

Учреждение Российской академии наук
Институт биологии Коми научного центра
Уральского отделения Российской академии наук

А.Б. Захаров, О.А. Лоскутова, Е.Б. Фефилова,
Л.Г. Хохлова, Ю.П. Шубин

**СООБЩЕСТВА ГИДРОБИОНТОВ
НЕФТЕЗАГРЯЗНЕННЫХ АКВАТОРИЙ
БАСЕЙНА РЕКИ ПЕЧОРА**

Ответственный редактор д.б.н. М.М. Долгин

Сыктывкар 2011

УДК 574.52:504.4.054:665.61(282.247.114.5)

СООБЩЕСТВА ГИДРОБИОНТОВ НЕФТЕЗАГРЯЗНЕННЫХ АКВАТОРИЙ БАССЕЙНА РЕКИ ПЕЧОРА / Коллектив авторов. Сыктывкар, 2011. 268 с. – (Учреждение Российской академии наук Институт биологии Коми НЦ УрО РАН).

В монографии обсуждаются различные аспекты хронического загрязнения нефтеуглеводородами рыбохозяйственных акваторий р. Печора. Исследования проведены в бассейне р. Уса, на водосборе которой произошла крупнейшая авария на нефтепроводе «Возей–Головные Сооружения». Несмотря на предпринятые очистные и реабилитационные мероприятия по ликвидации последствий аварий, значительная часть нефтесодержащей жидкости поступила в малые водотоки бассейна р. Колва и далее в реки Уса и Печора. В последующие 10 лет содержание нефтеуглеводородов в поверхностных водах р. Колва снизилось, но вследствие локальных поступлений поллютантов с водосбора загрязнение продолжалось. В результате в водных объектах произошли изменения гидрологического и гидрохимического режимов, особенно выраженные в водотоках с зарегулированным стоком. При этом изменился характер русловых процессов, резко возросло поступление биогенных элементов и загрязняющих веществ, что повлекло за собой изменение таксономического разнообразия, численности и биомассы гидробионтов, а также продуктивности акваторий.

В работе показана реакция биологических сообществ на многолетнее техногенное загрязнение акваторий. Дан анализ тенденции и динамики численности, наблюдаемых в составе и структуре животных различных таксономических уровней: зоопланктона, донных беспозвоночных и рыб. Охарактеризовано рыбохозяйственное значение рек Колва и Уса в современный период.

Книга рассчитана на экологов, ихтиологов и гидробиологов, а также специалистов в области охраны окружающей среды и инженерной экологии. Кроме того, издание полезно для преподавателей и студентов биологических факультетов высших учебных заведений.

Табл.: 61. Ил.: 82 + фото. Библиогр.: 244.

Авторы

А.Б. Захаров, О.А. Лоскутова, Е.Б. Фефилова,
Л.Г. Хохлова, Ю.П. Шубин

Рецензенты

д.б.н. В.Г. Зайнуллин, к.б.н. А.Г. Татаринов

ISBN 978-5-89606-438-1

© Коллектив авторов, 2011

© Учреждение Российской академии наук
Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, 2011

ОГЛАВЛЕНИЕ

ВВЕДЕНИЕ (А.Б. Захаров)	5
Глава 1. ПРИРОДНО-КЛИМАТИЧЕСКИЕ И ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ УСЛОВИЯ РАЙОНА ИССЛЕДОВАНИЙ (А.Б. Захаров, Л.Г. Хохлова, О.А. Лоскутова, Е.Б. Фефилова)	8
Глава 2. МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ (А.Б. Захаров, Л.Г. Хохлова, О.А. Лоскутова, Е.Б. Фефилова)	12
Глава 3. ВОЗДЕЙСТВИЕ НЕФТЯНЫХ ЗАГРЯЗНЕНИЙ НА ВОДНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ (обзор литературы) (А.Б. Захаров, О.А. Лоскутова, Е.Б. Фефилова).....	21
Глава 4. ВЛИЯНИЕ ХОЗЯЙСТВЕННОЙ ДЕЯТЕЛЬНОСТИ НА КАЧЕСТВО ВОДЫ В БАССЕЙНЕ РЕКИ ПЕЧОРА В СОВРЕМЕННЫХ УСЛОВИЯХ (А.Б. Захаров, Л.Г. Хохлова)	29
4.1. Основные техногенные факторы, влияющие на формирование качества воды в бассейне реки Печора	29
4.2. Химический состав поверхностных вод в бассейне реки Колва	34
Глава 5. ЗООПЛАНКТОН (Е.Б. Фефилова).....	60
5.1. Состав и количественные характеристики зоопланктона в реке Колва	60
5.2. Состав и количественные характеристики зоопланктона в водоемах бассейна реки Колва	74
5.3. Реакция зоопланктона реки Колва на нефтяное загрязнение	90
Глава 6. ЗООБЕНТОС (О.А. Лоскутова)	96
6.1. Состояние зообентоса рек бассейна реки Колва до развития нефтедобывающей промышленности в регионе	96
6.2. Состояние зообентоса реки Колва после аварии на нефтепроводе	97
6.3. Сообщества донных беспозвоночных малых водотоков и водоемов бассейна реки Колва	111
6.4. Фауна донных беспозвоночных реки Колва	130
6.5. Оценка экологического состояния поверхностных вод по данным биоиндикации	143

Глава 7. РЫБНОЕ НАСЕЛЕНИЕ РЕКИ КОЛВА (А.Б. Захаров, Ю.П. Шубин)	150
7.1. Состав и структура рыбного населения бассейна реки Колва	150
7.2. Численность рыб на нефтезагрязненных акваториях	164
7.3. Сравнительные биологические параметры рыб	169
7.3.1. Сравнительные линейно-весовые показатели и рост рыб.....	169
7.3.2. Возрастная структура рыб на участках мониторинга.....	185
7.3.3. Темп роста и упитанность рыб в условиях техногенного загрязнения	191
7.4. Нарушения морфологических структур в онтогенезе рыб ...	198
7.5. Рыбное население малых водотоков в условиях зарегулирования стока	213
 Глава 8. СОВРЕМЕННАЯ РЫБОХОЗЯЙСТВЕННАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА АКВАТОРИЙ В РАЙОНЕ ДОБЫЧИ И ТРАНСПОРТИРОВКИ НЕФТЕУГЛЕВОДОРОДОВ В БАССЕЙНЕ РЕКИ ПЕЧОРА (А.Б. Захаров)	 225
 ЗАКЛЮЧЕНИЕ (А.Б. Захаров, О.А. Лоскутова, Е.Б. Фефилова, Л.Г. Хохлова, Ю.П. Шубин)	 246
 ЛИТЕРАТУРА	 251
 ПРИЛОЖЕНИЕ	 267

ВВЕДЕНИЕ

Промышленное освоение регионов европейского северо-востока России, начавшееся во второй половине XX в., интенсивно вовлекает в сферу техногенного влияния новые природные территории, ранее сохранявшие естественное состояние. К началу 80-х гг. прошлого века в бассейне р. Печора сформировались устойчивые локальные очаги техногенного загрязнения поверхностных вод, которые стали следствием деятельности объектов угольной и нефтеперерабатывающей индустрии. В последующий период в связи с ростом добычи и объемов транспортировки углеводородов в Усинском р-не и Большеземельской тундре на качество воды в Печоре все большее влияние оказывали загрязненные правобережные притоки р. Уса, оказавшиеся в зоне высоких экологических рисков. Многочисленные технологические аварии на нефтепроводах и непосредственно на нефтяных месторождениях приводили к попаданию разного количества нефтесодержащей жидкости на водосборы малых водотоков и последующей миграции ее в более крупные водные системы.

Осенью 1994 г. на участке межпромыслового нефтепровода «Возей–Головные Сооружения» на территории Усинского р-на Республики Коми произошла возможно самая крупная за всю историю эксплуатации нефтепроводов авария, связанная с утечкой большого количества нефти. Всего в окружающую среду попало, по разным оценкам, от 14 до 150 тыс. т нефти (Баренбойм и др., 2000). Транспортируемая нефтесодержащая жидкость, вытекшая в непосредственной близости от береговых склонов, привела к сильному загрязнению левых притоков р. Колва и ее магистрального русла. В зоне воздействия углеводородов оказались разные водоемы – ручьи и малые реки, озера и непосредственно русло р. Колва, после чего, несмотря на все приложенные усилия, нефть мигрировала в реки Усу и Печору. Вследствие загрязнения акваторий и реабилитационных мероприятий среда обитания рыб и водных беспозвоночных претерпела серьезные изменения, в результате чего создавалась ситуация, когда водные сообщества оказались в условиях масштабного техногенного эксперимента.

Высокий общественный резонанс произошедшей аварии во многом определил интерес различных специалистов и научных сотрудников к региону. В бассейне р. Уса, в районе аварийных разливов нефти, проводили исследования специалисты научно-исследовательских институтов, таких как Институт биологии Карельского НЦ, СевПИИРО, АзЧерНИРО, Кольского НЦ, ООО «Акваплан-нива Баренц». К сожалению, эти работы были проведены довольно фрагментарно, на базе различных методов исследований, преимущественно на организменном уровне и вне рамок единой программы. Большая часть материалов остается неопубликованной, а биологические последствия крупнейшей аварии – нецененными и скрытыми для сотрудников экологических служб нефтяных компаний, специалистов природоохранных учреждений и местного населения. Не были получены ответы на актуальные вопросы, связанные с изучением ответных реакций различных компонентов водной биоты – сообществ зоопланктона, зообентоса и рыбного населения на загрязнение среды их обитания, динамики этих реакций в краткосрочном и долговременном аспектах. Достаточно дискуссионными оставались вопросы оценки аварийной ситуации и нефтяного загрязнения: произошла экологическая катастрофа или нет, насколько серьезной оказалась трансформация водных экосистем в районе аварии? До настоящего времени существует мнение, что деградация численности сиговых рыб и падение рыбных запасов в бассейне р. Печора является следствием усинской аварии на нефтепроводах в 1994 г. До настоящего времени проблемам восстановления водных экосистем и сохранения водных биологических ресурсов в бассейне р. Уса не уделяется практически никакого внимания.

В предлагаемой монографии приводятся материалы исследований, проведенных в разные годы. Это, прежде всего, ранний поставарийный период (1995–1998 гг.), когда изучалась первичная реакция рыбного населения и водных беспозвоночных на загрязнение поверхностных вод, и период завершения мероприятий по ликвидации основных очагов загрязнений (2005–2007 гг.). Важной стороной исследований является изучение влияния зарегулирования малых водотоков вследствие обустройства и эксплуатации гидротехнических сооружений (гидрозатворов) на фауну рыб и водных беспозвоночных. Приводимые сведения касаются, прежде всего, таких вопросов, как влияние долговременного загрязнения на таксономическое разнообразие, структуру, численность и биомассу гидробионтов, обитающих в разных по типу водоемах (реки, ручьи и озера) в единой гидросети северной реки. Интересным и важным представляется динамика показателей водных сообществ, отражающих общую продуктивность водоемов, ресурсный потенциал и современное рыбохозяйственное состояние озерно-речной системы

р. Колва. Особую значимость представляют материалы наших коллег О.С. Кучиной, Л.Н. Соловкиной, О.Н. Поповой (1962), полученные в начале 60-х гг. прошлого века в бассейне р. Колва, наличие которых позволило нам выявить произошедшие изменения в экосистеме реки в период промышленного освоения ее водосбора.

Материалы исследований, приведенные в данной публикации, получены главным образом в процессе разработки бюджетных научно-исследовательских тем лаборатории ихтиологии и гидробиологии Института биологии Коми НЦ УрО РАН «Сообщества и популяции гидробионтов водоемов Северо-Востока европейской части России в условиях трансформации экологических ниш и ограничения популяционных ресурсов» (1996–2000 гг.) и «Биологическое разнообразие континентальных водоемов в естественных и трансформированных экосистемах европейского северо-востока России» (2001–2005 гг.). Выполнению исследований существенно способствовали научно-прикладные проекты: «Влияние нефтяного загрязнения на животный мир Республики Коми» (МБПР, 1996–1997 гг.), «Изучение влияния гидрозатворов на рыбные запасы р. Колва» (Компания «КомитЭК», 2001–2002 гг.), а также программа РАН «Фундаментальные основы управления биологическими ресурсами. Ресурсы сиговых и лососевых рыб в крупных реках европейского Северо-Востока России и Западной Сибири», (2002–2005 гг.).

Авторы признательны В.Ш. Камалову, М.Д. Туманову, Э.И. Бознаку, Е.К. Роговцовой, Т.А. Безносиковой, М.А. Батуриной, О.Н. Кононовой, в разные годы участвовавшим в полевых исследованиях, проведенных в бассейне р. Колва и камеральной обработке первичных материалов. В определении фауны в разные годы принимали участие сотрудники Института биологии Коми НЦ УрО РАН: Д.Г. Даниленко (нематоды), М.А. Батурина (олигохеты), Я.С. Кузьмина (хируномиды), Ю.В. Лешко (моллюски), В.Н. Шубина (ручейники), Е.К. Роговцова (жуки), а также сотрудники других организаций: Т. Тимм из Института жизни Эстонской Академии наук (олигохеты), Н.И. Зеленцов и Г.Х. Щербина из Института биологии внутренних вод РАН (хируномиды), за что авторы выражают им огромную благодарность.

Считаем необходимым поблагодарить руководителя Усинской инспекции рыбоохраны И.И. Цыбенко и руководителя территориального отдела С.И. Цыбенко, а также начальника Усинского отдела «Комирыбвод» П.С. Крылова за организационную и практическую помощь в проведении экспедиционных работ.

Глава 1. ПРИРОДНО-КЛИМАТИЧЕСКИЕ И ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ УСЛОВИЯ РАЙОНА ИССЛЕДОВАНИЙ

Река Колва, один из наиболее значительных правых притоков р. Уса, берет начало из нескольких небольших озер, расположенных на южных склонах Большеземельской гряды севернее 68° с.ш. Протянувшись на 387 км, р. Колва впадает в Усу на 24 км от устья. Общая площадь водосбора не превышает 18 тыс. км² (Зверева, 1955). На всем протяжении р. Колва имеет равнинный характер: падение русла на 157-километровом участке от с. Костюк до устья составляет в среднем 11 см/км с некоторым возрастанием к устью. Средняя скорость течения реки в межень – 0.3–0.7 м/сек. Средняя ширина русла от 110 до 300 м. Дно реки преимущественно песчаное с примесью гравия и гальки, местами заиленное. Часто встречаются небольшие песчано-галечные и галечные косы. Плесы с глубинами до 4 м иногда сменяются перекатами, которые характеризуются сравнительно небольшой глубиной (0.3–1.3 м). Береговая линия реки мало изрезана, пойма развита слабо, отсутствуют крупные курьи, протоки и пойменные озера. Единственная сравнительно большая курья расположена у левого берега в 2 км выше с. Колва. Имеются также небольшие протоки и заводи на перекате ниже с. Колва. Многочисленные притоки р. Колва, представляющие собой сильно извилистые малые реки шириной 20–50 м и ручьи, берут начало из болот и тундровых озер (Попова, 1962). Наиболее крупные притоки – Сандивей, Лыдую, Хатаяха, Малый и Большой Кенью, Пальник-шор расположены на левобережной части водосбора. Многие из них, впадающие в р. Колва ниже устья р. Пальник-шор, попали в зону аварийных разливов.

С севера на юг река пересекает ряд неоднородных в геоморфологическом и почвенном отношении районов. Верховья и часть среднего течения характеризуются моренно-эрозионным ландшафтом с наличием флювиогляциальных отложений второго постмаксимального оледенения. Долина реки слабо разработана, горизонтальный профиль дна не выработан. В районе среднего течения правые притоки р. Уса, в том числе и р. Колва, пересекают древнеозерные низины, образовавшиеся на месте бывших приледниковых водо-

емов (Зверева, 1962). Ниже впадения р. Хатаяха русло р. Колва располагается в древнеозерной низине, покрытой торфом и выстланной зандровыми песками, подстилаемыми моренным суглинком. Широко развиты верховые сфагновые болота, но встречаются и крупнобугристые. Нижним течением р. Колва впадает в расширение долины р. Уса, представляющей собой огромный заболоченный массив, расположенный в древней Усинской впадине.

Все эти районы существенно отличаются друг от друга и по характеру растительного покрова, который относится к подзонам лесотундры и крайнесеверной тайги. В таежной зоне господствуют еловые и елово-березовые леса с редкой примесью лиственницы. Леса наиболее часто встречаются в долинах рек и на склонах холмов. Прибрежные сообщества гидрофильной растительности р. Колва не отличаются разнообразием и представлены моно- и полидоминантными сообществами *Salix* L., *Carex aquatilis* Wahlenb., *C. acuta* L., *Equisetum fluviatile* L. и *E. palustre* L. с примесью *Phalaroides arundinaceae* (L.) и видов рода *Calamagrostis*. Водная растительность в реке развита очень слабо, в основном это отдельные экземпляры видов рода *Sparganium* L. или небольшие по площади сообщества рдестов *Potamogeton alpinus* Balb., *P. pectinalis* L. Список гидрофильных растений р. Колва включает 50 видов из 31 рода и 19 семейств (см. Приложение). Ведущее семейство – Potamogetonaceae, в комплексе прибрежных сообществ преобладают Cyperaceae и Poaceae.

Тип климата в регионе – умеренно-континентальный с выраженными временами года: длительной умеренно-суровой зимой, короткой холодной весной, прохладным летом и продолжительной сырой осенью. Среднегодовая температура воздуха -4°C , количество осадков – 600 мм. Средняя величина снежного покрова – 50 см. Продолжительность периода с устойчивым снежным покровом – 210 дней, с устойчивыми морозами (ниже -5°C) – 170, теплого периода (выше 0°C) – 150, вегетационного (выше 5°C) – 105 и периода активной вегетации (выше 10°C) – 60 дней (Атлас Коми АССР, 1964). Самый теплый месяц – июль ($+13.8^{\circ}\text{C}$). С 1995 г. наиболее теплым и многоводным был 2000 г. (табл. 1).

В летний период преобладают ветра западных и северных направлений, а в зимнее время – восточных и южных. Превалируют континентальные воздушные массы, при вторжении атлантических воздушных масс выпадают осадки.

На территории тундры формируются различные типы почв, преобладают болотно-подзолистые и болотные почвы. Плоские вершины увалов и пологие склоны сформированы комплексами торфяно- и торфянисто-глеевых выщелочных почв. Распространение торфяно-глеевых почв характерно также для торфяников. Тундро-

Таблица 1

Некоторые сведения о погодных условиях в районе исследований

Годы	Данные за летние месяцы из с. Усть-Уса (по Агрометеорологическому бюллетеню по Республике Коми)		Данные, полученные при отборе гидробиологических проб из русла р. Колва	
	Средняя температура воздуха, °С	Сумма осадков, мм	Дата	Температура воды, °С
1995	Нет данных	Нет данных	12-20 июля	15.6-16.1
1996	10.8 ± 0.9	264	8-11 июля	13.8-14.4
1997	10.0 ± 0.8	128	19, 20 июля	15.7-16.2
1998	13.3 ± 1.6	177	24, 25 июля	Нет данных
2000	13.7 ± 1.3	107	21-23 июля	17.5-25.0
2005	13.1 ± 1.4	119	14-20 июля	14.0-21.0
2007	13.8 ± 2.2	357	24-27 июля	13.1-16.0

вые поверхностно- и скрыто-глеевые почвы типичны для межбу-горковых понижений микрорельефа. На пологих склонах водоразделов встречаются полосы стока в виде лощин, представляющие в рельефе понижения, которые заняты осоковыми болотами с торфянисто-перегнойно-глеевыми почвами (Иванова, Полинцева, 1952). Наличие в почве на небольшой глубине вечной мерзлоты создает препятствие просачиванию в подпочвенные слои атмосферных осадков. В результате этого толща тундровой почвы оказывается перувлажненной и имеет в летнее время значительно более низкие температуры, чем температура воздуха. Постоянное избыточное увлажнение способствует широкому распространению болотных почв (Тойка, 1976).

В бассейне р. Колва сосредоточены многочисленные озера общей площадью 821 км² (Гидрологическая изученность..., 1965). Наиболее крупные озерные акватории – Болбанты, Янэйхасырей, Лызаты, Сандивейские, Колвинские, Возейты, Веякоты, площадь которых превышает 1000 га, имеют важное рыбопромысловое значение. Разнообразии почвенного покрова тундры оказывает влияние на интенсивность склонового стока, инфильтрацию осадков, а тем самым – и на условия питания озер (Север..., 1966). Грунтовое питание озер крайне ограничено, а местами практически исключено. Однако наличие многолетней мерзлоты накладывает свою специфику на взаимодействие поверхностных и грунтовых вод. С одной стороны, вечная мерзлота не позволяет атмосферным осадкам регулярно и в достаточных количествах просачиваться и наполнять грунтовые воды, с другой – в грунтовом питании принимают

участие подземные льды, представляющие в основном ту влагу, которая в связанном виде дошла со времен предшествующей эпохи и теперь постепенно вовлекается в общий круговорот воды (Горбачкий, 1964). Озера надпойменных террас (группа озер в бассейне р. Хатаяха в заболоченном массиве, озера Клещевое, Колвинское и некоторые др.) представлены довольно слабо и приурочены в основном к районам древних впадин. В большей степени распространены тундровые озера, удаленные от реки и малодоступные. Некоторые из этих озер имеют значительные глубины, каменистые высокие берега, сообщаются с р. Колва или ее притоками через каменистые виски. Однако большинство озер невелики и подвержены заболачиванию (Попова, 1962).

Водный режим р. Колва характеризуется резко выраженным весенним половодьем и устойчивой зимней меженью. В период весеннего половодья проходит до 60–70% годового стока. Средняя дата начала весеннего половодья приходится на 17–24 мая. По имеющимся опубликованным данным с 1961 г. (Государственный водный кадастр, 1985), самое раннее половодье наблюдалось в конце апреля в 1977 г. (с. Хорей-Вер) и в 1967 г. (ГМС Колва). Наиболее поздние сроки начала половодья зафиксированы во второй декаде июня 1969 г. Продолжительность весеннего половодья в среднем составляет 51–59 дней. Наибольшая продолжительность половодья у с. Хорей-Вер продлилась 105 дней в 1967 г. (ГМС Колва), наименьшая – у с. Хорей-Вер в 1966 г. – 28 дней. Наивысший подъем уровня воды, как правило, формируется в конце мая – начале июня. Максимальный уровень у с. Хорей-Вер наблюдался в 1972 г. и составил 1282 см. Весеннее половодье сменяется летне-осенней меженью, продолжительность которой значительно колеблется и зависит от даты окончания весеннего половодья и наложения на меженные расходы дождевых паводков. Средний уровень воды составляет 187 (с. Хорей-Вер) и 280 см (ГМС Колва). Среднегодовой объем стока р. Колва – около 2.21 и 4.56 км³ в верхнем и нижнем створах соответственно.

Начало ледовых явлений на р. Колва, как правило, приходится на октябрь месяц. Ледостав наблюдается во второй декаде октября и продолжается 223–229 дней. Не исключено, что малые водотоки с небольшими глубинами промерзают до дна. Реки вскрываются в конце мая – начале июня. Весенний ледоход длится 7–10 дней. Ледостав на реке устойчивый. Наибольших значений толщина льда достигает в середине-конце апреля (до 110 см), максимальная (172 см) зафиксирована в 1966 г., минимальная (57 см) – в 1959 г.

Глава 2. МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

Для сбора материала на р. Колва применяли традиционные методы и подходы. Обязательными требованиями, которые были при этом предъявлены, являлись комплексность исследований и их организация, дающая возможность сравнения полученных данных с результатами более ранних исследований в период до промышленного освоения бассейна реки.

Основой для характеристики химического состава воды р. Колва послужили результаты режимных наблюдений за поверхностными водами, осуществляемые Центром по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды Республики Коми (ЦГМС, г. Сыктывкар). Контроль со стороны ЦГМС проводился с 1977 г. в двух створах (с. Хорей-Вер и с. Колва).

Качественное состояние воды в притоках р. Колва – реках Бадью, Хатаяха, ручьях Евсейвис, Воргаель, Пальник-шор, Большой Кеню, Малый Кеню, Ниедзьель, подверженных различной степени антропогенного воздействия, приводится по результатам собственных экологических изысканий, проведенных летом в 1997, 1998, 2000, 2001, 2005 гг., а также сведениям, любезно предоставленным ОАО «Коминетфть» и данным литературы (Баренбойм и др., 2000; Лукин и др., 2000; Оценить состояние..., 2003). В июле 2005 г. гидрохимические пробы отбирали на трех естественных водотоках, впадающих в р. Колва на 37.5–40.9 км (Ниедзьель, Безымянный-1 и Безымянный-2) (рис. 1).

Отбор проб воды осуществляли с глубины 0.5 м в полиэтиленовые и стеклянные флаконы с последующей консервацией и хранением согласно нормативным документам (ГОСТ Р 51592-2000, ГОСТ 17.1.5.05-85, ГОСТ 17.1.4.01-80).

Измерения температуры воды, концентрации растворенного кислорода, взвешенных веществ и электропроводности проводили параллельно отбору гидробиологических проб с помощью портативного прибора экспресс анализа качества воды фирмы «Solomat» (Канада).

Химико-аналитические работы на определение макро- и микроэлементов, биогенных, органических и загрязняющих веществ

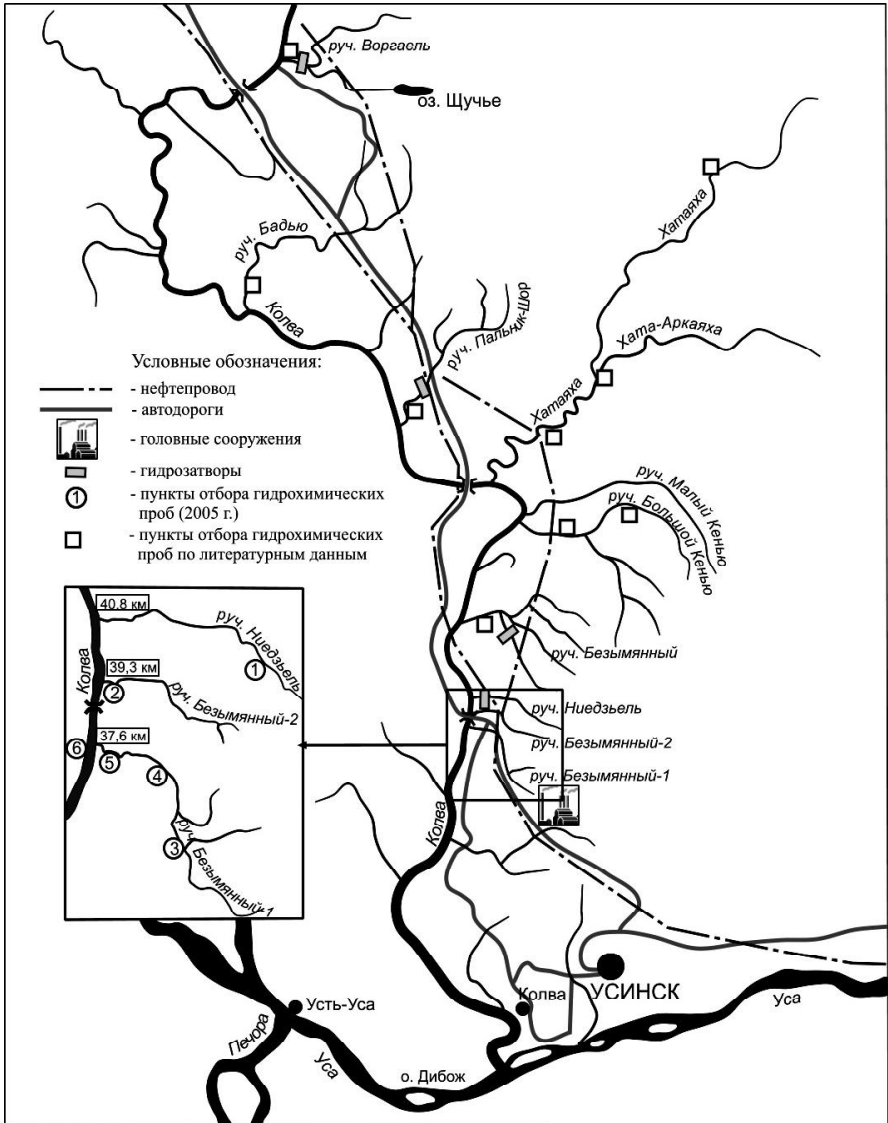


Рис. 1. Карта-схема гидрохимических работ в районе исследований.

