ТМ указывает на специфику

тропогенного воздействия на экотоп. Так, в биоплёнке, отобранной у АД, наблюдается высокое содержание свинца, у ЖД — меди, никеля, марганца, цинка. Видовое обилие фототрофов указывает на то, что токсичность местообитания вблизи ЖД выше.

Докладно, что биоплёнки, выращенные в жидкой питательной среде, обладают высокой сорбционной способностью. При этом уровень сорбционной активности определяется концентрацией ТМ и формой сорбента. Так, более активное поглощение ионов ТМ идёт при меньшей концентрации металлов. Отмечено повышенное поглощение способностью гомогенизированной среды в плёнке. Сорбция ТМ сообществом микроорганизмов у ЖД выше, чем у АД.

Добывление ионов ТМ в среду культивирования *Nostoc commune* приводит к изменению таких физиологических и биохимических показателей биоплёнок, как АК, интенсивность БХЛ, содержание хлорофилла и феофетина.

## Литература

1. Домрчев Л.И. Биоплёнки *Nostoc commune* — особая микробная сфера // Л.И. Домрчев Л.В. Кондаков, О.А. Пегушин, А.И. Фокин // Теоретическая и прикладная экология. 2007. № 1. С. 15–19.
2. Голлербах М.М. Почвенные водоросли // М.М. Голлербах, Э.А. Штин. Л.: Наука, 1969. 228 с.
3. Хазиев Ф.Х. Методы почвенной энзимологии. М.: Наука, 2005. 252 с.

4. Standard procedure for the determination of chlorophyll *a* by spectroscopic methods. Institute of Marine Research. Norway, 2000. 25 p.
5. РД 52.18.2 86-91. Методик выполнения измерений массовых долей токсичных металлов в пробах почв томно-бсорбционным методом. М.: Государственный комитет по гидрометеорологии, 1991. 13 с.
6. Методические указания по определению тяжёлых металлов в почвах сельхозугодий и продукции растениеводства. М.: ЦИНАО, 1992. 40 с.
7. Руководство по эксплуатации биохемилюминометр БХЛ-07. Нижний Новгород:НИИ «Био втом тик », 2007. 35 с.
8. Домрчев Л.И. Цветение почвы и закономерности его развития. Сыктывкар: Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, 2005. 334 с.
9. Горностаева Е.А. Содержание тяжёлых металлов и групповой состав фототрофов в природных биоплёнках *Nostoc commune* как отклик на особенности местообитания / Е.А. Горностаева, А.И. Фокин, Л.В. Кондакова, С.С. Злобин, Г.И. Березин // Вестник Уральской медицинской академической науки. 2011. № 4. С. 167–168.
10. Кудряшёв Н.С. Физико-химические основы биолюминесцентного анализа / Н.С. Кудряшёв, В.А. Кривошук, Е.Н. Есимбеков. Красноярск: Красноярский университет, 2002. 154 с.
11. Скворцов И.Н. Зависимость некоторых показателей биологической активности почв от уровня концентрации тяжёлых металлов / И.Н. Скворцов, С.К. Ли, И.П. Ворожейкин // Тяжёлые металлы в окружающей среде. М.: МГУ, 1980. 121 с.
12. Коньшев Е.Н. Влияние тяжёлых металлов и их детоксикаторов на ферментативную активность почвы / Е.Н. Коньшев, И.С. Коротченко // Вестник Красноярского государственного аграрного университета. 2011. № 1. С. 114–119.
13. Вдовин Е.Е. Влияние тяжёлых металлов на ферментативную активность почвы / Е.Е. Вдовин, Ю.Б. Цыбенков, Е.В. Цыбиков // Учёные записки ЗБГПУ: Экология, 2012. № 1. С. 63–66.
14. Фокин А.И. Влияние свинца на структуру фототрофных микробных комплексов почвы: Дис. ... канд. биол. наук. Сыктывкар, 2008. 154 с.

*Работа выполнена в рамках гранта Президента Российской Федерации для государственной поддержки молодых российских учёных — кандидатов наук № МК-3326.2012.5.*



E.A. Gornostaeva, A.I. Fokina, L.V. Kondakova, S.Yu. Ogorodnikova, L.I. Domracheva, D.S. Laptev, E.M. Slastnikova

## APPLICATION PERSPECTIVENESS OF *NOSTOC COMMUNE* BIOFILMS AS HEAVY METAL SORBENT IN WATER

**S**tate of *Nostoc commune* biofilms in various ecotopes reflexes of specificity of human impact on environment. The societies responding to chemical pollution are indices of man-made load. Under conditions of developing pollution natural *Nostoc commune* biofilms because of their diverse composition and properties may play a part in biofiltration of toxicants.

**Key words:** *Nostoc commune*, heavy metals, ecotope, sorption capacity, physiological activity



# ОЦЕНКА качества воды **РОДНИКОВ** г. РОСТОВА-НА-ДОНУ НА ОСНОВЕ микробиологических И ТОКСИКОЛОГИЧЕСКИХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ



**Приведены результаты микробиологического исследования воды родников г. Ростова-на-Дону (2011 г.), а также данные по их загрязнению токсинами различной природы, полученные при помощи бактериальных lux-биосенсоров. Выявлены родники, наиболее загрязненные генотоксинами. Показано, что 87 % родников не соответствует требованиям безопасности по микробиологическим показателям.**

## Введение

**Р**одники — это уникальные естественные источники воды, которые играют большую роль в питании других поверхностных водоёмов, а также в поддержании водного баланса близлежащих биоценозов. С давних времен родниковую воду используется населением для питьевых целей благодаря ее особым свойствам. Кроме питьевого предназначения, родники представляют ценность как в научном, так и в культурно-историческом плане.

В связи с увеличением антропогенной нагрузки на территории населенных мест и ухудшением качества поверхностных вод, роль питьевых подземных вод, которые считаются стратегическим источником хозяйственно-бытового водоснабжения, возрастает. Тем не менее, родники на территории населенных мест также испытывают высокое антропогенное влияние. Одной из важных экологических проблем, которая возникает в результате антропогенного прессинга,

**М.А. Сазыкина\***,  
кандидат биологических наук, доцент, заведующая лабораторией промышленных микроорганизмов, ФГАОУ ВПО «Южный федеральный университет», Научно-исследовательский институт биологии

является качество водных источников, что влечет за собой необходимость контроля родниковой воды. При мониторинге состояния родников должны оцениваться различные показатели качества воды. В первую очередь это микробиологические, токсикологические и химические показатели, характеризующие экологическое состояние экосистем.

Составной частью экологического мониторинга окружающей природной среды является биотестирование. Оно включает в себя систему методов, состоящую из оценки качества среды и прогноз различных изменений в биоте, вызванных факторами антропогенного происхождения. Использование биотестирования дает возможность суммировать все биологически значимые изменения окружающей среде и оценивать ее состояние в целом.

\*Адрес для корреспонденции: [submarinas@list.ru](mailto:submarinas@list.ru)

Высокую экспрессность и производительность в биотестировании позволяет достичь использование светящихся бактерий [1–3]. Чувствительность и экономичность биолюминесцентных тестов дает возможность использовать их для первичного скрининга больших массивов природных образцов с целью выделения групп для последующего химического анализа [4, 5].

Целью данной работы было изучение качества воды родников г. Ростов-на-Дону при помощи бактериальных lux-биосенсоров, также исследование ее санитарно-микробиологического состояния.

## Материалы и методы исследования

Образцы воды для биотестирования отбирались из 15 родников г. Ростов-на-Дону осенью (1 октября и 1 ноября) 2011 г. в соответствии с ГОСТ Р 51592-2000 [6].

Микробиологические показатели (общее микробное число и общие колиформные бактерии) в воде определялись в соответствии с МУК 4.2.1018-01 [7].

Для определения генотоксичности и содержания тяжелых металлов использовали бактериальные lux-биосенсоры, которые представляют собой комплекс из сенсорных биолюминесцентных штаммов, отвечающих изменением люминесценции и специфические для каждого штамма токсиканты, и регистрирующий эти изменения люминометр.

В качестве тест-системы для определения генотоксичности был использован SOS-lux тест [8]. Репортером SOS-ответ служил lux-оперон. Использовали штамм *E. coli* C600, трансформированный плазмидой pPLS-1, в которой оперон биолюминесценции находится под контролем SOS-промотора — C600[pPLS-1]. SOS-промотор взят из *sdg* гена плазмиды ColD [9, 10].

Для обнаружения в среде тяжелых металлов, как ртути и кадмия, был использован биосенсорный штамм *E. coli* MG1655 (pMerR-lux), для определения мышьяка — биосенсорный штамм *E. coli* MG1655 (pArsR-lux).

Бактерии инкубировали в бульоне Лури-Бертани, содержащем 100 мкг/мл пенициллин, с эритроцитами при 37 °С. Ночную культуру разводили до концентрации  $10^7$  клеток/мл в свежем бульоне и разлили при 37 °С в течение 2 ч. Затем пробы по 100 мкл переносили в лунки 96-луночных планшетов, часть которых служил контролем (в них добавляли 100 мкл дистиллированной воды), в другие лунки вносили по 100 мкл образцов природной воды. При определении генотоксичности с использованием метаболитической активности в лунки вносили по 10 мкл ктивирующей смеси, содержащей фракцию микросомных ферментов печени крыс S-9 фирмы «Almalab» [11].

Приготовленные тест-системы помещали в микропланшетный люминометр LM-01T («Immunotech») и через определенные интервалы времени измеряли интенсивность биолюминесценции клеточной суспензии. Инкубацию проб проводили при температуре 37 °С. Мерой загрязнения служил фактор индукции, определяемый как отношение интенсивности свечения суспензии штамма, содержащего тестируемое соединение ( $L_c$ ), к интенсивности свечения контрольной суспензии штамма ( $L_k$ ):

$$I = L_c / L_k,$$

где  $L_c$  — интенсивность свечения суспензии lux-штамма в присутствии тестируемого соединения;  $L_k$  — интенсивность свечения контрольной суспензии.

Достоверность отличия биолюминесценции в опыте от контрольной величины оценивали по t-критерию [12].

Вывод о генотоксичности пробы делали при  $p < 0,05$ . Если при достоверном отличии опыт от контроля значения фактора индукции были меньше 2, обнаруженный генотоксический эффект оценивали как «слабый»; если они лежали в диапазоне от 2 до 10 — как «средний», при превышении 10 — как «сильный».

Содержание ртути и мышьяка оценивали по градуировочным графикам, для построения которых использовали стандарты ртути и ртуть и кадмий высокой литической чистоты («Sigma-Aldrich»). По градуировочному графику можно оценить количество ртути или мышьяка, способное индуцировать эквивалентный ответ биосенсор [13].

Все эксперименты проводили в 3-5 независимых повторностях.

**З.С. Кхатаб,**  
аспирант,  
ФГАОУ ВПО  
«Южный федеральный университет», Научно-исследовательский институт биологии

**Е.М. Кудеевская,**  
младший научный сотрудник, ФГАОУ ВПО «Южный федеральный университет», Научно-исследовательский институт биологии

**И.С. Сазыкин,**  
кандидат биологических наук, старший научный сотрудник, ФГАОУ ВПО «Южный федеральный университет, Научно-исследовательский институт биологии

## Микробиологические и токсикологические показатели в воде родников г. Ростова-на-Дону (осень 2011 г.)

№	Название родника, его расположение	Дата отбора	Общее микробное число (число образующих колонии микробов в 1 мл)	Общие колиформные бактерии (число бактерий в 100 мл)	Фактор индукции (I)			
					E. coli C600 (pPLS-I)		E. coli MG1655 (pMerR-lux)	E. coli MG1655 (pArsR-lux)
					- S9	+ S9		
1	Нижний Железнодорожный проезд, д. 37 <sup>#</sup>	01.10.2011	15	16	1,0	1,1	1,4	1,3
		01.11.2011	68	70	1,3	1,6*	1,2	1,1
2	В районе Ростовского зоопарка, на правом берегу р. Темерник <sup>#</sup>	01.10.2011	50	1100	1,0	0,9	1,2	1,3
		01.11.2011	17	1600	1,4	2,0*	1,6*	1,1
3	Ул. Берегов.я. н. территории П. р. моновских скл дов	01.10.2011	830	2200	1,3	1,1	1,6*	1,2
		01.11.2011	250	2400	1,5*	1,4	1,5*	1,4
4	Источник «Серебряный», район ж/д ст. нщи Первом. йск. я, ПЗ-10	01.10.2011	39	260	1,2	1,3	1,4	1,2
		01.11.2011	250	80	1,5*	1,4	1,4	1,4
5	Пересечение ул. Борко и К. пущин	01.10.2011	28	80	1,0	0,9	1,3	1,3
		01.11.2011	27	30	1,3	1,2	1,7*	1,1
6	«Сурб-Х», у мемориального комплекса «Сурб-Х» <sup>#</sup>	01.10.2011	21	0	1,0	0,9	1,3	1,2
		01.11.2011	18	0	1,0	1,3	1,4	1,3
7	Источник им. Преподобного Сергия Ровского, н. территории Богнического с. д.	01.10.2011	53	0	1,6*	1,1	1,7*	1,3
		01.11.2011	75	2	1,7*	1,4	1,7*	1,3
8	Р. йон ул. Мож. йск. я, у водоемов <sup>#</sup>	01.10.2011	30	130	1,3	0,9	2,2*	1,2
		01.11.2011	25	70	1,5*	1,6*	1,5*	1,6
9	«Гремучий», вблизи ж/д ст. нщи «Ростов-Берега», ул. Амбул. торн. я, 55 <sup>#</sup>	01.10.2011	0	0	1,0	1,0	2,1*	1,2
		01.11.2011	10	0	1,6*	2,2*	1,8*	1,6*
10	Ул. К. яльск. я, 71 <sup>#</sup>	01.10.2011	24	240	1,0	1,5*	1,8*	1,4
		01.11.2011	210	250	1,5*	1,5*	1,9*	1,4
11	«Пост ВОХР», ул. Кобяков, 32	01.10.2011	370	900	1,1	1,4	1,3	1,3
		01.11.2011	430	1500	1,5*	1,6*	1,6*	1,4
12	Ул. Кржиж. новского, 396 <sup>#</sup>	01.10.2011	17	2	0,9	1,2	1,6*	1,3
		01.11.2011	19	100	1,7*	1,4	1,6*	1,6*
13	Р. йон ж/д ст. нщи «Акс. й»	01.10.2011	0	0	1,8*	1,5*	1,8*	1,7*
		01.11.2011	149	200	1,7*	1,6*	1,8*	1,7*
14	Н. пр. вом. берегу р. Темерник, н. ул. Куликовск. я, около д. 37 <sup>#</sup>	01.10.2011	16	40	0,9	1,0	2,0*	1,3
		01.11.2011	18	7	1,6*	2,0*	1,9*	1,5*
15	«Богородичный», н. пр. вом. берегу р. Темерник в районе женского мон. стыря Иверской Иконы Божьей М. тери <sup>#</sup>	01.10.2011	12	15	0,9	0,9	2,0*	1,4
		01.11.2011	25	200	1,6*	2,6*	1,8*	1,4
16	Норм. тив <sup>§</sup>		100	отс.	–	–	–	–

Примечание к таблице 1

# — названия родников обозначены в соответствии с «Инвентаризационным перечнем» [14];

\* — отличия от контроля статистически значимы, t-критерий, p &lt; 0,05;

§ — нормативы, которым должна соответствовать вода родников согласно СанПин 2.1.4.1175-02 [15];

«-» — показатели не нормируются. Исследование родниковой воды с помощью биосенсорных штаммов E. coli MG1655 (pMerR-lux) и E. coli MG1655 (pArsR-lux) показало, что максимальный фактор индукции, зарегистрированный в родниковой воде, составляет 2,1, что соответствует содержанию ртути менее 0,0002 мг/л.

## Результаты и их обсуждение

**М**икробиологический состав родниковых вод зависит от антропогенного влияния городского хозяйства и является показателем экологического состояния территории. Для сравнительно-микробиологического исследования образцов воды родников из перечня контролируемых показателей качества воды были выбраны два — общее микробное число и общие колиформные бактерии.

Полученные данные представлены в *табл. 1*. Исследование проб воды, отобранных в разные даты (октябрь и ноябрь 2011 г.), показало, что только в 2 из 15 исследованных родников (13,3 %) вода соответствует требованиям безопасности по микробиологическим показателям. Это родники «Сурб-Хч» и «Гремучий». Территория родников чистая, об источниках питающих труб. В остальных 13 родниках было отмечено превышение чисел общих колиформных бактерий. В 5 источниках также было зафиксировано превышение общего микробного числа от 1,49 до 8,3 раз. Основным источником микробного загрязнения родниковых вод, как известно, являются сточные воды. Способствует ему ветхость городской канализации, также сильная мусорность водосборных территорий родников.

Самый грязный родник расположен на ул. Береговой, на территории Пирмоновских складов. Загрязнению источника способствует негигиеничная обстановка — территория источника из мусора бытовыми отходами. Родник не питающийся, вода пробивается из земляного склона, сквозь щель в кирпичной стене складских развешиваний. С близлежащих территорий собираются в родник поверхностные стоки. В зоне его питания расположены городские кварталы, большей частью представляющие частным сектором со сточными ямами.

Так как родники подпитываются грунтовыми водами, которые просачиваются с поверхности, удовлетворительного качества воды при существующем масштабе загрязнения окружающей среды добиться практически невозможно. При этом состояние воды быстро изменяется, что проиллюстрировано данными в *табл. 1*. Так, величина микробиологических показателей воды в роднике «Серебряный», на ул. Кяльского, в районе ж/д станции «Аксый» в разные даты отбора резко изменялась.

Для обнаружения в среде химических генотоксических агентов (ДНК-тропные агенты), был использован биосенсорный штамм *E. coli* C600 (pPLS-1). Его применение позволило зарегистрировать генотоксический эффект силой без применения методов количественной оценки в 13 пробах воды, отобранных из 11 источников. В случае метода количественной оценки генотоксичность обнаружена в 11 пробах из 9 родников, причем в родниках «Гремучий» и «Богородичный» были зафиксированы эффекты средней величины (2,2 и 2,6).

В исследованиях, проведенных нами ранее [16], максимальный фактор индукции был обнаружен также в роднике «Гремучий». Генотоксичность в роднике выявляется как без применения методов количественной оценки, так и с ее использованием, что говорит о присутствии генотоксических веществ как прямого действия, так и прототипической природы. Данный факт свидетельствует о том, что около родника расположен постоянный источник загрязнения ДНК-тропными веществами. Возможно, из-за потенциально высокой токсичности этих веществ в роднике зарегистрированы низкие количества микроорганизмов.

Родники «Сурб-Хч» и расположенный на пересечении улиц Борко и Кпустин — единственные источники, в воде которых в 2011 г. не был обнаружен генотоксический эффект. В роднике на пересечении улиц Борко и Кпустин при тестировании в 2009 г. с биосенсорным штаммом *E. coli* C600 (pPLS-1) генотоксичность также не была обнаружена [16].

В наших исследованиях использовались и узкоспецифичные биосенсоры, отвечающие повышению уровня биолюминесценции при присутствии в среде ионов ртути, кадмия, мышьяка и сурьмы. Следует отметить, что сенсоры достаточно специфичны. Причем чувствительность сенсорного штамма *E. coli* MG1655 (pMerR-lux) к ртути на несколько порядков выше, чем к кадмию. Биосенсорный штамм *E. coli* MG1655 (pArsR-lux), помимо мышьяка, реагирует лишь на ионы сурьмы, но с гораздо меньшей чувствительностью. В связи с этим полученные результаты применимы лишь применительно к ионам ртути и мышьяка. Следует отметить, что lux-биосенсоры для определения как генотоксических веществ, так и тяжелых металлов, широко использу-



ются в пр ктике экологического контроля [17-21].