проводились в стационарных условиях сотрудниками аккредитованной Экоаналитической лаборатории В.В. Ситниковой, Т.С. Сытарь, Н.В. Злобиной и И.В. Груздевым. Концентрации ионов Ca^{2+} , Na^+ и K^+ определялись с применением пламенно-фотометрической спектрометрии, ионов PO_4^{2-} , NH_4^+ – методами фотометрического, HCO_3^- – потенциометрического, Cl^- и SO_4^{2-} – ионохроматографического, Mg , Fe , Mn , Zn , Cu – атомно-абсорбционного измерений. В основе определения нефтепродуктов был метод ИК-спектрометрии, фенолов – флуорометрический.

Исследования гидрофильной растительности проводились Т.В. Безносиковой в 1998 и 2000 гг. На основании этих работ был составлен список видов, который ранее не был опубликован.

Гидробиологические пробы отбирали в магистральном русле р. Колва летом 1995–1998, 2000, 2005 и 2007 гг. в зоне разлива нефти (на протяжении 80 км от устья) и выше этой зоны – до 150 км от устья, а также в пунктах, расположенных ниже впадения левобережных притоков и в их устьях (табл. 2, рис. 2). В сентябре 1995–1998, 2000 гг. и летом 1997, 2005 гг. зоопланктон и зообентос собирали также в загрязненных ручьях Пальник-шор и Безымянный на участках выше и ниже установленных на них гидрозатворов, а летом 2001 г. – на ручьях Воргаель и Ниедзьель (рис. 2). В 1995–1997 гг. пробы зоопланктона отбирали в непроточном пруду и безымянном озере на водосборе р. Хатаяха, в 2005 г. – на оз. Щучье. Кроме того, небольшое количество проб зоопланктона разово отбрали на временных водоемах на водосборе р. Колва, в заводях ручьев, мочажинах и озерах.

Всего отобрано и обработано 183 пробы зоопланктона, 363 – зообентоса. В 1998 г. гидробиологические пробы из р. Колва отбирала М.А. Батурина, в 2000 г. – Е.К. Роговцова, в 2005 г. – Т.В. Безносикова. Остальные сборы материала проводились авторами.

Для получения проб зоопланктона 50–100 л воды из поверхностных слоев водоемов процеживали через планктонную сеть из капронового сита с размером ячеек 0.1 мм и фиксировали 40%-ным формалином. Камеральную обработку проб проводили по общепринятой методике: гидробионтов пересчитывали в камере Богорова под микроскопом. Биомассу животных рассчитывали по формулам связи массы с длиной тела (Балушкина, Винберг, 1979; Ruttner-Kolisko, 1977). Использовали латинские названия таксонов, приведенные в «Определителе зоопланктона и зообентоса» (2010).

Доминантные виды и формы гидробионтов выделяли по относительной численности или биомассе в зоопланктоне. За нижнюю границу доминирования принимали обилие или биомассу – 5% от суммарных значений (Лазарева и др., 2001).

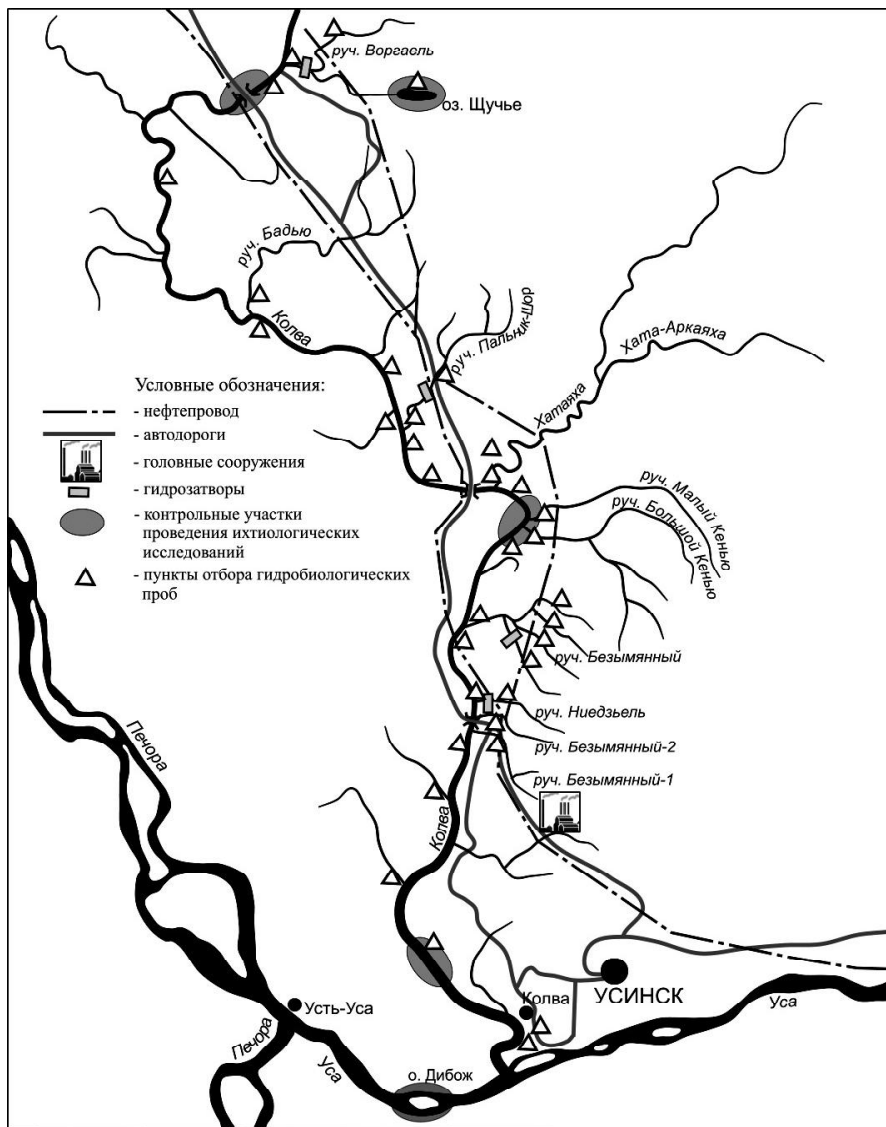


Рис. 2. Карта-схема гидробиологических работ в районе исследований.

Таблица 2

Некоторые сведения об использованном материале

Место отбора проб зоопланктона и зообентоса	Год	Сроки отбора проб	Температура воды (на поверхности), °С	Скорость течения в местах отбора проб, м/с
Русло р. Колва	1994	6 ноября*	Данных нет	0.4
Русло р. Колва (от 150 км до устья)	1995	17 мая*	2.2	0–0.5
Приустьевые участки левобережных притоков р. Колва		12–20 июля	14.1–16.1	0
		17 мая*	2.3–4.2	0
		15–17 июля	10.8–13.6	0
Левобережные притоки р. Колва, верхние участки		27–30 июля*	Данных нет	0
Пруд, Безымянное озеро		21 августа	Данных нет	0
	3 августа	Данных нет	0	
Русло р. Колва	1996	8–11 июля	13.8–14.6	0.4–0.67
Приустьевые участки левобережных притоков р. Колва		8–10 июля	11.6–15.8	0
		8, 9 июля	13.4–15.0	0
Приустьевые участки правобережных притоков р. Колва		24, 25 сентября	Данных нет	0–0.8
Левобережные притоки р. Колва, верхние участки		24 сентября	Данных нет	0
Пруд, Безымянное озеро				
Русло р. Колва	1997	19, 20 июля	15.7–16.2	0.2–0.50
Левобережные притоки р. Колва, верхние участки		11, 20 июля	6.6–11.8	0.1–1.4
Приустьевые участки левобережных притоков р. Колва		20 июля	14.9–16.3	0–0.1
		21, 22 июля	8.2–12.8	Данных нет
Левобережные притоки р. Колва, верхние участки		7 августа	17.6	0
Пруд, Безымянное озеро		18, 19 сентября	9.3–10.0	0.2–0.5
Левобережные притоки р. Колва, верхние участки				
Русло р. Колва	1998	24, 25 июля	15.0–15.5	0.4
Левобережные притоки р. Колва, верхние и нижние участки		23, 24 июля	8.2; 9.1	0
Левобережные притоки р. Колва, верхние участки		21–22 сентября	7.8–9.2	0.2–0.5
Русло р. Колва	2000	21–23 июля	17.0–25.0	0.1
Левобережные притоки р. Колва, верхние участки		12 сентября	18	0

Окончание табл. 2

Место отбора проб зоопланктона и зообентоса	Год	Сроки отбора проб	Температура воды (на поверхности), °С	Скорость течения в местах отбора проб, м/с
Левобережные притоки р. Колва, верхние участки	2001	27 июля – 1 августа	11.6–18.1	Данных нет
Русло р. Колва	2005	16–20 июля	14.0–21.0	0–0.50
Левобережные притоки р. Колва, нижние участки		18–19 июля*	17	Данных нет
Левобережные притоки р. Колва, верхние участки		14 июля*	Данных нет	Данных нет
Озеро Щучье				0
Русло р. Колва	2007	24–27 июля	13.1–16.0	Данных нет

* Отобраны только пробы зообентоса.

Для сравнения состава планктонных сообществ использован коэффициент Сьеренсена (I) (Sorensen, 1948).

Для оценки состояния зоопланктона в реке и определения экологического статуса водоемов по организмам зоопланктона рассчитывались (Унифицированные методы исследования качества вод..., 1966; Андроникова, 1996; Шитиков и др., 2005): индекс видового богатства Симпсона (λ), индекс разнообразия (или информационной теории) Шеннона (по численности) (H), коэффициент трофии (E), соотношение числа видов-индикаторов эвтрофного к числу видов олиготрофного типа (E/O), отношение числа видов рода *Brachionus* к числу видов рода *Trichocerca* ($Q_{B/T}$), сапробный индекс (S).

Для расчетов индексов видового богатства и разнообразия зоопланктона и кластерного анализа (использовался метод ближнего соседа, мера расстояния между объектами – евклидово расстояние) применяли компьютерную программу: PRIMER-5 for Windows..., 2001.

Сборы зообентоса в русле реки производили гидробиологическим скребком с длиной лезвия 30 см и размером ячеек капронового сита 0.23 мм, в приустьевых заиленных участках ручьев – облегченным дночерпателем Петерсена с площадью захвата 1/40 м². Пробы фитофильной фауны отбирали водным сачком в зарослях макрофитов. Для отбора проб дрейфа использовали металлическую рамку со сторонами 25×25 см с прикрепленным к ней мешком длиной 1.5 м, сшитым из плотной ткани и капронового сита с размером ячеек 0.23 мм. Время экспозиции ловушки составляло 2 мин. При изучении суточной динамики дрейфа пробы отбирались через 4 ч. Показатели численности и биомассы сносимых организмов пе-

решитаны на 1 м³. Объем воды, проходящий через сеть ловушки, определен путем умножения скорости потока (м/с) на площадь отверстия ловушки (м²) и на продолжительность времени выборки (с). Промывку проб производили через капроновое сито с размером ячеек 0.23 мм. Все пробы бентоса и дрефты разбирали по группам под бинокляром МБС-9. После обсушки гидробионтов на фильтровальной бумаге определяли их вес на торсионных весах ВТ-200. Одновременно со сборами зообентоса производили лов имаго амфибиотических насекомых энтомологическим сачком. Пробы бентоса фиксировали 4% -ным формалином и обрабатывали в камеральных условиях по обычной методике (Шубина, 1986). Пробы имаго фиксировали 70% -ным спиртом.

При определении фауны и составлении списков видового состава использовали определители и другие работы по группам: хирономиды – А.И. Шилова (1976), нематоды – С.Я. Цалолихин (1994), малощетинковые черви – Н.П. Финогенова (1994), моллюски – Я.И. Старобогатов (2004), поденки – Н.Ю. Ключе (1997), веснянки – Л.А. Жильцова, В.А. Тесленко (1997), жуки, ручейники – Определитель пресноводных беспозвоночных (2001), Е.А. Макаrenchко и др. (2006).

Для целей биоиндикации в работе использован индекс ЕРТ, основанный на видовом богатстве трех отрядов водных насекомых: Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, представители которых являются высоко чувствительными видами к разного рода загрязнениям (Семенченко, 2004).

Для оценки качества воды по отношению к эталонным створам использовали соотношение численностей или числа видов различных систематических групп: ЕРТ / Chironomidae; Oligochaeta / общая численность; Chironomidae / общая численность; Diptera / общая численность.

Применялись также биотические индексы, имеющие балльную градацию (Шитиков, Розенберг, Зинченко, 2005): Trent Biotic Index (ТБИ), или индекс Вудивисса, Goodnight & Whitley Index – индекс Гуднайта и Уитлея (Goodnight, Whitley, 1961), индекс Е.В. Балужкиной (К).

Индекс Балужкиной рассчитывался по формуле:

$$K = \frac{Nt + 10 + 0.5(Nch + 10)}{10 + No},$$

где Nt – относительная численность особей всех видов подсемейства Tanyrodinae; Nch – относительная численность особей всех видов подсемейства Chironominae; No – относительная численность особей всех видов подсемейства Orthoclaadiinae; относительная численность особей каждого подсемейства. Приводится в процентах от общей численности всех хирономид.

Ихтиологические исследования на р. Колва осуществлялись с 1995 по 2007 г. на трех мониторинговых участках. Первый расположен на 150 км выше от устья р. Колва, второй – в районе впадения ручьев Большой и Малый Кенью и третий – в 14 км от устья р. Колва (см. рис. 2). С 2000 г. сбор ихтиологического материала проводился только на двух нижних участках, оказавшихся в зоне загрязнения. Кроме перечисленных контрольных участков, сбор первичных материалов осуществляли в районе о-ва Дибож, расположенного в русле р. Уса, в непосредственной близости от устья р. Колва. Геоморфологические и гидрологические особенности этих участков позволяли осуществлять работы с неводом в разные периоды открытой воды, даже при сравнительно высоком ее уровне.

Для получения материалов по численности и плотности рыб, а также выявлению их биологических параметров в 2001 и 2002 гг. проводили контрольные обловы в бассейнах малых притоков р. Колва: ручьев Ниедзьель и Воргаель.

Лов рыбы в русле реки осуществляли тягловым неводом длиной 50 м с ячеей в приводе 6 мм. Длина тони поддерживалась стандартной, около 100 м, при захвате неводом 20 м прибрежной части. При этом площадь тони составляла около 2000 м². Кроме неводного лова использовали разноразмерные ставные сети с ячеей 20, 25, 30, 35, 40 и 45 мм, которые выставлялись в русле реки в затишных местах – небольших курьях, заливах и т.д.

В ручьях Воргаель и Ниедзьель ихтиологические работы проводились с помощью электроловильной установки. В верхних бьефах гидрозатворов на притоках реки и на оз. Щучье отлов рыб производился с помощью ставных сетей.

Пойманная рыба подвергалась видовой идентификации, визуальному осмотру и биологическому анализу, который заключался в том, что в полевых условиях рыбу взвешивали, определяя ее общую массу – Р1 и массу без внутренних органов – Р2 с точностью до 1 г на весах марки PhillipsHR-2385. Гонады (РЗ) и молодь рыб взвешивали с точностью до 0.1 г на весах Ohaus LS-200. Измеряли длину лососевых рыб (АС – до развилки хвостового стебля и АД – до окончания чешуйного покрова), определяли их пол и стадию зрелости (Правдин, 1966). Кроме традиционного биологического анализа были осуществлены и полные морфометрические промеры рыб (щук) с выраженными признаками деформации головного отдела, обитающих в условиях комплексного техногенного загрязнения и искусственной изоляции в оз. Щучье.

В камеральных условиях по регистрирующим структурам чешуи под биноклем МБС-10 определяли возраст рыб, проводили обратные и прямые расчисления их линейного роста.

Общее количество рыб, взятых на биологический анализ в малых водотоках, составляет 368 экз., а в русле р. Колва – более 600.

С целью оценки влияния техногенного загрязнения на рыбное население М.Д. Тумановым был использован метод анализа асимметрии билатеральных признаков, который хорошо зарекомендовал себя при исследованиях модельных видов, например, ряпушки. В качестве меры нарушения стабильности развития величину флуктуирующей асимметрии рассчитывали с помощью интегральных показателей (Захаров, 1993; Кряжева и др., 1996; Palmer, Strobeck, 1986; Zakharov, Graham, 1992; Borisov et al., 1997 и др.). Таким показателем в работе послужила средняя величина частоты асимметричного проявления на признак – $M_{чАП}$:

$$M_{чАП} = \frac{\sum АП}{N} / n_{np},$$

где $\sum АП$ – сумма асимметричных проявлений; N – объем выборки; n_{np} – количество анализируемых признаков. При оценке степени отклонения от естественной нормы $M_{чАП}$ применена пятибалльная шкала, разработанная для рыб исследовательскими группами ИБР РАН им. Кольцова (Захаров и др., 2000, 2001).

Глава 3. ВОЗДЕЙСТВИЕ НЕФТЯНЫХ ЗАГРЯЗНЕНИЙ НА ВОДНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ (обзор литературы)

О высоком токсическом эффекте и негативном воздействии нефти на обитателей водной среды было известно еще в начальный период ее мировой добычи – в конце XIX в. В последующее столетие нефтепродукты стали важнейшими энергоносителями, масштабы добычи, транспортировки и переработки нефти многократно выросли, а ее негативное влияние на природную среду приобрело планетарный характер и стало расцениваться как один из ведущих факторов техногенной трансформации локальных или региональных экосистем.

Поступление нефти в морские природные экосистемы в результате ее аварийных разливов происходит поэтапно. Первый связан с попаданием нефти в водоем непосредственно в результате аварии, он характеризуется наибольшей смертностью в животных сообществах (Samain et al., 1980). На втором продолжительном этапе нефть в толщу воды поступает из донных отложений, в этот период происходят изменения трофической структуры планктона из-за нарушений взаимодействия его с донными сообществами. Третий связан с дополнительным поступлением больших концентраций загрязняющих веществ: в морях – из сильно загрязненных областей в результате штормов (Samain et al., 1980).

Поступившая в поверхностные воды нефть вступает в цепь сложных и мало исследованных по длительности процессов, которые зависят как от состава и количества нефти в воде, так и от условий в водоемах. Происходит перераспределение нефти и нефтепродуктов по формам миграции: пленочной, эмульгированной, растворенной, сорбированной донными отложениями (Бруснынина и др., 1992). Во всех формах миграции происходит накопление устойчивых к биологическому разложению компонентов (смола, асфальтенов, парафинов и т.д.), причем максимум нефтепродуктов концентрируется в донных отложениях (Воробьев и др., 2006). Нефтяная пленка на поверхности воды затрудняет и даже прекращает обогащение воды кислородом воздуха, эмульгированная нефть опасна из-за повышенной стойкости эмульсии; тяжелые фракции нефти оседают

на дно, грунты загрязняются на многие годы, создавая угрозу вторичного загрязнения. В зависимости от гранулометрического состава грунты обладают разной сорбционной способностью. В большей степени загрязняются илы, заиленные пески. Крупнозернистый песок имеет слабую адсорбционную способность. Однако водные песчаные системы с песчаными донными отложениями, обладающими меньшим сорбционным потенциалом, являются источником повышенного риска в отношении роста токсикогенной нагрузки при аварийном поступлении нефти и нефтепродуктов в воду (Алексеев и др., 2006).

При хроническом загрязнении водотоков углеводороды накапливаются в донных отложениях на участках с замедленным течением, где активно происходят процессы илонакопления (Воробьев, 2006; Poulton et al., 1997). В стоячих водоемах загрязнение донных отложений нефтью приурочено чаще к прибрежным, наиболее продуктивным зонам. При накоплении нефти в грунтах создается хронический токсикологический фон, что особенно опасно для пойменных водоемов в маловодные годы. Особенно большой опасности подвергаются небольшие реки Севера, так как даже один выброс в них нефтепродуктов может погубить все живое. В средней климатической зоне самоочищение рек от нефтяного загрязнения происходит на участке длиной 200–300 км, а в условиях Крайнего Севера для этой цели требуется 1500–2000 км (Бруснынина и др., 1992).

Большую роль в распределении загрязнения в водоеме играет его термический режим: потепление, например, с одной стороны, приводит к уменьшению вязкости нефти, препятствует ее скоплению и способствует растеканию по поверхности (Сафаров и др., 2005), а с другой – в диапазоне 4.5–25 °С ускоряет деструкцию иммобилизованных нефтепродуктов в большей степени, чем, например, при кислородном режиме (Волкова, 2006; Белкина и др., 2008).

Влияние нефти на донных беспозвоночных зависит от качественного состава нефти или нефтепродуктов, их концентрации и периодичности загрязнения. Токсичность может быть результатом прямого контакта нефти с организмами, воздействия водорастворимых фракций и их непосредственных продуктов распада, воздействия сорбированной нефти в донных седиментах.

Российскими и международными организациями, устанавливающими критерии качества природных вод, определен следующий класс опасности нефтепродуктов: экологическим бедствием считается ситуация, при которой ПДК нефтепродуктов превышена более чем в 15 раз (Шитиков и др., 2005).

В условиях лабораторного моделирования показано негативное влияние нефтяного загрязнения на зоопланктон. Воздействие нефти приводит к изменению подвижности, питания и снижению

выживаемости морских амфипод (Percy, Mullin, 1977; Busdosh, 1981). Для планктонных пресноводных ракообразных (*Daphnia magna*) острое токсическое действие сырых нефтепродуктов проявляется уже при концентрации, превышающей ПДК на один-два порядка (при 23 °С) (Ратушняк и др., 2000). Эксперименты, проведенные с различными представителями водной фауны, показали токсичность сибирской нефти (Михайлова и др., 1977). Концентрации 1.0, 0.5, 0.25 и 0.1 мг/л водорастворимой фракции нефти оказывали острое летальное действие на дафний: 100% -ная гибель на второй-третий день при первых двух концентрациях и на 12–13-й день – при остальных. Меньшие концентрации вызывали гибель 40–70% водных организмов, резкое снижение плодовитости, угнетение темпов роста. Граничная концентрация для дафний – 0.005 мг/л. Для представителей бентоса (моллюсков, гаммарусов, личинок хирономид) граничная концентрация несколько выше – 0.01 мг/л.

В природных экосистемах помимо негативного воздействия нефтяного загрязнения на зоопланктон известно его стимулирующее влияние на эту группу организмов (Leea, Pageb, 1997; Batten et al., 1998). Например, А. Нельсон-Смит (1977), описывая результаты наблюдений динамики планктонных копепод в морской среде после аварийных разливов нефти, отмечает особенности эффекта стимуляции: его непродолжительность или, при длительных исследованиях, периодичность проявлений (каждые четыре-пять лет). Способность планктонных сообществ к увеличению численности в условиях нефтяного загрязнения проявляется при эвтрофикации среды (Werner et al., 1985) и количественном росте низших звеньев пищевой цепи, представленных бактериями. Хотя динамика водорослей, служащих, кроме микроорганизмов, пищей мирному зоопланктону, при загрязнении нефтью может быть отрицательной вследствие токсичности нефтепродуктов и усиления конкурентных отношений из-за питательных веществ фотосинтезирующих авто- и гетеротрофов (Werner et al., 1985), бактериальное население при воздействии сырой нефти увеличивает свое богатство и количество (усиливая вышеназванную конкуренцию). Как экспериментально, так и в результате изучения природных водных объектов, было показано, что эти изменения сопровождались заменой доминирующих автотрофных организмов на нефтеокисляющие гетеротрофные, способные использовать углеводороды нефти в качестве единственного источника углерода и энергии, увеличением потребления кислорода и трофности среды (Миронов, 2000; Волкова, 2006 ; Dutka, Kwan, 1984; Werner et al., 1985; Leea, Pageb, 1997). Интенсивное развитие углеводородокисляющих бактерий в донных отложениях Петрозаводской губы несмотря на низкие температуры воды около дна имело характер вспышки, что свидетельствовало о способности

экосистемы к самоочищению от данного загрязнителя (Тимакова, Белкина, 2006). Нефтеокисляющие микроорганизмы являются пищей для инфузорий, а те, в свою очередь, – для мейофауны, включающей организмы зоопланктона (Миронов, 2000; Frithsen et al., 1985).

Планктонные и бентические ракообразные и сами участвуют в трансформации и транспортировке нефтяных комков, например, заглатывая их и перенося от дна к поверхности (Миронов, 2000). Заглоченные комки могут удаляться от ротового отверстия с помощью щетинок конечностей и постабдомена только некоторыми таксонами, что делает их более устойчивыми к загрязнению взвесями, поскольку попадание их в рот и фильтрационный аппарат может привести к гибели животных (Смирнов, 1975).

Важная роль в процессах самоочищения водных объектов от данных загрязнителей отводится организмам зообентоса (Воробьев и др., 2006). Большая часть литературы по влиянию аварийной нефти на донную фауну также посвящена морским экосистемам. Показано, что морской бентос более восприимчив к хроническому нефтяному загрязнению, чем пелагические организмы (Grassle et al., 1981; Oviatt et al., 1982; Frithsen et al., 1985). При добыче нефти в морскую среду, как отходы, выбрасываются буровой шлам и растворы. В местах аккумуляции отходов добычи нефти и газа отмечено массовое угнетение бентосной фауны и резкое снижение разнообразия и численности донного сообщества (Rabalais Nancy N. et al., 1990). Многие морские организмы либо погибают даже при ничтожных концентрациях растворенных ароматических производных нефти, либо у них наблюдаются неблагоприятные физиологические реакции. Так, исследования, проведенные в районе нефтяного терминала в эстуарии р. Теймар у Плимута, показали зависящее от концентрации нефти в среде (30 и 130 мкг/л) снижение скорости питания и роста арктических двустворок (Physiological..., 1984; Engelhardt et al., 1985).

Не менее губительно действует нефть на водные организмы, обитающие в пресной воде. К моменту аварии 1994 г., произошедшей в Республике Коми, в мировой литературе уже имелось несколько обзоров, суммирующих информацию о воздействии нефтяных аварий на пресноводные экосистемы (Cairns, Buikema, 1984; Muller, 1987; Vandermeulen, Hrudley, 1987 и др.). Накопленная информация была весьма противоречивой. В одних исследованиях получены сведения о быстром восстановлении бентоса (Guiney et al., 1987) и минимальном наблюдаемом эффекте (Masnik et al., 1976) в речных системах, а также о быстром восстановлении беспозвоночных в прудах (Cushman, Goyert, 1984). В других показано, что даже спустя 26 месяцев после нефтяной аварии на небольших ре-

ках Техаса бентосные сообщества не восстановились (Harrel, 1985). Рядом авторов доказано уменьшение общей численности организмов после нефтяной аварии (Hoen et al., 1974; Nauman, Kernodle, 1975). Сроки восстановления разнообразия и численности бентоса до прежнего уровня еще точно не определены. В целом, по имеющимся данным, процессы восстановления разнообразия, доминирования, численности донных организмов могут занимать от трех месяцев до нескольких лет (Poulton et al., 1997). Особенно длительный период восстановления редуцированного биоразнообразия происходит на субстратах, содержащих сырую нефть (Rosenberg, Wiens, 1976).

Для грунтов с признаками нефтяного загрязнения характерна бедность видового состава при высокой численности и биомассе выносливых к загрязнению форм, а при сильном хроническом загрязнении наблюдается угнетение всего сообщества, включая устойчивые формы (Михайлова, Исачено-Боме, 1998; Виноградов и др., 2002). Как показано в ряде работ (Михайлова и др., 1977; Брусынина и др., 1992; Беляков, 1995; Hoen et al., 1974; Rosenberg, Wiens, 1976; Barton, Wallace, 1979), сильное нефтяное загрязнение отрицательно сказывается на всех водных организмах, вызывает обеднение видового состава, упрощение структуры донных сообществ, уменьшение их численности и биомассы, резкое снижение плодovitости, угнетение темпов роста. Наиболее чувствительными к нефтяному загрязнению группами одни авторы называют Trichoptera и Ephemeroptera (Barton, Wallace, 1979), другие – личинок ручейников и двустворчатых моллюсков, при экстремальном нефтяном загрязнении донных отложений нефтью возрастает доля личинок хирономид и реже олигохет (Холмогорова, 2007). Бентические кладоцеры и хирономиды также более уязвимы к нефтяным загрязнениям (Скворцов, 1995), а наиболее устойчивыми компонентами зообентосных сообществ являются нематоды, остракоды, циклопы и олигохеты.

К числу первых научных публикаций, показывающих отрицательное влияние нефти на рыбное население в природных водоемах, относятся работы О. Гримма (1881) и И.Н. Арнольда (1903). Уже к середине XX в. снижение продуктивности ряда морских акваторий и деградация их рыбных ресурсов были напрямую связаны с загрязнением океанских вод нефтеуглеводородами (Нельсон-Смит, 1977; Патин, 1979; Petroleum..., 1975). Проникновение нефтеуглеводородов в поверхностные воды континентальных водоемов во многих случаях стало первопричиной падения рыбных ресурсов и в пресноводных экосистемах. Многочисленными исследователями показано негативное влияние нефти на качество поверхностных вод и различные жизненные функции и системы организма рыб (Алабас-

тер, Ллойд, 1984). Однако нефть многокомпонентное вещество, состав ее в большинстве месторождений отличается, а воздействие на биологические объекты в совокупности с экологическими факторами носит синергический характер. Уровень, направленность и особенности влияния нефтяного загрязнения на гидробионтов и рыбное население в том числе в разных климатических зонах имеют свои особенности (Rice, 1985). Это обстоятельство во многом определило актуальность экспериментальных работ по оценке влияния различных компонентов нефтесодержащей жидкости на рыб (Лукьяненко, 1967, 1983, 1987; Метелев и др., 1971 и др.). Показанный высокий токсикологический эффект нефтеуглеводородов на разные виды рыб обусловил занесение нефти в «Перечень рыбохозяйственных нормативов» как высокотоксичного вещества, предельно допустимая концентрация которого для рыбохозяйственных водоемов составляет лишь 0.05 мг/л (Перечень..., 1999).

Авария на усинских нефтепроводах и обширное загрязнение прилегающих акваторий рек Колва, Уса и Печора естественно привлекли внимание научной общественности и специалистов ихтиологов и гидробиологов в том числе. Ответные реакции рыбной части сообщества на изменения среды обитания в результате загрязнения нефтеуглеводородами изучались на разных уровнях и разными методами исследований. Изменения видового состава в контрольных уловах и биологических характеристик рыб в поставарийный период были отмечены А.П. Новоселовым в реках Колва и Уса. Им же зафиксированы нарушения миграций сигов, ряпушки и омуля в первые годы после аварии и снижение численности производителей сиговых рыб на нерестилищах (Лукин и др., 2000). В этой же монографии приводятся данные гистологического анализа, которые свидетельствуют, что в организмах сиговых рыб диагностированы патологические изменения общего характера: неспецифические воспаления, нарушение кровообращения, дегенерация эпителиальных и хрящевых тканей, опухоли нескольких типов, избыточное развитие соединительной ткани. Обнаруженные изменения связывают с современным загрязнением р. Печора (Лукин и др., 2000). О том, что загрязнение нефтеуглеводородами акваторий Колвы и Усы привело к многочисленным нарушениям у рыб на организменном уровне констатируют материалы исследований М.Д. Туманова, который выявил асимметрию морфологических структур у ряпушки. При этом уровень нарушения развития билатеральных признаков у рыб разных возрастных групп и разных экологических форм отличался (Туманов, Шубин, 1999). Видимо, нарушения морфологических структур в ходе постнатального онтогенеза в условиях интоксикации нефтеуглеводородами характерно для многих видов рыб, имеющих различную таксономическую принадлеж-

ность. Сходную картину мы обнаружили у щуки и окуня, обитающих в условиях зарегулирования озерно-речной системы, при поступлении в нее с водосбора большого количества нефтесодержащей жидкости (Захаров и др., 2002; Lukin et al., 2008).

Нефтеуглеводороды не только прямо воздействуют на рыб, но и опосредовано, через включение в трофические цепи. Специалисты ФГУП «АзНИИРХ» показали разное содержание нефтяных углеводородов в органах и тканях у рыб, отловленных в разных районах, отличающихся по степени загрязнения. В составе полиароматических углеводородов обнаружены и канцерогенные. В процессе комплексных исследований было показано также, что физиолого-биохимический статус рыб из районов, подверженных существенному нефтяному загрязнению, был в различной степени изменен по сравнению с рыбой из условно чистого района в верховьях р. Колва (Оценить состояние среды..., 2003). Нельзя назвать неопределенным и воздействие нефтеуглеводородов на сообщества и популяции рыб, обитающих в зоне загрязнения в бассейне р. Уса и ее притоке Колве. Изменения структуры локальных ихтиофаун и доли отдельных видов рыб в уловах охарактеризованы в ряде публикаций (Таскаев и др., 2004, 2007; Захаров, Таскаев, 2009). Авторами делается вывод, что обнаруженные изменения, очевидно, имеют долговременный характер. Интегральная ответная реакция рыбного населения на загрязнение среды обитания нефтью и сопутствующими ее добыче веществами выражается, прежде всего, снижением доли в уловах рыб, чувствительных к качеству среды, т.е. всего комплекса сиговых рыб. Поэтому изменения структуры рыбной части сообщества в водоемах, расположенных в зоне добычи и транспортировки нефтеуглеводородов, предлагается использовать как важный элемент комплексного мониторинга пресноводных экосистем европейского Северо-Востока (Захаров и др., 2000; Loskutova et al., 2008). Негативное воздействие усинской аварии на нефтепроводах, в конечном итоге, сказывается на рыбных ресурсах, имеющих для региона стратегическое значение. На снижение рыбохозяйственного потенциала водоемов в районе аварии и приграничных акваториях указывается в ряде публикаций (Захаров и др., 2000, 2002; Шубин и др., 2003, 2004). На основе многолетних исследований предполагается, что снижение численности основных промысловых видов рыб, наблюдаемое в районах деятельности нефтегазового комплекса и дислокации его объектов, зависит не только от уровня техногенного загрязнения и толерантности видов рыб, но и их коммерческой привлекательности. В первую очередь деградация численности наблюдается у сиговых рыб. При современном уровне природопользования восстановление рыбных ресурсов имеет пессимистический прогноз (Захаров, Таскаев, 2009).

Количество научных публикаций, связанных с изучением различных аспектов влияния нефти на рыбное население, обитающее в обширной зоне техногенного загрязнения в бассейне р. Уса, будет расти. В настоящее время большинство материалов еще не проанализировано, а исследования продолжаются. Кроме того, в 2007 г. предпринято совместное комплексное изучение проблемы специалистами «Акваплан нива» (Норвегия), «СевПИНРО» и научных центров республик Коми и Карелия и Кольского полуострова.

Глава 4. ВЛИЯНИЕ ХОЗЯЙСТВЕННОЙ ДЕЯТЕЛЬНОСТИ НА КАЧЕСТВО ВОДЫ В БАССЕЙНЕ РЕКИ ПЕЧОРА В СОВРЕМЕННЫХ УСЛОВИЯХ

4.1. Основные техногенные факторы, влияющие на формирование качества воды в бассейне реки Печора

Освоение северных регионов, особенно активно проходящее в последние три десятилетия, вовлекает в орбиту отношений «человек – окружающая среда» все новые территории и целые природные комплексы. По экспертным оценкам, в Республике Коми, еще до середины XX в. характеризовавшейся достаточным распространением естественных ландшафтов, к 2000 г. природные комплексы, полностью измененные человеком, уже занимают около 2% от общей площади, а 30–35% территории республики испытывают опосредованное техногенное влияние. Например, суммарный выброс загрязняющих веществ в воздух от 452 предприятий в 1999 г. составил 843,5 тыс. т. В водоемы республики поступило 602 тыс. т, из которых доля неочищенных составляет около 200 тыс. т промышленных отходов (Государственный доклад..., 1999). В ряде географически отдаленных местностей, где дислоцированы объекты промышленности, образовались хотя и локальные, но устойчивые зоны загрязнения. Негативное техногенное воздействие здесь имеет долговременный характер. Экосистемы таких территорий оказались серьезно измененными под влиянием тех или иных факторов антропогенного происхождения.

Анализ хозяйственной деятельности в регионе показал, что по степени влияния на природную среду, безусловно, доминирующая роль принадлежит объектам, относящимся к топливно-энергетическому комплексу (ТЭК) – объекты добычи и переработки нефти и газа, транспортные коммуникации, вспомогательные производства. Воздействие деятельности нефтегазодобывающих предприятий на экосистемы не является односторонней. С одной стороны, общеизвестна негативная роль загрязнения акваторий нефтеуглеводородами (НУВ), оказывающего непосредственное влияние на экосистемы и их биологическую составляющую, вплоть до гибели представителей животного мира. С другой – малозаметными остаются много-

численные локальные трансформации в экосистемах, вызванные эрозийными процессами в районах пересечения водотоков трассами трубопроводов. С учетом вовлечения в эксплуатацию все новых месторождений нефти, следует оценивать возрастающие масштабы воздействия ТЭК на природную среду, приобретающие межрегиональный характер. Важнейшие, на наш взгляд, факторы, приводящие к трансформациям естественных водных экосистем, которые сопровождают деятельность объектов ТЭК, – это прямое попадание нефтесодержащей жидкости в водоемы и эрозия береговых склонов. Именно эти факторы в полной мере определили направленность и уровень техногенного воздействия в бассейне р. Колва в поставарийный период. Наряду с обширной информацией о возрастании роли антропогенного влияния на функционирование природных экосистем, в последние десятилетия появились сведения об изменениях некоторых параметров окружающей среды, которые являются результатом изменения климата в Арктике и Субарктике. Это важно, поскольку климатические условия являются определяющими как для состояния окружающей среды, так и для состояния и разнообразия растительного и животного мира, однако влияние глобальных изменений температуры в регионе еще предстоит изучить.

Как уже указывалось, развитие нефтегазовой промышленности определило уровень и направленность техногенного влияния на окружающую среду в регионе. В географическом отношении это влияние не осталось неизменным: с освоением вновь разведанных месторождений энергоносителей произошло вовлечение новых территорий в орбиту хозяйственной деятельности. В 50–70-х гг. XX в. основная добыча, транспортировка и переработка нефтеуглеводородов осуществлялась в центральной части Республики Коми, а объекты ТЭК были расположены, в основном, в бассейне р. Ижма (левый приток Печоры). Начиная с 70-х гг. активно осваиваются новые месторождения нефти, расположенные севернее, в бассейнах водотоков – правобережных притоков р. Уса. В связи с ростом нефтедобычи и расширением транспортной сети (нефтепроводы) увеличилось число аварийных разливов нефтеуглеводородов и количество нефтесодержащей жидкости, попадаемой непосредственно в водотоки. Экологическая обстановка здесь резко ухудшилась, а некоторые водоемы потеряли свое рыбопромысловое значение.

Основными притоками, серьезно влияющими на качество воды р. Печора – одной из крупнейших рек европейского Севера, – являются реки Ижма и Уса, в бассейнах которых сосредоточены основные промышленные объекты ТЭК (Власова, 1988; Государственный доклад..., 1998; Государственный водный..., 1998).

Химический состав воды р. Ижма, левого притока нижней Печоры, во многом определяется притоками, берущими начало на склонах Южного и Среднего Тимана. Активное загрязнение поверхностных вод на р. Ижма началось в 40-х гг. при освоении месторождений нефти. В бассейне Ижмы расположены объекты по добыче, транспортировке и переработке углеводородного сырья. Здесь были проведены мелиоративные работы, в результате чего часть затопляемой при паводках поймы включили в агропромышленный комплекс. Наиболее освоенная в хозяйственном отношении акватория располагается в приустьевом участке р. Ухта (р. Ижма приток I порядка). Основные изменения характеристики воды в р. Ухта относительно фоновых выражаются в увеличении концентрации углеводов. В целом, динамика показателей средней концентрации комплекса этих соединений за двадцать лет (с 1980 г.) имеет тенденцию к снижению с 0.50 до 0.06 мг/л (Государственный водный..., 1998). Определенное улучшение качества воды, видимо, следует связывать с уменьшением антропогенной нагрузки (объемов производства). Несомненно иная ситуация для показателя максимальной концентрации. Здесь, как правило, все определяется авариями на производстве и несоблюдением природоохранных мер. Так, например, в 1990 г. максимальная концентрация в р. Ухта растворенных нефтепродуктов непосредственно перед впадением в Ижму достигала 2.75 мг/л (55 ПДК) (Власова, 1988; Государственный водный..., 1998). Протекая через урбанизированный участок, ухтинские воды аккумулируют тяжелые металлы, концентрация которых увеличивается: цинка в четыре раза, бария – в шесть, кадмия и свинца – более чем в 15 раз.

По содержанию нефтепродуктов, а также хлорид-ионов наблюдается четкая корреляция в изменении химического состава воды последовательно в реках Ухта-Ижма-Печора (ниже впадения Ижмы). Хотя за последние 50 лет отмечена последовательная тенденция к уменьшению в воде устьевой части р. Ухта хлоридов (в 70 раз), однако и в 1990-х гг. эта река привносит в Ижму повышенный уровень поллютантов (Производительные силы..., 1955; Государственный водный..., 1998; Государственный доклад..., 1998). За счет разбавления кривая снижения концентрации хлоридов выглядит более сглаженной для Ижмы и еще более сглаженной – для Печоры (рис. 3).

По другим гидрохимическим показателям, контролируемым региональными службами, не обнаружено явных закономерностей при продвижении вниз по течению рек. Таким образом, можно предположить, что основной причиной техногенных изменений химического состава поверхностных вод Печоры в нижнем течении магистрального русла во второй половине XX в. является деятель-

ность предприятий нефтегазового комплекса, дислоцированных в районе Ухтинско-Сосногорского промузла (р. Ижма). Это предположение подтверждается и биоиндикационными исследованиями Института биологии Коми НЦ УрО РАН (Государственный доклад..., 1998).

Промышленное освоение бассейна р. Уса – правого притока Печоры, началось несколько позже, чем в бассейне р. Ижма. Основным источником поступления поллютантов в р. Уса служат объекты нефтяной индустрии. Постоянные утечки углеводородного сырья и пластовых вод в результате инцидентов на промыслах и нефтепроводах вызывают существенное загрязнение окружающей среды. Несмотря на совместные усилия правительственных, ведомственных и природоохранных организаций, не удалось предотвратить негативные последствия крупнейшей аварии на нефтепроводе «Возей–Головные Сооружения», произошедшей в августе-сентябре 1994 г. Данные наблюдений службы контроля за состоянием поверхностных вод р. Колва, на водосборе которой произошла авария, и на Усе ниже впадения р. Колва показали, что во время весеннего паводка максимальная концентрация нефтепродуктов поднималась весной 1995 г. до 1.6 ПДК. Наибольшие показатели содержания нефтепродуктов в этот год в воде были отмечены в августе-сентябре – до 4 ПДК. Два пика повышения концентрации нефтепродуктов в р. Уса (весенний и летне-осенний) наблюдались независимо от аварии все 1990-е гг. В июне 1992 г. наблюдалось резкое возрастание концентрации нефтепродуктов до 39 ПДК, а в 1984 г. максимальная концентрация нефтепродуктов составляла 6.4 ПДК.

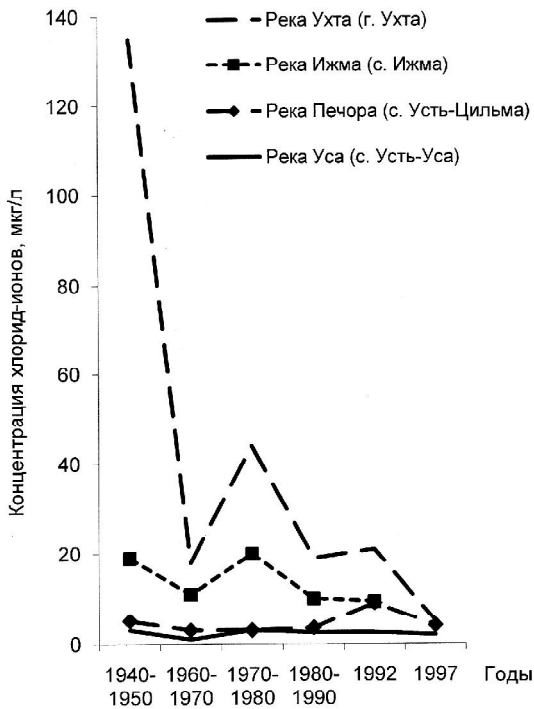


Рис. 3. Многолетняя динамика концентрации хлорид-ионов в поверхностных водах р. Печора.

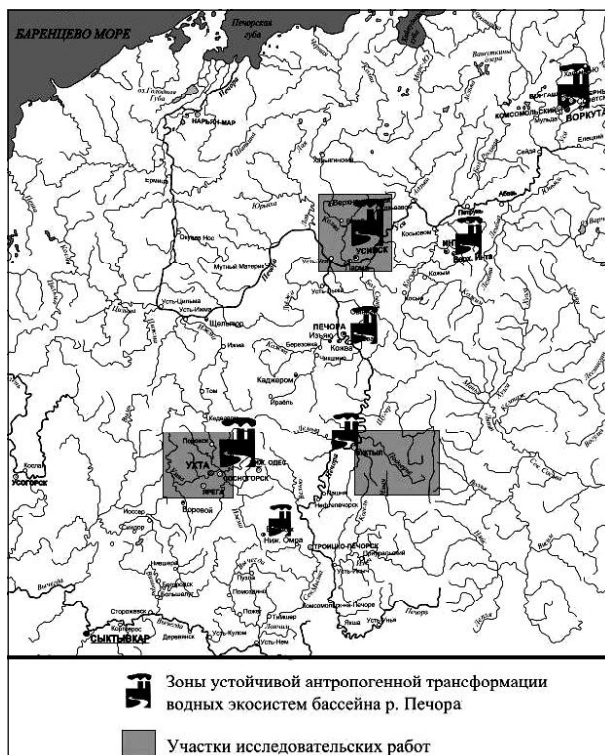


Рис. 4. Районы устойчивой трансформации водных экосистем в бассейне р. Печора.

Среднее содержание хлорид-ионов в устьевой части р. Уса последовательно увеличивается с 1960-х гг., и к 1983–1984 гг. начинает превышать соответствующий показатель для Печоры. В числе основных загрязнителей поверхностных вод фигурируют также медь и фенолы (Государственный доклад..., 1999). Вероятно, именно Уса будет определять в ближайшие годы качество воды в нижнем течении Печоры. Такой прогноз базируется также на том, что масштабы освоения нефтеносных территорий растут, и в настоящее время бассейны ряда рек, притоков р. Уса – реки Лая, Макариха, Баган, Адзья – вовлекаются в хозяйственную деятельность.

Таким образом, уже к началу 1990-х гг., еще до усинской аварии на нефтепроводах, на территории Республики Коми, в частности на водосборе крупнейшего ее бассейна р. Печора, сложились устойчивые локальные очаги техногенного загрязнения, серьезно влияющие на качество поверхностных вод всей Печоры. В геогра-

фическом отношении они отдалены друг от друга и расположены в среднем течении р. Ижма, в верхнем и нижнем течении р. Уса (рис. 4). Антропогенное воздействие на окружающую среду и объекты животного мира в зоне строительства и функционирования линейных сооружений, «разрезающих» в том числе водотоки Северного и Полярного Урала, магистральное русло Печоры в среднем течении и заповедные территории национального парка «Югыд ва», также очевидно. Их влияние на общую картину современного формирования качества поверхностных вод Печоры и ее притоков достаточно понятно и адекватно ущербу рыбным запасам, который до настоящего времени никак не компенсируется рыбному хозяйству Республики Коми.

Так или иначе, основные типы загрязнения поверхностных вод в бассейне р. Печора обусловлены хозяйственной деятельностью человека. Ведущий «вклад» приносят объекты топливно-энергетического комплекса, связанные с добычей и транспортировкой нефтеуглеводородов, а также промышленные зоны, где проводится освоение минеральных, в том числе и угля, ресурсов.

4.2. Химический состав поверхностных вод в бассейне реки Колва

Самые первые сведения о химическом составе воды р. Колва были представлены В.А.Толмачевым (1946), который обследовал реку в 1944–1945 гг. Он отмечал исключительно низкую минерализацию воды (66.0 мг/дм^3), объясняя это высокой степенью заболоченности бассейна и равнинным характером поверхности, позволяющим реке дренировать лишь верхние горизонты грунтовых вод, залегающих в перемытых четвертичных отложениях. Кроме того, делая предположение, что в летнем питании реки большая роль принадлежит грунтовым водам деятельного слоя, что также понижает общую минерализацию воды р. Колва (Толмачев, 1946). Комплексное изучение р. Колва было осуществлено в период решения задач по инвентаризации рыбных запасов в р. Уса и ее притоках (Воркута, Лемва, Большая Роговая, Косью, Адзьва). Во второй половине 50-х гг. прошлого столетия, наравне с другими притоками, р. Колва изучалась на участке конечно-моренного пояса (с. Костюк), в пределах Колвинской низины (участок впадения р. Хатаяха) и Усинской впадины (с. Колва и устье реки) (Власова, 1962). Дальнейшее обследование отдельных участков реки возобновилось в рамках экологических изысканий после участвовавших аварий на нефтепроводах (1997, 1998, 2000, 2001, 2005 гг.). Наиболее заметное изменение химического состава и ухудшение качества воды наблюдается на малых водотоках, которые несут свои воды в р. Колва.

Ручьи, питающие р. Колва, в их первозданном виде практически не изучались, поэтому в настоящей работе представлено современное состояние малых водотоков, находящихся под влиянием антропогенных факторов. В различные годы изучались притоки р. Колва – реки Бадью, Хатаяха, ручьи Евсейвис, Воргаель, Пальник-шор, Большой Кенью, Малый Кенью (Баренбойм и др., 2000; Лукин и др., 2000; Оценить состояние..., 2003). Контрольные наблюдения после прорывов на нефтепроводе проводились на ручьях Воргаель, Ниедзьель (Фефилова и др., 2002). В 2005 г. автором были обследованы три естественных водотока (Ниедзьель и два ручья, имеющих одно местное название – Безымянный). Ручьи протяженностью 10.1, 4.35 и 7.77 км впадают на 37.5, 39.3 и 40.9 км в р. Колва (см. рис. 1).

Река Колва. Формирование химического состава водотоков бассейна р. Колва в значительной степени зависит от экзогенных факторов, важнейшими из которых являются гидрометеорологические условия. В основе питания водотоков лежит снеговое питание с резко выраженным пиком весеннего половодья. Остальное питание осуществляется за счет дождевых осадков летне-осеннего периода, а также грунтовых вод. Существенную роль играют физические, химические и биологические процессы, протекающие во времени как на водосборной площади, так и в самих водоемах. Верхние участки р. Колва отнесены к Полярному району, характерной особенностью которого является распространение вечной мерзлоты. Поверхностным водам, пересекающим зону распространения многолетней мерзлоты, свойственно повышение минерализации за счет относительного возрастания концентрации гидрокарбонатных ионов. Эти воды характеризуются сравнительно невысоким содержанием органического вещества, что обусловлено замедленными процессами их разложения. Щелочная реакция водной среды и бедность органическими веществами не способствуют сохранению в водах больших количеств растворенного железа (Кучина, 1955). Нижний участок бассейна р. Колва, в том числе и обследуемые ручьи, по существующей гидрохимической классификации отнесены к зоне Усинского гидрохимического района (Кучина, 1955; Хохлова, 1997). Поверхностные воды этого региона отличаются неоднородностью химического состава. С одной стороны, это связано с участием грунтовых вод разных горизонтов, регулирующих величину минерализации в речных водах, особенно зимой. С другой – на формирование химического состава поверхностных вод сказывается влияние заболоченности территории. Основой для характеристики химического состава воды р. Колва послужили результаты режимных наблюдений за поверхностными водами, осуществляемые Центром по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды Республики

Коми (ЦГМС, г. Сыктывкар). Контроль со стороны ЦГМС проводился с 1977 г. в двух створах (села Хорей-Вер и Колва). В настоящее время контрольный гидрологический створ действует только в районе с. Колва.

Газовый режим и рН. Гидрохимическими исследованиями установлено, что растворенный кислород (O_2), диоксид углерода (CO_2) и рН поверхностных вод являются самыми динамичными и взаимосвязанными между собой показателями. На изменении газового режима и рН сказываются гидрологические (расход воды, скорость течения и процессы перемешивания водных слоев) и гидрометеорологические условия года, особенно температура как фактор физический, так и обуславливающий уровень развития низших и высших растений (Власова, 1971, 1988). Режимные наблюдения ЦГМС показывают, что содержание растворенного кислорода в воде р. Колва в течение многих лет варьирует в пределах 4.0–14.8 мг/дм³, однако большей частью концентрация его составляет менее 100%, в том числе и в период открытой воды (табл. 3). К концу зимы дефицит растворенного в воде кислорода снижается до 60–28% и наиболее часто это явление наблюдается в устье реки (с. Колва). Абсолютные значения 3.7–11.5 мг/дм³ (среднегодовая величина 7.2–8.0 мг/дм³) и анализ многолетнего тренда динамики концентрации O_2 с использованием линейной функции показывают, что в верхнем створе реки (с. Хорей-Вер) в течение многих лет содержание его сохраняется почти неизменным (рис. 5 А). В устье реки (с. Колва) наблюдается постепенное снижение концентрации кислорода, что может свидетельствовать о расходовании его на минерализацию органических веществ, в том числе загрязняющих, накапливающихся в воде, особенно в зимний период (рис. 5 В). Итак, помимо уровня воды важным фактором заметного внутригодового колебания концентрации кислорода остается поступление его из атмосферы, лимитируемое в период ледостава. Однако дефицит кислорода на участке реки, водосбор которого подвержен влиянию предприятий топливно-энергетического комплекса, вызван не только биохимическим окислением отмерших водных организмов. Немалую роль в этом случае играет органическое загрязнение, возникающее в результате разложения углеводородных фракций, поступающих с пластовыми и сточными водами с буровых скважин, а также после аварий на нефтепроводе (Баренбойм и др., 2000). Концентрация диоксида углерода находится в обратной зависимости от содержания кислорода. Зимой, когда концентрация кислорода падает до минимума, количество диоксида углерода возрастает до максимальных величин. Весной после вскрытия реки количество CO_2 заметно снижается и увеличивается содержание O_2 (рис. 6 А, В).