Максимальное значение фтор индукции биолюминесцентного ответ *E. coli* MG1655 (pArsR-lux) составило 1,7, что превышает в 1,7 раза содержание мышьяка менее 0,00075 мг/л.

В соответствии с СанПиН 2.1.4.1074-01 [22], ПДК ртути в питьевой воде составляет 0,0005 мг/л, мышьяка — 0,05 мг/л. ПДК ртути в воде водоемов с санитарно-бытового водопользования и водоемов у пунктов питьевого и культурно-бытового водопользования — 0,0005 мг/л, мышьяка — 0,01 мг/л [23].

Таким образом, из полученных данных видно, что зарегистрированные в воде родников количества ртути и мышьяка гораздо ниже вышеуказанных ПДК.

Тем не менее, результаты бактериологического анализа и анализ генотоксичности свидетельствуют о том, что вода всех исследованных родников г. Ростов-на-Дону, за исключением источника «Сурб-Х», не соответствует требованиям по санитарно-химическим показателям.

## Заключение

Качество родниковой воды напрямую зависит от экологической обстановки. Родники питаются атмосферными осадками, также водометорогенного происхождения — промышленными стоками, водомливневого стока и канализации, водопроводной водой. Большая часть промышленных и бытовых стоков поступает в водоносную систему города практически неочищенной и несет огромное количество токсинов.

Систематический контроль за санитарным состоянием родников и качеством воды позволит своевременно принимать действенные меры и предупредить возможные неблагоприятные воздействия на здоровье населения, пользующегося подземной водой для питьевых целей.

Использование чувствительных, экспрессных и экономичных тестов на основе бактериальных lux-биосенсоров для детекции загрязнения речной природы позволит проводить первичный скрининг проб воды родников г. Ростов-на-Дону с целью выявления наиболее загрязненных проб для

проведения детального химического анализа.

Исследование выполнено при поддержке Министерства образования и науки Российской Федерации, соглашение 14.A18.21.0851.

## Литература

1. Alkorta I. Bioluminescent bacterial biosensors for the assessment of metal toxicity and bioavailability in soils / I. Alkorta, L. Epelde, I. Mijangos, I. Amezaga, C. Garbisu // *Rev. Environ. Health*. 2006. V. 21. № 2. P. 139–152.
2. Girotti S. Monitoring of environmental pollutants by bioluminescent bacteria // S. Girotti, E.N. Ferri, M.G. Fumo, E. Maiolini // *Anal. Chim. Acta*. 2008. V. 608. P. 2–29.
3. Su L. Microbial biosensors: a review / L. Su, W. Jia, C. Hou, Y. Lei // *Biosens. Bioelectron*. 2011. V. 26. P. 1788–1799.
4. Цыбульский И.Е. Новые биосенсоры для мониторинга токсичности среды на основе морских люминесцентных бактерий / И.Е. Цыбульский, М.А. Сзыкин // *Прикл. биохим. и микробиол.* 2010. Т. 46. № 5. С. 1–6.
5. Woutersen M. Are luminescent bacteria suitable for online detection and monitoring of toxic compounds in drinking water and its sources? / M. Woutersen, S. Belkin, B. Brouwer, A.P. van Wezel, M.B. Heringa // *Anal. Bioanal. Chem.* 2011. V. 400. P. 915–929.
6. ГОСТ Р 51592-2000. Вода. Общие требования к отбору проб. М.: Стандартинформ, 2005. 31 с.
7. Методические указания МУК 4.2.1018-01. Санитарно-микробиологический анализ питьевой воды. М.: Минздрав России, 2001. 24 с.
8. Птицын Л.П. Биолюминесцентный анализ SOS-ответа клеток *E. coli* // *Генетика*. 1996. Т. 32. № 3. С. 354–358.
9. Ptitsyn L.R. A biosensor for environmental genotoxin screening based on an SOS lux assay in recombinant *Escherichia coli* cells / L.R. Ptitsyn, G. Horneck, O. Komova, S. Kozubek, E.A. Krasavin, M. Bonev, P. Rettberg // *Appl. Environ. Microbiol.* 1997. V. 63. № 11. P. 4377–4384.
10. Frey J. Physical and genetic analysis of the ColD plasmid / J. Frey, P. Ghersa, P.G. Palacios, M. Belet // *J. Bacteriol.* 1986. V. 166. P. 15–19.
11. Методы общей бактериологии: В 3 т. / Под ред. Герхардт Ф.М.: Мир, 1984. Т. 2. 470 с.
12. Ликин Г.Ф. Биометрия. М.: Высшая школа, 1990. 352 с.
13. Сзыкин М.А. Использование бактериального lux-биосенсора для детекции загрязнения природных вод ртутью / М.А. Сзыкин, В.А. Чистяков, И.С. Сзыкин, Л.П. Лигутов, Е.М.



Новиков, А.В. Лытшев // Вод : химия и экология. 2010. № 5. С. 24–29.

14. Решение коллегии администрации г. Ростов н/Д от 06.02.97 № 2 о программе «Родники г. Ростов-на-Дону». Электронный ресурс: <http://www.bestprav.ru/rostov/data06/tex20470.htm>.

15. СанПиН 2.1.4.1175-02. Гигиенические требования к качеству воды централизованных водоснабжения. Санитарная охрана источников. М.: Минздрав России, 2003. 15 с.

16. Сазыкин М.А. Генотоксичность воды родников г. Ростов-на-Дону (2009 г.) / М.А. Сазыкин, В.А. Чистяков, И.С. Сазыкин, Е.М. Новикова, З.С. Кхатаб, Л.П. Лытшев, А.В. Лытшев // Известия высших учебных заведений. Северо-Кавказский регион. Естественные науки. 2011. № 2. С. 44–46.

17. Ahn J.M. Prediction and classification of the modes of genotoxic actions using bacterial biosensors specific for DNA damages / J.M. Ahn, E.T. Hwang, C.H. Youn, D.L. Banu, B.C. Kim, J.H. Niazi, M.B. Gu // Biosens. Bioelectron. 2009. V. 25. P. 767–772.

18. Ivask A. Recombinant luminescent bacterial sensors for the measurement of bioavailability of cadmium and lead in soils polluted by metal smelters / A. Ivask, M. François, A. Kahru, H.C. Dubourguier, M. Virta, F. Douay // Chemosphere. 2004. V. 55. № 2. P. 147–156.

19. Hakkila K. Detection of bioavailable heavy metals in EILATox-Oregon samples using whole-

cell luminescent bacterial sensors in suspension or immobilized onto fibre-optic tips / K. Hakkila, T. Green, P. Leskinen, A. Ivask, R. Marks, M.J. Virta // Appl. Toxicol. 2004. V. 24. № 5. P. 333–342.

20. Ivask A. Fibre-optic bacterial biosensors and their application for the analysis of bioavailable Hg and As in soils and sediments from Aznalcollar mining area in Spain / A. Ivask, T. Green, B. Polyak, A. Mor, A. Kahru, M. Virta, R. Marks // Biosens. Bioelectron. 2007. V.22. № 7. P. 1396–1402.

21. Parvez S. A review on advantages of implementing luminescence inhibition test (*Vibrio fischeri*) for acute toxicity prediction of chemicals / S. Parvez, C. Venkataraman, S. Mukherji // Environ. Int. 2006. V. 32. № 2. P. 265–258.

22. СанПиН 2.1.4.1074-01. Питьевая вода. Гигиенические требования к качеству воды централизованных систем питьевого водоснабжения. Контроль качества. М.: Минздрав России, 2002. 62 с.

23. ГН 2.1.5.1315-03. Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования. М.: Минздрав России, 2003. 74 с.



M.A.Sazykina, Z.S.Khatab, E.M.Novikova, I.S.Sazykin

## ESTIMATION OF SPRING WATER QUALITY IN ROSTOV-ON-DON CITY USING MICROBIOLOGICAL AND TOXICOLOGICAL CHARACTERISTICS

This article represents results of microbiological studies and obtained by lux-biosensors data on pollution by different toxins for springs in Rostov-on-Don city in 2011 year. The most genotoxic contaminated springs were revealed. It was shown that 87% of springs in Rostov-on-Don city are out of keeping with microbial safety requirements.

**Key words:** spring, pollution, genotoxicity, lux-biosensor, heavy metals

# Неорганические ФОРМЫ МИГРАЦИИ Fe, Mn, Ni, Co, Cd и Al В ВОДАХ ЗОНЫ ГИПЕРГЕНЕЗА ВОЛЬФРАМОВЫХ месторождений (юго-восточное Збайкалье)

**Изучены неорганические формы миграции рудных и петрогенных компонентов (Mn, Fe, Ni, Co, Cd, Al) вод зоны гипергенеза пяти вольфрамовых месторождений, расположенных в Восточном Забайкалье. Для расчета миграционных форм использован программный комплекс HydroGeo 32. В числе основных миграционных форм выделены простые катионные, сульфатные, фторидные, гидрокарбонатные, карбонатные и гидроксидные комплексы.**

## Введение

Исследования миграционных форм рудных компонентов в водах потоков речесей месторождений Збайкальского края касались преимущественно определения долей взвешенной и растворённой форм [1, 2]. Из растворённых форм изучались в основном возможности миграции металлов в виде коллоидных растворов и органических комплексов.

Ранее нами были изучены неорганические формы миграции W, Mo, Cu, Zn и Pb в водах дренажей вольфрамовых и молибденовых месторождений восточного Збайкалья [3-5]. Целью данного исследования явилось определение растворённых неорганических форм миграции Mn, Fe, Ni, Co, Cd и Al в широком диапазоне pH в водах зоны гипергенеза вольфрамовых месторождений различного генезиса.

## Краткая характеристика объектов

Исследования проводились в пределах пяти вольфрамовых месторождений, расположенных в юго-восточном Збайкалье. Это жилые оловянно-вольфрамовые Белухинское, Букукинское и Антоногогорское месторождения Кукульбейского рудного узла, грейзеновое оловянно-вольфрамовое Спокойнинское и скруновое золото-вольфрамово-висмутовое Уроньское месторождения Агинского рудного узла. Главными рудными минералами изученных месторождений являются вольфрамит и шеелит. Для руд Белухи, Букуки и Антоновой Горы характерно повышенное содержание сульфидов, для первых двух также — флюорит.

В течение продолжительного времени в районах месторождений, за исключением Уроньского, велась добыча полезных ископаемых. Извлечение рудных компонентов производилось на местных фабриках. Отвалы и хвостохранилища не рекультивировались. Вскоре после ликвидации рудников хвостохранилища были размывы, пески вынесены в речную сеть на расстояние до 3-5 и более километров. Нарушение геологического прострательства привело к изменению условий водообмена и дренирования подземных вод, следствием чего явилось усиление химического выноса основных ионов, для сульфидосодержащих месторождений, помимо прочего, формирование кислотодренного стока и рост концентраций тяжелых металлов, люминия и фтора. В табл. 1 приведено распределение основных показателей химического состава вод, формирующихся в пределах месторожде-

**Л.П. Чечель,**  
научный  
сотрудник,  
ФГБУН Институт  
природных  
ресурсов,  
экологии  
и криологии  
Сибирского  
отделения  
Российской  
академии наук

\*Адрес для корреспонденции: lpchchel@mail.ru

**Таблица 1**

**Изменения показателей химического состава вод вольфрамовых месторождений ( $\text{SO}_4^{2-}$ -Mn – мг/л, Cd-Co – мкг/л)**

Показатель	Месторождение				
	Белуха	Букука	Антонова Гора	Спокойнинское	Уронай
pH	3,6-8,1	2,1-7,2	2,7-6,8	6,0-8,8	3,7-9,0
Eh, мВ	278-472	211-558	373-571	13-197	н.о.
$\text{SO}_4^{2-}$	1,9-271	0,5-640	0,8-613,1	7,8-352,0	0,5-499
$\text{HCO}_3^-$	0,9-83,4	0,4-102	0,6-10,4	21,3-348,9	2,9-587
Cl <sup>-</sup>	0,2-21,9	0,2-25,1	0,3-5,6	0,2-95,4	0,2-12,5
F <sup>-</sup>	0,83-38,7	0,03-131,5	0,62-23,9	0,8-3,3	0,05-4,36
Ca <sup>2+</sup>	1,1-101	0,4-241,8	2,9-177,9	0,1-164,5	0,3-204,5
Mg <sup>2+</sup>	0,1-13,4	0,4-45,7	0,1-46,8	0,3-43,6	0,1-43,5
Na <sup>+</sup>	1,2-15,5	0,2-20,4	0,5-13	0,6-77,4	3,3-114,1
K <sup>+</sup>	0,1-6,2	0,1-13,4	0,5-2,8	0,02-14,1	0,1-36,7
Si	5,26-9,69	0,5-23	5,5-20,5	0,5-7,2	2-13
Min	11-393	11-954	7,9-846	51,1-698,6	47,3-884,3
Al	0,063-0,7	0,0002-107	0,02-20,5	0,1-0,3	0,1-14
Fe	0,013-4,8	0,02-75,9	0,05-32,7	0,02-9,46	0,05-21,2
Mn	0,01-1,4	0,02-10,8	0,1-2,79	0,032-2,03	0,02-8,2
Cd	0,1-7,87	0,1-1100	6,3-182	8-12	н.о.
Ni	0,2-28,6	0,2-540	2,1-90,8	0,8-51	0,2-10
Co	0,2-7,52	0,2-220	0,2-72	0,5-26	0,2-17,1

Примечание: н.о. – показатель не определялся.

ний. Более детально характеристики гидрогеохимических полей месторождений даны в ранее опубликованных работах [3-6].

### Материалы и методы исследования

Определение миграционных форм компонентов проводилось методом термодинамических расчётов с использованием программы равновесного физико-химического моделирования геохимических процессов в системе «вод-пород» HydroGeo 32 [7].

В пределах изученных вольфрамовых месторождений основными лигандными, участвующими в образовании комплексных ионов, являются ионы  $\text{HCO}_3^-$ ;  $\text{SO}_4^{2-}$ , Cl<sup>-</sup>,  $\text{CO}_3^{2-}$ , OH<sup>-</sup> и F<sup>-</sup>. Формирующиеся воды относятся, преимущественно, к окислительному типу геохимических обстановок [8, 9], характеризующимся значениями Eh > 100 мВ, присутствием свободного кислорода и миграцией элементов в высшей степени своей валентности. Железо, как известно, в зависимости от значений щелочно-кислотного и окислительно-восстановительного по-

тенциалов встречается в природных водах в двух- и трехвалентном состоянии; учёт их количеств осуществлялся при помощи уравнения Нернста [8, 10].

### Результаты и их обсуждение

Согласно [8, 9] железо в подземных водах мигрирует, преимущественно, в виде  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Fe}^{3+}$ ,  $\text{Fe}(\text{OH})_n^{3-n}$  и  $\text{Fe}(\text{ФК})_n^{3-2n}$ . В околонейтральных подземных водах с низкими положительными значениями Eh оно находится в виде  $\text{Fe}^{2+}$ . При возрастании окислительно-восстановительного потенциала вод более 250 мВ и величины pH более 5 происходит окисление и выпадение его в осадок в виде  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ . В этом случае, если воды не содержат органических веществ, в них может присутствовать не более 20 мкг/л железа. Проведённые нами отборы проб вод зоны гипергенеза вольфрамовых месторождений показали, что содержание железа на уровне 0,1-10 мг/л (при средних значениях 0,1-1 мг/л) (табл. 1). Отсутствие положительной корреляции между содержаниями железа и величиной перманентной окисляемости

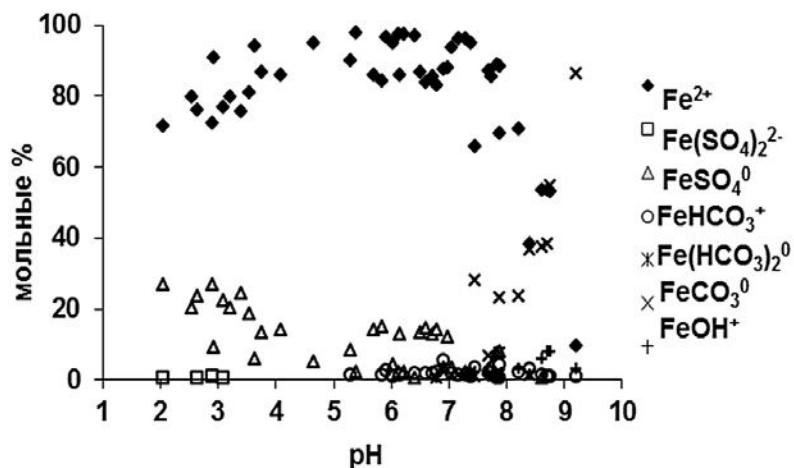


Рис. 1. Распределение форм миграции Fe(II) в зависимости от величины pH вод.

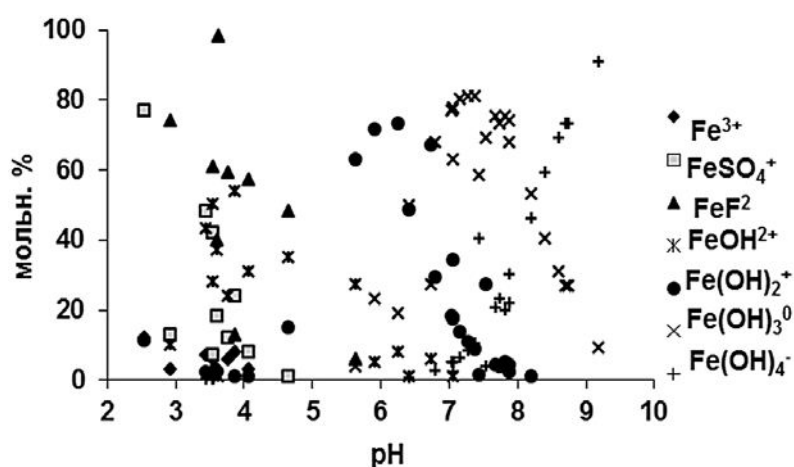


Рис. 2. Распределение форм миграции Fe(III) в зависимости от величины pH вод.

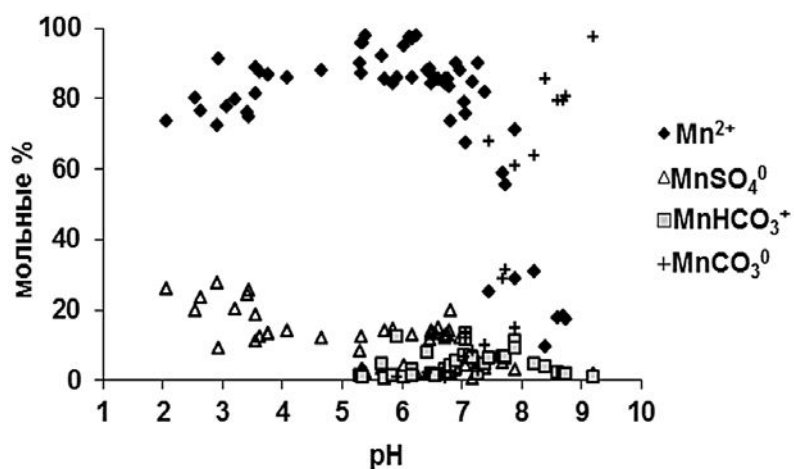


Рис. 3. Распределение форм миграции Mn в зависимости от величины pH вод.