Таблица 3

Основные показатели химического состава воды р. Колва
(Гидрохимический бюллетень, 1982, 1983; Государственный водный кадастр, 1984–1992;
данные Коми ЦГМС, 2002–2006)

Годы – количество образцов	pH	O ₂		Σ _{кислос}	ХПК	НП	NH ₄	Fe _{общ}	P _{фосф}	Фенолы	Цветность воды, градус
		мг/дм ³	% насыщения								
с. Хорей-Вер											
1982 – 7	6.0–7.15 6.66	8.8–13.4 11.1	53–92 84	24.9–227.2 85.3	7.5–132.2 42.9	0.03–0.18 0.09	0.08–0.91 0.39	0.31–3.44 0.95	0.0–73 11	0–8 2	40–80 56
1983 – 1	6.9	6.66	48	207.2	35.5	0.05	0.28	3.32	28	6	120
1984 – 6	6.3–7.3 6.7	8.8–14.3 12.1	60–100 87	29.3–208.0 94.1	10.0–31.5 22.4	0.03–0.28 0.11	0.17–0.40 0.26	0.32–2.26 0.73	0.0–35 7	1–28 9	20–60 40
1985 – 7	6.1–7.3 6.8	8.6–12.2 10.7	80–100 90	33.0–498.3 144.3	16.9–38.9 28.9	0.02–0.20 0.12	0.05–0.60 0.43	0.13–0.35 0.28	0.0–11 2	2–11 5	–
1986 – 7	6.4–7.0 6.8	4.2–12.3 8.7	29–89 64	29.7–306.0 98.8	16.3–35.4 24.1	0.08–0.14 0.10	0.15–0.40 0.31	0.17–0.86 0.39	0.0–48 8	0–52 10	8–102 51
1987 – 6	6.9–7.3 7.1	10.4–14.4 12.4	80–99 91	37.4–627.8 195.3	10.6–62.5 25.2	0.06–0.17 0.09	0.16–0.94 0.46	0.14–0.37 0.23	0.0–15 3	0–12 4	14–80 39
1988 – 7	6.2–7.3 6.8	8.4–13.0 11.1	64–105 86	26.4–227.9 78.2	19.1–61.2 37.1	0.04–0.62 0.15	0.13–0.43 0.31	0.10–1.30 0.39	0.0–18 4	0–10 3	10–85 39
1989 – 6	6.4–7.0 6.8	10.0–14.6 11.9	88–100 92	24.8–284.6 97.6	12.3–39.4 26.7	0.02–0.10 0.07	0.05–0.44 0.24	0.26–0.88 0.47	0.0–14 7	2–4 2	10–50 33
1990 – 7	6.5–7.2 6.8	6.4–13.1 9.9	44–98 78	30.7–207.3 109.5	12.4–42.6 23.8	0.02–0.24 0.10	0.00–0.51 0.11	0.19–1.30 0.46	0.0–74 17	1–6 3	10–70 33
1991 – 7	6.1–7.2 6.8	7.7–11.4 9.6	73–87 81	24.0–233.0 85.5	16.7–36.4 26.8	0.02–0.12 0.05	0.11–0.31 0.22	0.08–0.45 0.32	0.0–22 9	1–12 5	10–55 31
1992 – 7	6.3–7.2 6.9	– 7.4	– 50	21.5–227.4 90.2	16.8–43.0 26.4	0.02–0.22 0.07	0.07–0.27 0.17	0.04–0.93 0.32	0.0–39 10	1–8 3	20–80 36
с. Колва											
1982 – 5	6.0–7.6 6.7	3.47–13.5	58–97 89	19.5–225.2 90.4	24.7–53.4 34.6	0.00–0.09 0.05	0.15–2.02 0.81	0.33–2.01 0.81	0.0–16 3	1–11 6	70–130 94
1983	6.6	10.3	35	189.0	67.6	0.04	0.32	2.09	12	1	120
1984 – 3	6.2–6.8 6.6	5.09 6.4–14.8	44–109 76	32.5–194.5 82.1	25.0–228 62.8	0.04–0.24 0.13	0.27–0.39 0.34	0.32–1.50 0.75	0.0–10 3	0–22 8	50–90 70

Окончание табл. 3

Годы – количество образцов	pH	O ₂		Σ _{живые}	ХПК	НП	NH ₄	Fe _{общ}	Р _{мин}	Фенолы	Цветность воды, градус
		мг/дм ³	% насыщения								
1985 – 7	6.4–7.5	9.6	61–99	27.2–231.7	16.1–55.0	0.04–0.22	0.10–0.63	0.27–0.40	0.0–77	0–9	15–95
	6.9	8.9–12.8	82	105.3	34.1	0.12	0.35	0.28	12	3	54
1986 – 8	6.4–7.2	10.0	28–109	36.9–154.0	18.1–41.5	0.03–0.36	0.17–0.65	0.24–0.40	0.0–8	0–110	13–94
	7.0	4.0–11.5	78	73.5	29.4	0.13	0.33	0.31	2	14	57
1987 – 6	6.6–7.3	9.6	38–85	23.1–337.3	15.9–99.2	0.04–3.60	0.34–0.95	0.28–0.79	0.0–42	0–9	18–80
	6.8	5.0–12.5	57	96.9	44.0	0.64	0.65	0.46	8	5	58
1988 – 7	6.4–7.6	8.0	66–87	30.2–224.1	15.1–56.3	0.05–0.31	0.05–1.13	0.20–0.90	0.0–21	0–7	10–70
	7.0	8.2–12.8	79	95.7	26.1	0.12	0.42	0.35	3	4	38
1989 – 5	6.6–7.8	10.2	60–96	26.3–262.1	14.8–54.8	0.00–0.08	0.09–0.56	0.24–0.85	0.0–15	0–11	10–80
	7.1	8.5–13.7	72	91.7	34.6	0.03	0.29	0.43	3	4	40
1990 – 5	6.3–7.2	11.2	35–94	30.2–240.8	17.6–31.4	0.02–0.06	0.00–0.56	0.09–1.36	0.0–29	1–5	20–70
	6.8	5.1–11.9	72	101.0	24.6	0.04	0.32	0.49	10	3	44
1991 – 7	6.4–7.2	8.4	63–82	34.0–222.3	12.6–50.5	0.02–0.12	0.06–0.86	0.02–1.45	0.0–10	4–18	10–100
	6.8	7.8–8.9	72	81.9	32.3	0.06	0.45	0.54	4	9	47
1992 – 5	6.4–7.2	8.5	61–109	20.5–159.4	16.3–37.4	0.02–0.16	0.21–0.40	0.00–0.78	0.0–38	0–6	20–60
	6.8	8.4–13.1	87	73.0	24.7	0.05	0.33	0.46	13	3	46
		11.1									
2002 – 3	6.4–7.3	3.7–10.8	–	27.1–407.4	28.5–39.1	0.01–0.01	0.00–0.26	0.69–0.78	–	–	30–80
	6.8	7.2		174.6	33.6	0.01	0.13	0.73			53
2003 – 4	6.3–7.3	4.7–9.9	–	27.0–299.8	17.6–37.4	0.00–0.02	0.07–0.21	0.20–0.96	–	–	40–120
	6.6	8.2		125.8	27.9	0.01	0.15	0.68			78
2004 – 4	6.5–7.5	4.8–9.5	–	23.5–279.4	27.7–35.6	0.01–0.01	0.13–0.28	0.22–1.94	–	–	25–70
	6.9	7.2		134.9	31.1	0.01	0.21	0.83			46
2005 – 3	6.7–7.1	4.1–11.3	–	53.9–330.6	36.4–44.8	0.01–0.03	0.03–0.20	0.71–1.10	–	–	50–130
	6.8	8.0		156.4	41.2	0.02	0.12	0.93			100
2006 – 4	6.6–7.1	4.0–10.5	–	32.0–241.6	17.9–34.4	0.00–0.01	0.00–0.14	0.52–1.58	–	–	55–110
	6.8	8.0		100.3	27.7	0.00	0.07	0.95			76

Примечание: прочерк – отсутствие данных.

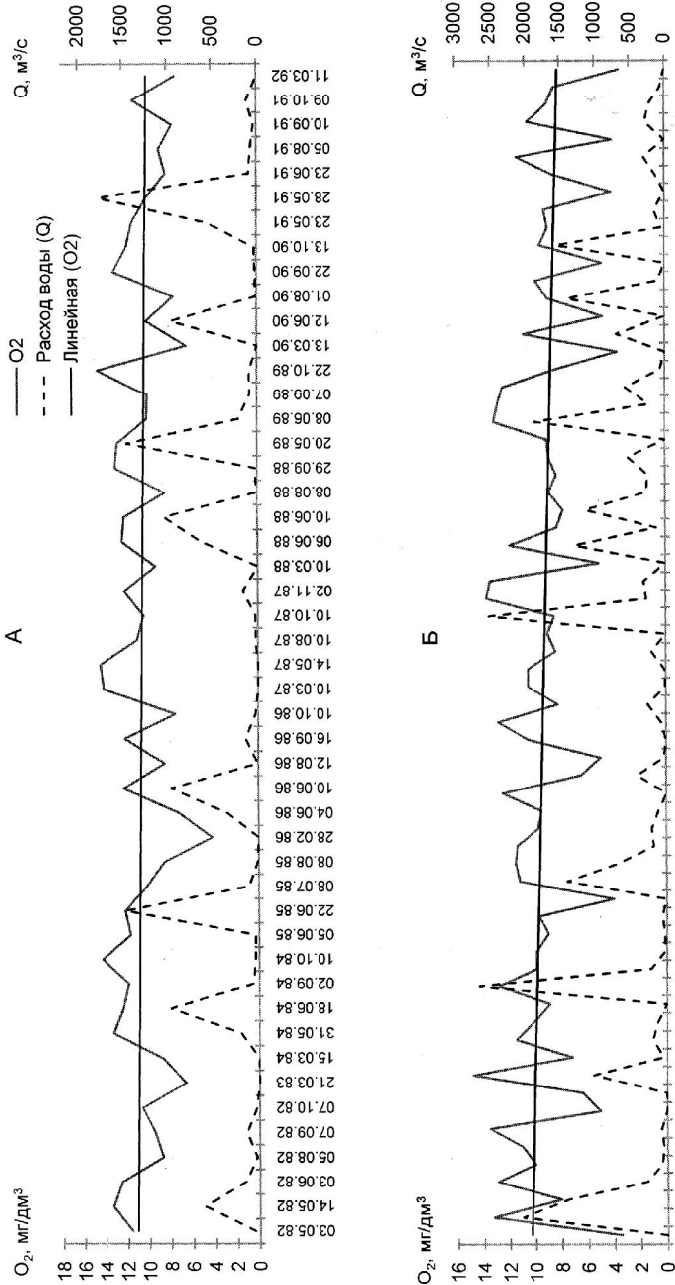


Рис. 5. Многолетняя динамика содержания растворенного кислорода в воде р. Колва. Здесь и в рис. 6–11, 13: А – в районе с. Хорей-Вер, Б – в районе с. Колва.

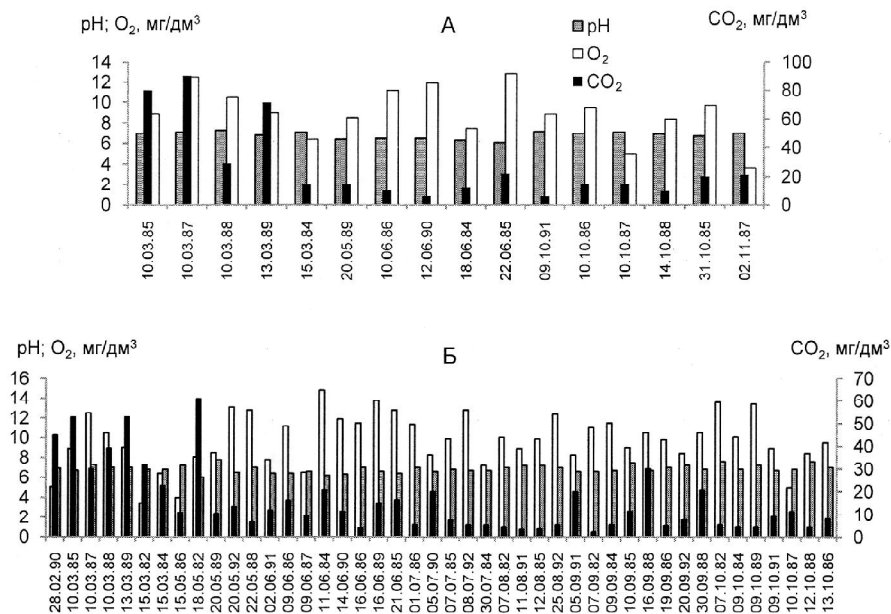


Рис. 6. Соотношение кислорода и диоксида углерода в воде р. Колва.

Пределы внутригодовых и внутрисезонных колебаний величины рН происходят более плавно, чем пределы изменения концентраций CO₂ и O₂. Реакция водной среды в верхнем (6.1–7.3) и нижнем (6.2–7.8) створах р. Колва изменяется от слабокислой до слабощелочной. Среднегодовые показатели рН в этих створах составляют 6.83 и 6.87 соответственно. Но, несмотря на это, подщелачивание среды чаще фиксируется в меженные периоды. Летом с повышением рН содержание CO₂ в воде резко снижается, поскольку низкий уровень воды и хорошая прогреваемость водных масс благоприятствуют развитию макрофитов и низших водных растений. Зимой, при тех же или более низких значениях рН и дефиците кислорода, наблюдается максимальное содержание диоксида углерода (рис. 7 А, Б). Слабокислая среда доминирует в весенний период, когда идет активное поступление гумусовых веществ с водосбора. Осенью картина взаимодействия составляющих газового режима и рН воды самая нестабильная, но наиболее распространено явление, когда с понижением рН содержание CO₂ увеличивается в связи с поступлением органических веществ с водосбора, а содержание кислорода несколько возрастает в результате резкого снижения температуры воды и турбулентного перемешивания водных масс (Власова, 1971).

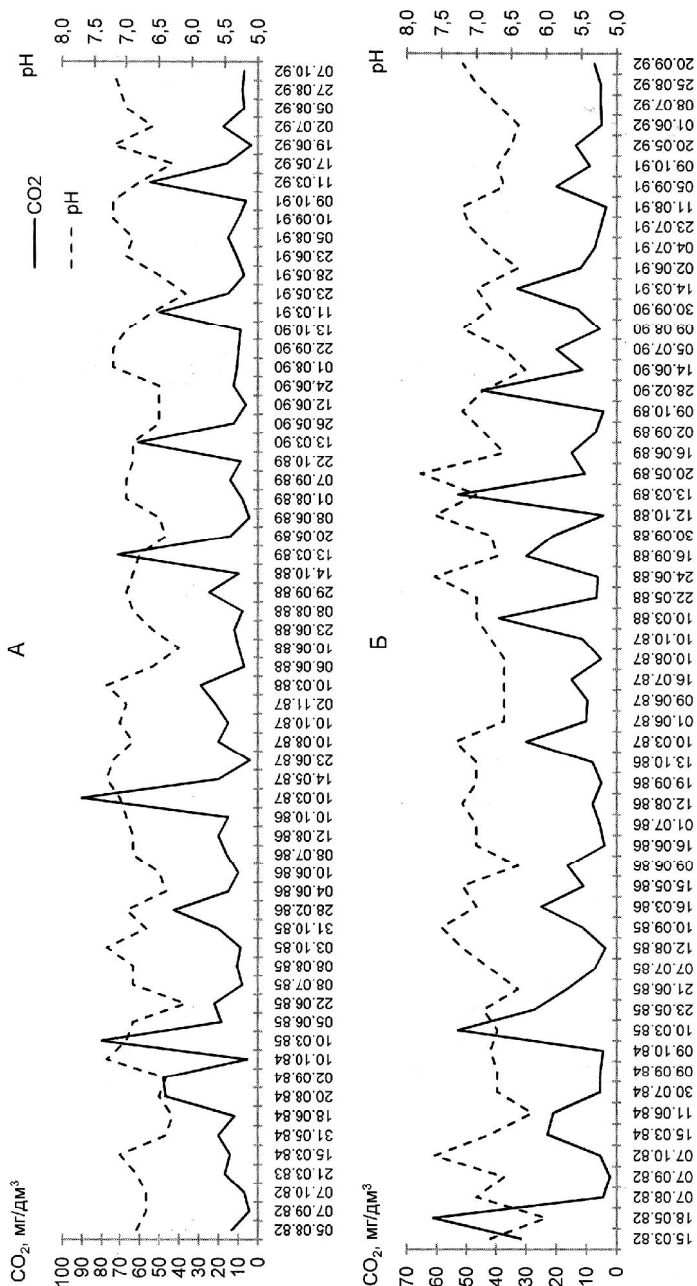


Рис. 7. Соотношение pH и диоксида углерода в водах р. Колва.

Ионный состав и минерализация воды. Многолетние наблюдения ЦГМС и проведенные на различных участках реки рекогносцировочные исследования свидетельствуют о том, что в период открытого русла минерализация воды в р. Колва варьирует от 20 до 183.8 мг/дм³ (табл. 3, 4). Низкая минерализация воды, наблюдаемая в период весеннего половодья, к концу зимней межени у с. Хорей-Вер может достигать 627.8 мг/дм³ за счет значительного повышения (до 424.1 г/дм³) концентрации гидрокарбонатных ионов (Государственный водный..., 1987). В подледный период в питании водотоков возрастает роль более минерализованных подземных вод, приуроченных к отложениям перми, триаса, юры и мела (Атлас Коми АССР, 1964). Аналогичную зависимость минерализации и соотношения главных ионов в поверхностной воде от химического состава подмерзлотных (подземных) вод наблюдали на реках Воркута (до 962 мг/дм³) и Лек-Воркута (до 866). При этом в воде этих рек существенно возрастала доля сульфатов (до 212.8 мг/дм³) и хлоридов (до 61.3) (Хохлова, 2002). В устье реки (с. Колва) минерализация воды в соответствующие периоды несколько ниже (зимой – до 407.4, летом – до 164.4 мг/дм³). По данным ЦГМС (2002), речные воды преимущественно имеют гидрокарбонатно-кальциевый состав, за редким исключением, когда в зимнюю межень концентрация ионов хлора возрастает до 115 мг/дм³. Повышенное содержание хлоридов (до 84.0 мг/дм³) и ионов натрия (до 30.0) обнаружено автором в период обследования р. Колва (см. рис. 1, створ 6) весной 2005 г. (табл. 4). Как правило, содержание ионов хлора в воде рек Республики Коми варьирует от 1.0 до 10.0 мг/дм³, с незначительными отклонениями в ту или иную сторону (Власова, 1988; Хохлова, Стенина, 2005). На данном участке реки определено сказывается влияние загрязненной воды, поступающей из руч. Безымянный-1 (см. рис. 1). Коренные, задернованные берега р. Колва и ветки ив, ниже впадения ручья, были покрыты пятнами мазута, песчаное дно у берега сильно заиленное. На поверхности воды имелись редкие пятна нефтяной пленки. Концентрация соответствующих ионов в устье ручья на момент обследования составила 2.03 и 1.03 г/дм³. Химический состав воды ручья будет рассмотрен ниже.

Органические вещества. Характерной особенностью химического состава водотоков Республики Коми, как и большинства рек северных регионов, является повышенное содержание органических веществ (ОВ). Обусловлено это избыточным увлажнением территории, вызванное дефицитом тепла, наличием болотных вод с высоким содержанием фульво- и гуминовых кислот, образующих лигнинно-протеиновый комплекс темно-окрашенных соединений. С поверхностным талым стоком, а при интенсивных паводках из торфов болот, заболоченных земель, лесной подстилки и почвенного

Таблица 4
**Концентрация растворенных газов, главные ионы и минерализация поверхностных вод
 в бассейне р. Колва, 2005 г.**

Место отбора проб	Дата	t°С	pH	Кислород		Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Сумма ионов	Электропроводность, $\mu\text{S}/\text{см}$	Химический состав	Взвешенные вещества, мг/дм ³
				мг/дм ³	% насыщения											
Низдзаль	14.06.05	9.0	7.1	10.1	86	9.50	0.18	56.7	13.6	3.70	8.10	0.67	92.5	112.2	H-Ca	65.0
Безымянный-2	14.06.05	17.3	7.6	9.33	95	84.0	4.60	119.4	52.1	9.80	31.2	1.62	302.8	402.0	H-Ca	8.3
Безымянный-1, верх	15.06.05	11.0	7.3	0.32	2.85	12339	85.0	218.8	1940	590.0	5400	83.0	20656	27130.0	Cl-Na	506.2
Безымянный-1, среднее течение	13.06.05	16.0	7.9	11.3	112	3004	25.0	110.2	509.0	177.0	1590	19.9	5435.1	8610.0	Cl-Na	237.4
Безымянный-1, устье	14.06.05	11.6	7.9	11.3	102	2033	17.0	124.1	394.0	119.0	1030	15.5	3732.6	5960.0	Cl-Na	191.2
Родник	13.06.05	10.0	6.8	8.08	70	44.0	0.39	206.1	56.4	10.6	19.3	1.94	338.7	389.0	H-Ca	785.3
Река Колва	14.06.05	14.9	7.1	9.65	93	84.0	0.18	43.0	20.6	5.30	30.0	0.81	183.8	277.7	H-Na	1284.6
Река Колва	02.07.04	16.5	7.1	8.80	88	2.0	3.30	12.1	8.6	1.77	2.45	0.38	30.6	59.3	H-Ca	

покрова в поверхностные стоки поступает большое количество водорастворимых органических веществ. Невысокие температуры воздуха и достаточно короткое лето приводят к низким скоростям разложения ОВ в воде, что ведет к их накоплению (Бреховских и др., 2003). Таким образом, физико-географические условия способствуют формированию высокого содержания как аллохтонного, связанного с гумусом почвенно-болотного происхождения, так и автотонного органического вещества в поверхностных водах северных регионов.

Наличие органического вещества в поверхностных водах определяется через косвенные показатели, а именно цветности, перманганатной (ПО) и бихроматной окисляемости (ХПК). Легко окисляемое органическое вещество определяется по биологическому потреблению кислорода (БПК₅). Образованию легкоокисляемого органического вещества способствуют внутриводоемные процессы, связанные с жизнедеятельностью гидробионтов и разложением растительных остатков, поступают они и с хозяйственно-бытовыми сточными водами. Наименьшее количество гумусового органического вещества в воде р. Колва приходится на периоды зимней межени, о чем свидетельствуют низкие показатели цветности воды (8–20°). Необъяснимо высокая цветность воды (120–130°) была зафиксирована зимой 1982 и 1983 гг. (см. табл. 3). В половодье или периоды осенних паводков, когда идет интенсивный сток с водосбора, цветность возрастает (до 141°), что характерно для рек Республики Коми (табл. 5). Поведение органического вещества, наиболее полно определяемого по бихроматной окисляемости (ХПК), не имеет четкой сезонной динамики. Так, высокие показатели ХПК были зарегистрированы осенью 1982 (132.2 мг/дм³) и зимой 1987 (62.5) гг. в районе с. Хорей-Вер. Задолго до крупной аварии 1994 г. повышенное содержание органического вещества (228.4 мг/дм³) обнаружено весной у с. Колва (см. табл. 3). Однако имеет место тенденция, которая заключается в возрастающем повышении концентрации органических веществ в половодье и осенние паводки и снижении содержания их в обоих створах в летнюю межень (рис. 8 А, Б). Перемешивание водной массы, положительные температуры, хорошее насыщение воды кислородом создают благоприятные условия для развития бактерий, способствующих минерализации органического вещества летом (Бреховских и др., 2003). В створе, расположенном выше по течению и подверженному меньшему антропогенному прессу, повышенные показатели ХПК фиксируются реже, чем в нижнем створе (см. табл. 4). Среднегодовое показатели (тренд) указывают на то, что значительных изменений в сторону возрастания концентрации органического вещества в воде р. Колва не наблюдается (рис. 8 А, Б). Незначительное превышение допустимых

Таблица 5
Биогенные, органические и загрязняющие вещества в воде водотоков бассейна р. Колва, июнь 2005 г.

Место отбора пробы	Si	Fe	P _{мин}	NH ₄	NO ₃	БПК ₅	Окисляемость		НП	Фенолы	Цветность, градусы	Микроэлементы							
							ПО	ХПК				Mn	Cu	Zn	Pb	Cd	Co	Ni	Al
ПДК _{фвзг} мг/дм ³	–	0.10	–	0.5	40	–	–	0.05	0.001	0.01	0.001	0.001	0.006	0.005	0.01	0.01	0.01	0.04	
Нидзель	8.2	0.87	0.08	0.30	0.01	1.55	5.40	18.0	0.01	5.80	140.0	32	8.0	11.3	<C _{мин}	0.18	н/о	1.6	100.0
Безымянный-2	6.6	2.48	0.04	0.27	0.02	2.02	3.30	18.0	0.05	4.80	144.8	700	4.2	6.3	<C _{мин}	н/о	1.32	2.7	45.0
Безымянный-1, верх.	21.6	2.0	0.08	12.8	0.00	0.32	19.2	80.0	1.40	98.0	101.2	850	6.0	7.6	<C _{мин}	н/о	н/о	–	70.0
Безымянный-1, среднее течение	7.1	0.82	0.05	1.50	0.12	2.57	9.20	28.0	0.08	7.60	91.0	940	5.1	6.3	<C _{мин}	н/о	1.10	1.3	44.0
Безымянный-1, устье	5.1	1.23	0.03	0.61	0.13	2.39	5.80	21.0	0.10	5.90	100.0	1280	4.9	6.0	н/о	<C _{мин}	1.42	1.2	62.0
Родник	8.4	5.10	0.02	0.23	0.01	2.68	2.75	16.0	0.03	2.21	65.1	790	6.0	10.3	<C _{мин}	н/о	3.20	6.1	200.0
Река Колва	3.7	1.86	0.02	0.17	0.01	1.38	4.20	14.0	0.03	6.00	95.8	230	8.0	13.7	<C _{мин}	0.32	1.11	2.9	360.0
Река Колва	7.0	0.98	0.05	0.52	0.03	1.46	11.1	27.6	0.08	11.1	141	90	3.4	6.1	6.1	0.84	0.70	3.4	

Примечание: ПО – перманганатная окисляемость; ХПК – бихроматная окисляемость; НП – нефтепродукты, н/о – не определяли.

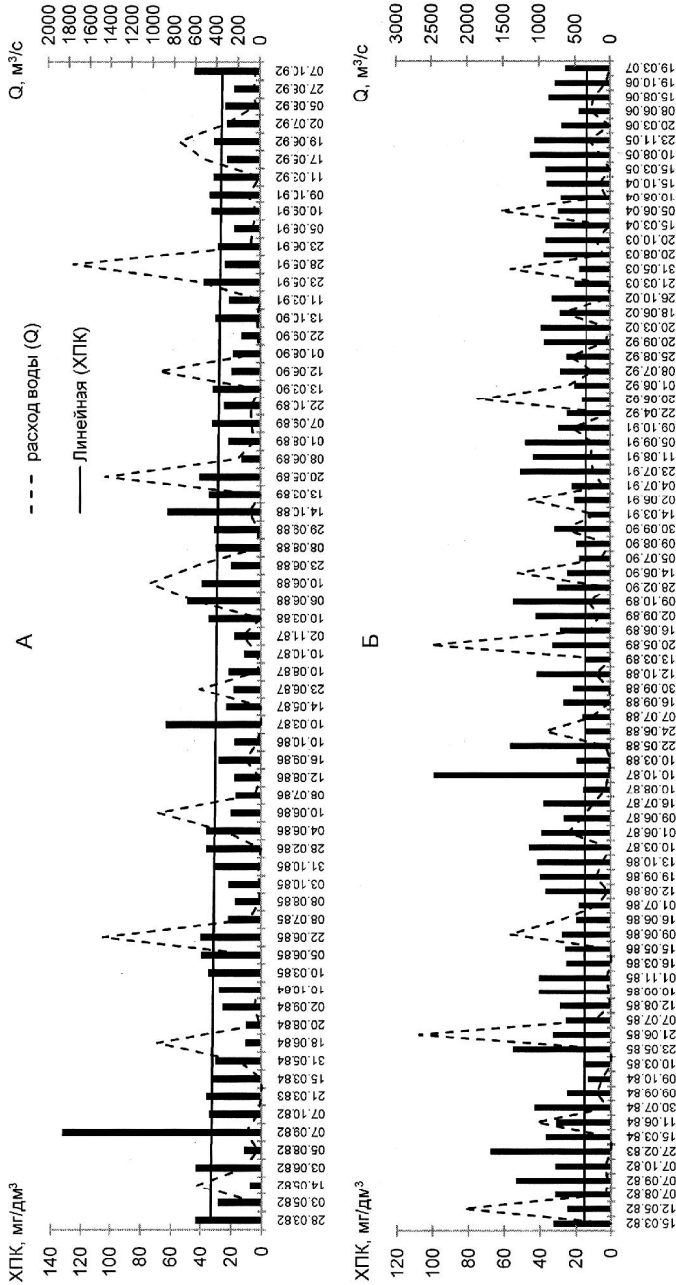


Рис. 8. Многолетняя динамика содержания органических веществ в воде р. Колва.

нормативов по биологическому потреблению кислорода (БПК₅) в 1.5–3.2 раза наблюдается редко (Государственный водный..., 1986, 1987).

Биогенные вещества имеют первостепенное значение в развитии водных растительных организмов и, следовательно, в создании первичной продукции в водоемах и водотоках (Винберг, 1960; Драбкова, 1986). Ход биологического продуцирования в существенной степени зависит от развития фитопланктона (Винберг, 1975; Бульон, 1983). Повышенный интерес к изучению поведения соединений азота и фосфора вызван также тем, что они служат показателями загрязненности природных вод, тем более, что азотные соединения в больших концентрациях обладают токсичностью. К числу биогенных соединений, распространенных и определяемых в водотоках бассейна р. Колва, относятся аммонийный азот и железо общее, в меньшей степени соединения фосфора, так как они не имеют широкого и массового распространения в водотоках Республики Коми в больших количествах (Власова, 1988; Хохлова, 1997, 2002).

Режимные наблюдения за качеством воды р. Колва и обследование ее левобережной части свидетельствуют, что концентрация аммонийного азота находится в пределах 0.05–1.05 мг/дм³ в районе с. Хорей-Вер и от 0.09 до 2.02 мг/дм³ у с. Колва (см. табл. 3, 5). В нижнем створе реки превышение предельно допустимых норм для рыбохозяйственных водоемов в 1.1–5.2 раза наблюдается чаще (в 28% случаев), чем в створе, расположенном выше по течению (в 19%). Изменение концентрации аммонийного азота в воде р. Колва не зависит ни от расходов воды, ни от сезонов, поскольку в каждом сезоне наблюдается значительное колебание его концентрации в обоих створах (рис. 9 А, Б). Трудно утверждать, что аммонийный азот – один из главных загрязнителей воды р. Колва, поскольку на протяжении многих лет до активного развития нефтедобывающей промышленности в регионе и после участвовавших аварийных ситуаций на нефтепроводах серьезных изменений в сторону возрастания концентрации NH₄ в поверхностных водах не наблюдается. Напротив, тренд, построенный на базе обобщенных данных Сыктывкарского ЦГМС, показывает тенденцию к снижению этого компонента в воде р. Колва, в том числе и в последние годы (рис. 9 Б).

Содержание соединений железа в воде р. Колва так же динамично, как и в других водотоках и водоемах Республики Коми, водосбор которых заболочен. В течение гидрологического года концентрация их варьирует от 0.04 до 3.44 мг/дм³ в верхнем по течению реки створе и от 0.02 до 2.09 – в устье. Отсутствие соединений железа в воде р. Колва наблюдается очень редко. Специфика северных рек заключается в том, что соединения железа практически всегда содержатся в концентрациях, превышающих предельно до-

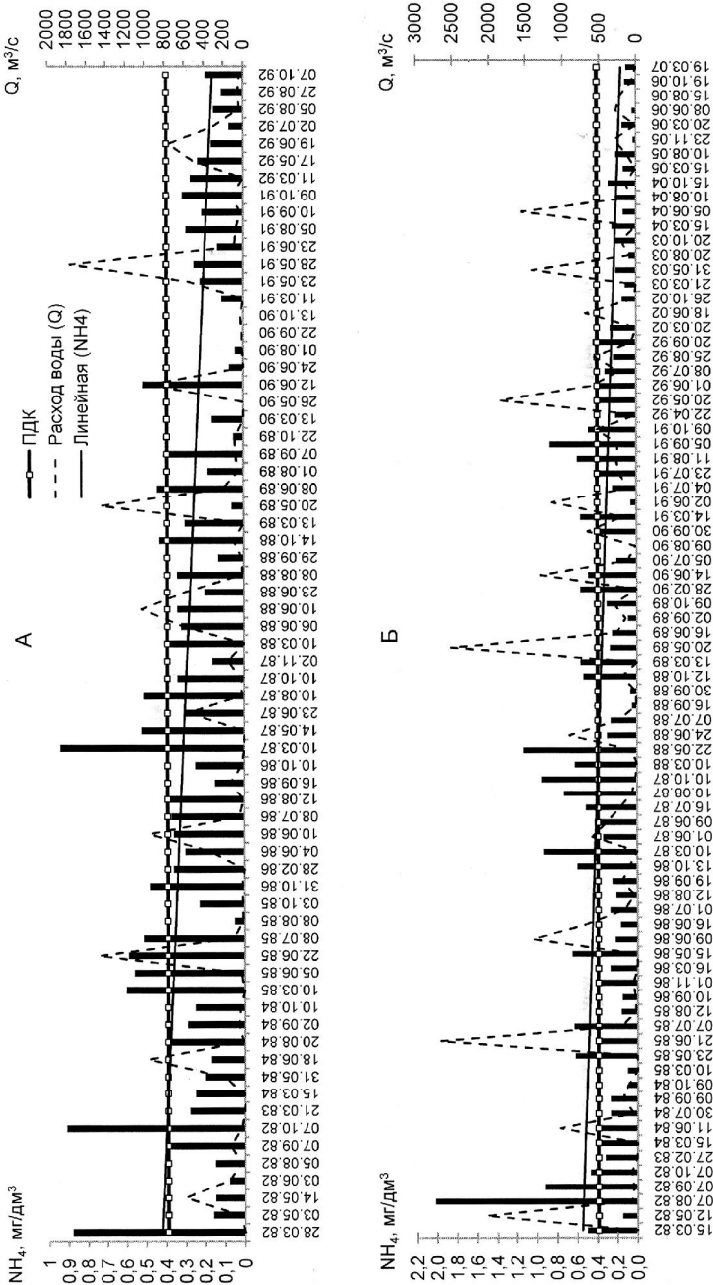


Рис. 9. Многолетняя динамика концентрации аммонийного азота в воде р. Колва.

пустимые концентрации для рыбохозяйственных водоемов ($\text{ПДК}_{\text{рбхз}} = 0.1 \text{ мг/дм}^3$) (Перечень..., 1999). Самые высокие концентрации соединений железа наиболее часто наблюдаются в подледный период (рис. 10 А, Б). Изредка повышение содержания соединений железа (до $15 \text{ ПДК}_{\text{рбхз}}$) происходит и летом. Линия тренда показывает, что в верхнем створе реки (с. Хорей-Вер) наблюдается тенденция к снижению среднегодовой концентрации железа, в то время как в нижнем (с. Колва) линия тренда идет вверх. Поступление соединений железа в поверхностные воды в процессе дренирования заболоченных участков водосборов действительно является одним из основных факторов. Как свидетельствуют полученные данные, соединения железа в реки могут поступать с родниковыми водами (см. табл. 5). Однако высокая динамичность соединений железа в поверхностных водах заключается в сравнительной легкости перехода его из закисного состояния в окисное и обратно. Наиболее благоприятными условиями для накопления растворенных в воде соединений железа являются дефицит кислорода и кислая реакция среды. В анаэробных условиях железо легко переходит в форму растворимых в воде закисных углекислых соединений, достигая порой очень высоких концентраций. Попадая в кислородную зону, соединения железа вновь окисляются и выпадают из раствора в виде гидратов окиси, обогащая железом поверхностные слои ила (Кузнецов, 1952).

Содержание минерального фосфора, активно используемого фотосинтезирующими планктонными организмами, было невысоким ($0.005\text{--}0.010 \text{ мг/дм}^3$), нередко наблюдалось его отсутствие, зафиксированное во все фазы гидрологического года (см. табл. 4).

Развитие нефтедобывающей промышленности, а также протянувшийся вдоль реки и неоднократно пересекающий р. Колва нефтепровод, на котором произошли аварийные ситуации, вызывают серьезную тревогу на предмет загрязнения поверхностных вод углеводородами. Действительно, после крупной аварии 1994 г. р. Колва была загрязнена на протяжении $30\text{--}40 \text{ км}$ по всей ширине ($100\text{--}150 \text{ м}$). Береговая растительность и кустарники покрылись слоем мазута, сплошной слой нефтяной пленки доходил до 15 см . На тот момент загрязнение нефтепродуктами зафиксировали на реках Уса (около 21 км) и Печора, где нефтяная пленка шириной до 250 м тянулась от с. Усть-Уса до с. Щельябож. Согласно данным, полученным в послеаварийный период, в поверхностном слое воды р. Колва концентрация нефтепродуктов превысила предельно-допустимые нормы в 170 , в придонном слое воды – в 1000 раз (ноябрь, 1994 г.) (Баренбойм и др., 2000). Исследованиями 1995 г. были выявлены нефтяные пятна на берегах р. Колва и осевшая нефть на растущих вдоль реки деревьях. Однако концентрация растворенных в воде

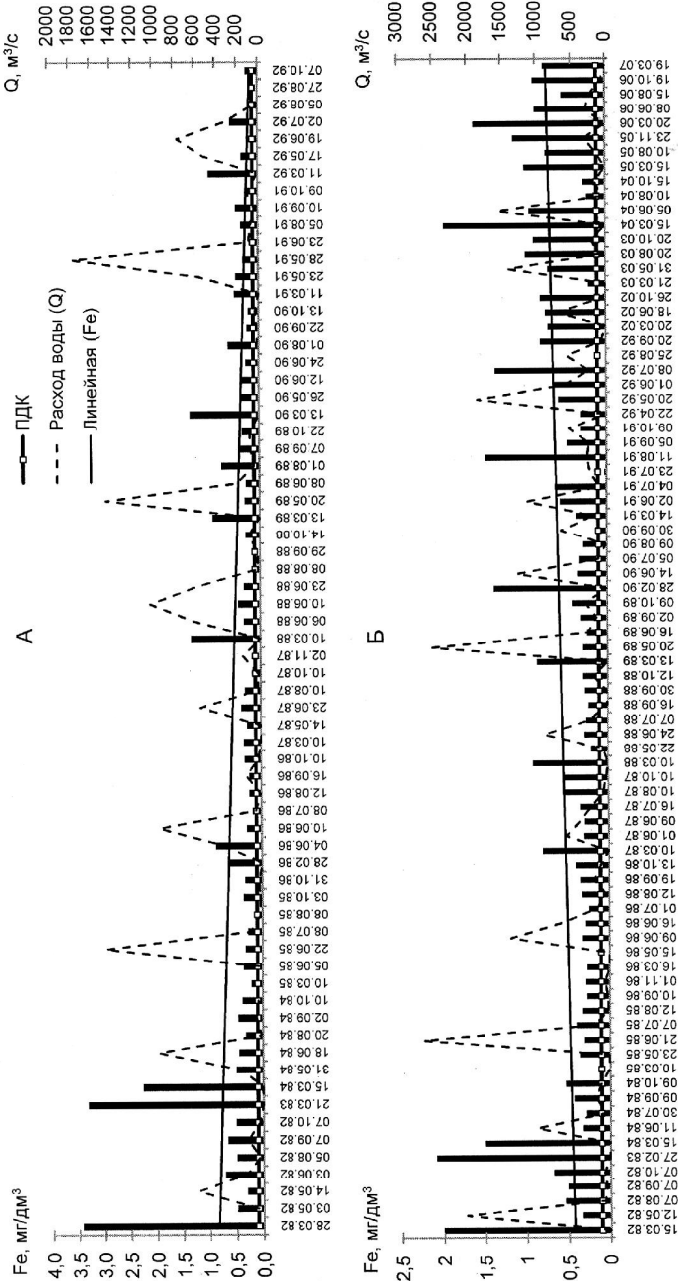


Рис. 10. Многолетняя динамика концентрации соединений железа в воде р. Когва.

р. Колва нефтяных углеводородов не превышала 0.06 мг/дм^3 , что составляет $1.5 \text{ ПДК}_{\text{рбхз}}$. Минимальные количества нефтепродуктов обнаружены и в 1997 г. Благодаря быстрому течению реки углеводородные фракции переносятся в реки Уса и Печора, в воде которых концентрация нефтепродуктов превысила ПДК в 7.4 и 2.5 раза соответственно (Лукин и др., 2000). Результаты режимных наблюдений, проводимых ЦГМС, свидетельствуют, что превышение предельно допустимых норм по нефтепродуктам (НП) (0.05 мг/дм^3) в воде р. Колва наблюдается довольно часто (рис. 11 А, Б). В створе с. Хорей-Вер это превышение зафиксировано в 58%, а в устье (с. Колва) в 37% всех проанализированных проб. Однако наличие нефтяных углеводородов в воде р. Колва носит нестабильный характер, а значительное превышение предельно допустимых норм (до $60\text{--}72 \text{ ПДК}_{\text{рбхз}}$) встречается в единичных случаях (см. табл. 3). Линия тренда указывает тенденцию снижения содержания нефтепродуктов в воде р. Колва, особенно заметную в 2002–2006 гг. (рис. 11 А, Б). Низкое содержание нефтяных углеводородов объясняется, прежде всего, тем, что они практически не растворяются в воде: легкие фракции их испаряются, тяжелые – откладываются и могут накапливаться на дне (Сафаров и др., 2005). Кроме того, в реках с большими скоростями течения высокие концентрации нефтяных углеводородов не задерживаются и могут быть зафиксированы только непосредственно после аварии на нефтепроводе (рис. 12).

Единственная возможность для определения степени загрязненности водотоков нефтепродуктами – это изучение донных отложений, что очень затруднительно, особенно в глубоких реках, имеющих быстрое течение. Однако исследования донных отложений на акваториях рек Уса и Колва выявили НП, в концентрациях ниже принятого среднего фонового значения для донных отложений (20 мкг/г). Повышенные концентрации нефтепродуктов в донных отложениях были зафиксированы в приустьевой и дельтовой частях р. Печора (360 и 1250 мкг/г). Объясняется это тем, что донные отложения акваторий Усы и Колвы представлены мелким и заиленным песком, и скорость течения на этих участках рек, достигающая 0.5 м/с , способствует сносу тонкодисперсных частиц НП из этих районов и аккумуляции их на более спокойных, застойных участках приустьевой и дельтовой части р. Печора (Лукин и др., 2000).

Среди органических веществ природного происхождения фенолы занимают одно из ведущих мест как загрязняющий компонент, поскольку очень часто содержание их в поверхностных водах республики превышает $\text{ПДК}_{\text{рбхз}}$ (1 мкг/дм^3). За рассматриваемый период с 1982 по 1992 г. концентрация их изменялась от 2 до 110 мкг/дм^3 (см. табл. 3). В настоящее время контроль за содержанием фенолов

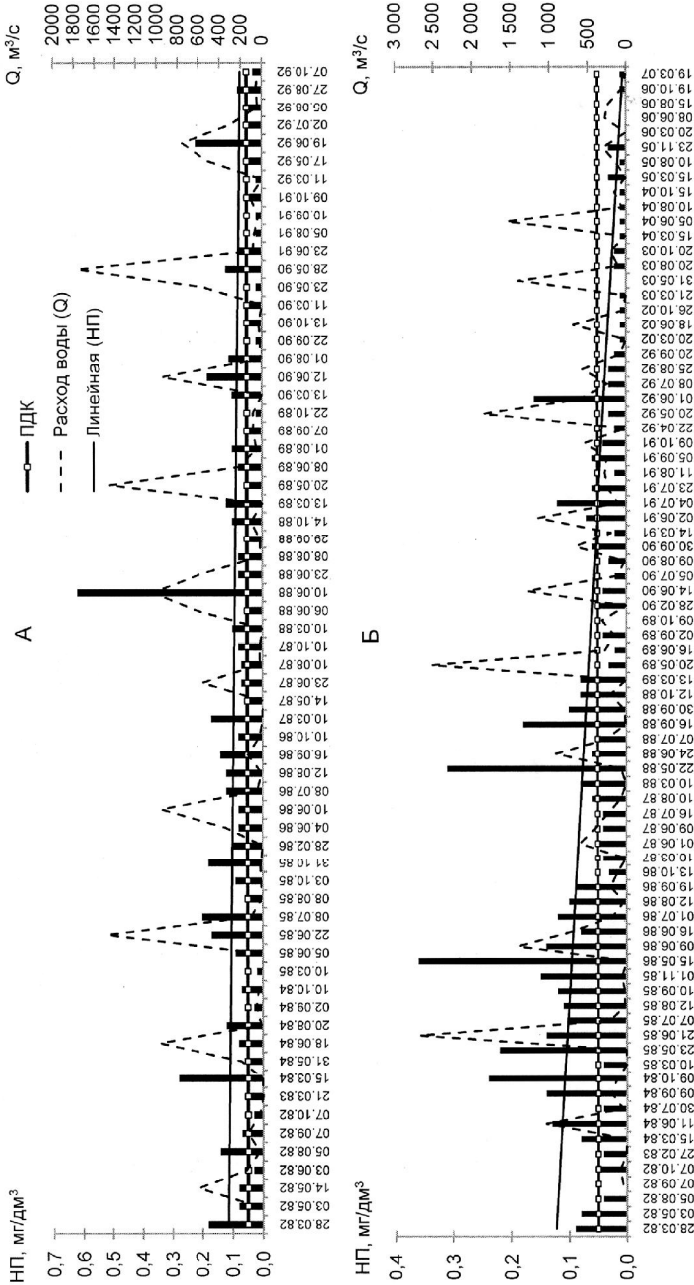


Рис. 11. Многолетняя динамика содержания нефтепродуктов в воде р. Колва.

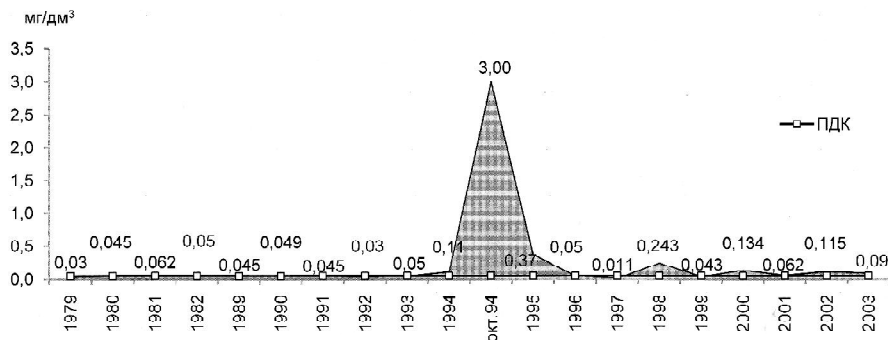


Рис. 12. Содержание нефтепродуктов в воде р. Колва (в районе с. Колва) по данным ФГПУ «Комимелиоводхозпроект».

в поверхностных водах в системе ЦГМС не проводится, но контрольные измерения, проведенные в период рекогносцировочных исследований р. Колва, показали превышение ПДК_{рбхз} по фенолам в 6–11 раз (см. табл. 5). Сезонная динамика содержания фенолов в воде р. Колва не прослеживается, но максимальные концентрации наблюдаются чаще весной, когда талые воды с заболоченного водосбора поступают в водотоки и водоемы. Линия тренда свидетельствует, что значительных изменений в сторону уменьшения или увеличения концентрации фенолов в воде р. Колва не прослеживается (рис. 13 А, Б).

Микроэлементы. Результаты наблюдений в системе ЦГМС, осуществляемые в 1989–1992 гг. и в настоящее время (2002–2006 гг.), свидетельствуют, что содержание соединений меди практически всегда превышает ПДК_{рбхз} в 2–52 раза (Государственный водный кадастр..., 1989–1992). В период полевых исследований в 2004 и 2005 гг. содержание соединений меди в воде р. Колва превысило ПДК_{рбхз} в 3,4–8,0 раз. Помимо меди превышение предельно допустимых концентраций было зафиксировано по марганцу (в 9–23 раза), цинку (в 1,4) и алюминию (в девять раз) (см. табл. 5).

Малые водотоки. Река Колва принимает бесчисленное количество ручьев разных размеров. С того времени, как на рассматриваемой территории получила развитие нефтегазодобывающая промышленность, многие из них стали аккумуляторами загрязняющих веществ и, как следствие, источниками загрязнения реки. В связи с этим в последние годы изучению малых притоков р. Колва стало уделяться достаточно много внимания. Исследования показали, что левобережные притоки р. Колва по химическому составу различаются между собой и от основного русла.

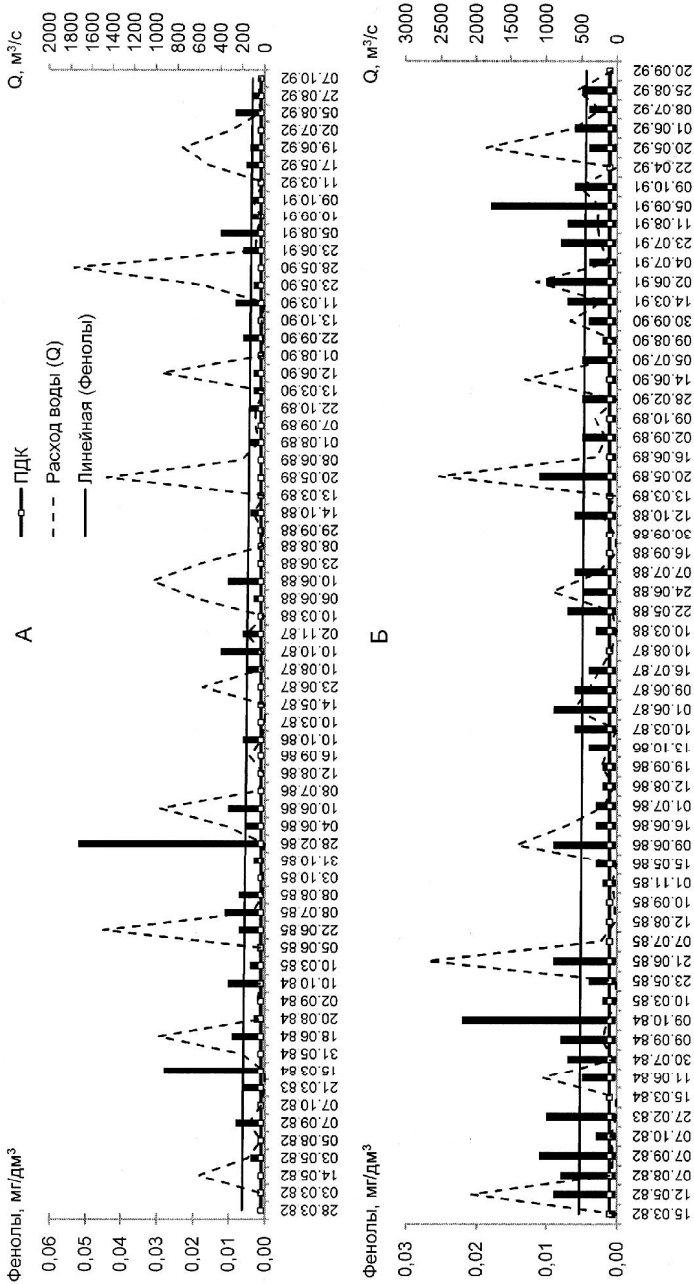


Рис. 13. Многолетняя динамика концентрации фенолов в воде р. Колва.

Среди трех обследованных в 2005 г. притоков р. Колва выше всех по течению расположен руч. Ниедзьель (см. рис. 1). В створе (1), где обследовался ручей, следов поступления загрязняющих компонентов не наблюдалось. Ручей представляет собой типичный лесной водоток шириной от 0.7 до 1.5 м, глубиной около 0.7 м с чистой, прозрачной водой буроватого цвета. Дно каменисто-галечное, не заиленное. Берега обрывистые, высотой до 1–1.2 м, у уреза воды – осоковые, на водосборе – смешанный лес. По химическому составу вода в этом ручье имеет близкий для данного региона условно чистый характер, поскольку минерализация воды (92.5 мг/дм^3) при электропроводности 112.2 мкСм/см была самой низкой среди обследованных в тот же период других водотоков (см. табл. 3). Среди главных ионов доминировали гидрокарбонатные анионы и катионы кальция. При температуре $9.0 \text{ }^\circ\text{C}$ насыщение воды растворенным кислородом составило 86%, рН равнялся 7.1.

В группе органических веществ доминировали гумусовые органические вещества, вымываемые из лесной подстилки, о чем свидетельствует достаточно высокая цветность воды (140°). Перманганатная и бихроматная окисляемость составила 540 и 18.0 мг/дм^3 соответственно. Концентрация фенолов превысила предельно допустимые нормы в 5.8 раза, но такое превышение имеет естественную природу, так как водотоки, пересекающие заболоченные территории или леса, как правило, характеризуются повышенным содержанием фенолов. Нефтяные углеводороды практически отсутствовали (см. табл. 5).

Невысоким было содержание таких биогенных веществ, как минеральный фосфор (0.08 мг/дм^3), азот аммонийный (0.30) и нитраты (0.01). Превышение предельно допустимых концентраций зафиксировано по соединениям железа (8.7), меди (8), марганца (3.2), алюминия (2.5) и цинка (в 1.1 раз). Отмечены минимальные количества кадмия и никеля, а свинец и кобальт отсутствовали (см. табл. 4).

Ручей Безымянный-2 обследован в устье (створ 2), поэтому не исключено аккумулятивное загрязнение компонентов с водосбора. По размерам он также небольшой: ширина 0.5–1.0 м, глубина 0.15–0.20 м. Берега высокие, обрывистые, подмытые, песчано-задернованные. Дно каменисто-галечное с наносами песка. На водосборе – смешанный лес. Вода чистая, прозрачная, буроватого цвета, покрыта пятнами радужной железистой пленки.

В руч. Безымянный-2 зафиксирована более высокая минерализация воды (до 302.8 мг/дм^3), чем в руч. Ниедзьель. Среди главных ионов в воде доминировали гидрокарбонатные ионы и катионы кальция, но в сравнении с рассмотренным выше водотоком в его составе существенно возросла доля ионов хлора (84.0 мг/дм^3) и натрия (31.2)

(см. табл. 4). Вода характеризовалась слабощелочной реакцией воды ($\text{pH} = 7.6$) и благоприятным насыщением растворенным кислородом (95%). Концентрация взвешенных веществ была низкой и составила 8.3 мг/дм^3 .

По количеству растворенного органического вещества в воде ручьи Безымянный-2 и Ниедзьель практически не отличались. Цветность воды (145°) в руч. Безымянный-2 была на том же уровне, что и в руч. Ниедзьель, перманганатная и бихроматная окисляемость составили 3.30 и 18 мг/дм^3 соответственно. Содержание легкоокисляемого органического вещества, определяемого по БПК₅, в воде обоих ручьев невысокое (1.55 и 2.02 мг/дм^3). Сходная картина наблюдалась и по биогенным элементам: невысокими были концентрации минерального фосфора (0.04), аммонийного азота (0.27) и нитратов (0.02 мг/дм^3). При этом концентрация соединений железа в воде руч. Безымянный-2 была выше и превысила предельно допустимые для рыбохозяйственных водоемов нормы в 24.8 раза. На порядок выше зафиксировано содержание соединений марганца, концентрация которого составила 700 мкг/дм^3 (или $70 \text{ ПДК}_{\text{рбхв}}$). Содержание соединений меди (4.2 мкг/дм^3), цинка (6.3) и алюминия (45.0) было в два раза ниже, чем в руч. Ниедзьель.

Заметное изменение химического состава воды наблюдалось в руч. Безымянный-1, на водосборе которого сосредоточены предприятия нефтедобывающей промышленности. Ручей Безымянный-1 обследовался в трех створах. В верхнем створе – это небольшой извилистый ручеек, шириной $0.7\text{--}1.0$ м и глубиной около 0.5 м. По берегу осока, ивняки, смешанный лес. Быстрое течение сменяется тихими заводьями, в которых сконцентрированы нефтяные пятна. Вода мутная, серого цвета, имела гнилостный запах и слабый запах сероводорода. В среднем течении вода визуально чистая, прозрачная, буроватого цвета. Берега высокие до $2\text{--}2.5$ м, песчаные, подмываемые. Ширина – до 1.5 м, глубина – от 0.3 до 0.7 м. Дно песчано-галечное, заиленное. На поверхности воды – редкие пятна нефтепродуктов. В нижнем створе вода в ручье также визуально чистая, прозрачная, буроватого цвета, но на вид и ощупь маслянистая. Ширина ручья – до $3\text{--}4$ м, глубина – $0.2\text{--}0.6$ м. Дно каменисто-галечное с наносами песка, заиленное. Берега песчаные, обрывистые, покрыты пятнами нефти и мазута.

В сравнении с ручьями Ниедзьель (92.5 мг/дм^3) и Безымянный-2 (302.8) в воде руч. Безымянный-1 (створ 3) сумма главных ионов возросла до $3733\text{--}20656 \text{ мг/дм}^3$ (или $3.7\text{--}20.7 \text{ г/дм}^3$). Снижение минерализации воды наблюдалось от верховий к устью. Среди главных ионов доминировали катионы натрия (до 5.4 г/дм^3) и анионы хлора (до 12.3), в то время как в рассмотренных выше ручьях вода имела гидрокарбонатно-кальциевый состав. Одной из

причин существенного, совершенно не характерного для поверхностных вод севера, повышения минерализации и трансформации химического состава могло быть поступление пластовых вод при аварийном разливе. Помимо этого, в верхнем створе ручья наблюдалось повышенное содержание органических веществ, в том числе загрязняющих. Об этом свидетельствуют очень низкое содержание растворенного в воде кислорода (2.85%) и более высокие в сравнении с рассмотренными выше водотоками показатели перманганатной (19.2) и бихроматной (80.0 мг/дм³) окисляемости. Концентрация нефтепродуктов превысила ПДК_{рбхз} в 28, фенолов – в 98 раз. Зафиксировано также достаточно высокое содержание аммонийного азота – 12.8 мг/дм³, или 33 ПДК_{рбхз}.

Благодаря процессам самоочищения, разбавлению водами, поступающими с многочисленными ручьями, а также из родников, в створах, расположенных ниже по течению, значения всех показателей качественного состояния воды в руч. Безымянный-1 (створы 4 и 5) улучшились, а содержание растворенного в воде кислорода повысилось до 102–112%. Содержание общего железа превышало предельно допустимые для рыбохозяйственных водоемов нормы во всех створах (в 8.2–12.3 раза). Концентрация аммонийного азота была ниже, чем в воде ручьев, рассмотренных выше, но превышала ПДК_{рбхз} (см. табл. 5).

По содержанию микроэлементов в воде руч. Безымянный-1 наблюдалась картина аналогичная ручьям Ниедзьель и Безымянный-2. Цинк, свинец, кадмий, кобальт, никель практически отсутствовали. Высокое превышение ПДК_{рбхз} зафиксировано по меди (в 4.9) и марганцу (до 128 раз) (см. табл. 3).