вод месторождений свидетельствует о незначительной роли органического вещества в миграции железа. Согласно [1] около 44 % от общего количества железа в водах месторождений Збикьяна приходится в составе фильтционной взвеси. Кроме того, значительная часть железа мигрирует в зоне гипергенеза в форме коллоидных растворов [9].

Рассчитав формы нахождения компонентов в водах месторождений можно заключить, что двухвалентное железо практически в любых щелочно-кислотных условиях существует в виде катиона  $Fe^{2+}$ , исключая лишь щелочные ( $pH > 9$ ) среды (рис. 1). В кислых и сильнокислых водах с простой катионной  $Fe^{2+}$  сосуществуют сульфатные формы —  $FeSO_4^0$  до 27 % (здесь и далее под % понимать мольные %) и  $Fe(SO_4)_2^{2-}$  (около 1 %). Снижение кислотности растворов ( $pH$  5-6,5) способствует уменьшению количества сульфатных и появлению гидроксидной формы; доля миграции в виде катиона  $Fe^{2+}$  при этом составляет 84-98 %. В нейтральных средах сохраняется миграция в виде сульфатного комплекса (до 15 %), незначительна возрастает доля гидроксокомплексов, появляются катионная и гидроксидная формы. Доля простой катионной формы в миграции двухвалентного железа в этих условиях составляет от 66 до 96 %. Для слабощелочных и щелочных вод характерны смена ведущих форм миграции — при возрастании величины pH до 8 происходит постепенное снижение доли  $Fe^{2+}$  и параллельное увеличение катионной формы, которая при  $pH \approx 9$  становится основной. Доли прочих форм в миграции двухвалентного железа составляют не более 10 %.

Среди состояний  $Fe(III)$  преобладают сульфатные, фторидные и гидроксокомплексы (рис. 2). В кислых и сильнокислых водах дренажных стоков месторождений основными формами существования трёхвалентного железа являются (%):  $FeSO_4^+$  (1-77),  $FeF_2^+$  (13-98),  $FeOH^{2+}$  (1-54), меньшую роль играют формы  $Fe^{3+}$  — до 12 и  $Fe(OH)_2^+$  — до 15 %. В этих условиях изменения форм миграции трёхвалентного железа наиболее всего зависят от концентраций лигандов, именно фторидных и сульфатных ионов. С увеличением щёлочности растворов ( $pH > 5$ ) из всех форм трёхвалентного железа в водах существуют только гидроксидные, сменяющие одна другую в зависимости от величины pH. В слабощелочных водах ( $pH$  5-6,5) своего максимума достигают формы  $Fe(OH)_2^+$  (48-

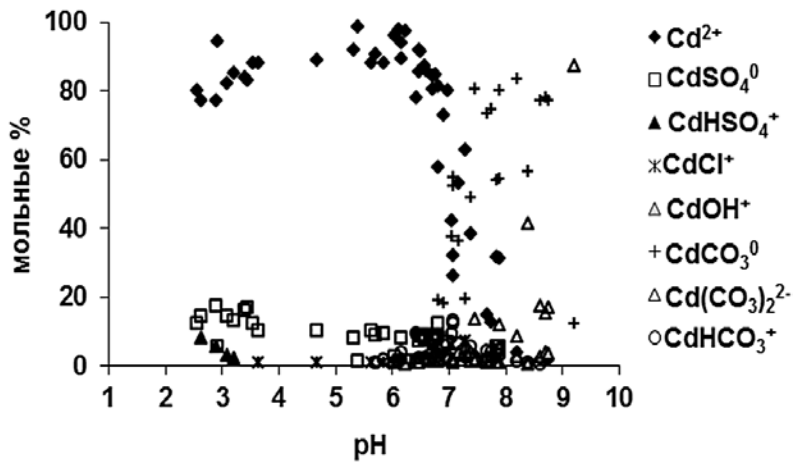


Рис. 4. Распределение форм миграции Cd в зависимости от величины pH вод.

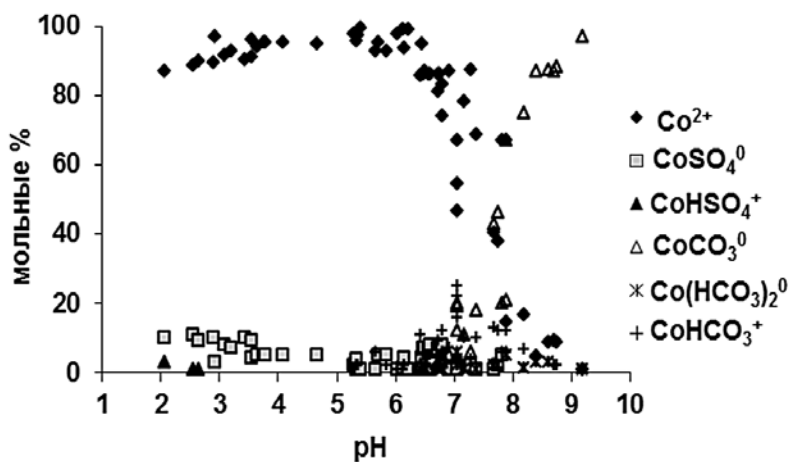


Рис. 5. Распределение форм миграции Co в зависимости от величины pH вод.

73 %), протек по мере увеличения щёлочности доля комплекс Fe(OH)<sub>3</sub><sup>0</sup> (от 4 до 50 %) и, наоборот, снижается доля ионов FeOH<sup>2+</sup> (от 1 до 27 %). В околонейтральных средах продолжается снижение долей комплексов FeOH<sup>2+</sup> и Fe(OH)<sub>2</sub><sup>+</sup>. Напротив, появляется и закономерно возрастает количество ионов Fe(OH)<sub>4</sub><sup>-</sup> (2-40 %), максимум долей достигают форм Fe(OH)<sub>3</sub><sup>0</sup> (27-81 %). В слабощелочных и щелочных водах сосуществуют три формы (%) — Fe(OH)<sub>2</sub><sup>+</sup> (1-27), Fe(OH)<sub>3</sub><sup>0</sup> (9-75), Fe(OH)<sub>4</sub><sup>-</sup> (4-91), последняя из которых при pH > 8,5 становится ведущей.

Согласно [8] среди комплексных соединений марганца значимы, в основном, соединения с лигандом фульвокислот (если концентрация органического вещества превышает 100 мг/л) и с лигандом CO<sub>3</sub><sup>2-</sup> (при

pH > 8,5). Проведённые расчёты показывают, что в широком диапазоне pH основной формой миграции марганца является простая катионная форма Mn<sup>2+</sup> (рис. 3). В кислых и сильноокислых водах марганец помимо простой катионной формы существует в виде MnSO<sub>4</sub><sup>0</sup> (до 28 %), причём увеличение количества сульфатных комплексов происходит параллельно со снижением кислотности растворов и возрастанием концентраций ионов SO<sub>4</sub><sup>2+</sup>. В диапазоне pH 5-8 в водах сохраняют устойчивость формы — Mn<sup>2+</sup> (25-98 %), MnSO<sub>4</sub><sup>0</sup> (1-20 %), MnHCO<sub>3</sub><sup>+</sup> (1-13 %), MnCO<sub>3</sub><sup>0</sup> (1-68 %). С ростом щёлочности вод происходит снижение количества сульфатных и увеличение гидроксидных и изотомных катионных форм миграции. В слабощелочных и щелочных средах сосуществуют три формы марганца (%): Mn<sup>2+</sup> (2-31), MnHCO<sub>3</sub><sup>+</sup> (1-4), MnCO<sub>3</sub><sup>0</sup> (64-97), последняя из которых в этих условиях становится основной.

Расчёты форм миграции кадмия показывают, что в кислых и сильноокислых сульфатных водах он существует преимущественно в виде простой катионной Cd<sup>2+</sup> (77-94 %), а также сульфатной и гидросульфатной форм — CdSO<sub>4</sub><sup>0</sup> (6-17 %), CdHSO<sub>4</sub><sup>+</sup> (2-8 %) (рис. 4). Снижение кислотности растворов ведёт к уменьшению количества сульфатного комплекса CdSO<sub>4</sub><sup>0</sup> (1-10 %) и появлению гидроксо- и катионных форм миграции CdOH<sup>+</sup>, CdCO<sub>3</sub><sup>0</sup>, CdHCO<sub>3</sub><sup>+</sup> при сохранении ведущей роли простой катионной формы. Некоторая часть кадмия (до 1 %) в водах с pH < 6,5 переносится в составе хлоридного комплекса CdCl<sup>+</sup>. В околонейтральных средах ведущая роль простой катионной формы снижается с 91 до 26 % и на первое место выходит катионный комплекс CdCO<sub>3</sub><sup>0</sup> (3-80 %); другие формы миграции кадмия в этих условиях предоступлены Cd(CO<sub>3</sub>)<sub>2</sub><sup>2-</sup>, CdHCO<sub>3</sub><sup>+</sup> и CdOH<sup>+</sup>. Сохраняется сульфатная форма CdSO<sub>4</sub><sup>0</sup> (1-12 %) и несколько увеличилась доля миграции компонента в виде хлоридного иона CdCl<sup>+</sup> (1-7 %). В слабощелочных и щелочных водах миграция кадмия в виде катионной постепенно прекращается и осуществляется преимущественно в виде комплексов CdCO<sub>3</sub><sup>0</sup> (12-83 %) и Cd(CO<sub>3</sub>)<sub>2</sub><sup>2-</sup> (1-87 %), причём доля последнего возрастает по мере увеличения щёлочности растворов (рис. 4). Доли в миграции компонента прочих форм составляют не более 6 %.

Согласно [9, 11] основной формой миграции кобальта в реальных значениях pH подземных вод — простой катион Co<sup>2+</sup>. Этот металл образует легко растворимые хлориды,



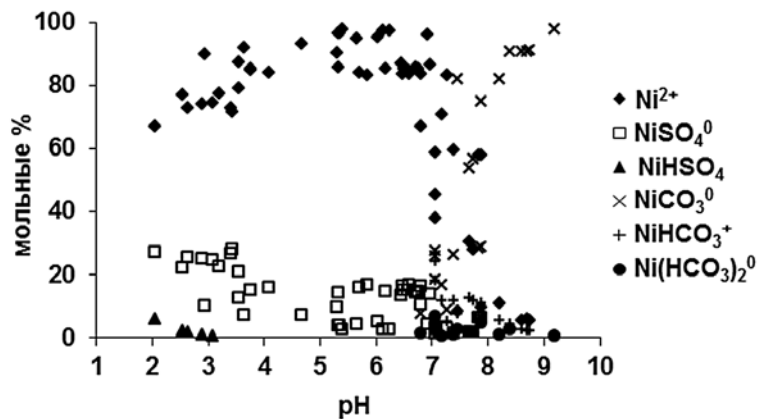


Рис. 6. Распределение форм миграции Ni в зависимости от величины pH вод.

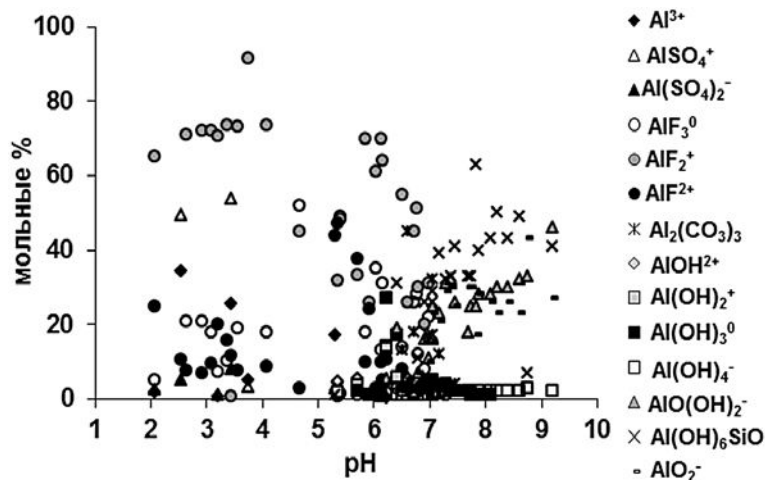


Рис. 7. Распределение форм миграции Al в зависимости от величины pH вод.

сульфаты и гидрокربонаты. Значительная часть кобальта переносится в виде взвеси, возможен также его миграция с гумусовыми веществами. Наши расчёты показывают, что в кислых и сильноокислых сульфатных водах изученных месторождений миграция кобальта осуществляется преимущественно в форме катиона  $\text{Co}^{2+}$ , количество сульфатной и гидросульфатной форм заметно ниже (рис. 5). В слабоокислых средах (pH 5-6,5) это соотношение сохраняется, появляется гидрокربонатная форма  $\text{CoHCO}_3^+$  (до 11%). В околонейтральных водах происходит снижение количества катионов  $\text{Co}^{2+}$  с 87 до 47%, количество формы  $\text{CoHCO}_3^+$  при этом сначала возрастает до 25% (при pH 7,06), затем снижается до 10% (при pH 7,45), появляется карбонатный комплекс  $\text{CoCO}_3^0$  (1-20%). Помимо основных форм в околонейтральных р-створах до 8% кобальт мигрирует в виде  $\text{CoSO}_4^0$  и  $\text{Co}(\text{HCO}_3)_2^0$ . При

дальнейшем увеличении щёлочности вод (pH > 7,5) происходит смена ведущих форм существования металлов — простая катионная форма  $\text{Co}^{2+}$  (1-67%) замещается карбонатным комплексом  $\text{CoCO}_3^0$  (20-97%), заметно меньшие его доли существуют в виде  $\text{CoHCO}_3^+$ ,  $\text{CoSO}_4^0$  и  $\text{Co}(\text{HCO}_3)_2^0$ .

Близкий к кобальту элемент — никель, согласно [9, 11], обладает лучшими миграционными способностями в подземных водах, его основные неорганические формы миграции в кислых водах  $\text{Ni}^{2+}$ ,  $\text{NiSO}_4^0$ , в околонейтральных водах он существует преимущественно в виде комплексных соединений с органическим веществом или во взвешенном состоянии. Ряд неорганических форм миграции никеля показывает, что основное его количество в кислых и сильноокислых водах вольфрамых месторождений находится в виде катиона  $\text{Ni}^{2+}$  (67-93%), совместно с которым существуют комплексы  $\text{NiSO}_4^0$  (7-28%) и  $\text{NiHSO}_4^+$  (1-6%) (рис. 6). В слабоокислых водах месторождений для никеля характерны две формы миграции —  $\text{Ni}^{2+}$  (81-98%) и  $\text{NiSO}_4^0$  (1-17%). В околонейтральных средах ведущей в миграции компонент становится карбонатная форма  $\text{NiCO}_3^0$  (8-82%), доли простой катионной и сульфатной форм заметно убывают. Часть никеля находится в виде гидрокربонатных форм —  $\text{NiHCO}_3^+$  (5-27%),  $\text{Ni}(\text{HCO}_3)_2^0$  (1-7%). Дальнейшее возрастание щёлочности вод приводит к постепенному затуханию миграции никеля в форме простого катиона и нейтрального сульфатного комплекса и преобладанию карбонатной формы  $\text{NiCO}_3^0$  (53-98%), совместно с которой в этих условиях, помимо основных, существуют комплексы  $\text{NiHCO}_3^+$  (до 13%) и  $\text{Ni}(\text{HCO}_3)_2^0$  (до 5%).

Водная миграция алюминия осуществляется в виде ионной, коллоидной и взвешенной форм [9, 12, 13]. В зависимости от величины pH в водах существуют следующие формы алюминия: при pH < 4,5 —  $\text{Al}^{3+}$ , при pH 5-6 —  $\text{Al}(\text{OH})_2^+$ , при pH > 7 —  $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ . Согласно нашим расчётам в кислых и сильноокислых средах (pH < 5) преобладают фторидные комплексы алюминия:  $\text{AlF}_2^+$  (1-92%),  $\text{AlF}_3^0$  (5-52%),  $\text{AlF}_2^-$  (3-25%) (рис. 7). В вторичности месте в миграции алюминия участвуют сульфатная  $\text{AlSO}_4^+$  (1-54%), и простая ионная  $\text{Al}^{3+}$  (до 34%) формы. Комплекс  $\text{Al}(\text{SO}_4)_2^-$  распространён в значительно меньшей степени. Такой разброс в долях миграционных форм объясняется различиями в концентрациях лигандов, в частности, фтор-



Кислые сульфатные воды дренажных стоков вольфрамовых месторождений характеризуются тесными положительными корреляционными связями между концентрациями в водах алюминия и фтора ( $r = 0,75-0,90$ ), что указывает на предпочтительное формирование люмофторидных по сравнению с другими комплексами. Возрастание долей простой катионной и сульфатных форм отмечается в водах при понижении концентраций фтора (рис. 7). В работе [14], посвящённой изучению форм существования фтора в водах кислых дренажных стоков, также говорится о преобладании комплексов фтора с алюминием. В слабых кислых средах (рН 5-6,5) количество форм нахождения алюминия возрастает в результате появления разнообразных гидроксидных комплексов. Ведущая роль в миграции алюминия сохраняется за люмофторидными ионами — до 47-70 %. Количество простой катионной и сульфатной форм при этом заметно понижается (%):  $Al^{3+}$  — 1-17,  $AlSO_4^+$  — 2-5. Доли гидроксокомплексов увеличиваются с ростом рН и составляют (%):  $Al(OH)_6SiO^-$  — 1-31,  $Al(OH)_3^0$  — 1-27,  $Al(OH)_4^-$  — 1-14,  $AlO(OH)_2^-$  — 2-19,  $Al(OH)_2^+$  — 1-6,  $AlOH^{2+}$  — 1-5. В нейтральных средах миграция алюминия в виде  $Al^{3+}$  и  $AlSO_4^+$  не характерна. В этих условиях происходит снижение долей люмофторидных и возрастание гидроксидных комплексов. Среди последних преобладают гидроксосиликатная  $Al(OH)_6SiO^-$  и гидроксооксидная  $AlO(OH)_2^-$  формы (рис. 7). В околонейтральных условиях от 2 до 45 % алюминия существует в виде катионного комплекса  $Al_2(CO_3)_3^0$ . Дальнейшее увеличение щёлочности вод способствует усилению в миграции алюминия господства гидроксокомплексов, из которых не более 3 % приходится в виде  $Al(OH)_3^0$  и  $AlOH_4^-$ ; преобладающие формы —  $Al(OH)_6SiO^-$  (7-63 %) и  $AlO(OH)_2^-$  (18-46 %). Значительная доля в миграции алюминия принадлежит форме  $AlO_2^-$  (17-43 %).

## Заключение

Условия, сложившиеся в пределах гидрогеохимических полей изученных вольфрамовых месторождений определили основные неорганические формы существования элементов — простые катионные, сульфатные, фторидные, гидроксидные, катионные и гидроксокомплексы. Большое значение в формировании комплексных соединений и ряду с величиной рН имеют концентрации лигандов. Формы

н хождения в вод х месторождений желез (II), м рг нц , к дмия, никеля и коб лыт во многом сходны, им свойственно преобл д - ние простой к тионной формы от кислых до околонейт льных и сл бощелочных сред, н смену которым с увеличением щёлочности приходят гидрок рбон тные и к рбон тные формы. В мигр ции люминия и желез (III) в кислых и сл боислых р створ х отмеч - ется явн я з висимость от концентр ций ион F<sup>-</sup>, при возр ст нии которых фторид- ные формы мигр ции ст новятся ведущими; в околонейт льных, сл бощелочных и щелочных вод х эти компоненты существуют в виде гидроксидных ионов, обр зов ние к рбон тных комплексов им не свойственно.