Изменение химического состава воды в сторону возрастания минерализации и ухудшение качественного состояния наблюдалось в руч. Воргаель, мониторинг которого проводился ОАО «Нефтяная компания «КомитЭК»» с 1997 по 2001 г. в рамках выполнения проекта «Изучение влияния гидрозатворов на рыбные запасы р. Колва». Результаты этого мониторинга свидетельствуют, что концентрация ионов хлора в воде руч. Воргаель варьировала в очень широких пределах (от 3.48 до 26396 мг/дм³). Превышение содержания хлоридов в воде ручья за эти годы наблюдалось в 39% случаев и в среднем составило 2.18 ПДК_{рбхз}. Изменение концентрации нефтепродуктов варьировало от 0.002 до 0.7 мг/дм³, что превысило предельно допустимые для рыбохозяйственных водоемов нормы в 14 раз. Максимальное содержание взвешенных веществ было на уровне 160 мг/дм³, что превышает среднестатистические для данного региона показатели в четыре-пять раз. Пиковые концентрации (до 7.26 мг/дм³) зарегистрированы по соединениям железа. Значительное повышение содержания железа может быть обусловлено попа-

данием загрязненных стоков или пластовых вод с нефтедобывающих объектов, в которых оно содержится (Баренбойм и др., 2000). Но возрастание концентрации железа до таких пределов отмечалось и в условно чистых водотоках тундры и обусловлено оно было застойными явлениями, понижением до кислого рН и дефицитом кислорода (Хохлова, Лешко, 2002).

Наличие высоких концентраций нефтепродуктов в послеварийный период 1994 г. было зафиксировано в воде руч. Пальник-шор (50 ПДК_{рбхз}), рек Бадью (22.6) и Хатаяха (28) (Лукин и др., 2000).

Значительное возрастание минерализации (403.0–2090 мг/дм³) при хлоридно-натриевом составе, а также насыщение воды органическими веществами (ХПК = 180.7 мг/дм³) наблюдалось в воде руч. Пальник-шор в 1995–1996 гг. Содержание нефтяных углеводородов в воде ручья в этот же период составило 2.4–10.8 ПДК_{рбхз} (Баренбойм и др., 2000).

Общеизвестно, что формирование химического состава воды идет в условиях взаимодействия целой совокупности разнообразных процессов: литологических, климатических, гидрологических, химических, биологических и других, протекающих во времени как на водосборной площади, так и в самом водоеме. Однако в каждом конкретном случае какой-то фактор или факторы являются доминирующими. В формировании химического состава воды рассматриваемого региона существенную роль играют поверхностные осадки, заболоченность региона и вечная мерзлота. Анализ режимных наблюдений и проведенных гидрохимических исследований показывает, что в р. Колва многие годы в периоды открытого русла реки наблюдается небольшой недостаток растворенного в воде кислорода (менее 100%), вызванный биохимическими процессами, протекающими внутри водоема. К концу подледного периода содержание кислорода снижается до 60–28%. Низкий уровень растворенного в воде кислорода чаще наблюдается в нижнем створе реки, где сосредоточены предприятия топливно-энергетической промышленности. Видимо, в данном случае кислород расходуется не только на окисление гумусового органического вещества, которыми обогащены поверхностные воды нашего региона, но и на окисление органических веществ, возникающих в результате разложения углеводородных фракций. Концентрация диоксида углерода находится в обратной зависимости от содержания кислорода. Зимой, когда содержание кислорода в воде падает до минимума, количество CO₂ достигает максимальных величин. Реакция поверхностных вод (рН) изменяется от 6.0 до 7.8. Подкисление воды идет в период половодья, когда наблюдается самая низкая минерализация и повышенное содержание органических веществ, поступающих с водосбора.

Среднегодовые показатели минерализации воды в течение длительного времени варьируют в пределах 78.2–195.3 (с. Хорей-Вер) и 73.5–174.6 мг/дм³ (с. Колва), находясь в зависимости прежде всего от расходов воды. Среди главных ионов доминируют гидрокарбонатные анионы и катионы кальция. Трансформация химического состава воды в реке под воздействием антропогенного фактора носит локальный характер и проявляется в изменении соотношения главных ионов. В нижнем створе реки (с. Колва) в послеаварийный период зафиксированы случаи повышения концентрации ионов хлора и натрия.

Превышение предельно допустимых норм для рыбохозяйственных водоемов по соединениям железа, марганца и меди обусловлено природными факторами, поскольку в формировании химического состава поверхностных вод рассматриваемого региона значительную роль играют болотные воды, а также подпитывающие их многочисленные ручейки и родники.

Заметное изменение качества воды р. Колва проявляется в повышении бихроматной окисляемости – одного из показателей, указывающего на наличие органического загрязнения, вызванное разложением нефтяных углеводородов, которые концентрируются в донных отложениях. В результате неоднократных порывов на нефтепроводе наблюдалось загрязнение на водосборе, на поверхности воды в виде пленки, нефтяных частиц, сгустков и комков. Однако повышенные и экстремально высокие концентрации растворенных форм нефтепродуктов в толще воды обнаруживаются редко, преимущественно сразу после аварий.

Наибольшую трансформацию химического состава воды испытывают ручьи Безымянный-1 и Воргаель. Об этом свидетельствуют значительное повышение минерализации, изменение соотношения главных ионов в сторону возрастания ионов хлора и натрия, насыщение воды аммонийным азотом и органическими веществами, в том числе загрязняющими. В местах наибольшего загрязнения водотоков даже в период открытого русла водотоков наблюдается снижение, а иногда и отсутствие, растворенного в воде кислорода.

Глава 5. ЗООПЛАНКТОН

5.1. Состав и количественные характеристики зоопланктона в реке Колва

Современные сообщества гидробионтов большинства европейских рек в течение столетий формировались под влиянием человеческой деятельности. Реки Усинского бассейна еще во второй половине прошлого столетия были слабо освоены людьми, и развитие их экосистем до 80-х гг. XX в. обуславливалось факторами природного происхождения. В период до промышленного освоения ее водосбора р. Колва характеризовалась бедностью планктонной части сообщества. В 1950-е гг. в составе зоопланктона выявили лишь 15 видов коловраток (*Rotifera*) и ракообразных (*Crustacea*). За счет изучения бентосных проб к списку планктонных форм добавились еще 13 видов ветвистоусых раков (*Cladocera*), факультативных зоопланктеров (Попова, 1962). Коловраточный планктон исчислялся лишь двумя видами. Распределение численности зоопланктона в реке происходило неравномерно: в русле ее значения не превышали 1 тыс. экз./м³, а в среднем составляли в три раза меньшие величины; относительно богатый в количественном отношении животный планктон сосредотачивался в единственной обследованной курье у с. Колва (Попова, 1962). Список видов планктонных беспозвоночных, выявленных ранними исследованиями (1991–1993 гг.) в р. Уса и ее притоках, оказался гораздо более богатым в основном за счет коловраток, которые по числу видов не уступали ракообразным в самой Усе и в одном из притоков – р. Воркута. Последняя являлась исключением из всех обследованных рек, так как испытывала влияние города и его промышленной зоны. Развитие зоопланктона в русле этой реки связывалось с воздействием антропогенного загрязнения (Барановская, 1995).

Таким образом, «нормальное», т.е. свободное от влияния антропогенного загрязнения, сообщество р. Колва являлось в летний период обедненным как по числу видов, так и по обилию организмов. Хотя скорости течения в водотоке в летнее время были на большем его протяжении ниже критических даже для развития

лимнического планктона (Дубовская, 2009), его бедности способствовали слабое развитие поймы, водной и околоводной растительности, низкое меандрирование русла, заболоченность водосбора.

С 1995 по 2007 г. в р. Колва зарегистрировано 83 вида и форм коловраток, относящихся к 18 семействам, и 48 видов и форм ракообразных, относящихся к 10 семействам (табл. 6).

В зоогеографическом отношении планктонная фауна реки являлась обычной для региона, расположенного на севере таежной зоны. В ней преобладали широко распространенные пльуризональные и характерные для умеренного пояса (бореальные) таксоны. Только среди калянид (Calaniformes) присутствовали арктические виды, в Европе южнее не распространенные, – *Arctodiaptomus wierzejskii*, *A. (Rhabdodiaptomus) acutilobatus* и *Hetercope borealis*. Последний вид впервые был отмечен нами для р. Колва и бассейна р. Уса.

В период наших исследований состав зоопланктона в р. Колва изменялся из года в год. Максимальное число таксонов найдено в 2000 г., до этого их количество последовательно повышалось, после 2000 г. – снизилось. Также в 2000 г. было зарегистрировано наибольшее число видов для каждой группы зоопланктеров (табл. 6). Изменения фауны наблюдались внутри некоторых крупных семейств как коловраток, так и ракообразных: 11 видов коловраток и шесть видов ракообразных были найдены в р. Колва лишь в 2000 г., еще два вида наблюдались в сборах этого года и 2005 г. (см. табл. 6). Четыре из этих видов относятся к семейству Notommatidae, три – к Trichocercidae и два – к Mytilinidae. Новые для реки таксоны коловраток оказались новыми также для речного планктона бассейна р. Уса. По значению в сообществе р. Колва они относились ко второстепенным видам. Появление в русле *Itura myersi*, фитофильной *Mytilina mucronata spinigera* и *Lophocharis sp.* может быть связано с проникновением этих форм из притоков реки, куда, в свою очередь, они выносятся из стоячих мелких водоемов, находящихся на их водосборе, и где являлись обычными и обнаруживались до появления в магистральном водотоке (см. табл. 6). Другими причинами своеобразия планктонной фауны в р. Колва в 2000 г. могли быть высокие для региона летние температуры воды и связанные с влиянием антропогенного загрязнения перестройки структуры сообщества. Несколько противоречило первому предположению обнаружение холодолюбивых форм Calaniformes только в 2000 г.

Стоит упомянуть о динамике в реке некоторых показательных планктонных видов. К 2000 г. повысилась роль мелких ветвистых (рода Ceriodaphnia, Bosmina), тогда как значение в сообществе крупных рачков рода Daphnia уменьшилось на фоне увеличения общей численности зоопланктона. Представители рода Brachionus,

Таблица 6

**Таксономический состав планктонных беспозвоночных р. Колва
в период после аварии на нефтепроводе**

Планктонные беспозвоночные	Годы						
	1995	1996	1997	1998	2000	2005	2007
Тип ROTIFERA							
Отряд Saepiramida							
Notommatidae							
<i>Notommata</i> sp.	-	+	-	-	-	-	+
<i>Taphrocampa selenura</i> Gosse, 1851	-	-	-	-	+	-	-
<i>Cephalodella catellina</i> (Müller, 1786)	-	-	-	-	+	-	-
<i>C. fluviatilis</i> (Zawadowsky, 1926)	-	-	-	-	+	+	-
<i>C. gibba</i> (Ehrenberg, 1832)	+	-	+	+	+	+	-
<i>Monommata</i> sp.	-	-	-	-	-	+	-
<i>Itura aurita aurita</i> (Ehrenberg, 1830)	-	-	-	-	-	+	-
<i>I. myersi</i> Wulfert, 1935	-	-	-	-	+	-	-
<i>Eosphora najas</i> Ehrenberg, 1830	+	-	-	-	+	-	-
Trichocercidae							
<i>Trichocerca agnata</i> Wulfert, 1939	-	-	-	-	+	-	-
<i>T. capucina</i> (Wierzejski et Zacharias, 1893)	-	-	-	-	-	+	-
<i>T. cylindrica</i> (Imhof, 1891)	-	-	-	-	+	-	+
<i>T. iernis</i> (Gosse, 1887)	-	-	-	-	-	+	-
<i>T. longiseta</i> (Schränk, 1802)	-	-	-	+	+	+	-
<i>T. rattus</i> (Müller, 1776)	-	-	-	-	-	+	-
<i>T. stylata</i> (Gosse, 1851)	-	-	-	-	+	-	-
<i>Trichocerca</i> sp.	-	+	-	+	+	-	-
<i>T. (Diurella) bidens</i> (Lucks, 1912)	-	-	-	-	-	+	-
<i>T. (D.) inermis</i> (Linder, 1904)	-	-	-	-	-	+	-
<i>Trichocerca (Diurella) sp.</i>	-	-	-	-	+	-	-
Gastropodidae							
<i>Postclausa hyptopus</i> (Ehrenberg, 1838)	-	-	-	-	-	+	-
<i>P. minor</i> (Rousselet, 1892)	-	-	-	+	+	-	-
Synchaetidae							
<i>Synchaeta pectinata</i> Ehrenberg, 1832	-	-	-	-	-	-	+
<i>Synchaeta</i> sp.	+	+	+	+	+	+	+
<i>Polyarthra dolichoptera</i> Idelson, 1925	-	+	+	-	+	+	-
<i>P. euryptera</i> Wierzejski, 1891	-	-	-	+	-	-	-
<i>P. longiremis</i> Carlin, 1943	-	-	-	+	+	+	-
<i>P. luminosa</i> Kutikova, 1962	-	-	-	-	-	+	-
<i>P. major</i> Burckhardt, 1900	-	-	-	+	-	+	-
<i>P. remata</i> Skorikov, 1896	-	-	-	+	+	-	-
<i>P. vulgaris</i> Carlin, 1943	-	-	-	+	+	+	-
<i>Polyarthra</i> sp.	-	+	+	-	-	+	-
<i>Ploesoma lenticulare</i> Herrick, 1885	-	+	-	-	-	-	-
<i>Bipalpus hudsoni</i> (Imhof, 1891)	-	+	+	-	-	-	+
Отряд Antrorsiramida							
Lindiidae							
<i>Lindia pallida</i> Harring et Myers, 1922	-	-	+	-	-	-	-
<i>L. torulosa</i> Dujardin, 1841	-	-	-	+	+	-	-

Продолжение табл. 6

Планктонные беспозвоночные	Годы						
	1995	1996	1997	1998	2000	2005	2007
Dicranophoridae							
<i>Ecentrum</i> sp.	-	-	+	-	-	-	-
<i>Aspelta</i> sp.	-	-	-	-	-	-	+
Отряд Saltiramida							
Asplanchnidae							
<i>Asplanchna girodi</i> Guerne, 1888	-	-	-	+	-	-	-
<i>A. priodonta</i> Gosse, 1850	-	+	++	+	+++	+	-
Отряд Transversiramida							
Lecanidae							
<i>Lecane inermis</i> (Bryce, 1892)	-	-	-	-	+	-	-
<i>L. luna</i> (Müller, 1776)	-	+	-	+	-	+	-
<i>L. ungulata</i> (Gosse, 1887)	-	-	-	-	-	-	+
<i>L. (Monostyla) lunaris</i> (Ehrenberg, 1832)	+	-	+	+	+	+	+
Proalidae							
<i>Proales theodora</i> (Gosse, 1887)	-	-	+	-	-	+	-
Trichotriidae							
<i>Trichotria pocillum pocillum</i> (Müller, 1776)	+	-	+	+	+++	+	-
<i>T. p. bergi</i> (Meissner, 1906)	-	-	-	-	-	+	-
<i>T. similis</i> (Stenroos, 1898)	-	-	-	-	-	+	-
<i>T. tetractis tetractis</i> (Ehrenberg, 1830)	-	-	+	++	-	-	-
<i>T. truncata</i> (Whitelegge, 1889)	-	-	-	-	+	+	-
Mytilinidae							
<i>Mytilina mucronata spinigera</i> (Ehrenberg, 1832)	-	-	-	-	+	-	-
<i>Lophocharis naias</i> Wulfert, 1942	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lophocharis</i> sp.	-	-	-	-	+	-	-
Colurellidae							
<i>Lepadella patella</i> (Müller, 1773)	-	-	-	+	+	-	+
Euchlanidae							
<i>Euchlanis deflexa</i> Gosse, 1851	-	-	-	-	-	-	+
<i>E. dilatata</i> Ehrenberg, 1832	+	+	++	+	+++	+++	+
<i>E. lyra</i> Hudson, 1886	-	-	-	-	-	+	+
<i>E. meneta</i> Myers, 1930	-	-	-	-	-	+	-
<i>Euchlanis</i> sp.	-	+	-	+	+	-	-
Brachionidae							
<i>Brachionus angularis</i> Gosse, 1851	-	-	-	+	-	-	+
<i>B. calyciflorus anuraeiformis</i> Brehm, 1909	-	-	-	-	-	-	-
<i>Brachionus nilsoni</i> Ahlstrom, 1940	-	-	-	-	+	-	-
<i>B. quadridentatus quadridentatus</i> Hermann, 1783	-	-	-	+	-	-	+
<i>B. urceus</i> (Linnaeus, 1758)	-	-	-	+	+	-	-
<i>Brachionus</i> n.det.	-	-	+	-	+	-	-
<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse, 1851)*	-	+	+	+	+++	++	+
<i>K. quadrata</i> (Müller, 1786)	+	+	+	+	++	+	+
<i>K. serrulata curvicornis</i> Rylov, 1926	-	-	+	-	-	-	+
<i>K. testudo testudo</i> (Ehrenberg, 1832)	-	-	-	-	+	+	-
<i>K. t. gossei</i> Ahlstrom, 1943	-	-	-	-	+	-	-
<i>Kellicottia longispina</i> (Kellicott, 1879)*	+	+	++	++	+++	+	+
<i>Notholca acuminata</i> (Ehrenberg, 1832)	-	-	+	-	+	+	-

Продолжение табл. 6

Планктонные беспозвоночные	Годы						
	1995	1996	1997	1998	2000	2005	2007
<i>N. caudata</i> Carlin, 1943	-	-	+	-	-	+	-
<i>N. foliacea</i> (Ehrenberg, 1838)	-	-	-	-	+	+	-
<i>N. labis</i> Gosse, 1887	-	-	+	-	+	+	-
<i>N. squamula</i> (Müller, 1786)	-	-	-	+	-	+	-
Отряд Protoramida							
Conochilidae							
<i>Conochilus hippocrepis</i> (Schrank, 1803)	-	-	-	+	-	-	-
<i>C. unicornis</i> Rousset, 1892	-	+	+	+++	+++	+	-
Testudinellidae							
<i>Testudinella mucronata</i> (Gosse, 1886)	-	-	-	+	-	-	-
<i>T. patina</i> (Hermann, 1783)	-	+	-	-	+	+	+
Filiniidae							
<i>Filinia maior</i> (Colditz, 1914)	-	+	+	-	-	-	-
<i>F. passa</i> (Müller, 1786)	-	-	-	+	-	-	-
<i>F. terminalis</i> (Plate, 1886)	-	+	+	+	+	+	-
Отряд Bdelloida							
Bdelloida n/det.	+	+	+	+	+	+	-
Класс CRUSTACEA							
CLADOCERA							
Отряд Stenopoda							
Sididae							
<i>Sida crystallina</i> (O.F. Müller, 1776)*	+	-	-	-	+	-	-
<i>Limnosida frontosa</i> Sars, 1862	-	-	-	+	-	-	-
Holopedidae							
<i>Holopedium gibberum</i> Zaddach, 1848	-	-	+	+	+	-	-
Отряд Anomopoda							
Daphniidae							
<i>Daphnia cucullata</i> G.O. Sars, 1862*	-	-	-	+	-	-	-
<i>D. longispina</i> O.F. Müller, 1785	-	+	+	+	+	-	-
<i>D. pulex</i> (De Geer, 1778)	-	-	-	+	-	-	-
<i>Simocephalus vetulus</i> (O.F. Müller, 1776)*	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ceriodaphnia affinis</i> Lilljeborg, 1900	-	-	-	-	+	-	-
<i>C. pulchella</i> Sars, 1862	-	-	-	-	+	-	-
<i>C. quadrangula</i> (O.F. Müller, 1785)	-	-	-	-	+	-	-
<i>Ceriodaphnia sp.*</i>	-	+	-	+	+	-	-
<i>Scapholeberis mucronata</i> (O.F. Müller, 1785)*	-	-	-	-	+	+	-
Macrothricidae							
<i>Macrothrix hirsuticornis</i> Norman et Brady, 1867	-	+	+	-	-	-	-
<i>M. rosea</i> (Jurine, 1848)*	-	-	-	-	-	-	-
Ilyocryptidae							
<i>Ilyocryptus acutifrons</i> Sars, 1862	+	-	-	-	-	-	-
<i>I. sordidus</i> Lievin, 1848*	+	-	-	-	-	-	-
<i>Ilyocryptus sp.</i>	-	-	-	-	+	-	-
Chydoridae							
<i>Eurycercus lamellatus</i> (O.F. Müller, 1785)*	-	+	-	-	+	-	-
<i>Pleuroxus truncatus</i> (O.F. Müller, 1785)	-	-	-	-	+	-	-
<i>P. uncinatus</i> Baird, 1850*	-	-	-	-	-	-	-
<i>Alonella nana</i> (Baird, 1850)	-	-	-	-	-	-	+

Продолжение табл. 6

Планктонные беспозвоночные	Годы						
	1995	1996	1997	1998	2000	2005	2007
<i>Alonella sp.*</i>	-	-	-	-	-	-	-
<i>Disparalona rostrata</i> (Koch, 1841)*	-	-	-	-	-	+	+
<i>Chydorus sphaericus</i> (O.F. Müller, 1785)*	+	+	+	+	++	+	+
<i>Chydorus sp.*</i>	-	-	-	-	-	-	-
<i>Alona affinis</i> (Leydig, 1860)	-	-	-	-	-	-	+
<i>A. quadrangularis</i> (O.F. Müller, 1785)	+	+	-	-	+	+	+
<i>A. rectangularis</i> Sars, 1862	+	+	+	+	+	+	+
<i>Alona sp.*</i>	-	-	-	-	-	-	-
<i>Acroperus harpae</i> (Baird, 1834)*	+	+	-	-	+	-	+
<i>Camptocercus sp.*</i>	-	-	-	-	-	-	-
<i>Graptoleberis testudinaria</i> (Fischer, 1851)*	+	-	-	-	-	-	-
<i>Leydigia acanthocercoides</i> (Fischer, 1854)*	-	-	-	-	-	-	-
B o s m i n i d a e							
<i>Bosmina longirostris</i> (O.F. Müller, 1785)*	+	-	-	++	-	-	+
<i>B. (Eubosmina) longispina</i> (Leydig, 1860)	+	+	++	+++	+++	+	+
<i>B. obtusirostris</i> Sars, 1862*	-	-	-	-	+++	+	+
<i>B. coregoni</i> Baird, 1857*	-	-	-	-	-	-	-
Отряд Podonidae							
P o l y p h e m i d a e							
<i>Polyphemus pediculus</i> (Linne, 1778)*	-	-	-	-	-	-	-
C O P E P O D A							
Отряд Cyclopiformes							
C y c l o p i d a e							
<i>Macrocylops albidus</i> (Jurine, 1820)	+	-	-	-	+	-	-
<i>Eucyclops macrurus</i> (Sars, 1963)	-	-	-	-	-	-	+
<i>E. serrulatus</i> (Fischer, 1851)	+	+	+	-	+	+	+
<i>Paracyclops fimbriatus</i> (Fischer, 1853)	-	-	-	+	+	+	+
<i>Cyclops strenuus</i> Fischer, 1851	+	+	+	+	+	-	-
<i>C. vicinus</i> Uljanin, 1875	-	-	+	-	-	-	-
<i>Megacyclops viridis</i> (Jurine, 1820)	+	-	-	-	+	-	-
<i>Acanthocyclops venustus</i> (Norman et Scott, 1906)	-	-	-	-	-	+	-
<i>A. vernalis</i> (Fischer, 1853)	+	-	-	-	+	-	-
<i>Diacyclops bicuspidatus</i> (Claus, 1857)	-	-	-	-	+	-	-
<i>Mesocyclops leuckarti</i> (Claus, 1857)	-	+	-	-	-	-	-
Отряд Calaniformes							
D i a p t o m i d a e							
<i>Eudiaptomus gracilis</i> (Sars, 1863)	+	-	-	+	+	-	-
<i>E. graciloides</i> (Lilljeborg, 1888)	+	-	-	-	+	-	-
<i>Arctodiaptomus wierzejskii</i> Richard, 1888	-	-	+	-	-	-	-
<i>A. (Rhabdodiaptomus) acutilobatus</i> (Sars, 1903)	-	-	-	-	+	-	-
T e m o r i d a e							
<i>Eurytemora gracilis</i> (Sars, 1898)	-	-	-	-	+	-	-
<i>Eurytemora sp.</i>	+	-	+	-	+	-	-
<i>Hetercope appendiculata</i> Sars, 1863	+	-	-	-	+	-	-
<i>H. borealis</i> (Fischer, 1851)	-	+	-	-	-	-	-
Отряд Harpactiformes							

Окончание табл. 6

Планктонные беспозвоночные	Годы						
	1995	1996	1997	1998	2000	2005	2007
Canthocamptidae							
<i>Paracamptus schmeili</i> (Mrazek, 1894)	+	+	+	–	+	–	+
Bcero Rotatoria	9	19	25	32	44	42	18
Cladocera	10	9	6	10	17	7	10
Copepoda	9	5	6	3	13	3	3
ВСЕГО	28	33	37	45	74	52	31

Примечание: *вид найден в 1955 г., + – до 200 экз./м³, ++ – 200–1000, +++ – более 1000, прочерк – вид не обнаружен.

известные как индикаторы высокой трофности и сапробности среды, встречались в магистральном русле и притоках начиная с 1998 г. (см. табл. 6). Их количество оставалось низким в течение всего периода исследований.

Неизменным из года в год оставалось присутствие в р. Колва коловраток *Synchaeta sp.*, *Euchlanis dilatata*, *Keratella cochlearis*, *K. quadrata*, *Kellicottia longispina*, ветвистоусых рачков *Chydorus sphaericus*, *Alona rectangula*, *Bosmina longispina* и неполовозрелых циклопид (см. табл. 6). Из них только *Alona rectangula* встречалась в малых количествах, остальные виды и формы входили в число доминантов.

Кластерный анализ структуры речных планктонных сообществ показал высокую степень их качественных различий (по коэффициенту Сьеренсена) между 1995, 2007 гг. и остальными годами. Наиболее сходным по составу оказался зоопланктон 2000 и 2005, 1996 и 1997 гг. (рис. 14).

Распределение количества видов зоопланктона вдоль профиля р. Колва на обследованном отрезке ее русла в различные годы происходило достаточно равномерно: значения ошибок средних величин являлись много меньше самих средних. Исключением был 1995 г., когда планктонные пробы, отобранные на течении, содержали в два раза меньшее число видов по сравнению с прибрежными пробами из затишных участков и зарослей. Наибольшее среднее для пробы число видов животных обнаруживалось в 2000 г. (табл. 7).

Оценка результатов гидробиологического мониторинга р. Колва включала анализ планктонных сообществ по видовому разнообразию и на основе показательных организмов, например, по соотношению крупных таксонов, присутствию видов-индикаторов. Видовое разнообразие складывается из видового богатства, которое характеризуется общим числом имеющихся видов, и выравненности, основанной на относительном обилии видов. Оба этих слагаемых ока-

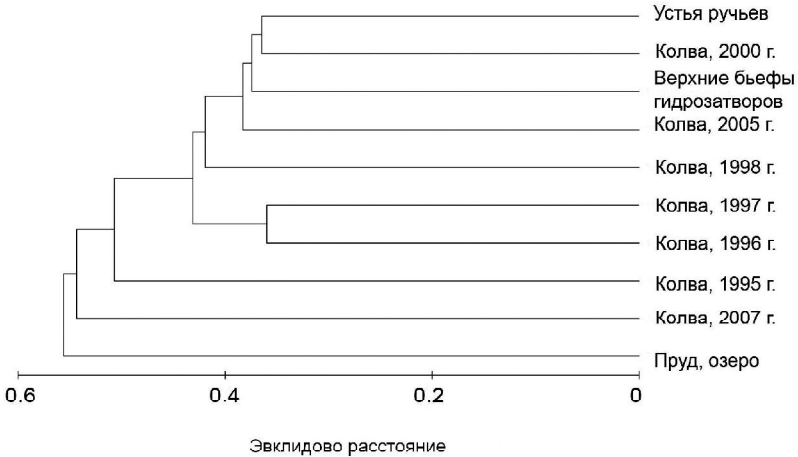


Рис. 14. Кластерная дендрограмма сходства структуры зоопланктона русла р. Колва водоемов ее бассейна.

зались для зоопланктона реки наибольшими в 1997 г. и наименьшими – в 1995 г. (табл. 7). Что касается остальных периодов сбора проб, то коэффициенты, характеризующие видовое богатство зоопланктона и выравненность относительного обилия видов, изменялись по годам независимо друг от друга.

Динамика состояния зоопланктона в р. Колва свидетельствует об изменении по годам ее трофического статуса от олиго-мезотрофного до эвтрофного (табл. 8). В первые годы после аварии концентрация биогенных соединений в реке соответствовала олиготрофно-

Показатели фаунистического разнообразия зоопланктона р. Колва Таблица 7

Год	Количество видов в пробе	Индексы разнообразия	
		Симпсона	Шеннона, бит/экз.
1995 (n = 4)	8.3 ± 2.8	0.45	1.10
1996 (n = 9)	9.6 ± 0.4	0.29	1.58
1997 (n = 6)	20.5 ± 1.2	0.13	2.40
1998 (n = 7)	17.3 ± 1.3	0.31	1.65
2000 (n = 6)	24.5 ± 0.9	0.30	1.75
2005 (n = 5)	17.6 ± 0.9	0.27	1.80
2007 (n = 7)	9.9 ± 1.0	0.27	1.76

Примечание: n – количество проб, используемых для расчета показателей разнообразия.

Таблица 8

**Рассчитанные по зоопланктону
коэффициенты и показатели
трофического статуса р. Колва**

Год	E	E/O	Q _{вТ}
1995	0.6	1.5	Brachionus и Trichocerca отсутствуют
1996	1.3	1.0	1.0
1997	2.1	1.0	0.1
1998	3.8	1.6	1.5
2000	2.0	1.5	2.0
2005	6.5	2.0	0.6
2007	2.7	2.5	2.0

му уровню (Баренбойм и др., 2000), в последующем дополнительным источником их внешнего поступления и, как следствие, нарушения в экосистемах продуктивно-деструкционных процессов могли являться мелиоративные работы на водосборе.

Отсутствие сезонных исследований зоопланктона в р. Колва ставит под сомнение результаты анализа изменений качества и количественного развития сообщества по годам. Воз-

никает вопрос, связана ли эта динамика со сменой биологических сезонов или влиянием других условий, в том числе антропогенных. Имеющиеся данные (Куликова, 2007а, б; Кононова, 2009) свидетельствуют, что в реках, протекающих в подзоне средней тайги, животный планктон достигает максимальных значений численности и биомассы во второй половине лета при наибольшем прогреве воды. Различия в показателях количественного развития зоопланктона в водотоках в летние месяцы могут составлять несколько (до десятка) раз. Изменения показателей количественного развития зоопланктона в реках в сотни и тысячи раз связаны со сменой сезонов: холодного и теплого. Этот опыт наблюдений позволяет с большой вероятностью относить различия в количестве животного планктона в р. Колва к межгодовым, но не сезонным, и объяснять антропогенными изменениями.

Численность и биомасса зоопланктона в русле р. Колва в первый после аварии летний сезон – 1995 гг. – оказались низкими и сравнимыми с контрольными показателями, зарегистрированными в 50-е гг. прошлого века (табл. 9). В 2000 г. численность и биомасса в реке превышали их в 1.5 тыс. (численность) и 14 тыс. (биомасса) раз. В этот год показатели количественного развития зоопланктона в р. Колва оказались наибольшими за все годы исследований и сравнимыми с показателями в олиго-мезотрофных озерах (Барановская, 1976; Макарецца, Прилежаев, 1994). Они более чем в два раза по численности и в пять раз по биомассе превышали таковые в р. Вычегда (Кононова, 2009), которая относится к рекам с достаточно высоким уровнем развития животного планктона (Зверева, 1969). В остальные годы его количественные показатели оказались значительно ниже, чем в 2000 г., но выше, чем в 1995 г., за исключением 2007 г., когда они стали сравнимыми с показателями первого

Таблица 9

Количественные и структурные характеристики зоопланктона в р. Колва

Год	Общий показатель	Доля в общем показателе, %			Доминирующие виды и формы по	
		Rot	Cl	Cop	численности	биомассе
1995	0.05 ± 0.02 0.00007 ± 0.00004	<u>75</u> 30	<u>25</u> 77	0	<i>Kellicottia longispina</i> , <i>Bosmina longispina</i> , <i>Chydorus sphaericus</i>	<i>Euchlanis dilatata</i> , <i>Chydorus sphaericus</i>
1996	0.92 ± 0.07 0.005 ± 0.0005	<u>22</u> 12	<u>6</u> 10	<u>72</u> 78	<i>K. longispina</i> , <i>Keratella quadrata</i> , Cyclopoida juv.	<i>Asplanchna priodonta</i> , <i>Eucyclops serrulatus</i> , Cyclopoida juv.
1997	2.9 ± 0.5 0.06 ± 0.02	<u>64</u> 67	<u>12</u> 7	<u>24</u> 26	<i>K. longispina</i> , <i>E. dilatata</i> , <i>A. priodonta</i> , <i>Notholca acuminata</i> , <i>N. caudata</i> , <i>Bosmina</i> <i>sp.</i> , <i>Cyclops strenuus</i> , Cyclopoida juv.	<i>A. priodonta</i> , <i>Daphnia longispina</i> , <i>Bosmina</i> <i>sp.</i> , <i>C. strenuus</i> , Diaptomidae juv., Cyclopoida juv.
1998	7.2 ± 0.7 0.04 ± 0.03	<u>62</u> 29	<u>31</u> 62	<u>7</u> 9	<i>K. longispina</i> , <i>Conochilus unicornis</i> , <i>Trichotria tetractis</i> , <i>Bosmina</i> sp., <i>C. strenuus</i> , Cyclopoida juv.	<i>A. priodonta</i> , <i>C. unicornis</i> , <i>Limnosedia frontosa</i> , <i>D. longispina</i> , <i>Bosmina</i> sp., Cyclopoida juv.
2000	123.0 ± 12.5 1.0 ± 0.2	<u>85</u> 74	<u>12</u> 23	3 3	<i>K. longispina</i> , <i>C. unicornis</i> , <i>E. dilatata</i> , <i>A. priodonta</i> , <i>Bosmina longispina</i> .	<i>E. dilatata</i> , <i>A. priodonta</i> , <i>C. sphaericus</i> , <i>B. longispina</i> , Cyclopoida juv.
2005	11.8 ± 3.0 0.02 ± 0.004	<u>97</u> 86	<u>1</u> 4	2 10	<i>Synchaeta</i> sp., <i>Lindia torulosa</i> , <i>Lecane (Monostyla)</i> <i>lunaris</i> , <i>Trichotria</i> <i>truncata</i> , <i>T. pocillum</i> , <i>T. tetractis</i> , <i>K. longispina</i> , <i>Keratella cochlearis</i> , <i>E. dilatata</i> , <i>E. meneta</i> , <i>Notholca</i> <i>squamula</i>	<i>Synchaeta</i> sp., <i>T. torulosa</i> , <i>T. truncata</i> , <i>T. pocillum</i> , <i>T. tetractis</i> , <i>E. dilatata</i> , <i>E. meneta</i> , <i>N. squamula</i> , Cyclopoida juv.
2007	0.4 ± 0.07 0.002 ± 0.0004	<u>64</u> 6	<u>24</u> 76	<u>12</u> 18	<i>K. longispina</i> , <i>E. dilatata</i> , <i>C. sphaericus</i> , <i>B. longispina</i>	<i>C. sphaericus</i> , <i>B. longispina</i> , Cyclopoida juv.

Примечание: Rot – колдоватки (Rotifera), Cl – ветвистоусые раки (Cladocera), Cop – веслоногие раки (Copepoda). Над чертой – численность, тыс. экз./м³, под чертой – биомасса, г/м³. В 1995 г. выделялись не доминирующие, а часто встречающиеся (или обычные) виды и формы, которые были представлены в более чем 30% проб. Подчеркнуты виды, доминирующие эпизодически.

года после аварии. Последовательное первоначально повышение, а после 2000 г. – понижение численности и биомассы более всего проявились в отношении коловраточного планктона (рис. 15). Сходная динамика рачкового планктона происходила в 1996, 1997 гг. за счет повышения роли веслоногих раков, в остальные годы – за счет ветвистоусых (рис. 15, табл. 9).

Численность отдельных таксонов и их роль в сообществах р. Колва также изменялись по годам, равно как комплекс доминирующих в зоопланктоне видов и форм (табл. 9). Неизменным оставалось присутствие в нем одной коловратки – *Kellicottia longispina*. Этот распространенный в северных реках и озерах вид часто преобладает по численности в сообществах открытых зон водоемов. В р. Колва *K. longispina* встречался и в период до ее промышленного освоения (табл. 9). Поскольку вид считается эвпланктонным, его можно также считать истинным компонентом сообщества магистрального русла, а не проникающим из мелких притоков. Значение *K. longispina* в сообществе реки изменялось из года в год. В первый после аварии год эта коловратка в малых количествах встречалась в 71% проб. В 1996 г. частота ее встречаемости в пробах возросла до 100%, но численность осталась достаточно низкой: лидирующее положение в этот год в зоопланктоне реки принадлежало веслоногим ракам науплиальных и копеподитных стадий. В 1997 г. вид составлял наибольшую численность в пробах (570 ± 143 экз./м³) и в среднем около 20% общих показателей. С этого года коловратки стали самой многочисленной группой. Наряду с *K. Longispina*, другие виды этого таксона получали массовое развитие на отдельных участках реки – часто непосредственно ниже впадения притоков (табл. 9).

В 1998 г. коловраточный планктон в р. Колва на 43% был представлен достаточно обычным на севере эвпланктонным видом – *Conochilus unicornis*. Численность *K. longispina* осталась на уровне 1997 г., т.е. 580 ± 78 экз./м³, но значение вида в численности зоопланктона снизилось за счет развития других таксонов до 8% среднего общего показателя. Около 30% обилия животного планктона в реке в этот год составляли не идентифицированные ближе *Bosmina* (см. табл. 9).

В 2000 г. зоопланктон в р. Колва получил высокое развитие, причиной которого, наряду с другими факторами, могли стать высокие летние температуры воды (см. табл. 9). Повышенные показатели развития планктона создавались увеличенными показателями развития доминантов и большим числом сопутствующих видов. Численность *K. longispina* в реке в этом году в среднем составила 10400 ± 2900 экз./м³ – в 18 раз больше по сравнению с численностью вида в 1998 г., но всего 8% суммарного показателя. *C. unicornis* составлял по сравнению с *K. longispina* в два раза большую числен-

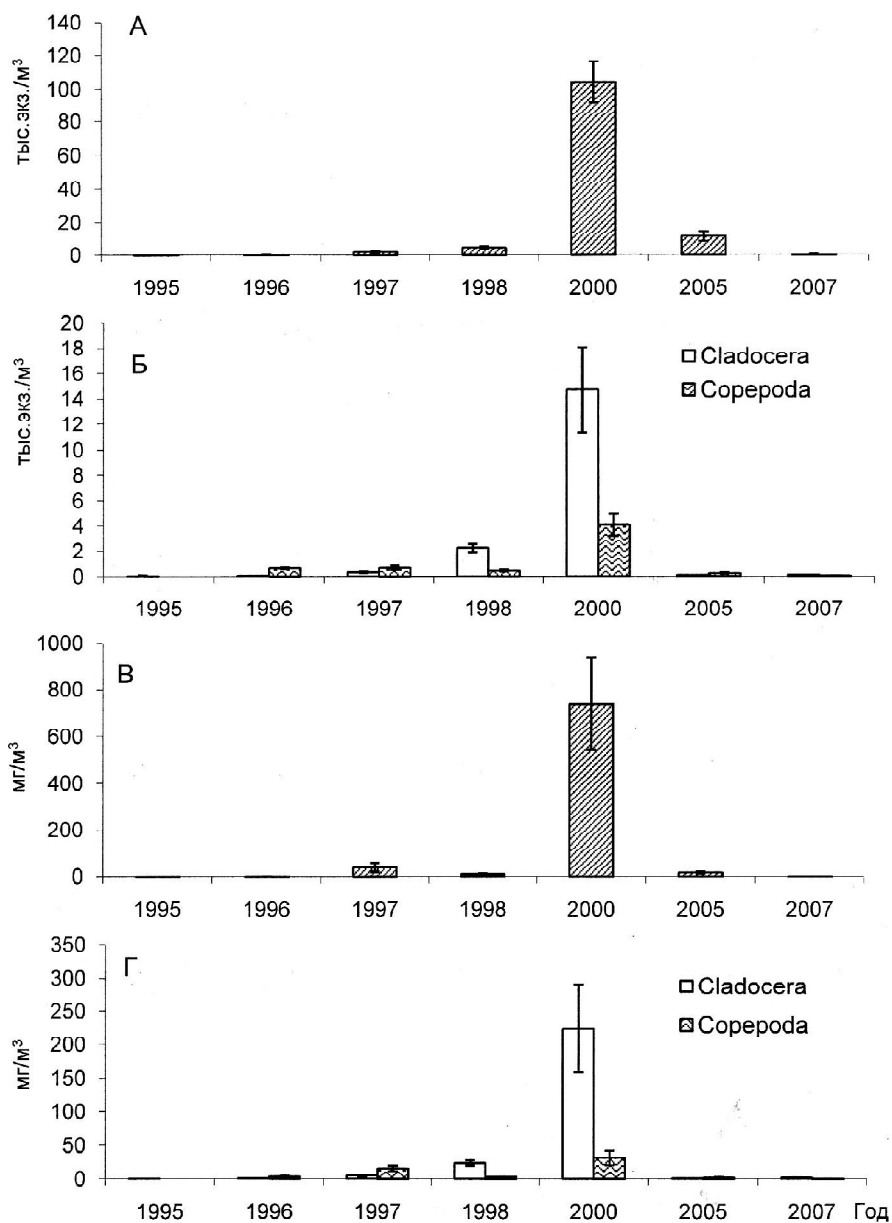


Рис. 15. Многолетняя динамика численности (А, Б) и биомассы (В, Г) планктонных коловраток (А, В) и ракообразных (Б, Г) в р. Колва, июль.

ность, а наиболее обильным видом в этом году оказался фитофильный *Euchlanis dilatata*, на его долю приходилось 42% численности зоопланктона.

В 2005 г. состав основного планктонного комплекса существенно менялся вдоль профиля реки и по участкам. Отсюда – большое число преобладающих видов. Почти повсеместно в составе доминантов оказывались *Euchlanis dilatata*, обилие которого составляло в среднем 38% общего показателя, и различные виды рода *Trichotria*, в пробах, где они присутствовали, их численность составляла в среднем 18% численности зоопланктона.

К 2007 г. численность *K. longispina* снизилась и достигла уровня 1995, 1996 гг. – 174 ± 46 экз./м³. Но этот вид вновь стал почти единственным доминантом в реке на всем протяжении изученного отрезка, его численность составляла почти 40% обилия зоопланктона. Остальные виды доминировали эпизодически (см. табл. 9), чаще сохраняя крайне низкую численность.

Комплекс доминирующих по биомассе планктонных животных в р. Колва был не менее разнообразен, чем по численности. На протяжении трех лет в его основном составе присутствовала крупная хищная коловратка *Asplanchna priodonta*, составляющая от 23 (в 1996 и 1998 гг.) до 65% (в 1996 г.) среднего значения биомассы зоопланктона и обеспечивающая преобладание над ракообразными по биомассе всей группы коловраток даже при условии отсутствия в составе доминанта по численности. В 2000 г. в середине русла реки на 74-м км биомасса *A. priodonta* достигала наибольшего значения – 1.6 г/м³, что составляло 80% общей величины. Некоторые более мелкие виды коловраток, образующие многочисленные скопления, эпизодически преобладали и по биомассе. При относительно низкой биомассе зоопланктона в 1996, 1997 гг. присутствие в пробах даже немногочисленных ракообразных означало их доминирование по этому показателю. Из года в год основу биомассы ракообразных в реке составляли копеподиты и науплиусы веслоногих рачков. Кладоцеры рода *Daphnia*, доминировавшие в 1997 г., в 1998 г. остались на прежнем уровне, тогда как мелкие – *Bosmina* – стали занимать до 50% биомассы зоопланктона. В 2000 г. их биомасса составляла 20% общего показателя, в последующие годы роль этого рачка в зоопланктоне, равно как других ветвистоусых, снизилась.

Пространственное распределение показателей структуры зоопланктона в р. Колва соответствовало представлениям о дискретности реобиома (Протасов, 2008). На обследованном участке реки эта дискретность была связана главным образом с влиянием на магистральное русло притоков, так как его меандренное строение (меандры, плесы, перекаты) было слабо выражено. Какой-либо направлен-

ности в распределении численности гидробионтов вдоль профиля реки в различные годы не прослеживалось (рис. 16). Тем не менее, скопления в основном русле некоторых видов родов *Trichotria* и *Notholca* (*N. acuminata* и *N. caudata*) приурочены к участкам, расположенным непосредственно ниже впадения левобережных ручьев, где эти коловратки получили массовое развитие.

Заросли водных растений редко встречались на обследованном участке р. Колва. В отдельные годы их не было обнаружено вовсе. В другие годы в зарослях макрофитов существовал богатый (относительно открытых участков) зоопланктон, представленный фитофильными видами. Так, в 1995 г. на 103-м км реки в зарослях хвоща численность зоопланктона составляла в десятки раз большее значение, чем вне зарослей – 6.5 тыс. экз./м³, из них 95% приходилось на долю коловратки *Euchlanis dilatata*. В этом же году в зарослях макрофитов ниже впадения р. Хатаяга в русле реки численность зоопланктона составляла 2.0 тыс. экз./м³, из которых на долю *E. dilatata* приходилось 60%. Только в зарослях был встречен рачок *Sida crystallina*. В 2000 г. в зарослях рдестов и

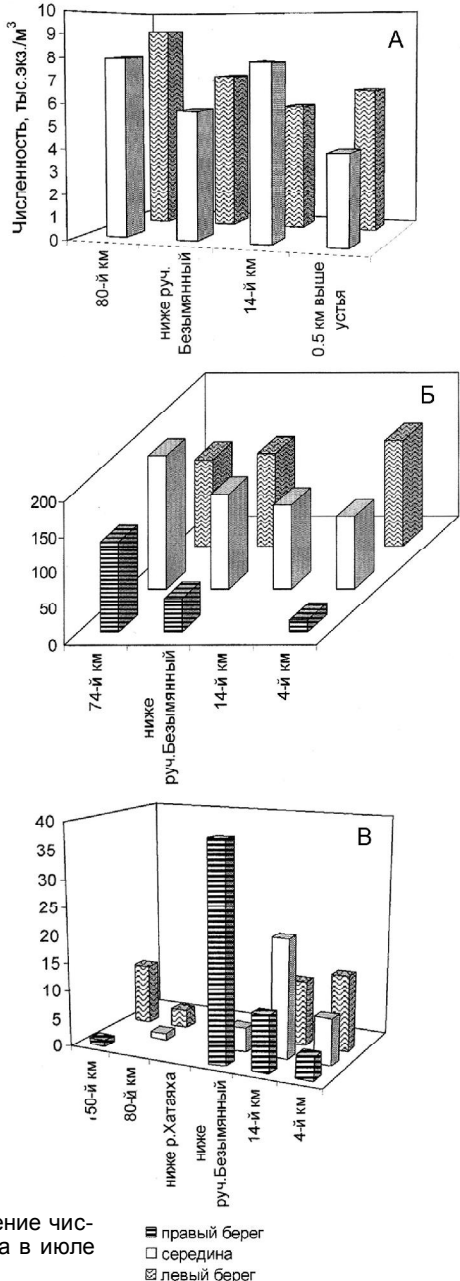


Рис. 16. Горизонтальное распределение численности зоопланктона в русле р. Колва в июле 1998 (А), 2000 (Б) и 2005 (В) гг.

ежеголовника этот вид являлся многочисленным, а его биомасса (более 27 г/м³) составляла 88% общего значения. Наряду с *S. crystallina*, в планктоне в этом пункте преобладали *E. dilatata* (24% общей численности), *Trichotria pocillum* (17) и *Chydorus sphaericus* (11).

Согласно концепциям пространственной структуры речных сообществ (Allan, Castillo, 2007) по показателям развития зоопланктона и его распределению вдоль речного профиля, обследованный отрезок р. Колва может рассматриваться как единый участок реобиома.

5.2. Состав и количественные характеристики зоопланктона в водоемах бассейна реки Колва

Известно (Богатов, 1994), что реобиомы притоков и экосистемы стоячих водоемов водосбора вносят свой вклад в формирование речного континуума и структурно-функциональных характеристик речных сообществ. Изучение зоопланктона пойменных водоемов (пруд, озера) и притоков р. Колва на их приустьевых и зарегулированных участках представляется необходимым как для понимания его роли в формировании сообществ потамали, так и для выявления влияния на него нефтяного загрязнения. Эти водоемы или их участки могут быть рассмотрены как составные части речной системы, так и в качестве самостоятельных экосистем.

На приустьевых участках притоков условия обитания гидробионтов складываются таким образом, что их можно рассматривать в качестве отдельных биотопов со специфическими условиями: скорость течения здесь замедлялась, глубина и ширина русел увеличивались, возможно, под влиянием магистрального русла изменяется химический состав вод и температурный режим. В этих условиях в зонах впадения притоков может проявляться краевой эффект, влияние которого на сообщества сказывается в увеличении их видового разнообразия (Крылов и др., 2008).

Важным фактором воздействия на зоопланктон обследованных левобережных притоков р. Колва являлось сооружение и функционирование на них гидрозатворов. Верхние бьефы этих перекрытий являются водохранилищами речного типа, в которых условия обитания гидробионтов значительно отличаются от других биотопов. Обрыв связей в реке в результате гидростроительства в свою очередь может сопровождаться крупными изменениями лотического сообщества на участках водотоков как выше, так и ниже плотины (Богатов, 1994).

В зоопланктоне обследованных левобережных притоков реки было выявлено 92 вида: 61 – в устьях и 79 – в бьефах гидрозатво-

ров. Из них соответственно 40 и 51 вид приходился на коловраток, остальные 21 и 28 – на ракообразных.

Видовой состав зоопланктона на этих участках левобережных притоков и других водоемов поймы р. Колва отличался высоким своеобразием. Более всего сходными по составу с сообществами магистрального русла в 2000 и 2005 гг. оказались сообщества устьев ручьев и верхних бьефов гидрозатворов (см. рис. 14). В верхних бьефах развивались прудовые виды коловраток и ракообразных (около 25% видового состава зоопланктона), которые оказались способными к проникновению в русло реки и развитию в устьях притоков. Массовое появление в магистральном водотоке этих видов приходилось на 2000 г. Специфичность фауны верхних бьефов гидрозатворов обеспечивает, отчасти, высокое ее разнообразие для речного континуума в целом и способствует его устойчивости в меняющихся условиях среды (табл. 10).

Сезонная и межгодовая динамика планктонных сообществ в верхних бьефах гидрозатворов была изучена на двух ручьях: Пальник-шор и Безымянный. В 1997 г. максимальные количество видов, значения численности и биомассы зоопланктона в этих водоемах приходились на июль, период наибольшего прогрева воды (рис. 17). По количественным показателям планктон руч. Пальник-шор оказался богаче по сравнению с сообществом руч. Безымянный, причиной чего являлась, скорее всего, старица, сообщающаяся с верхним бьефом руч. Пальник-шор, где в зарослях водной растительности развивался богатый зоопланктон. Состав доминирующих в планктоне двух ручьев видов различался. В руч. Пальник-шор по численности преобладали фитофильные коловратки, по биомассе – коловратки и веслоногие рачки рода *Eucyclops*. В руч. Безымянный в июле по численности превалировали неидентифицированные науплии циклопид, по биомассе – крупные ветвистоусые раки рода *Daphnia*. По числу видов, напротив, водоемы оказались сходны: в июле в них было отмечено 21 и 22 вида зоопланктеров.

В июне по численности зоопланктона более богатым являлось сообщество водоема на руч. Безымянный, главным образом, за счет развития науплиусов циклопид (рис. 17). В бьефах обоих ручьев (Пальник-шор и Безымянный) в этом месяце было найдено всего восемь видов планктонных гидробионтов.

В сентябре численность и биомасса зоопланктона в искусственных водоемах на ручьях Пальник-шор и Безымянный вновь снизились (рис. 17). В них было встречено 16 и 15 видов соответственно. Состав доминантов в осеннем зоопланктоне оказался отличным от летнего, в бьефе гидрозатвора на руч. Безымянный в сентябре доминировали коловратки и взрослые ракообразные. Сходство (по коэффициенту Сьеренсена) планктонной фауны в обследованных

Продолжение табл. 10

Таксон	Приустьевые участки левых притоков						Верхние бьефы левых притоков	Руслу левых притоков	Пруд, озера	Другие малые водоемы
	1995 г.	1996 г.	1997 г.	1998 г.	2001 г.	2005 г.				
Mytiliidae										
<i>Mytilina mucronata</i> (Müller, 1773)	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-
<i>M. m. spinigera</i>	-	-	+	-	-	-	+	-	-	-
<i>M. ventralis redunda</i> (Ehrenberg, 1832)	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-
<i>Lophocharis nalis</i> Wulfert, 1942	-	-	-	+	-	-	+	-	-	-
<i>L. salpina</i> (Ehrenberg, 1834)	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-
<i>Lophocharis</i> sp.	-	-	+	-	-	-	+	-	-	-
Colurellidae										
<i>Lepadella patella</i>	-	-	+	+	-	-	+	-	-	+
Euchlanidae										
<i>Euchlanis deflexa</i>	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-
<i>E. dilatata</i>	+	+	++	+	+	+++	+	+	-	+
<i>E. incisa</i> Carlin, 1939	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-
<i>E. triquetra</i> Ehrenberg, 1838	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-
<i>Euchlanis</i> sp.	+	+	+	-	-	-	+	-	-	-
Brachionidae										
<i>Brachionus calyciflorus anuraeiformis</i>	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Brachionus</i> sp.	-	-	-	-	-	-	+	-	-	+
<i>Platyas quadricornis</i> (Ehrenberg, 1832)	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-
<i>Keratella cochlearis</i>	+	+	-	-	-	+	-	-	-	-
<i>K. serrulata curvicornis</i>	-	-	-	-	-	-	+	-	-	+
<i>K. quadrata</i>	-	+	+	-	-	-	+	+	-	+
<i>K. testudo</i>	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-
<i>Kellicottia longispina</i>	+	-	+	+	-	-	-	-	+	+
<i>Notholca acuminata</i>	-	-	++	+	+	-	+	-	-	+
<i>N. caudata</i>	-	-	+	-	-	-	+	-	-	-
<i>N. foliacea</i>	-	-	+	+	-	-	+	-	-	+
<i>N. labis</i>	-	-	+	+	-	-	+	-	-	-
<i>N. squamula</i>	-	-	-	-	+	-	+	-	-	-

Продолжение табл. 10

Таксон	Приустьевые участки левых притоков							Верхние бьефы левых притоков	Руся левых притоков	Пруд, озера	Другие малые водоемы
	1995 г.										
	1995 г.	1996 г.	1997 г.	1998 г.	2001 г.	2005 г.					
<i>C. pulchella</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-
<i>C. quadrangula</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-
<i>Scapholeberis mucronata</i>	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	+
Macrothricidae											
<i>Macrothrix hirsuticornis</i>	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Streblocerus serricaudatus</i> (Fischer, 1849)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
Chydoridae											
<i>Eurycerus lamellatus</i>	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	+
<i>Pleuroxus aduncus</i> (Jurine, 1820)	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>P. truncatus</i>	-	+	-	-	-	-	-	+	+	+	-
<i>Alonella excisa</i> (Fischer, 1854)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
<i>A. exigua</i> (Lilleborg, 1901)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chydorus sphaericus</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Alona affinis</i>	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	-
<i>A. costata</i> Sars, 1862	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
<i>A. guttata</i> Sars, 1862	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-
<i>A. intermedia</i> (Sars, 1862)	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-
<i>A. quadrangularis</i>	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>A. rectangularis</i>	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-
<i>Acropetus harpae</i>	+	+	+	-	-	-	-	+	+	+	+
Bosminidae											
<i>Bosmina longirostris</i>	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-
<i>B. longispina</i>	-	+	+	-	-	-	-	+	+	+	+
<i>Bosmina</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Отряд Podonidae											
<i>Polyphemus pediculus</i>	-	+	-	+	-	-	-	+	+	+	-

Продолжение табл. 10

Таксон	Приустьевые участки левых притоков					Верхние бьефы левых притоков	Русл левых притоков	Пруд, озера	Другие малые водоемы
	1995 г.	1996 г.	1997 г.	1998 г.	2001 г.				
СОРЕПОДА									
Отряд Cyclopiformes									
Cyclopidae									
<i>Macrocyclops albidus</i>	+	+	-	-	-	+	-	-	-
<i>M. fuscus</i> Jurine, 1820	-	-	-	-	-	-	-	-	+
<i>Eucyclops serrulatus</i>	+	+	-	-	+	+	+	+	+
<i>Paracyclops fimbriatus</i>	+	-	-	-	+	+	+	-	-
<i>Cyclops insignis</i> Claus, 1857	-	-	-	-	-	-	-	+	-
<i>C. strenuus</i>	+	+	+	-	-	+	-	+	+
<i>Megacyclops viridis</i>	-	+	-	-	-	+	-	+	+
<i>Acanthocyclops vernalis</i>	-	+	-	-	-	+	-	-	-
<i>Diacyclops bicuspidatus</i>	+	-	-	-	-	-	-	+	+
<i>D. bisetosus</i> (Rehberg, 1880)	-	+	-	-	-	-	-	-	-
<i>D. nanus</i> (Sars, 1863)	-	+	-	-	-	-	-	-	-
<i>D. crassicaudis</i> (Sars, 1863)	-	-	-	-	-	+	-	-	-
<i>Mesocyclops leuckarti</i>	+	-	-	-	-	+	+	-	-
<i>Microcyclops varicans</i> Sars, 1863	-	-	-	-	-	-	-	-	+
Отряд Calaniformes									
Diaptomidae									
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	-	-	-	-	-	+	-	+	-
Temoridae									
<i>Eurytemora</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Heteroscope appendiculata</i> Sars, 1863	-	-	-	-	-	-	-	+	-
Отряд Harpacticiformes									
Canthocamptidae									
<i>Canthocamptus staphylinus staphylinus</i> (Jurine, 1820)	-	-	-	-	-	+	-	-	-
<i>Paracamptus schmeili</i>	+	+	-	-	-	-	-	-	-
<i>Bryocamptus vej dovskyi</i> (Mrazek, 1893)	-	-	-	-	-	+	-	-	-

Окончание табл. 10

Таксон	Приустьевые участки левых притоков						Верхние бьефы левых притоков	Руслу левых притоков	Пруд, озера	Другие малые водоемы
	1995 г.									
	1995 г.	1996 г.	1997 г.	1998 г.	2001 г.	2005 г.				
<i>B. (Arcificamptus) arcificus</i> (Lilljeborg, 1902)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
<i>Neomrazekella nordenskjoeldi</i> (Lilljeborg, 1902)	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-
<i>Moraria</i> sp.	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-
<i>Epacetophanes richardi</i> Mrázek, 1894	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-
ВСЕГО	17	33	31	10	14	14	79	28	37	32

Примечание: обозначения те же, что в табл. 6.