### Литература

1. Погребняк Ю.Ф. Рудные элементы в вод х зоны гипергенез месторождений З б йк ля / Ю.Ф. Погребняк, Л.А. Кондр тенко, Т.Г. Л пердин и др. Новосибирск: Н ук . Сиб. отд-ние, 1989. 203 с.
2. Плюснин А.М. Природные гидрогеологические системы, формиров ние химического сост в и ре кция н техногенное воздействие (н примере З б йк ля) / А.М. Плюснин, В.И. Гунин. Ул н-Удэ: Изд-во БНЦ СО РАН, 2001. 137 с.
- 3 Чечель Л.П. Тяжелые мет лы и формы их мигр - ции в дрен жных вод х вольфр мовых и молибденовых месторождений Восточного З б йк ля / Л.П. Чечель, Л.В. З м н , М.Т. Усм нов // М т. междун р н уч. конф. «Фунд мент льные проблемы воды и водных ресурсов н рубеже третьего тысячелетия». Томск: Изд-во НТЛ, 2000. С 271-274.
4. Чечель Л.П. Гидрогеохимия Спокойнинского вольфр митового месторождения (юго-восточное З б йк ля) // Вестник ИрГТУ. 2008. № 4. С. 38-42.

**Ключевые слова:** месторождения, мет лы, мигр ция, форм , лиг нды

5. Чечель Л.П. Основные формы водной мигр ции мет ллов в зоне гипергенез вольфр - мовых месторождений Агинского рудного узл (Восточное З б йк ля) // Вестник КРАУНЦ. Н уки о Земле. 2009. № 2. Вып. 14. С. 231-236.
6. Чечель Л.П. Основные геохимические типы дрен жных вод вольфр мовых месторождений Юго-Восточного З б йк ля. / Л.П. Чечель, Л.В. З м н // Вестник ТГУ. 2009. № 329. С. 271-277.
7. Бук ты М.Б. Р зр ботк прогр ммного обеспечения для решения гидрогеологических з д ч // Известия ТПУ. 2002. Т. 305. Вып. 8. С. 348-365.
8. Кр йнов С.Р. Геохимия подземных вод. Теоретические, прикл дные и экологические спекты. / С.Р. Кр йнов, Б.Н. Рыженко, В.М. Швец. Отв. ред. к демик Н.П. Л веров. М.: Н ук , 2004. 677 с.
9. Перельм н А.И. Геохимия л ндш фт . М.: Гос. изд-во геогр. лит-ры. 1961. 496 с.
10. Г ррелс Р.М. Р створы, минер лы, р внове- сия. / Р.М. Г ррелс, Ч.Л. Кр йст. М.: Мир, 1968. 142 с.
11. Колотов Б.А. Основы гидрогеохимических поисков рудных месторождений. / Б.А. Колотов, В.З. Рубейкин и др. М.: Недр , 1983. 197 с.
12. Посохов В.Е. Общ я гидрогеохимия. Л.: Недр , 1975. 208 с.
13. Спр вочник Химия воды. Электронный ресурс: <http://wwtec.ru/index.php?id=206>.
14. З м н Л.В. Формы мигр ции фтор в кислых дрен жных вод х вольфр мовых месторождений Восточного З б йк ля. / Л.В. З м н , М.Б. Бук ты // Докл. Ак демии н ук. 2004. Т. 396. № 2. С. 235-238.



L.P. Chechel

## INORGANIC PATTERNS OF Fe, Mn, Ni, Co, Cd and Al MIGRATION IN WATER OF HYPERGENESIS ZONES OF TUNGSTIC DEPOSITS (SOUTH-EASTERN TRANS-BAIKAL)

This article represents results of microbiological studies and obtained by lux-biosensors data on pollution by different toxins forsprings in Rostov-on-Don city in 2011 year. The most genotoxic contaminated springs were revealed. It was shown that 87% of springs in Rostov-on-Don city are out of keeping with microbial safety requirements.

**Key words:** deposits, metals, migration, shape, ligands.



# Содержание ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ в естественных водных ОБЪЕКТАХ, РАСПОЛОЖЕННЫХ ВБЛИЗИ КРУПНЫХ ГОРОДОВ

**Исследовано содержание тяжелых металлов  
в различных небольших естественных водоемах.  
Обнаружена их высокая вариабельность.  
Установлено, что на селитебных территориях  
вероятность загрязнения поллютантами возрастает  
с приближением к автомагистралям.**

## Введение

**В**одные объекты, находящиеся на селитебных территориях и вблизи автомагистралей, подвергаются интенсивному механическому и биохимическому воздействию. По некоторым сведениям более 80 % поллютантов смывается в водоемы [1]. С техногенным загрязнением рек, озер и других внутренних водных объектов сопряжено накопление в них тяжелых металлов (ТМ) и других поллютантов. От загрязненности водоемов зависит физиологическое состояние их обитателей, особенно тех из них, которые занимают в трофических цепях верхние уровни. Загрязнение внутренних водоемов сопряжено с загрязнением продукции рыбоводства и рыболовства. На разных представителях ихтиофауны оз. Байкал [2] установлено, что наибольшее количество цинка и меди у омуля накапливают мышечные ткани (18,9 и 2,6 мг/кг, соответственно), у щуки — свинца (0,48 мг/кг), у окуня — кадмия (0,016 мг/кг). В р. Волга высокая загрязненность железом, цинком, медью, никелем и кобальтом обнаружена у русского осетра [3].

Особенно интенсивному техногенному загрязнению подвергаются водные объекты, расположенные на территории или вблизи крупных городов и промышленных

центров. В частности, густая речная сеть Подмосковья, как и других регионов крупных областных центров, подвергается интенсивному загрязнению стоками предприятий промышленности, транспорта и жилищно-коммунального хозяйства. Высокий потенциал самоочищения малых рек обеспечивается высокой годовой кратностью поверхностного водообмена [4] и водной растительностью [5].

Вода естественных водоемов используется домашними и дикими животными, а также человеком для различных целей. В связи с этим заслуживают внимания сведения о содержании ТМ в небольших естественных водоемах, расположенных на селитебных территориях.

**Е.К. Еськов\***,

доктор биологических наук, профессор, зав. кафедрой экологии ФГБОУ ВПО «Российский государственный экологический университет

**М.Д. Еськова,**

кандидат биологических наук, доцент кафедры экологии, ФГБОУ ВПО «Российский государственный экологический университет»

## Материалы и методы исследования

**В**оду отбирали в Московской и Тульской областях в водоемах различного происхождения. Для отбора воды использовали стеклянные колбы объемом 200 мл. Их подготовка к наполнению пробами воды заключалась в промывке бидистиллированной водой. Колбы перед отборами проб воды ополаскивали также водой из отбираемых источников. Пробоподготовка воды сводилась к фильтрации через мембранные ядерные фильтры. Отфильтрованную воду и фильтрат анализировали отдельно [6].

Содержание химических элементов в образцах определяли методом атомно-адсорбционной спектроскопии, основанном на явлении поглощения резонансного излучения

\*Адрес для корреспонденции: [ekeskov@yandex.ru](mailto:ekeskov@yandex.ru)

Таблица 1

Содержание химических элементов в различных водных объектах поймы р. Сходня, протекающей в Московской обл. (мкг/л)

Водоем	Расстояние от автомагистрали, м	Pb	Cd	Zn	Se	Cu	Co
Озеро	≈400	0,29± 0,09	0,04± 0,001	142,7± 9,8	6,24± 0,07	5,24± 0,03	0,82± 0,06
Ручей, впадающий в р. Сходня	≈400	0,21± 0,02	0,24± 0,04	187,0± 93	4,91± 0,86	49,51± 14,72	1,10± 0,05
Р. Сходня	200 м	0,78± 0,07	0,11± 0,008	191,6± 11,1	7,08± 0,88	28,8± 1,75	0,65± 0,005
Озеро	100 – 130	1,91± 0,009	0,24± 0,01	366,8± 2,1	5,09± 1,5	72,2± 2,3	0,60± 0,10
Замкнутый водоем	≈200	0,88± 0,02	0,061± 0,004	60,1± 4,1	5,59± 0,41	3,31± 0,27	0,52± 0,03
Замкнутый водоем	≈300	0,47± 0,009	0,12± 0,003	99,8± 3,46	3,88± 0,28	62,7± 0,89	1,15± 0,03
ПДК		10	1	1000	10	1000	100
ВОЗ		50	10	5000	10	1000	100

свободными атомами элемента. Для этого использовали спектрометр КВАНТ–Z.ЭТА. В анализаторе этого типа перевод пробы в состояние атомного пара производится в графитовой трубчатой электротермической печи, нагреваемой до температуры атомизации анализируемого элемента. В нее микропипеткой вводится проба анализируемого вещества объемом 5 мкл. Значение массовой концентрации элемента в пробе вычисляли по градуировочной зависимости кривой, получаемой в процессе измерения нескольких калибровочных точек с ошибкой, не превышающей 8 %. Управление прибором, обработка результатов анализа, отображение и хранение информации обеспечивалось входящим в комплект спектрометра персональным компьютером с программным обеспечением QUANT ZEEMAN 1.6.

## Результаты и их обсуждение

Во всех обследованных водных объектах, находящихся вдали от автотрасс, содержание свинца и кадмия было намного ниже ПДК для питьевой воды (табл. 1). В частности, в пробах р. Пехорка, протекающей через г. Балашиха (Московская обл.) на расстоянии 150 м от пересечения ею автомагистрали Москва – Н. Новгород, содержа-

ние свинца и кадмия было ниже ПДК почти на порядок. Еще больше от ПДК отличалось содержание ртути.

В водных объектах Тульской области, удаленных от автомагистралей на расстояние не менее 1 км, такие опасные элементы как кадмий, свинец и ртуть находились в невысоких концентрациях. Относительно высоким содержанием отличался кобальт. Его концентрация в некоторых водоемах приближалась к ПДК (табл. 2).

Высоким содержанием свинца отличалась дождевая вода, скапливающаяся в лужах в придорожных зонах. В частности, концентрация свинца составляла 17,1±1,08 мкг/л, кадмия – 0,14±0,013 и ртути – 0,026±0,005 мкг/л. По содержанию свинца эта вода почти вдвое превышала ПДК для питьевой воды; содержание других элементов было намного ниже ПДК.

Загрязненность поллютантами внешне сходных водоемов может существенно различаться. На это указывают результаты анализа воды и донных отложений в двух небольших озерах, находящихся в пойме реки, протекающей по территории Ногинского р-на (табл. 3). Водоемы представляли собой небольшие озера речного происхождения. Площадь поверхности каждого из них со-



**Таблица 2**

**Содержание химических элементов в водоемах, расположенных на территории Тульской обл. (мкг/л)**

Место отбора проб	Hg	Pb	Cd	Zn	Cu	Se	Co
р. Упа (нижнее течение)	0,082±0,024	0,26±0,05	0,07±0,029	34,3±2,2	15,1±1,7	6,09±1,1	1,1±0,05
р. Упа (верхнее течение)	0,045±0,045	0,17±0,02	0,05±0,003	41,0±11,8	29,9±9,0	6,1±0,97	0,65±0,01
р. Осетр (верхнее течение)	0,036±0,0027	0,31±0,04	0,049±0,01	47,5±0,09	5,7±0,8	3,1±0,87	0,58±0,12
Болото в пойме р. Осетр	0,024±0,005	0,35±0,02	0,03±0,005	27,1±2,9	12,5±0,11	3,3±1,0	0,86±0,13
Р. Пловица	0,014±0,0035	0,22±0,02	0,04±0,006	43,1±5,3	0,87±0,06	4,2±0,87	1,06±0,01
Озеро в пойме р. Упы	0,0039±0,001	0,79±0,06	0,21±0,003	77,8±1,6	5,75±0,62	4,9±0,63	0,82±0,01
Содержание в пресных водах [6]	0,1	0,3-50	0,1	0,1-240	10-2800	0,6-2,0	10-180
ПДК в питьевой воде	0,5	10	1,0	1000	1000	10	100

ставляла примерно 10 га. Расстояние между озерами не превышало 800 м. Одно из озер (условно, «А») находилось на расстоянии 1,2–1,5 км от населенного пункта, другое («Б») было удалено от него примерно на 5 км.

Значительное влияние на загрязненность воды поллютантами оказывает приближенность водоемов к автомагистралям. Вблизи автомобильных дорог, отличающихся высокой загруженностью, содержание свинца находится на предельно допустимом уровне или превосходит его по требованиям, предъявляемым к питьевой воде. В этих

**Ключевые слова:** вод , водные объекты, химические элементы

водоемах содержание кадмия превосходит ПДК. Большие концентрации этого токсиканта отмечены в водоемах, расположенных в пределах 400–800 м от автотрасс в Балашихинском р-не (табл. 4).

Содержание ртути в водоемах, очевидно, связано не с автотранспортом, а со многими случайными причинами, к которым относятся, прежде всего, наличие предприятий, использующих ртуть, а также свалок, на которых утилизируются приборы, содержащие этот элемент. Поэтому концентрация ртути в анализируемых водоемах не

**Таблица 3**

**Содержание химических элементов\* в водоемах, сходных по размерам и происхождению**

Место отбора проб	Элементы				
	Cd	Pb	Zn	Se	Mn
Водоемы: А	0,010±0,004	0,053±0,004	19,6±0,64	1,04±0,01	1,26±0,04
Б	0,017±0,001	0,038±0,002	24,0±1,02	1,27±0,02	5,78±1,62
Грунт: А	1,52±0,08	14,2±0,69	950±92,4	36,1±2,64	5,06±0,47
Б	0,43±0,03	11,5±0,14	348±24,8	28,8±0,41	32,4±11,4
Питьевая вода (ПДК)	1,0	10	1000	10	100

\* в воде — мкг/л, в донных отложениях — мкг/кг

Таблица 4

Содержание ТМ в водоемах, находящихся на разном расстоянии от федеральной автотрассы Москва – Н. Новгород (А – более 1000 м, Б – 400–800 м, В – в пределах 200 м)

Элементы, мкг/л	А	Б	В
Свинец	0,82±0,05	2,3±0,02	47±4,1
Кадмий	0,26±0,053	1,2±0,14	2,3±0,01
Ртуть	0,01±0,005	0,04±0,016	0,03±0,008

имеет связи с удаленностью от автотрасс (табл. 4).

## Заключение

**К**онцентрация ТМ в обследованных водоемах варьирует в широких пределах. Даже в некоторых придорожных водоемах возможно низкое загрязнение такими опасными элементами, как свинец и кадмий. Это связано со многими случайными факторами, к числу которых относятся такие, как локализация по отношению розе ветров, скорость водообмена, выпадение осадков, состояние водной растительности и др. Независимо от этого, вероятность увеличения загрязнения водоемов на селитебных территориях возрастает с приближением к загруженным автомагистралям.

## Литература

1. Негрбов О.П. Основы экологии и природопользования / О.П. Негрбов. Воронеж: Гидросфера. 1997. 298 с.
2. Гомбоева С.В. Распределение тяжелых металлов в органах и тканях рыб с различным типом питания в прибрежно-соровой зоне Байкала / С.В. Гомбоева, Н.М. Пронин, В.Ж. Цыренов // Сибирский экол. журн. 2001. № 5. С. 561-564.
3. Щербакова Е.Н. Оценка содержания некоторых тяжелых металлов и органов и тканях русского осетра и возможных последствий загрязнения вод Волги на его организм // Экологические проблемы загрязнения водоемов Волжского бассейна, современные методы и пути их решения. Волгоград: Изд-во ВНИИ орошаемого земледелия. 2002. С. 183-186.
4. Гаранькин Н.В. Московская область: природные ресурсы, их потенциал / Н.В. Гаранькин, О.Б. Наполов, А.В. Садов М.: НИИ-Природа, 2004. 300 с.
5. Еськов Е.К. Естественная биологическая очистка малой реки / Е.К. Еськов, М.А. Розенберг // Известия Оренбургского гос. аграрного ун-та. 2010. № 2. С. 242–243.
6. Методики аналитических исследований. Контроль качества воды. М.: ИПК Изд-во стандартов, 2004. 220 с.



E.K.Es'kov, M.D. Es'kova

## HEAVY METAL CONTENT IN THE NATURAL WATER OBJECTS LOCATED NEAR TO LARGE CITIES

**H**eavy metal content in various small natural reservoirs was studied. Their high variability was found out. It was detected that on residential territories the probability of chemical pollution of water objects increases with approach to highways.

**Key words:** water, water objects, chemical elements

# РОЛЬ ВОДЫ в формировании КАРСТОСФЕРЫ НА ПРИМЕРЕ **ИРЕНЬ-СЫЛВЕНСКОГО** МЕЖДУРЕЧЬЯ

**Известняки, доломиты, мергели, гипсы, ангидриты, соли на континентах занимают более 40 % площади, подвергаясь растворению и выщелачиванию, при этом образуются поверхностные и подземные карстовые формы, осложняющие хозяйственное освоение территорий.**

**Совокупность этих пород выделена в качестве карстосферы. Переход к устойчивому развитию требуют выявления закономерностей в системе вода – карстующаяся порода.**

## Введение

Учитывая большое значение карстовых процессов для безопасности жизнедеятельности, совокупность растворимых пород земной коры была выделена в качестве самостоятельной оболочки планеты, названной *карстосферой* [1]. Среди карстующихся пород преобладают карбонаты, составляющие по массе 1,7 % от веса земной коры. Наши исследования выполняются в регионах Урала и Приуралья. На схемах гидрогеологического районирования России эти регионы относятся к Уральской гидрогеологической складчатой области с классом трещинно-карстовых вод трещинно-жильного типа и к Восточно-Европейскому артезианскому бассейну с пластовым типом вод [2]. Карстующиеся хемогенные и хемогенно-обломочные породы имеют возраст от кембрийского до пермского и содержат трещинно-карстовые воды [3].

Наибольшую опасность карст представляет в районах, сложенных легко растворимыми гипсами и ангидритами с исключительно высокой интенсивностью процессов в условиях

техногенеза. Недоучет этих процессов обусловил крупные аварии на калийных предприятиях Березников и Соликамска, на месторождении каменной соли в Соль-Илецке, на железных дорогах, мостовых переходах, магистральных газопроводах и др. сооружениях и коммуникациях. Поэтому без изучения и учета карстовых процессов невозможен переход на устойчивое развитие.

*Теоретические вопросы.* Карст развит, в основном, в осадочной оболочке планеты. В карбонатитах земной коры карст пока не изучен. В вертикальном разрезе земная кора расчленена на геохимические и гидрогеохимические зоны [4]. Сверху вниз выделяются геохимические зоны гидрогенеза, галогенеза и метагенеза. В зоне гидрогенеза преобладают процессы перехода химических элементов из твердой фазы в раствор, и она расчленяется на гидрогеохимические зоны: 1) гидрокарбонатного, 2) сульфатного, 3) сульфатно-хлоридного, хлоридно-сульфатного и 4) хлоридного гидрогенеза [2]. В ниже расположенной зоне гидрогалогенеза [2] нами выделены три гидрогеохимические зоны: максимального, равновесного и унаследованного гидрогалогенеза. Зоне метагенеза соответствует гидрогеохимическая зона гидрометагенеза. Подземные карстовые формы зафиксированы на разных глубинах. Но наибольшее практическое значение карстовые процессы имеют в приповерхностной зоне планеты, где сосредоточена почти вся хозяйственная деятельность человека [5].

Показано [6], что в истории Земли различные коллекторы подземных вод (трещинные, поровые, карстовые и антропогенные)

**А.Я. Гаев\***,

доктор геолого-минералогических наук, профессор, ФГОУ ВПО Оренбургский государственный университет, директор, Институт экологических проблем гидро-сферы.

**Ю.А. Килин,**

кандидат геолого-минералогических наук, ведущий Отделом, Институт Пермгипропроводхоз

\*Адрес для корреспонденции: gayev@mail.ru

формировались на разных этапах развития земной коры. Наиболее древними являются азойские трещинные коллекторы первой суши с вулканическими конусами. В океане с мало минерализованными, слабокислыми водами хлоридного состава карбонатные отложения не могли формироваться, а в обломочных морских отложениях уже в архее формировался поровый тип коллекторов. С появлением на суше поровых коллекторов с поровым типом подземных вод временные потоки на континентах превратились в постоянные реки.

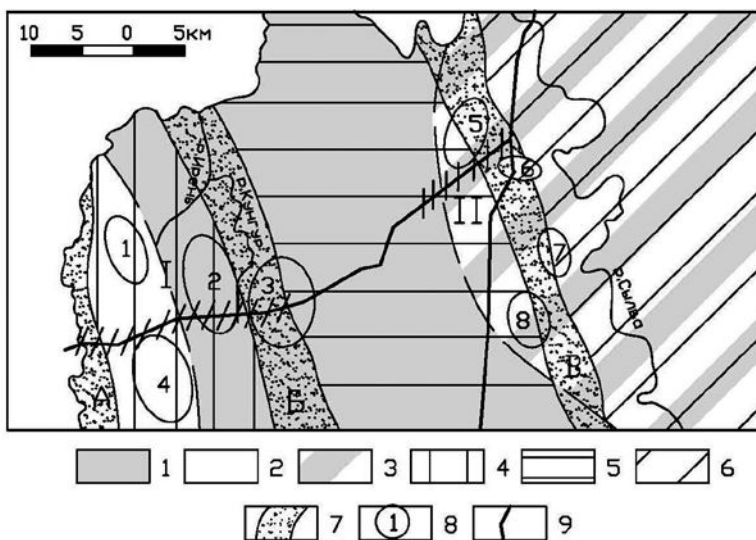
Из карбонатных отложений первыми были доломиты [7]. Они формировались химическим путем, выпадая из океанической воды в связи с изменением реакции среды и вне связи с аридизацией климата. В конце протерозоя с некоторой нейтрализацией вод океана появились хемогенные и органогенные известняки и хемогенные доломиты аридного типа. В рифее появились хемогенные лагунные доломиты аридного происхождения с прослоями гипсов и возросла роль органогенных известняков, образование которых связано с гумидными условиями. На палеозойско-кайнозойском этапе развития земной коры в аридных условиях формировались отложения галита, калийных и магниевых солей, появились седиментационно-диагенетические морские доломиты, и возросла роль гипсов. Авторы работы [6] в истории земной коры выделили карстовую гидрогеологическую эру, разделив ее на четыре периода: доломитовый, известняковый, гипсовый и соляной, заложив основы гидрогеологии карстосферы. В четвертичный период появляется антропогенный тип коллекторов с копаными колодцами и горными выработками, которые активизируют процессы формирования карстового ландшафта, поверхностных, подземных и глубинных карстовых форм. Карст из сезонного превратился в круглогодичный. Интенсивность процессов возросла на 2-3 порядка [8]. Наиболее грандиозными полястями стали рудничные и шахтные выработки, где разные типы вод преобразуются в воды антропогенных коллекторов, имеющие сообщение с приземной атмосферой.

**Цель и задачи исследований.** Для изучения системы вода — карстующиеся породы был намечен переход на крупномасштабные эколого-геологические исследования карстосферы с методическими разработками и составлением альбомов эколого-геологических карт в наиболее напряженных по

**И.И. Минькевич,**  
кандидат геолого-минералогических наук,  
доцент кафедры  
динамической  
геологии и гидрогеологии,  
ФГОУ ВПО Пермский  
государственный  
университет

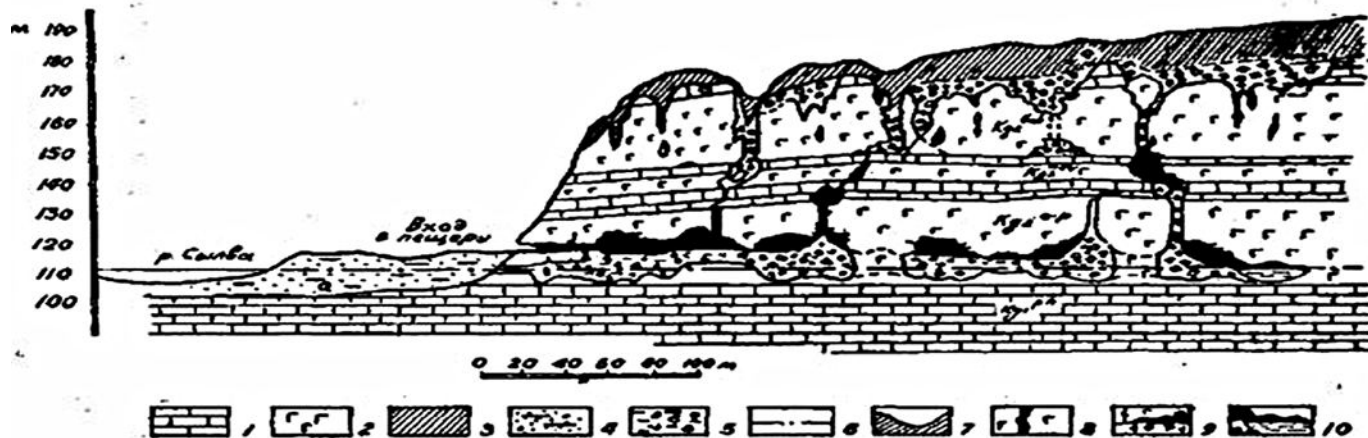
техногенной нагрузке районах с созданием опорных полигонов. Предусмотрены натурные экспериментальные исследования с использованием метода стандартных образцов. Результаты предназначены для расчета показателей интенсивности растворения породы в зависимости от воздействия различных факторов.

**Натурные и экспериментальные исследования.** Классическим районом развития карста является Уфимское плато и, в частности, Ирень-Сылвенское междуречье (рис. 1). Плато имеет мощность зоны вертикальной циркуляции до 200 м, зоны сезонных и многолетних колебаний уровня грунтовых вод до 20 м с четырьмя подвешенными горизонтами, играющими роль емкостного регулятора ресурсов карстовых вод и зоны горизонтальной циркуляции до 80 м, контролируемой переуглубленным древним, неогеновым руслом р. Уфа. За счет вод зоны сифонной циркуляции формируются мощные восходящие источники (Красный Ключ, Сарва, Тюба и др.), выходящие из карстовых колодцев и пещер. Модули подземного стока достигают весной  $78 \div 300$  л/сек • км<sup>2</sup>, составляя в среднем  $15,3 \div 16,2$  л/сек • км<sup>2</sup>. Модуль подземного стока почти на порядок выше у реки, чем на водоразделе. HCO<sub>3</sub>Ca воды с минерализацией 400÷580 мг/л в центре плато сменяются к периферии на SO<sub>4</sub>Ca с минерали-



**Рис. 1.** Схема гидрогеологического районирования территории трассы газопровода по степени карстоопасности. Карстово-гидрогеологическая область Уфимского плато (составлена авторами по материалам работы [11]).

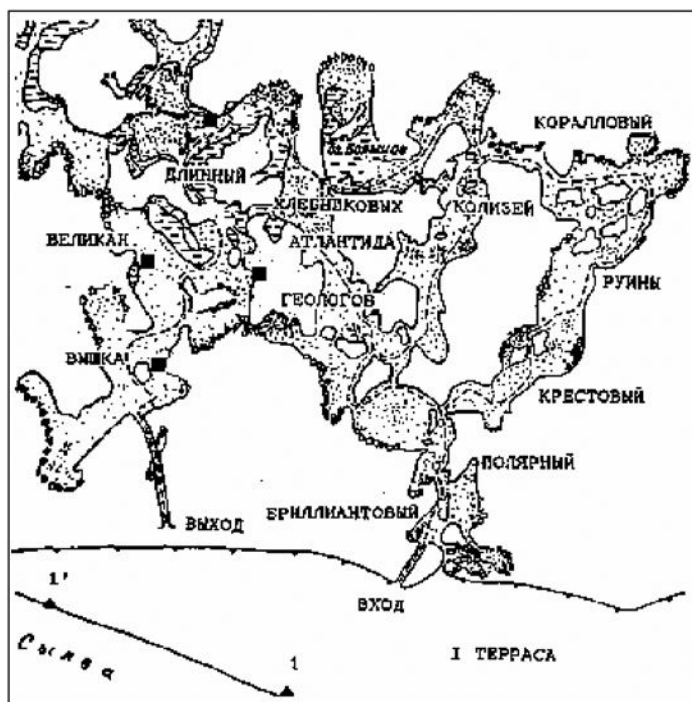




**Рис. 2. Геологический разрез Ледяной горы (по [10]).**

1 — доломиты и известняки; 2 — гипсы и ангидриты; 3 — глинистые отложения; 4 — речные песчаные отложения; 5 — обваловые глыбово-глинистые отложения; 6 — уровень подземных вод; 7 — карстовые воронки; 8 — вертикальные трубы; 9 — подземные полости; 10 — подземное озеро.

зацией 1500÷2700 мг/л. На глубине 200 м сформировались воды сульфатного состава. Величина карстовой денудации достигает 45 м<sup>3</sup>/год•км<sup>2</sup>, возрастая в бассейне р. Ар до 1170 м<sup>3</sup>, что соответствует 4-му классу (0,045 %) активности карста [6]. Развита воронки, поноры, карры, ниши, пещеры, трещины, каверны. Типичны карстовые реки. Так, р. Ясыл имеет мешкообразную долину; истоки ее начинаются небольшим родником, затем вода несколько раз исчезает и появляется вновь на поверхности земли. Известны и карстовые ручьи, вытекающие из пещер, неоднократно исчезающие до впадения в р. Ирень. Количество карстовых воронок на Красноясыльском поле площадью 19 км<sup>2</sup> составило 2537 [9].



**Рис. 3. План Кунгурской пещеры.**

1 - контуры гротов и останцы;  
2 - обваловые и осыпные отложения;  
3 - озера и органые трубы;  
4 - туристическая тропа;  
5 - места заложения образцов.

Карстовые воронки образуют цепочки. Формами сульфатного карста служат также эрозионно-карстовые депрессии с поперечником  $\geq 1$  км, вытянутые вдоль восточного крыла Уфимского вала (Низковская, Мазуевская, Суксунско-Советинская). В регионе имеется всемирно известная Кунгурская ледяная пещера и крупный Ординский карстовый сифон. Плато пересекается железными дорогами и трансконтинентальными газопроводами. Только разных коммуникаций (магистральных и местных трубопроводов диаметром до 1420 мм, железных и шоссейных дорог) на междуречье проложено десятки тыс. км.

*Результаты натурных экспериментальных исследований* получены с использованием метода стандартных образцов. Растворение гипса протекает активнее кальцита, что позволяет рассчитать показатели интен-



сивности растворения породы в зависимости от воздействия различных факторов. Образцы стандартизированы по литолого-текстурному фактору и размещены на ряде станций с типовыми условиями взаимодействия воды с породой. Они изготовлены из плотных скрытокристаллических пород без включений и трещин в форме таблеток диаметром 40÷45 мм, толщиной 7÷8 мм, весом 18÷25 г. В контакте с родниковыми водами использованы более крупные образцы. Сначала они были установлены на 50 станциях и 5 опытных участках, а после пятилетних наблюдений исследования продолжены на 38 станциях 5 опытных участков. Кунгурская пещера в сульфатных породах оказалась хорошей натурной лабораторией для исследования растворимости гипсов и ангидритов. В ней осуществлялись также ежемесячные наблюдения за параметрами вод, атмосферы и пород (рис. 2). Моделируемые здесь процессы максимально приближены к природным условиям. Изучалась относительная скорость растворения образцов гипсов и ангидритов с предварительным анализом их минерального состава, структуры, текстуры, наличия примесей. Образцы помещались в атмосферу, на поверхность земли, на почву и в пещеру. Изготовлено 35 плиток размером 5 x 5 x 1,5 см из гипса и ангидрита иренского горизонта кунгурского яруса верхней перми, взятых из обнажений вблизи д. Посад, пос. Полазна, из керна скв. с. Усть-Кишерть и г. Кунгур, а также из Кунгурской ледяной пещеры.

Состав образцов был уточнен рентгено-структурным анализом и в шлифах. Плитки были установлены также у с. Усть-Кишерть, на метеостанции г. Кунгур и в с. Платошино. В пещере плитки были помещены в гротах Длинный, Кастере-Лукина, Дружба (в подземном озере и в воздухе) (рис. 3). Режимными наблюдениями установлено, что минерализация воды в озерах изменялась от 2,0 до 2,7 г/л, содержание сульфатного иона — от 1,3 до 1,7 г/л. Образцы взвешивались перед установкой и после двухдневного высушивания при комнатной температуре (рис. 4). За 8 лет образцы потеряли в весе от 27,5 до 51 %. С повышением минерализации на поверхности озера появились пятна и пленка из кальцита, включающие редкие кристаллы гипса. Температура воды составила 3,0÷4,4 °С, воздуха — 2,9÷4,4 °С. Эти параметры обусловлены сезонными изменениями, связанными с периодами весеннего паводка на р.

#### Ключевые слова:

карстосфера, системы вод — карстующиеся породы, карстовые формы, образование, выщелачивание

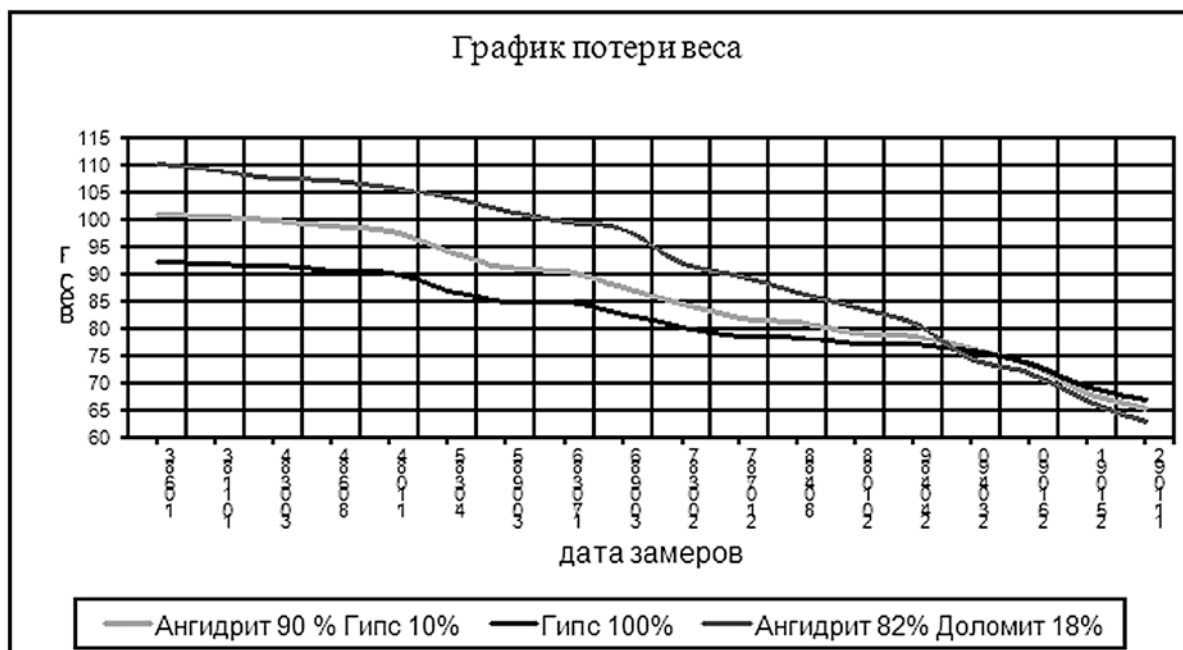
Сыльва и осенней инфильтрации атмосферных осадков в карстовый массив. В паводок минерализация и содержание сульфат-иона снижаются в результате смешения с речными водами, а зимой несколько повышаются. Поверхность образцов гипса (II) за первые 2-3 года при высыхании покрылась мучнистым налетом, несколько выступил прожилок серого цвета. Ангидрит с гипсом (I) был осложнен микрокаррами. На образцах ангидрита с доломитом (III) отмечены каверны с поперечником 1÷3 см и глубиной 2÷5 мм. В дальнейшем рельеф поверхности образцов стал контрастнее. При низкой температуре в сульфатных водах относительная скорость растворения ангидрита с доломитом (III) оказалась в 1,7 раза больше, чем гипса (II). Процессы их растворения носят сезонный характер и зависят от дефицита насыщения воды сульфатом кальция. Денудация образцов за 373 сут составила, соответственно: I — 75, II — 50, III — 110 мг/см<sup>2</sup>/сут 10<sup>-3</sup>.

Растворение плиток происходило при медленном движении воды при температуре воды в озере 3,6÷4,0 °С и температуре воздуха 3,4÷4,4 °С. Поверхность озера покрылась пленкой из кальцита с включением единичных кристаллов гипса. Результаты экспериментов позволили уточнить ряд важных вопросов в гидрогеологии массивов сульфатных пород.

#### Моделирование и обсуждение результатов.

Подземная карстовая денудация и химический сток подчиняются закономерностям широтной гидрогеохимической зональности и высотной поясности и их масштабы наиболее значительны в гумидной зоне с тенденцией уменьшения общей подземной химической денудации с севера на юг, что видно на примере регионов Урала и Приуралья (рис. 5) [2]. Модуль подземного химического стока в этих регионах изменяется от 20÷50 т/км<sup>2</sup> в год в таежных и лесостепных районах, до 1÷10 т/км<sup>2</sup> в юго-западных районах Волго-Уральского междуречья. И только в гипсово-соленосной толще Западного склона Урала модуль возрастает до 100 т/км<sup>2</sup> и более в год. Высотная поясность также осложняет широтную зональность. Она проявляется уже на возвышенностях платформы, но особенно контрастно — на горно-складчатом Урале.

Гидрогеология карстосферы является фундаментальной наукой о подземной гидросфере карстовых массивов, изучающая процессы трансформации равновесно-не-



**Рис. 4.** Результаты режимных наблюдений в Кунгурской пещере по взаимодействию карстовых вод подземного озера и пещерного воздуха с плитками карстующихся пород, помещенных в гротах Длинный, Кастере-Лукина, Дружба [10]

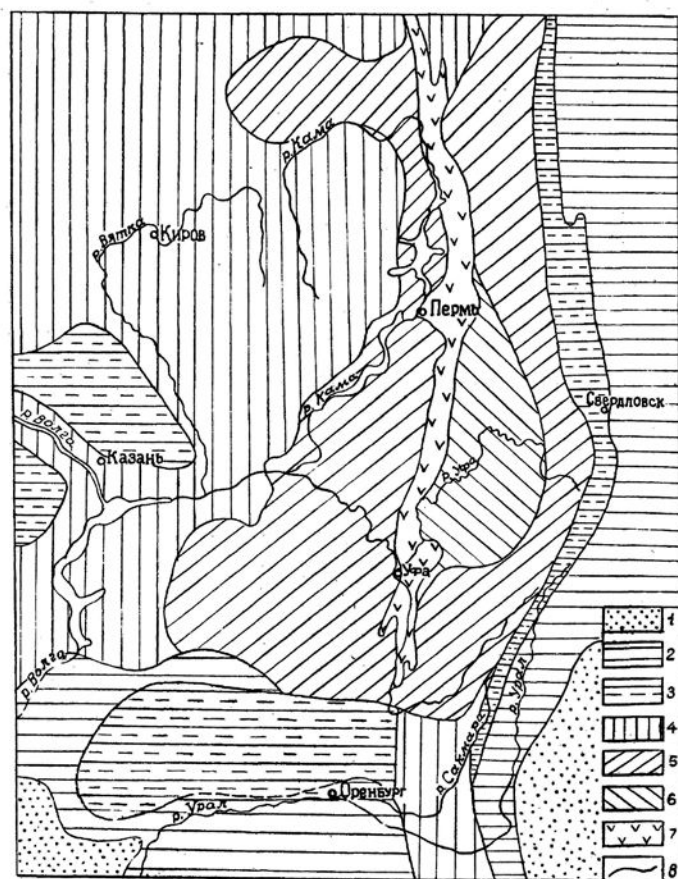
равновесной системы вода – карстующаяся порода. Эти процессы изучаются на основе комплексных лабораторных, натуральных исследований и путем создания опорных полигонов.

Красноясыльский полигон создан с участием авторов на участке Ужгородского коридора трансконтинентального газопровода в Пермском крае. На полигоне имеются

участки эксплуатируемых производственных коммуникаций и сформированы базы данных для прогноза условий эксплуатации аналогичных объектов. Полигон служит объектом опытно-методических работ по освоению карстосферы. В районе полигона сформировался карстовый ландшафт с поверхностными, подземными и глубинными карстовыми формами, осложняющими строительство и эксплуатацию инженерных сооружений и коммуникаций [11]. На полигоне коммуникации представлены шестью

**Таблица 1**  
**Параметры карстового процесса в различных гидродинамических зонах (Верхнелозьвинско-Карпинский район)**

Воды, гидродинамические зоны и их мощность, м	Минерализация вод, мг/л	Объем химического транзита, т/км <sup>2</sup> в год	Интенсивность (относит. модуль) карстового процесса, т/км <sup>2</sup> в год на 1 м
Метеорные воды	29,3	1,8	-
Аэрации, 135	80,9	5,6	0,042
Колебаний уровня грунтовых вод, 10	105	7,3	0,730
Постоянного горизонтального стока, 25	142	9,8	0,392



**Рис. 5. Схематическая карта взаимодействия в системе вода - порода в регионах Урала и Приуралья ( $t/km^2$  в год) [2].**

1 — очень слабое ( $1\div 10$ ); 2 — пониженное ( $10\div 20$ ); 3 — среднее, участками пониженное ( $10\div 30$ ); 4 — среднее ( $20\div 50$ ); 5 — повышенное, участками среднее ( $20\div 70$ ); 6 — повышенное (до 100); 7 — весьма повышенное ( $\geq 100$ ); 8 — границы зон с различным уровнем проявления взаимодействия в системе вода - порода.

нитками трансконтинентального газопровода с трассой шириной в 200 м и диаметром труб в 1420 мм. Здесь в условиях техногенеза карст превратился из сезонного в круглогодичный, при этом интенсивность его возросла на 2-3 порядка [12]. За счет карстовых процессов на полигоне существенно изменился рельеф и облик местности, начали формироваться различного масштаба понижения. В районе полигона они представлены от суходолов, логов и мульд оседания до котловин и польев с размерами до 10 км и более [3]. Под сооружениями и коммуникациями формируются также карстовые пустоты и провалы, обуславливающие аварии на газопроводах. Аналогичные процессы в регионе наблюдаются на железных дорогах, шахтах и мостовых переходах через реки.

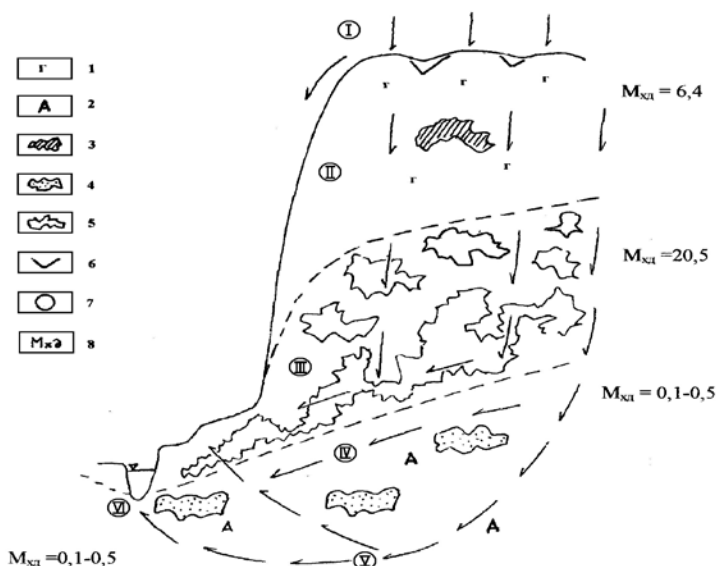
Для прогноза подземных карстовых форм эффективным оказался комплекс геолого-геофизических, гидрогеохимических и дис-

танционных методов. Нами установлено, что в зоне сезонных и многолетних колебаний уровня грунтовых вод карст протекает в 3-8 раз интенсивнее, чем в поверхностных условиях и в зоне постоянного горизонтального стока (табл. 1). В карстовом массиве одновременно идут два противоположных процесса — активное формирование и старение спелеосистем с заполнением карстовых полостей (рис. 6) [6]. Карстовые депрессии, котловины, лога и суходолы формируются вдоль тектонически ослабленных зон земной коры и при высокой физико-химической неустойчивости пород превращаются в ядра слабо изученных элементов неоландшафта — мульд оседания и растяжения, которые представляют основную опасность для пересекающих их трубопроводов (рис. 7, 8).

Бортовые зоны карстовых депрессий, котловин, логов, суходолов часто бывают широкими с пологими задернованными склонами и блюдцеобразными воронками. Но на отдельных участках они приобретают обрывистый характер из-за более энергичных неотектонических поднятий, особенно в приводораздельной части. По бортам долин рек нередко фиксируются трещины бортового отпора шириной до 2 м и глубиной до 3 м и более. Из цепочек слившихся карстовых воронок нередко формируются слепые эрозионно-карстовые лога.

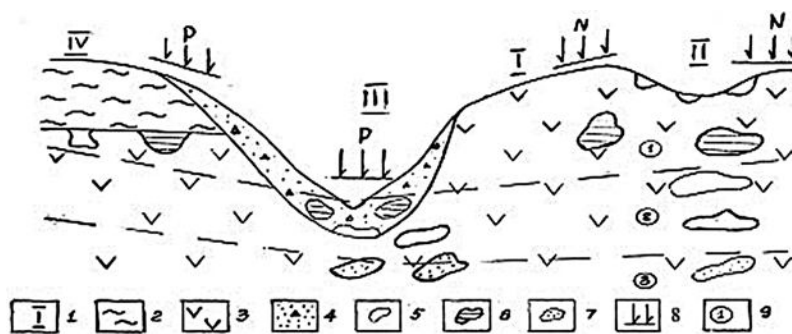
Бортовые зоны карстовых депрессий, котловин, логов, суходолов часто бывают широкими с пологими задернованными склонами и блюдцеобразными воронками. Но на отдельных участках они приобретают обрывистый характер из-за более энергичных неотектонических поднятий, особенно в приводораздельной части. По бортам долин рек нередко фиксируются трещины бортового отпора шириной до 2 м и глубиной до 3 м и более. Из цепочек слившихся карстовых воронок нередко формируются слепые эрозионно-карстовые лога.

Совокупность карстово-суффозионных и эрозионно-тектонических процессов оказывает большое влияние на формирование рельефа и при существенных изменениях линии профиля по трассе газопровода может оказать интенсивное деформирующее воздействие на такие линейные жесткие коммуникации, как трубопроводы большого диаметра (1420 мм). Результаты наших гидрогеологических исследований и разработанные модели могут эффективно использо-



**Рис. 6. Гидродинамическая модель образования карстовых форм.**

1 — гипсы; 2 — ангидриты; 3 — открытые подземные карстовые полости; 4 — карстовые полости, заполненные или частично заполненные продуктами обрушения кровли; 5 — карстовые полости, заполненные или частично заполненные продуктами аккумуляции типа терра-росса; 6 — участки площадных деформаций поверхности земли над карстующимися породами; 7 — гидродинамические зоны карстовых вод: I — поверхностной циркуляции, II — вертикальной нисходящей циркуляции (аэрации), III — переходная, IV — горизонтальной циркуляции, V — сифонной циркуляции, VI — поддолинного стока; 8 — модуль химической денудации и его значение в  $\text{т/км}^2$  в год.



**Рис. 7. Модель формирования карстовых процессов в зонах сосредоточения поверхностного и подземного стока:**

1 — типы карста по [?]: I — голый, II — задернованный, III — подэлювиальный и подальвиальный, IV — закрытый; 2 — песчаники, алевролиты; 3 — гипсы и ангидриты; 4 — пески, гравий, щебень, суглинки; 5 — открытые подземные карстовые полости; 6 — карстовые полости, заполненные или частично заполненные продуктами обрушения кровли; 7 — карстовые полости, заполненные продуктами аккумуляции типа терра-росса; 8 — участки площадных деформаций поверхности земли над карстующимися породами; P — мулда оседания; N — деформации оседания-обрушения; 9 — гидродинамические зоны карстовых вод: 1 — вертикальной (нисходящей) циркуляции, 2 — переходная, 3 — горизонтальной циркуляции.

ваться при создании единого информационного пространства с целью осуществления сквозного геоэкологического мониторинга карстовых районов. По данным мониторинга и моделирования карстового объекта можно объективно оценить состояние окружающей среды и степень устойчивости инженерных сооружений.

## Заключение

Изучены региональные гидрогеологические закономерности формирования карстосферы на примере регионов Урала и Приуралья, учет которых позволяет значительно снизить риски хозяйственного освоения территории, строительства и эксплуатации инженерных сооружений и коммуникаций. На основе этих закономерностей предложена схема гидрогеологического районирования и осуществлено среднемасштабное гидрогеохимическое картографирование районов развития классических форм карста. Учтено влияние гидрогеологической зональности и высотной поясности на интенсивность проявления карстовых процессов в различных гидрогеологических условиях, разработаны рекомендации по предотвращению негативного влияния карстовых процессов на хозяйственные объекты.

Задачи гидрогеологии карстосферы эффективно решаются на основе комплексных исследований на опорных полигонах. Создан Красноярский полигон, где имеются эксплуатируемые инженерные сооружения и коммуникации. Установлено, что процессы в системе вода — карстующаяся порода зависят от типа карста, принадлежности к конкретной ландшафтно-климатической зоне, высотной поясности и глубины циркуляции вод, а также от минерального состава пород, гидрогеологических условий, состава и минерализации вод, температурного и гидродинамического режима.

Подземный карстовый процесс и химический сток подчиняются закономерностям вертикальной и широтной гидрогеохимической зональности и высотной поясности с тенденцией уменьшения общей подземной химической денудации с севера на юг от  $20\text{--}50 \text{ т/км}^2$  в год в таежных и лесостепных районах, до  $1\text{--}10 \text{ т/км}^2$  в юго-западных сухостепных районах Волго-Уральского междуречья. Наиболее интенсивно карст развивается в зоне сезонных и многолетних



колебаний уровня грунтовых вод на участках унаследованных неотектонических поднятий и, особенно, в условиях техногенеза. В условиях техногенеза интенсивность карстовых процессов возрастает на 2-3 порядка за счет превращения этих процессов из сезонных в круглогодичные с большими энергопотерями в карстовый массив, а также в связи с ростом средней температуры среды, разрыхлением пород при строительстве и повышением скорости движения вод к зонам их сосредоточения. Изучение растворимости карстующихся пород в лабораторных и природных условиях пещеры обеспечивает разработку пространственных геолого-геофизических и геоэкологических моделей проявления карста и позволяет перейти к управлению рисками на основе систем мониторинга, формирования банков данных и единого информационного пространства и, в итоге, обеспечивает перевод сооружений и коммуникаций на модель устойчивой безаварийной эксплуатации.

### Литература

1. Маруашвили Л.И. Карстосфера, ее размеры и отношения к другим геосферам // Сообщ. АН Грузинской ССР. 1970. Т. 57. № 2. С. 112.
2. Гаев А.Я. Гидрогеохимия Урала и вопросы охраны подземных вод. Свердловск: Изд-во Урал ун-та, 1989. 368 с.
3. Катаев В.Н. Основы структурного карстования. Уч. пособие по спецкурсу. Пермь: Изд. Перм. ун-та. 2004. 143 с.
4. Максимович Г.А. Гидрогеохимические зоны платформы // Химическая география и гидрогеохимия. Пермь, 1964. Вып. 3(4). С. 101–120.

5. Карст и его влияние на освоение территорий / В.М. Кутепов, И.А. Парабучев, Ю.А. Килин // Мат. международного симпозиума «Карстология-XXI век: теоретическое и практическое значение». Пермь: Изд-во Перм. ун-та. 2004. С. 192-198.
6. Максимович Г.А. Основы карстологии: Учебное пособие. Т. 1. Пермь: Перм. кн. изд-во, 1963. 444 с.
7. Страхов И.М. Основы теории литогенеза. М.: Изд-во АН СССР, 1962. Т. 3. 550 с.
8. Абдрахманов Р.Ф. Карст Башкортостана / Р.Ф. Абдрахманов, В.И. Мартин, В.Г. Попов, А.П. Рождественский, А.И. Смирнов, А.И. Травкин. Уфа: Информреклама, 2002. 384 с.
9. Горбунова К.А. Карст и пещеры Пермской области / К.А. Горбунова, В.Н. Андрейчук, В.П. Костарев, Н.Г. Максимович. Пермь: Изд. Перм. ун-та, 1992. 200 с.
10. Гаев А.Я. О методологии и методике гидрогеологических исследований карстовых процессов. Карстовые системы Севера в меняющейся среде / А.Я. Гаев, Ю.А. Килин, И.И. Минькевич, Н.С. Алферова, И.Н.Алферов // Сб. тезисов Междунар. конф., посвященной 100-летию со дня рождения М.В. Ломоносова. Голубино-Пинега, Архангельской обл., 2011. С. 36-38
11. Килин Ю.А. О количественной оценке карстового процесса / Ю.А. Килин, И.И. Минькевич // Геол. и полезные ископ. Зап. Урала: мат. регион. НПК. Пермь: Изд-во ПГУ, 2004. С. 266-273.
12. Быков В.Н. Нефтегазовое карстология. Пермь: Изд-во Перм. ун-та, 2002. 351 с.



A.Ya. Gaev, Yu.A. Kilin, I.I. Min'kevich

## CONSIDERATION OF WATER PART IN KARST-FORMING USING EXAMPLE OF IREN'-SYLVENSKOE INTERSTREAM AREA

Limestones, dolomites, marls, plasters, anhydrites and salts are occupying more than 40% of continent area and exposed by dissolution and desalination that leads to formation of surface and underground karst forms which complicate property development. Total of karst forms is called karstsphere. Stable property development requires discovering of regularities of water – karst-forming rock system.

**Key words:** karstsphere, water – karst-forming rock system, karst forms, dissolution, desalination



# ДИНАМИКА развития зоопланктона В ЗОНЕ КОВШЕВОГО ВОДОЗАБОРА НФС-5 МУП г. НОВОСИБИРСК «ГОРВОДОКАНАЛ»

**В течение 2008 г. проведен мониторинг качественного и количественного состава зоопланктона в зоне действия водозаборов насосно-фильтровальной станции (НФС-5) г. Новосибирск. Проведена оценка внутригодовой динамики численности, биомассы и видовой структуры зоопланктона в зоне действия водозабора в зависимости от ряда абиотических параметров (уровень воды, температура и др.). Полученные данные позволяют моделировать процессы развития зоопланктона в зоне проведения работ, прогнозировать периоды резкого увеличения численности и биомассы разных таксономических групп, своевременно планировать и регулировать работы по очистке гидротехнических сооружений от накопления биотических компонентов.**

## Введение

Вздачи технической гидробиологии включен, в первую очередь [1], борьба с биологическими помехами, как явление воздействия биологических объектов с элементами техно-тропогенного характера. В данном случае это воздействие зоопланктона с системами водоподготовки, водоочистки и водоснабжения городских водозаборов г. Новосибирск, расположенных в р. Обь в 30 км ниже плотины ГЭС. В осенний период 2007 г. возникли проблемы, связанные с массовым оседением песчаных фильтров насосно-фильтровальных станций (НФС) № 1 и № 5 МУП г. Новосибирск «Горводоканал» большого количества органической массы, обростков, главным образом, зоопланктонными организмами. Исследования проведены с целью своевременного выявления и предупреждения в последующем подобной критической ситуации.

## Н.И. Ермолаева\*,

кандидат биологических наук, старший научный сотрудник, ФГБУН Институт водных и экологических проблем Сибирского отделения Российской академии наук (Новосибирский филиал)

## Материалы и методы исследования

Сбор зоопланктон производили в зоне действия водозабора НФС-5, также в фоновых участках русла Верхней Оби — нижнем бьефе Новосибирской ГЭС и близ Октябрьского моста, путем процеживания 50-100 л воды через сеть Апштейнса последующей фиксацией 4 % раствором формальдегид [2]. Изучение таксономического состава и подсчет численности зоопланктона в пробах проводили в камере Богоровса с использованием определителей [3-8].

## Результаты и их обсуждение

В 2008 г. с января по декабрь включительно проведены 49 серий отбора проб с фильтров НФС-5, из ковша (первый подъем до насосов) и с фонового участка основного русла р. Обь (рис. 1).

В январе и в феврале в пробах преобладали веслоногие ракообразные (Cyclopoida). Доля взрослых экземпляров (размер 1,0-2,5 мм) в начале января не превышала 10-15 % от общей численности, в начале февраля составляла порядка 25 %. К концу зимы наблюдался спад численности крупных рачков, обусловленный снижением сезонного размножения *Cyclops strenuus*. Основу зоопланктонного сообществ составляли мелкие ракообразные и рачки иуплильных стадиях и коловратки. Регулирование численности этих форм можно осуществлять путем периодического хлорирования или жесткого ультрафиолетового облучения воды. В столбе воды над фильтрами существенного увеличения численности зоопланктон не наблюдалось.

\*Адрес для корреспонденции: hope@iwep.nsc.ru

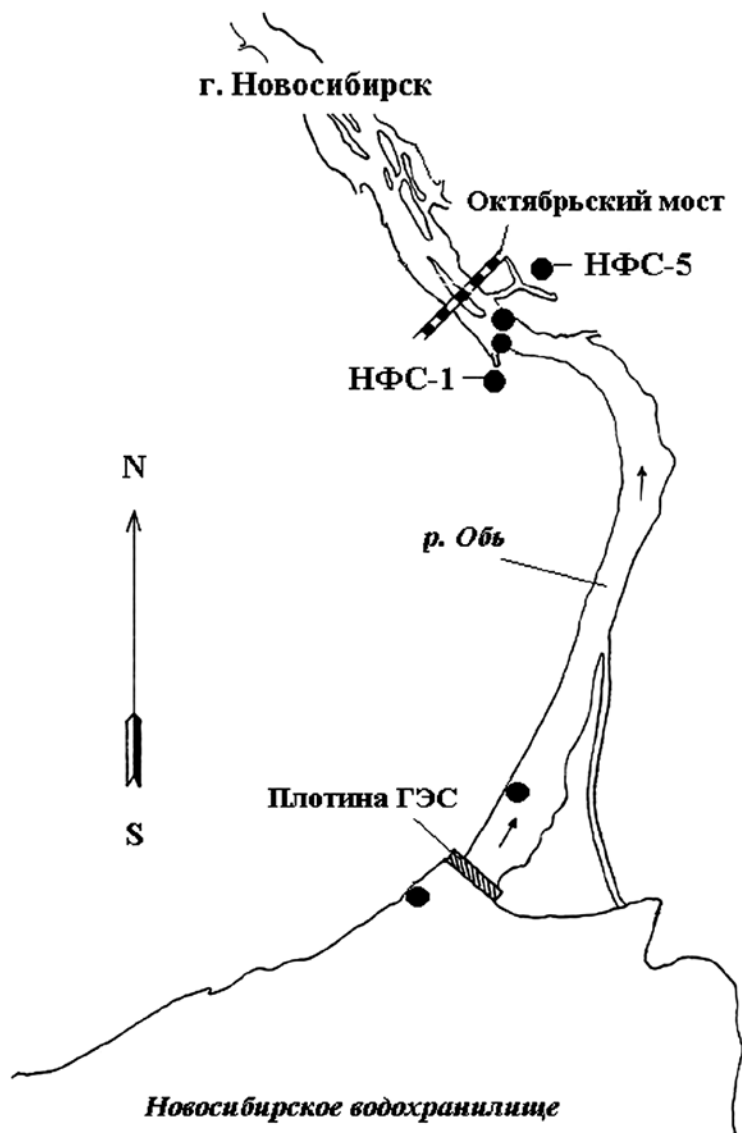


Рис. 1. Схема отбора проб.

Для сравнения структуры зоопланктонного комплекса и пространственно удаленных участков основного русла реки вне зоны действия водозборов провели серию отбор проб на отрезке основного русла реки от нижнего бьефа Новосибирской ГЭС до Октябрьского моста (напротив НФС-5, выше канализационного водозбора). В зимний период существенных различий в структуре зоопланктонных всех фоновых участков русла не выявлено, что позволяет получить репрезентативные данные на любой площади основного русла реки от нижнего бьефа Новосибирской ГЭС до канализационного водозбора.

В марте и в апреле в пробах преобладали веслоногие рачки (Cyclopoidea). Доля взрослых экземпляров (размер 1,0-2,5 мм) в нематематическом р. Обь составляла порядка 10%

от общей численности, в ковше водозбора — до 25 %, к середине месяца доля взрослых циклопов в ковше составляла около 30 %, в р. Обь не превышала 4 % от общей численности. Численность коловраток по сравнению с зимним периодом осталась на том же уровне. Ветвистоусые рачки в условиях низкой температуры воды встречались единично и в ковше водозбора практически не попадали. По мере таяния льда и резкого повышения мутности воды в результате поступления подводящих вод на донные фильтры водозборов, также в «ковше» и основном русле реки имело место резкое снижение численности зоопланктона. Следственно, в период поступления подводящих вод в русло реки из сортировочных фильтров водозборов планктонными организмами маловероятно.

В целом, в период ледостава в структуру зоопланктона представляли 12 видов — 6 видов Copepoda, 3 вида Cladocera и 3 вида Rotifera. Доминирующий комплекс состояли из *Mesocyclops leuckartii*, *Paracyclops fimbriatus*, *Cyclops strenuus*, *Cyclops vicinus*, *Eudiaptomus graciloides*.

Вместе с крупными формами (*Cyclops strenuus*) стали встречаться более мелкими (*Mesocyclops leuckarti*, *Eucyclops serrulatus* и др.) в результате их массового размножения.

В связи с быстрым прогревом воды (за 2 недели среднесуточная температура воды поднялась от +4 °С до +16 °С) начался весенне-летний зоопланктон в р. Обь и Новосибирском водохранилище в 2008 г. сместилось на более поздние сроки относительно среднемноголетних показателей. При этом, несмотря на повышенную мутность воды, численность веслоногих и коловраток возросла более чем в 10 раз. На донные фильтры явного роста численности крупного зоопланктона в нем не наблюдалось.

В июне в условиях резкого повышения температуры воды преобладала группа состояли из веслоногих рачков разных возрастных групп. Кроме того, наблюдался рост численности коловраток, в том числе крупной *Asplanchna priodonta*. На этом фоне отмечен самый высокий сезонный рост численности зоопланктона в целом и начался размножения ветвистоусых рачков (Cladocera). При этом в канализационной системе водозбора численность зоопланктона была существенно ниже, чем в основном русле реки. На донные фильтры по сравнению с пре-

**Таблица 1**

**Сравнительные показатели численности зоопланктона на НФС-1 и НФС-5 в июне 2008 г.**

Станция отбора	численность зоопланктона, экз./м <sup>3</sup>					
	р. Обь		ковш		фильтры	
	общая численность	орг низмы, крупнее 1 мм	общая численность	орг низмы, крупнее 1 мм	общая численность	орг низмы, крупнее 1 мм
НФС-5	11920	2900	15250	1240	1240	130
НФС-1	17260	2660	13360	2160	1480	380

**Таблица 2**

**Сравнительные показатели развития зоопланктона на фоновых участках р. Обь в период паводка (май – июнь) 2008 г.**

Группы зоопланктона	Численность, экз./м <sup>3</sup>		
	Р. Обь у НФС-5	Нижний бьеф	Верхний бьеф
08.05.2008			
Copepoda, l < 1 мм	220	160	220
Copepoda, l > 1 мм	160	60	120
Cladocera	20	0	0
Rotifera	60	50	100
24.06.2008			
Copepoda, l < 1 мм	28800	27200	75200
Copepoda, l > 1 мм	12500	56400	102400
Cladocera	2230	1680	2800
Rotifera	46330	36800	48400

дыдущим месяцем ктивного увеличения численности зоопл нктон не н блюд лось.

5 июня, помимо контрольных уч стков, были отобр ны пробы н НФС-1 и НФС-5. Судя по одной серии пробоотбор , пок з тели общей численности зоопл нктон и процентное соотношение крупных и мелких орг низмов н НФС-1 и НФС-5 имели сходный х р ктер (т бл. 1). Это озн ч ет, что при орг низ ции мониторинговых н -блюдений вполне репрезент тивным м тери лом выступ ет сбор и н лиз проб в зоне действия к кого-либо одного гидротехнического сооружения.

При прохождении водных м сс через плотину Новосибирской ГРЭС происходит зн -чительное снижение численности зоопл нктон , особенно крупных форм. Одр ко при ср внении видового и численного сост в зоопл нктон в нижнем бьефе ГЭС и в р йоне р сположения водоз боров сдел н вы-

вод, что р зличия в структуре зоопл нктонного сообществ в период конц весны – н ч л лет н ср внив емых уч стк х кв тории миним льн (т бл. 2). Средние пок з тели численности, т кже соотношение основных групп сходны. Т ким обр зом, прогнозиров ние дин мики поступления зоопл нктон в р йон водоз бор вполне объективно можно строить н основ нии д нных мониторинг состояния пл нктон в нижнем бьефе Новосибирской ГЭС.

В июле в первой половине месяца в про б х преобл д ли веслоногие р кообр зные (Cyclopoida). 31 июля в условиях ст гн ции и высокой темпер туры воды з регистриров н пик численности зоопл нктон в ковше и н д фильтр ми н сосной ст нции НФС-5 з счет включения в сообщество новых генер ций ветвистоусых – *Daphnia longispina*. В реке выше к н л водоз бор столь резкого прирост численности зоопл нктон не н блюд лось, к к и в водохр нилице,

верхнем и нижнем бьефах Новосибирской ГЭС. Различия по численности и биомассе зоопланктон в канале непосредственно в зоне забора воды были на порядок выше, чем в реке. В течение двух недель средняя температура воды в канале водозабора составляла 24–25 °С, дрифти активно росли и размножились в прибрежных участках канала в благоприятных пищевых условиях (на фоне обильного развития фитопланктона). Прирост численности зоопланктон на дрифтахми на 95 % происходил за счет прохождения через каналы крупных взрослых особей *Daphnia longispina*. Биомасса крупного зоопланктон составляла 210 мг/м<sup>3</sup>. В результате тщательного анализа состав проб было выявлено, что при прохождении через каналы в своем подвешенном состоянии в большинстве гибнут молодые особи.

**В августе** в течение всего месяца в пробах преобладали ветвистоусые (Cladocera), доминирующую группу составили *Daphnia longispina* и *Bosmina longirostris*. Эти виды мало устойчивы к механическим воздействием (разрушаются турбулентным потоком в каналах водозабора), поэтому, несмотря на их высокую численность, как в реке, так и в канале на первом подъеме, на дрифтах оседает относительно небольшое количество живых ракообразных, не создавая, тем самым, помех при фильтрации воды. Погибшие особи в условиях высокого фоновой температуры воды быстро разлагаются и коагулируют.

По мере понижения температуры воды (от 25 °С до 18 °С) с третьей декады месяца начались существенные перестройки видового состава зоопланктонного сообщества, характерная для сентября — появились покоящиеся яйца (эфипии) дрейфов, начилось активное размножение веслоногих (*Mesocyclops leuckarti* и *Cyclops vicinus*).

**В сентябре** по мере понижения температуры воды наблюдалось увеличение численности веслоногих ракообразных как в реке и в канале, так и на дрифтахми. Половину численности зоопланктон на дрифтахми составляли крупные особи осенней генерации *Daphnia longispina*, большей частью гибнущие в турбулентном потоке при прохождении через каналы (жизнеспособность сохраняют менее 20 % особей, достигших отстойников).

В водохранилище зарегистрировано активное осеннее размножение *Eudiaptomus graciloides*,

#### Ключевые слова:

водозабор, зоопланктон, мониторинг

массовое развитие которого в 2007 г. привело к забиванию фильтров очистной системы водозабора. В 2008 г. в течение массового развития дрейфов не наблюдалось. Максимальная численность дрейфов на приплотинном участке (верхний бьеф) была зафиксирована 11 сентября и составила 1600 экз./м<sup>3</sup>, в нижнем бьефе максимальные показатели не превысили 400 экз./м<sup>3</sup>. В канале водозабора численность этих ракообразных в течение сентября не превысила 240 экз./м<sup>3</sup>, на дрифтахми они были впервые зарегистрированы только 28 сентября (10 экз./м<sup>3</sup>), что не могло затруднить работу водозабора. Массовое развитие дрейфов в течение осени 2008 г. не наблюдалось.

**В октябре** в пробах преобладали веслоногие, главными образцами крупные *Cyclops vicinus*, *Cyclops strenuus* и *Eudiaptomus gracilis*, доля которых составила около 95 % от общей численности и биомассы зоопланктон.

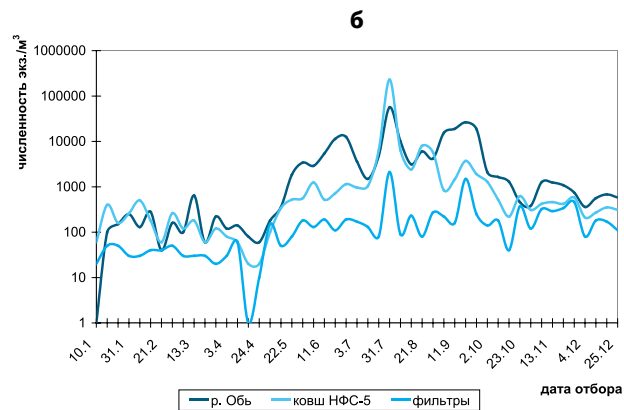
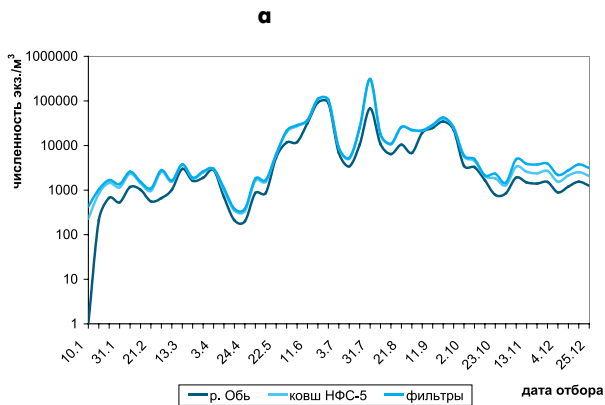
**В ноябре** в течение всего месяца в пробах преобладали крупные веслоногие раки *Cyclops vicinus* и *Cyclops strenuus*, наблюдалось их активное размножение. В первой половине месяца в пробах еще единично встречались ветвистоусые раки *Daphnia longispina* и *Bosmina longirostris*; колониальные встречались единично. Основная численность зоопланктон на дрифтахми обеспечена взрослыми и копепоидными стадиями циклопов. Численность крупных особей зоопланктон на дрифтахми в течение всего месяца оставалась стабильной и не мешала работе очистной системы.

**В декабре** в течение всего месяца в пробах преобладали крупные веслоногие раки *Cyclops vicinus* и *Cyclops strenuus*, продолжалось их активное размножение. По сравнению с ноябрьскими наблюдениями, отмечено снижение численности крупных циклопов на дрифтахми.

В водохранилище активного развития циклопов не наблюдалось. Основная часть зимней популяции составляли взрослые особи циклопов. Однако темпы их размножения существенно замедлились, что означало отсутствие роста численности веслоногих раков в условиях формирования ледового покрова. Учитывая, что крупные ветвистоусые из состава сообществ выпали, зимние генерации мелких дрейфов на работу фильтров повлиять не могут.

**В ноябре и декабре** зоопланктонное сообщество ракообразных на НФС-5 практически





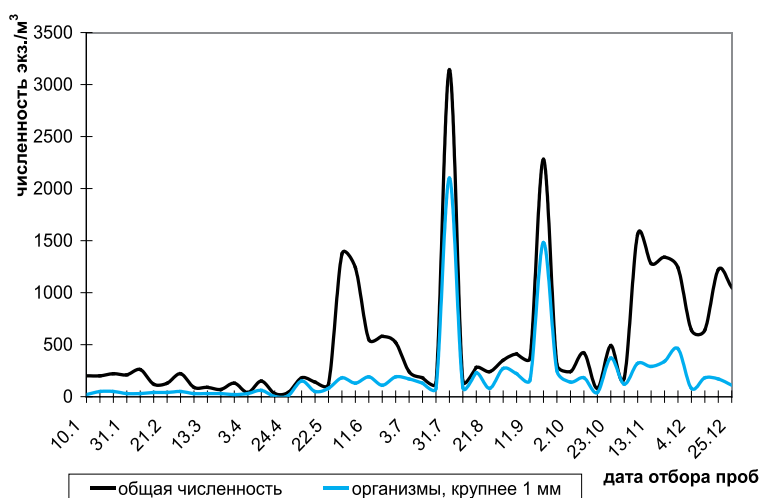
**Рис. 2.** Сезонные изменения общей численности зоопланктона (а) и его крупных форм (б).

не отличались ни по количественному, ни по видовому составу, т.е. при низких температурах и подо льдом трансформации зоопланктон при прохождении через канал не наблюдается.

Обобщая полученные результаты, отметим, что развитие зоопланктон в 2008 г. происходило в соответствии с многолетними данными, наблюдались значительные сезонные отличия количественных показателей и видового состава. Максимальные показатели численности зоопланктон отмечены в июле — августе 2008 г. в период достижения максимальных уровней и относительно высоких температур. При этом прирост численности обеспечивался личиночными стадиями циклопов и дфний, поэтому график сезонного изменения численности общего зоопланктон и крупных форм, соз-

дающих проблемы для работы фильтров, не совсем совпадают (рис. 2). Осенью, зимой и весной основу численности и биомассы зоопланктон составляют веслоногие рачки *Cyclops* и *Diaptomus*, которые достаточно устойчивы к воздействию турбулентности и к выживанию. Основу летней биомассы составляют ветвистоусые рачки, большая часть которых гибнет при прохождении через насосы и насосно-фильтровальной станции, создавая проблемы с когулированием.

Над фильтрами, тем временем, в течение года ситуация была почти стабильная (рис. 3). Численность крупных особей не превышала в среднем 100 экз./м<sup>3</sup>. Два пика в июле и в сентябре обеспечены различными причинами — в июле произошло массовое развитие крупных дфний непосредственно в канале перед ковшом первого подъема, в сентябре произошел массовый сброс зоопланктон в реку из водохранилища, связанный с началом осенних попусков воды. В обоих случаях численность зоопланктон перед ковшом была настолько велика, что гибель 90 % крупных особей при прохождении через насосы все же не обеспечил достаточного поддержания численности зоопланктон над фильтрами.



**Рис. 3.** Динамика численности зоопланктона над фильтрами НФС-5.

Несмотря на некоторые подъемы численности зоопланктон в течение года, разрушения работы фильтров на НФС-5 не происходило. Массовый сброс крупных веслоногих рачков в позднесенний и зимний период 2008-2009 гг. в нижний бьеф не произошло, поскольку в водохранилище они не развились. В нижний бьеф поступает, как правило, не более 50 % захваченных с водой зоопланктеров, остальные погибают при воздействии кинетики и турбулентных по-

токов в турбин х. При отсутствии прямого сброс воды до к н л НФС-5 и НФС-1 доходит примерно 250-300 экз./м<sup>3</sup> крупных циклопов. До фильтров доходит не более 100 экз./м<sup>3</sup>, что в н стоящий момент не создает критической ситу ции.

Проведен н лиз ряд ф кторов, влияющих н р звитие зоопл нктон в водохр нилище, нижнем бьефе ГЭС, в р. Обь и в к н л х водоз боров НФС-5 и НФС-1. Ниже приведены выявленные основные з кономерности дин мики р звития структурно-функциона льной орг низ ции зоопл нктон н в з висимости от п р метров внешней среды в межсезонном спекте.

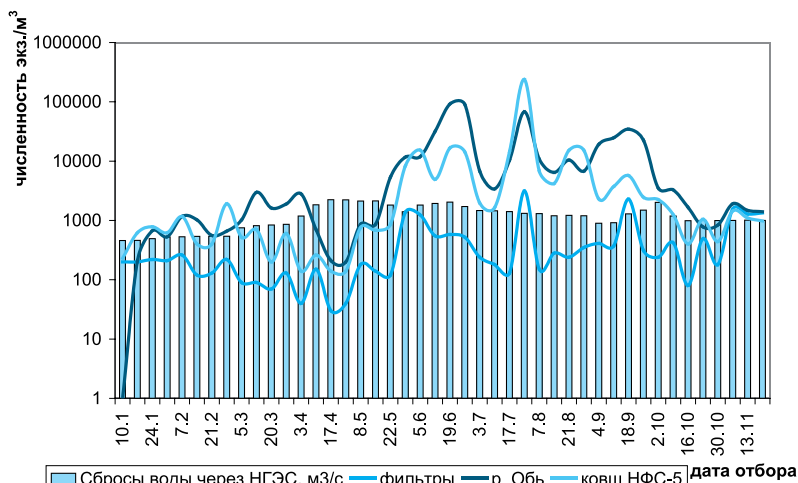
Сбросы воды через плотину не ок зыв ют влияния н количественные пок зтели зоопл нктон (рис. 4). П дение численности в преде — м е является сезонным и не свя з но с повышением сбросов.

Р звитие зоопл нктон з висит от темпер туры воды. Рост численности всех групп н блюд ется при повышении темпер туры воды до 15-16 °С. Летний пик численности и биом ссы зоопл нктон обеспечен, гл вным обр зом, ветвистоусыми р чк ми и коловр тк ми (рис. 5).

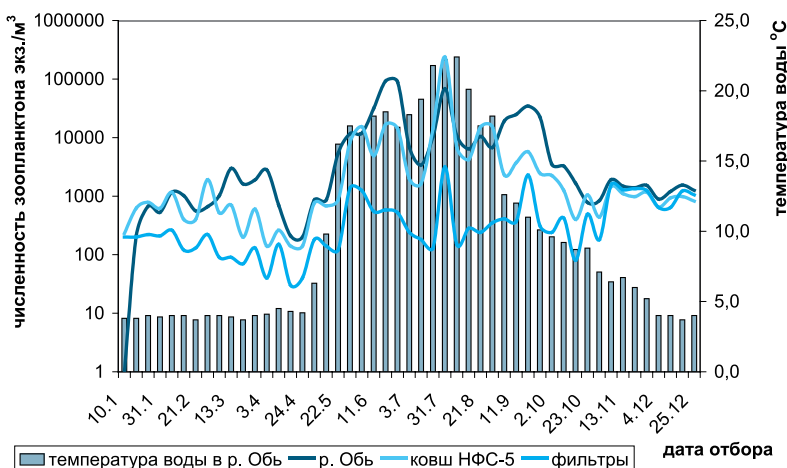
Р звитие зоопл нктон в водохр нилище, соответственно и сток в нижний бьеф, з висит от уровня воды. При резких колеб ниях уровня происходит снижение общей численности зоопл нктон , особенно крупных фильтр торов. При ст билиз ции уровня происходит резкий подъем численности всех т ксономических групп. (рис. 6).

В 2007 г. проблемы при р боте водоз боров были обусловлены высокой численностью веслоногих р чков циклопов и диптомосов, которые поступили в к н лы водоз бор с осенними попуск ми воды через ГЭС.

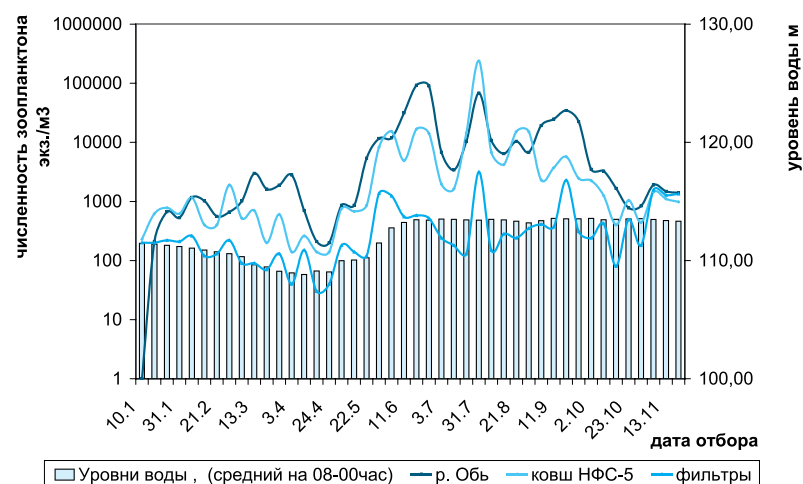
Р звитие циклопов з висит к к от темпер турных условий, т к и от кормовой б зы. Основной их пищей являются мелкие коловр тки и молодь ветвистоусых р чков. В июле — вгусте происходит ктивный рост численности веслоногих р чков в з стойных мелководных зон х водохр нилищ . Циклопы отлич ются н иболее длинным циклом р звития по ср внению с другими т ксономическими групп ми зоопл нктон , поэтому з п сы биом ссы, которые формируются в конце лет , при осенних сброс х воды поступ ют в нижний бьеф. Поскольку



**Рис. 4. Зависимость численности зоопланктона в нижнем бьефе ГЭС, в р. Обь у НФС-5 и в ковше водозабора НФС-5 от сбросов воды через ГЭС.**



**Рис. 5. Зависимость количественных показателей зоопланктона от температуры воды.**



**Рис. 6. Зависимость численных показателей зоопланктона от уровня воды в верхнем бьефе ГЭС.**

циклопы являются и более устойчивыми к воздействию турбулентного потока и к вращающим силам, образующимся в турбинах, они с минимальными потерями доходят до зоны ковшевых водозборов.

Диптомусы являются детритофагами. Их пик численности может быть вызван повышением поступления хлорофитового вещества в водохранилище, как с боковым притоком, так и с плоскостным смывом (часы дожди). В 2007 г. наблюдался повышенный уровень осадков в летний период. Цикл развития диптомида составляет до 90-120 сут. Соответственно, как и в случае с циклопами, основным биомассой, поступающей на фильтры водозборов, формируется в летний период.

Таким образом, проводя исследования по численному развитию веслоногих рачков и мелководных личинок Новосибирского водохранилища в августе – сентябре, можно прогнозировать их поступление на фильтры водозборов в осенний период.

## Заключение

Полученные результаты показывают необходимость организации постоянно действующей точки мониторинга структурно-функциональной организации планктонных сообществ в зоне действия водозборов. Прогнозирование динамики поступления зоопланктон в район водозбора вполне объективно можно строить на

основании данных мониторинга состояния планктон в нижней части водохранилища или нижнего бьефа Новосибирской ГЭС.

## Литература

1. Винберг Г.Г. Гидробиология как экологическая наука. // Гидробиол. журн. 1977. Т. 13, № 5. С. 5-15.
2. Методические рекомендации по сбору и обработке материалов лов при гидробиологических исследованиях в пресноводных водоемах. Зоопланктон и его продукция. Л.: Мин-во рыб. хоз-в РСФСР, ГосНИОРХ, Зоол. ин-т АН СССР, 1982. 118 с.
3. Мнуилов Е.Ф. Ветвистоусые рачки (Cladocera) фауны СССР. М.- Л.: Наука, 1964. 326 с.
4. Кутиков Л.А. Коловратки фауны СССР. Л.: Наука, 1970. 744 с.
5. Рылов В.М. Пресноводные Calanoida СССР. Пресноводная фауна. Л.: АН СССР 1930. Вып. 1. 318 с.
6. Рылов В.М. Cyclopoida пресных вод. Фауна СССР. Новая серия, № 35. Ракообразные, М.- Л.: АН СССР, 1948. Т. III, Вып. 3. 416 с.
7. Боруцкий Е.В., Степанов Л.А., Кос М.С. Определитель Calanoida пресных вод СССР. С-Пб.: Наука, 1991. 504 с.
8. Определитель пресноводных беспозвоночных Европейской части СССР. (Планктон и бентос). М.: Гидрометеиздат, 1977. 463 с.



N.I. Ermolaeva

## DEVELOPMENT DYNAMICS OF ZOOPLANKTON IN BUCKET WATER SUPPLY INTAKE (PFP-5 MUE OF "GORVODOKANAL") ZONE OF NOVOSIBIRSK CITY

Quality and quantity composition monitoring of zooplankton in intake zone of pump-filtration plant (PFP-5) of Novosibirsk city was carried out in 2008. In the intake zone annual dynamics of zooplankton number, biomass and species structure was estimated depending on abiotic parameters such as water level, temperature and others. Obtained data allow to model zooplankton development, to forecast periods of sharp number and biomass increasing of different taxonomic groups and to plan and regulate water cleaning by water-development works from biotic component accumulation.

**Key words:** waterscoop, zooplankton, monitoring

# ВЛИЯНИЕ СОСТАВА ПРИРОДНЫХ ВОД НА КОРРОЗИЮ ТЕПЛОМЕХАНИЧЕСКОГО ОБОРУДОВАНИЯ



**Приведены результаты экспериментальных исследований скорости коррозии стали марки Ст. 3. В качестве агрессивной среды использовалась вода из различных водосточников Республики Татарстан в разное время года; проведена оценка экологического состояния этих водосточников.**

## Введение

**В** связи с увеличением объемов и темпов роста промышленного производства возрастает степень техногенного воздействия на водные объекты как за счет забора воды и планового сброса сточных вод, так и за счет аварийных ситуаций на промышленных предприятиях и водных объектах. Несмотря на внедрение ресурсосберегающих мероприятий и увеличение в системах промышленного водоснабжения доли оборотной воды, естественный состав природных вод, особенно в развитых промышленных регионах, меняется.

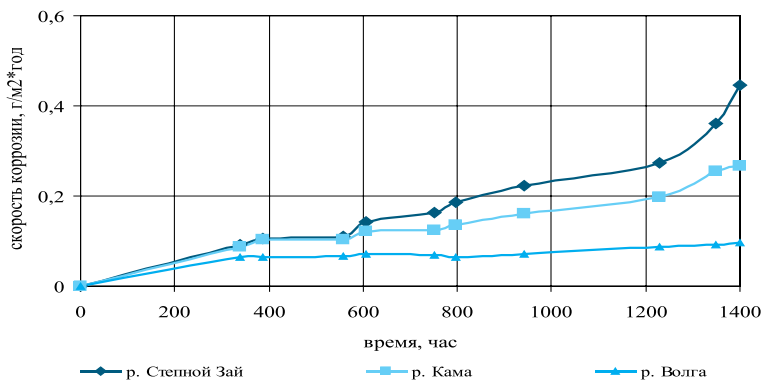
**Е.С. Дремичева\***,

кандидат технических наук,  
старший преподаватель кафедры «Технология воды и топлив»,  
ФГБОУ ВПО Казанский государственный энергетический университет

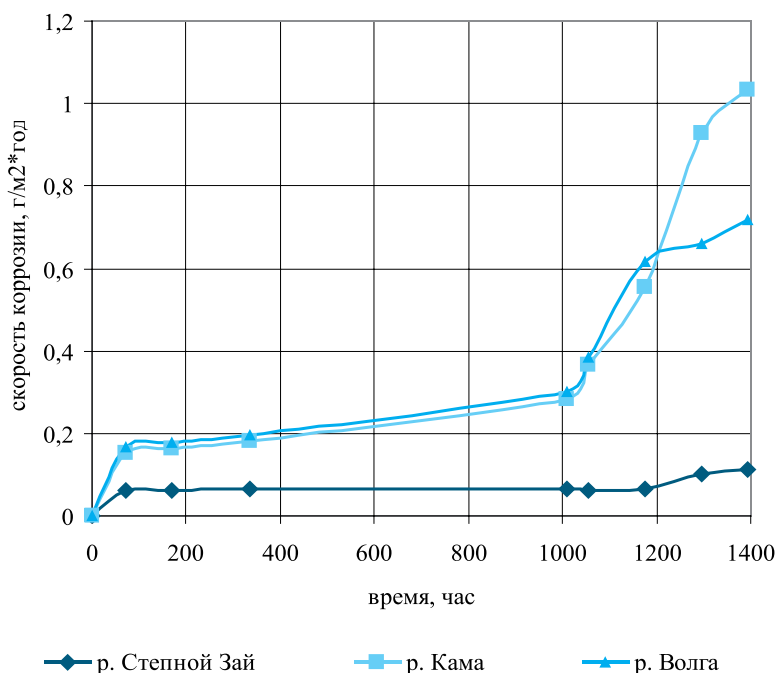
Для предприятий теплоэнергетического комплекса, относящихся к крупным потребителям водных ресурсов, качество исходной природной воды чрезвычайно важно, так как от него зависит надежность и экономичность эксплуатации дорогостоящего теплотехнического оборудования [1]. Со временем оно стареет или разрушается вследствие коррозии. Это приводит не только к большим экономическим потерям, но и к глобальным экологическим катастрофам. Все это указывает на исключительную важность проблемы борьбы с коррозией металлов и, следовательно, на большую значимость развития научно-технических работ в данной области.

Коррозия трубопроводов теплосети является одной из важных причин, определяющих надежность систем теплоснабжения. Увеличение коррозионной повреждаемости металла в определенной степени связано с продолжительностью эксплуатации, составом и состоянием коррозионной среды.

\*Адрес для корреспонденции: lenysha@mail.ru



**Рис. 1.** Изменение скорости коррозии во времени за зимний период 2010 г.



**Рис. 2.** Изменение скорости коррозии во времени за летний период 2010 г.

Целью данной работы является изучение коррозионных процессов на поверхности металлических покрытий, исследование влияния состава природных рек на скорость коррозии.

Скорость коррозии определялась гравиметрическим методом, т.к. он является традиционным и наиболее часто используемым [2]. В качестве образцов металла использовались металлические пластины, изготовленные из углеродистой стали марки Ст. 3.

Определение скорости общей коррозии производилось по потере массы исследуемых

образцов с единицы площади их поверхности в единицу времени. Расчет скорости коррозии проводится по формуле:

$$K = 1,12 \cdot \frac{(P_1 - P_2)}{S \cdot t}$$

Здесь 1,12 – коэффициент перевода массовых потерь для мягкой углеродистой стали,  $P_1, P_2$  – масса пластинок до и после коррозии, соответственно, г;  $S$  – площадь пластинки,  $m^2$ ;  $t$  – время опыта, ч.

В качестве агрессивной среды были выбраны природные воды из рек Кама, Степной Зай и Волга, т.к. эти источники используются для водозабора в производственных целях на объектах теплоэнергетики Республики Татарстан. Исследования проводились в течение зимнего и летнего периодов 2010 г.

Результаты экспериментов представлены на рис. 1.

Как видно из графика на рис. 1, в течение первых 100 ч скорость коррозии металла практически одинакова для всех трех источников воды. Затем наблюдается небольшое повышение скорости коррозии под действием воды из р. Волга до  $0,08 \text{ г/м}^2\text{-год}$ , и далее с течением времени она меняется незначительно.

При использовании в качестве агрессивной среды воды из рек Кама и Степной Зай скорость коррозии в них стали марки Ст. 3 в течение первых 550 ч одинакова. Затем скорость коррозии в обоих случаях возрастает, причем в р. Степной Зай более интенсивно.

Полученные результаты позволяют выявить определенную тенденцию зависимости скорости коррозии от полноводности реки. Из представленных трех рек наиболее полноводной является р. Волга, а наименее – р. Степной Зай. Чем полноводнее река, тем больше при прочих равных условиях степень разбавления выпускаемых в нее сточных вод и меньше концентрация агрессивных примесей после смешения.

Таким образом, скорость коррозии стали марки Ст. 3 в воде из р. Степной Зай максимальна и составляет  $0,42 \text{ г/м}^2\text{-год}$ , а минимальна в воде из р. Волга –  $0,1 \text{ г/м}^2\text{-год}$ .

**Н.К. Лапте-  
дутьче**, кандидат  
химических наук,  
доцент кафедры  
«Технология  
воды и топлив»,  
ФГБОУ ВПО  
Казанский госу-  
дарственный  
энергетический  
университет



Таблица 1

Показатели качества воды для зимнего/летнего периода 2010 г.

Показатель качества	Водоисточник		
	р. Степной Зай	р. Кама	р. Волга
Жесткость, мг-экв/л	13,5/15,2*	22,6/27,5	7,5/13
Щелочность, мг/л	6,4/7,5	12,1/13,5	4,5/9,5
Окисляемость, мгО <sub>2</sub> /л	44,5/19,27	20,8/50,12	26,86/24,22
Углекислота, мг/л	0,3/0,4	0,9/0,98	0,1/0,1
Растворенный кислород, мг/л	5,7/9,7	5,5/9,1	5,4/8,9
Ионы Cl <sup>-</sup> , мг/л	5,5/13	17,8/19	2/15
Ионы SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , мг/л	3,2/5	2,8/3,1	2,5/2,8
Ионы Al <sup>3+</sup> , мг/л	0,55/0,65	0,3/0,4	0,12/0,23
Ионы Fe <sup>3+</sup> , мг/л	0,03/0,07	0,015/0,019	0,61/0,8
Ионы Cu <sup>2+</sup> , мг/л	0,01/0,045	0,02/0,025	0,0125/0,025
Ионы Cr <sup>6+</sup> , мг/л	н/о	н/о	н/о
Фенолы, мг/л	н/о	н/о	н/о
Аммиак, мг/л	н/о	н/о	н/о

\* – В числителе показатель качества воды для зимнего периода, в знаменателе – для летнего.

Ниже приведены уравнения зависимости скорости коррозии от времени контакта с водой в зимний период 2010 г.:

для р. Степной Зай  $K = 3 E - 10 t^3 - 5 E - 07 t^2 + 0,0004 t - 0,0034$ , коэффициент корреляции  $R^2 = 0,9755$ ;

для р. Кама  $K = 2 E - 10 t^3 - 4 E - 07 t^2 + 0,0004 t + 0,0005$ , коэффициент корреляции  $R^2 = 0,9915$ ;

для р. Волга  $K = 1 E - 10 t^3 - 4 E - 07 t^2 + 0,0003 t + 0,0017$ , коэффициент корреляции  $R^2 = 0,9778$ .

Исследована также зависимость скорости коррозии металла от вида водоисточника в летний период.

Полученные результаты позволяют заключить, что в летний период скорость коррозии стали марки Ст. 3 выше, чем в летний, независимо от водоисточника. Однако степень влияния времени контакта с водой р. Волга на скорость коррозии практически не зависит от времени года.

Существенная разница наблюдается для рек Кама и Степной Зай. В зимний период максимальная скорость коррозии (42 г/м<sup>2</sup>·год) наблюдается для воды из р. Степной Зай, а в летний – для р. Кама (1,2 г/м<sup>2</sup>·год).



Скорость коррозионного воздействия воды из р. Кама на Ст. 3 в летний период в 2,86 раз больше, чем в зимний. Для р. Степной Зай эта разница меньше и составляет 1,6 раз (0,67 г/м<sup>2</sup>-год летом и 0,44 г/м<sup>2</sup>-год зимой).

Ниже приведены уравнения зависимости скорости коррозии от времени контакта с водой в летний период 2010 г:

для р. Степной Зай  $K = 3 \cdot 10^{-5} t^3 - 5 \cdot 10^{-7} t^2 + 0,0003 t + 0,0177$ , коэффициент корреляции  $R^2 = 0,8532$ ;

для р. Кама  $K = 1 \cdot 10^{-9} t^3 - 2 \cdot 10^{-6} t^2 + 0,001 t + 0,0429$ , коэффициент корреляции  $R^2 = 0,9787$ ;

для р. Волга  $K = 7 \cdot 10^{-10} t^3 - 1 \cdot 10^{-6} t^2 + 0,0007 t + 0,0587$ , коэффициент корреляции  $R^2 = 0,9402$

Экспериментально определены показатели качества воды данных рек, присущие природным водам, и содержание примесей техногенного характера в зависимости от времени года. Результаты проведенных экспериментов приведены в *табл. 1*.

**Ключевые слова:**  
коррозия оборудования, углеродистый сталь, физико-химические свойства воды, скорость коррозии

Проведенные исследования позволили выявить компоненты химического состава природных вод, которые следует считать рискообразующими, например, содержание железа ( $ПДК_{рх} = 0,1$  мг/л) и меди ( $ПДК_{рх} = 0,001$  мг/л). Полученные результаты являются основой для последующей разработки природоохранных мероприятий.

Таким образом, воды рек Степной Зай, Кама, Волга во все фазы водного режима подвержены сильнейшему техногенному воздействию, что создает (вызывает) серьезные проблемы при их использовании как для питьевого, так и для промышленного водоснабжения.

### Литература

1. *Водоподготовка*: Справочник. / Под ред. С.Е. Беликова. М.: Аква-Терм, 2007. 240 с.
2. РД 153-34.1-1.465-00. Методические указания по оценке интенсивности процессов внутренней коррозии в тепловых сетях.



E.S. Dremicheva, N.K. Lapedul'che

## INFLUENCE OF NATURAL WATER COMPOSITION ON CORROSION OF THERMAL AND MECHANICAL EQUIPMENT

This article represents experimental results on corrosion rate in water of various reservoirs at different seasons. Ecological state of these reservoirs was estimated.

**Key words:** equipment corrosion, carbonaceous steel, water quality indicators, corrosion rate