водоемах на ручьях в различные месяцы в 1997 г. оказалось наибольшим для одного биотопа в июле и сентябре. Для руч. Пальник-шор значение коэффициента, отражающего степень сходства состава сообщества в июле и сентябре составляло 0.47, для руч. Безымянный – 0.61. Коэффициенты сходства для зоопланктона разных или одного ручьев, но в июне-июле или июне-сентябре составляли 0.37–0.39.

Межгодовая динамика зоопланктона в верхних бьефах гидрозатворов на левобережных притоках р. Колва: Пальник-шор и Безымянный, соответствовала в общих чертах динамике планктонных сообществ в первые годы после создания водохранилищ речного типа (Горайнова и др., 1969). До 1997 г. численность, биомасса и количество видов гидробионтов в водоемах с каждым годом возрастали, в 1998, 2000 гг. эти показатели несколько снизились (рис. 18).

В 1996 г. в зоопланктоне искусственного водоема выше дамбы на руч. Пальник-шор доминировали науплии (35% численности зоопланктона), *Chydorus sphaericus* (10) и *Notholca squamula* (7). В 1997 г. 59% обилия планктона в этом водоеме составляла коловратка *Notholca labis*, 14% численности зоопланктона приходилось на *C. sphaericus*. По биомассе в этой пробе превалировали веслоногие раки (61% общего значения), представленные как ювенильными формами, так и взрослыми *Eucyclops serrulatus* и *Megacyclops viridis*. Науплиусы циклопид преобладали выше дамбы на руч. Пальник-шор в 1998 г. В сентябре 2000 г. в планктоне верхнего бьефа гидрозатвора на этом ручье доминировали *E. serrulatus* (38–69% численности зоопланктона и 79–89% – биомассы).

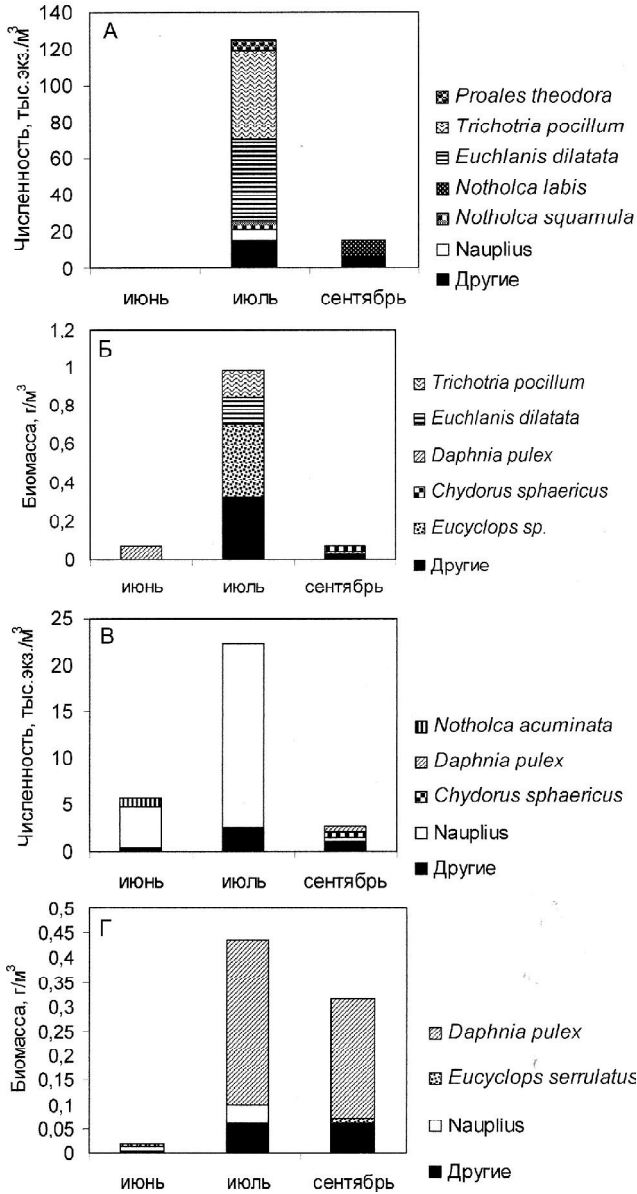


Рис. 17. Сезонная динамика структуры, численности и биомассы зоопланктона в верхних бьефах гидрозатовров на ручьях Пальник-шор (А, Б) и Безымянный (В, Г) в 1997 г.

В августе-сентябре 1995, 1996 гг. в зоопланктоне водоема на руч. Безымянный доминировали веслоногие раки, их численность составляла 96–97, а биомасса – 99% общих значений. В последующие годы существенно увеличилась роль коловраток и ветвистых раков. В сентябре 1997 г. численность науплиусов составляла 15–28% общего значения, 16–21% приходилось на долю *Notholca labis*, 25–28% численности зоопланктона составлял *Chydorus sphaericus*. По биомассе в этом году в планктоне преобладали *Daphnia pulex* (рис. 17). В 1998 г. по численности в верхнем бьефе гидрозатвора на руч. Безымянный преобладали науплии циклопид и ближе неидентифицированные коловратки *Bdelloida* (57 и 24% общих значений соответственно).

В 2000 г. также в сентябре *Bdelloida n.det.* составляли половину (51%) обилия животного планктона в водоеме и 45% биомассы.

Показательно то, что доминирующие в 1997 г. в зоопланктоне верхнего бьефа гидрозатвора на руч. Безымянный *D. pulex* в последующие годы исследований (1998, 2000 гг.) не были встречены в этом водоеме.

Таким образом, доминирующий комплекс видов в зоопланктоне верхних бьефов зарегулированных участков на ручьях Пальник-шор и Безымянный оказался достаточно сходным, но изменялся по годам, сохраняя в целом состав.

Распределение зоопланктона и одного из показателей качества воды – сапробности – вдоль профиля малых зарегулированных водотоков изучалось на примере

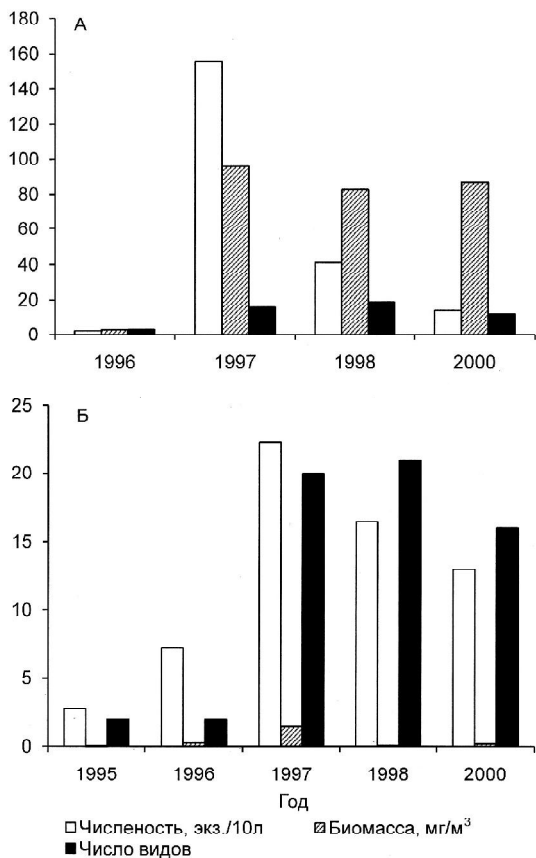


Рис. 18. Многолетняя динамика зоопланктона в верхних бьефах гидрозатворов на ручьях Пальник-шор (А) и Безымянный (Б), август-сентябрь.

притоков р. Колва – ручьев Воргаель и Ниедзьель. Зоопланктон этих ручьев в конце июля – начале августа 2001 г. был представлен 23 видами и формами коловраток, восемью – ветвистоусых и 13 видами веслоногих раков.

В руч. Воргаель в период исследования обнаружено 25 видов, из которых более половины приходилось на коловраток, которые преобладали по количеству видов во всех пунктах отбора проб и максимального разнообразия (17 видов и форм) достигали в русле водотока 200 м выше дамбы. В этом же пункте наблюдалось наибольшее число видов планктонных ракообразных (по четыре вида кладоцер и копепод). По количеству видов, обнаруженных в верхнем бьефе гидрозатвора, сообщество руч. Воргаель оказалось сходным с зоопланктоном таких же биотопов на ручьях Пальник-шор и Безымянный в сентябре 2000 г. и более богатым по сравнению с сообществами тех же ручьев в 1995, 1996 гг. Средние показатели количественного развития зоопланктона составляли в русле руч. Воргаель: численность – 66 ± 10 тыс. экз./м³, биомасса – 0.11 ± 0.01 г/м³. Причем как численность, так и биомасса беспозвоночных выше гидрозатвора были несколько больше по сравнению с участком ниже дамбы (табл. 11). Такое распределение показателей связано, на наш взгляд, с влиянием экосистемы оз. Щучье, из которого вытекает ручей. Наибольшая численность планктонных беспозвоночных зарегистрирована в верхнем бьефе гидрозатвора, где гидрологические условия (слабая проточность, большая глубина) соответствовали водохранилищу и являлись оптимальными для формирования зоопланктона. Во всех пунктах отбора проб на руч. Воргаель в зоопланктоне преобладали по численности коловратки, по биомассе –

Таблица 11
Количественные характеристики зоопланктона и сапробность (S) в руч. Воргаель, июль 2001 г.

Пункты отбора проб	Численность				Биомасса				S
	Общая, Тыс. экз./м ³	Rotatoria, %	Cladocera, %	Copepoda, %	Общая, г/м ³	Rotatoria, %	Cladocera, %	Copepoda, %	
Верхний бьеф гидрозатвора	105.18	73	1	26	0.380	17	1	82	1.48
Нижний бьеф гидрозатвора	7.9	77	3	20	0.022	25	12	63	1.53
Выше гидрозатвора 200 м	75.7	85	1	14	0.128	35	5	60	1.54
Ниже гидрозатвора 200 м	56.7	89	1	10	0.099	44	1	55	1.53

веслоногие раки. Из коловраток наибольшего обилия во всех пробах достигал один вид – *Keratella quadrata* (57–78%). По биомассе доминировали неполовозрелые циклопиды (47–80%).

По отношению к качеству воды виды беспозвоночных, обнаруженные в руч. Воргаель, относились к ксено-олигосапробным, олигосапробным, олиго-β-, или β-мезосапробным. Сапробные индексы соответствовали олиго-β-мезосапробным условиям. Среднее значение индекса составило 1.52 ± 0.01 (табл. 11).

В составе планктонной фауны руч. Ниедзьель выявлено 32 вида. Наиболее разнообразны, так же как в руч. Воргаель, были коловратки (17 таксонов). По числу видов они преобладали почти во всех пунктах отбора проб (кроме верхнего бьефа гидрозатвора на левом рукаве) и наибольшим разнообразием (11 видов и форм) отличались в верхнем бьефе гидрозатвора на правом рукаве ручья. В зоопланктоне верхнего бьефа левого рукава максимального разнообразия в видовом отношении достигали веслоногие раки (семь видов).

Видовое богатство планктонных организмов в верхних бьефах гидрозатворов на руч. Ниедзьель оказалось более высоким по сравнению с таковым в сходном биотопе на руч. Воргаель и сопоставимым с этими показателями для ручьев Пальник-шор и Безымянный в 1997, 1998 гг. Межгодовые изменения разнообразия зоопланктона в искусственных водоемах ранее исследованных ручьев бассейна р. Колва связаны со временем их существования. Как в любом водохранилище, этот показатель повышается в первые годы после создания водоема за счет дополнения фауны озерными формами, после чего происходит некоторое снижение разнообразия видов (Горяйнова и др., 1969; Кудерский, 1986).

В количественном отношении зоопланктон руч. Ниедзьель оказался беднее по сравнению с зоопланктоном руч. Воргаель. Средние показатели численности планктонных беспозвоночных в русле водотока составляли 2.0 ± 0.8 тыс. экз./м³, биомассы – 0.008 ± 0.003 г/м³. Те же показатели в бьефах гидрозатворов – 2.17 ± 0.48 и 0.143 ± 0.036 соответственно. Значения обилия зоопланктона в слабoproточных водоемах и на течении оказались достаточно близкими. По биомассе зоопланктон стоячих водоемов являлся более богатым относительно русла ручья, что обусловлено преобладанием в сообществах бьефов крупных циклопид. В руч. Ниедзьель, в противоположность распределению зоопланктона в руч. Воргаель, показатели количественного развития планктонных беспозвоночных снижались от верхних участков к нижним, т.е. распределялись соответственно закономерности речного континуума. Максимальные значения численности планктона зафиксированы в устье ручья. Биомасса на этом участке существенно превышала биомассу зоопланктона выше по течению (табл. 12). Численность зоопланктона в верхних бьефах

Таблица 12
Количественные характеристики зоопланктона и сапробность (S) в руч. Нмедзьель, июль 2001 г.

Пункты отбора проб / номер пробы	Численность				Биомасса					S
	Общая, Тыс. экз./л ³	Rotatoria, %	Cladocera, %	Sopropoda, %	Общая, г/л ³	Rotatoria, %	Cladocera, %	Sopropoda, %		
Правый рукав, выше гидрозатвора, в районе моста / 1	0.34	88	0	12	0.001	24	0	76	1.5	
Правый рукав, выше гидрозатвора, в районе моста / 2	0.28	71	0	29	0.001	11	0	89	1.48	
Устье / 3	4.40	79	1	20	0.013	69	7	24	1.04	
Устье / 4	2.68	80	5	15	0.014	40	12	48	1.18	
Устье / 5	2.44	69	2	29	0.011	34	5	61	1.24	
Правый рукав, верхний бьеф гидрозатвора / 6	1.42	15	31	54	0.21	1	98	1	1.28	
Правый рукав, верхний бьеф гидрозатвора / 7	2.48	6	27	67	0.19	1	90	9	-	
Левый рукав, верхний бьеф гидрозатвора / 8	3.40	8	9	83	0.12	1	9	90	1.55	
Левый рукав, верхний бьеф гидрозатвора / 9	1.38	1	17	82	0.05	1	21	78	1.32	

гидрозоаторов на руч. Ниедзьель оказалась близкой обилию планктонных беспозвоночных в сходном биотопе на руч. Безымянный, тогда как биомасса больше соответствовала биомассе зоопланктона в верхнем бьефе гидрозоатора на руч. Пальник-шор. Доминировали по численности в планктоне приустьевое участка и в правом рукаве выше гидрозоатора на руч. Ниедзьель коловратки (табл. 12). Из них наиболее обильны в правом рукаве, так же как в руч. Воргаель, *Keratella quadrata* (57–77% численности зоопланктона), в устье ручья по численности доминировали *Proales theodora* (52–66%). По биомассе в этом пункте преобладали коловратки или веслоногие раки, в основном неполовозрелые.

В планктоне верхнего бьефа гидрозоатора на левом рукаве руч. Ниедзьель как по численности, так и биомассе превалировали ракообразные (табл. 12). Из них наибольшую долю в обилии беспозвоночных составляли неидентифицированные копеподиты и науплиусы, а также *Eucyclops serrulatus* (36–37 и 17–25% численности зоопланктона соответственно). В планктоне верхнего бьефа гидрозоатора на правом рукаве ручья преобладали по обилию и биомассе. Наибольшая численность зоопланктона приходилась на неполовозрелых копепод и *Polyphemus pediculus* (45–52 и 25–31% соответственно). *P. pediculus* составлял также значительную долю в биомассе зоопланктона в этом пункте.

В руслах всех обследованных ручьев, впадающих в р. Колва слева, на участках как выше, так и ниже дамб было обнаружено 28 видов и форм зоопланктеров (см. табл. 10).

На приустьевых участках правобережных притоков найдено 18 видов планктонных животных: *Cephalodella gibba*, *Trichocerca longiseta*, *Lecane (Monostyla) lunaris*, *Keratella quadrata*, *Kellicottia longispina*, *Notholca acuminata*, *Simocephalus sp.*, *Ophryoxus gracilis*, *Macrothrix hirsuticornis*, *Ilyocryptus sp.*, *Alonella excise*, *Chydorus sphaericus*, *Alona guttata*, *Acroperus harpae*, *Bosmina sp.*, *Eucyclops serrulatus*, *Acanthocyclops vernalis*, *Eurytemora sp.* Из них только *O. gracilis* не был обнаружен в водоемах в зоне нефтяного разлива.

В обследованных пруду и озерах (Щучье и безымянное в бассейне р. Хатаяха) по числу видов превалировали рачки (27 видов), коловратки представлены только девятью таксонами. Летний зоопланктон оз. Щучье был преимущественно рачковый, 80% обилия животного планктона составляли кладоцеры. В единственной пробе из зарослей макрофитов присутствовало 14 видов этих ракообразных. Численность зоопланктона составляла здесь 22 тыс. экз./м³. В пруду и сообщающемся с ним озере, расположенных на водосборе р. Хатаяха, найдено три вида коловраток, 11 видов ветвистоусых и семь – веслоногих рачков. Из них *Cyclops insignis* присутствовал в наших сборах только из этих водоемов.

В обследованных в различные годы мелких водоемах на водосборе р. Колва в зоне нефтяного разлива (временные лужи, озерца и т.п.) обнаружено 32 вида, из них семь (*Notommata allantois*, *Filinia cornuta*, *Streblocerus serricaudatus*, *Alona costata*, *Macrocyclus fuscus*, *Microcyclus varicans*, *Bryocamptus (Arctiocamptus) arcticus*) не были встречены в других водоемах бассейна реки. Эти находки интересны, так как пополняют знания о разнообразии фауны региона и влиянии нефтяного загрязнения на гидробионтов. Более половины видов коловраток и ракообразных, зарегистрированных только в малых водоемах (*F. cornuta*, *S. serricaudatus*, *M. fuscus*, *M. varicans*, *B. arcticus*) являются достаточно редкими и для других регионов, не подверженных нефтяному загрязнению, так как проявляют высокую экологическую приуроченность (к температурным условиям, минерализации, реакции воды и т.п.).

В одном из обследованных малых водоемов (непроточный пруд на обочине автомобильной дороги), поверхность которого полностью покрывала нефтяная пленка толщиной несколько миллиметров, присутствовали лишь неидентифицированные *Bdelloida*. Их обилие составляло 170 экз./м³.

Подводя итог, мы можем констатировать, что водоемы и водотоки в бассейне обследованной реки, расположенные в зоне нефтяного разлива или несущие из нее воды, характеризовались богатой и разнообразной планктонной фауной, насчитывающей 69 видов коловраток и 56 – ракообразных (табл. 12). Коловраточный планктон пойменных водоемов оказался беднее по числу видов, чем сообщество главного водотока, рачковый планктон – напротив, богаче. В формировании планктонных сообществ левобережных притоков р. Колва большую роль в период после аварии играли гидрозатворы, на участках непосредственно выше которых складывались условия для развития своеобразной прудово-озерной фауны. С 1998 по 2005 г. ее представители проникали в магистральный водоток и на отдельных участках доминировали по численности. Обнаруживалось влияние сообщества магистрального русла р. Колва на состав зоопланктона притоков – коловратки *Asplanchna priodonta*, *Keratella cochlearis*, *Conochilus unicornis*, *Testudinella sp.*, многочисленные в русле реки, встречались и в ее притоках, но не выше, чем на приустьевых участках. Развивающиеся в загрязненных притоках организмы, очевидно, играли немалую роль в самоочищении экосистемы реки. Таким образом, функционирование гидрозатворов оказалось по показателям зоопланктона оправданной мерой по минимизации последствий нефтяного разлива.

5.3. Реакция зоопланктона реки Колва на нефтяное загрязнение

Зоопланктон реагирует на различные загрязнения изменением своего состава и структуры, повышением или понижением численности и биомассы, изменением характера распределения в пространстве и времени. К настоящему времени накоплено много сведений о специфическом и неспецифическом ответах планктонных сообществ на различные загрязнители вод. Показана их зависимость от природных факторов, а следовательно от региональных особенностей.

В обследованной реке зоопланктон сохранился (в измененном виде) несмотря на то, что концентрация нефти была гораздо более высокой, чем рыбохозяйственная ПДК. Причинами такой устойчивости могут являться климатические особенности речного бассейна, существовавшее до аварии хроническое загрязнение, локальность воздействия и др. Развитие многих поколений планктонных животных при хроническом воздействии поллютантов могло обусловить их адаптацию к воздействию высоких концентраций нефти.

Отдельные популяции и сообщества гидробионтов в загрязненных водоемах бассейна р. Колва оказались чувствительны к ухудшению условий. Так, популяция *Daphnia pulex*, существовавшая в верхнем бьефе гидрозатвора на руч. Безымянный до 1997 г., в 1998 и 2000 гг. не была обнаружена. Причем, осенью 1997 г. эфипиальные самки этого вида доминировали в зоопланктоне в этом биотопе, т.е. их отсутствие в дальнейшем не было связано с изначальной редкостью и малочисленностью. В данном случае загрязнение могло привести к сокращению продолжительности жизни *D. pulex*, снижению ее плодовитости (Ратушняк и др., 2000) и, в конце концов, вымиранию.

Высокая чувствительность к токсическим веществам *Daphnia* по сравнению с другими родами кладоцер (*Moina*, *Ceriodaphnia*, *Scapholeberis*) известна (Дубовская, 2009) и используется в водной токсикологии. Ветвистоусые родов *Daphnia*, *Diaphanosoma* и *Bosmina* только в условиях водотока (не в озерах) проявляют высокую чувствительность к наличию во взвеси минеральных частиц, которые могут повреждать их фильтрационные аппараты (Смирнов, 1975). В русле обследованной реки различные виды дафний встречались постоянно, кроме 1995 и 2007 гг., когда численность зоопланктона была очень низкой, что свидетельствует об отсутствии или незначительности негативного влияния на этих рачков нефтяного и других загрязнений. То же касается видов *Bosmina*, которые не только присутствовали в реке во все годы исследований и входили в число доминант, но и увеличивали свою численность из года в год, несмотря на воздействие повышенных концентраций взвешенных веществ и других поллютантов.

В других малых непроточных водоемах бассейна р. Колва, полностью покрытых слоем нефти, зоопланктон присутствовал, но был представлен лишь неидентифицированными коловратками отряда *Bdelloida*. Несложно представить, что негативное воздействие нефти на планктонные организмы было широко распространено в малых водоемах бассейна р. Колва и только по методическим причинам зафиксировано единично.

Очевидно, что некоторые закономерности динамики планктонных сообществ в р. Колва были связаны с загрязнением ее нефтью и динамикой загрязнения. Так же как в морских экосистемах, колебания концентрации нефтепродуктов в ее водах были связаны с несколькими этапами их поступления: непосредственно в результате аварии, из донных отложений и соседних сильно загрязненных акваторий (Samainetal, 1980), а в реке – с берегов во время весеннего половодья (Баренбойм и др., 2000). Такие колебания концентрации нефтепродуктов в водах реки обусловили положительную динамику животного планктона, которая проявлялась в увеличении количества видов, численности и биомассы, с 1995 до 2000 г. Несмотря на то, что различия, существующие между морскими и речными экосистемами велики (что ограничивает возможность сравнения их ответных реакции на загрязнение нефтью), планктонные сообщества водоемов обоих типов имеют общие черты, которые оказываются важными для такого анализа. Так же как случаи стимулирующего эффекта нефтяных разливов в морской среде проявлялись в повышении численности и биомассы мирных копепод, так и в обследованной реке первые три года после аварии копеподы количественно преобладали в сообществах, и их обилие росло. Менее эффективным является сравнение рек с непроточными пресными озерами, где нефтяные разливы приводят к большому дефициту света из-за того, что в стоячей воде нефтяная пленка может покрывать всю поверхность зеркала. Затемнение приводит, в свою очередь, к затруднению процесса фотосинтеза и изменению поведения планктонных организмов, например, их суточных миграций (Нельсон-Смит, 1977), и снижает токсичность для планктонных ракообразных растворимых фракций нефти (Calfee et al., 1999).

В р. Колва с 1995 до 1997 г. увеличение числа видов, численности и биомассы зоопланктона сопровождалось повышением его видового разнообразия, роли в сообществе веслоногих раков, обогащением комплекса доминантов за счет эпизодически присутствующих в нем видов и ростом показателей трофности. В 1998, 2000 гг. основные количественные показатели развития планктона в реке продолжали увеличиваться, но состав доминантов оставался прежним, роль копепод снизилась за счет увеличения долевого участия кладоцер, коэффициенты разнообразия и трофности уменьшились.

В период 2001–2004 гг., когда исследования речного сообщества не проводились, эффект его стимуляции, вероятно, сохранялся, поскольку в 2005 г. показатели количественного развития зоопланктона оставались высокими, хотя и были ниже уровня 2000 г.

Повышение количества зоопланктона в загрязненных нефтью водах и изменение его структуры могут служить показателем нарушения трофических взаимодействий в экосистеме и возрастания количества пищевого ресурса планктонных животных – бактериального населения, нефтеокисляющих гетеротрофов, способных использовать углеводороды нефти в качестве источника углерода и энергии (Миронов, 2000; Волкова, 2006; Dutka, Kwan, 1984; Werner et al., 1985; Leea, Pageb, 1997).

Динамика температуры воды в 1995–2000 гг. в р. Колва также положительно влияла на количественное развитие зоопланктона, так как в наиболее теплом 2000 г. были зарегистрированы максимальные показатели видового богатства, численности и биомассы животного планктона. Температурные условия прямо влияют на коловраток и ракообразных, изменяя скорость их метаболизма и популяционные характеристики. При нефтяном загрязнении это влияние может осуществляться также опосредованно через изменение при повышении температуры свойств нефти и скорости ее деструкции нефтеокисляющей микрофлорой (Сафаров и др., 2005; Волкова, 2006; Белкина и др., 2008). Преобладание же относительно низких температур вод в обследованной реке, таким образом, могло влиять на зоопланктон, с одной стороны, способствуя оседанию нефти и делая ее малодоступной для организмов, находящихся в толще воды, с другой – подавляя развитие бактерий.

Кроме микроорганизмов пищей мирному зоопланктону служат водоросли, динамика количества которых в р. Колва могла быть отрицательной в период после аварии как вследствие токсичности нефтепродуктов, так и из-за усиления конкурентных отношений фотосинтезирующих авто- и гетеротрофов (Werner et al., 1985). Возможно, что и изменение структуры пищевого ресурса для зоопланктеров в р. Колва сыграло свою роль в изменении структуры сообщества последних, так как для этих животных известно предпочтение одной пищи другой, хотя и не строгое (Монаков, 1976).

Повышение показателей развития зоопланктона при промышленном загрязнении было выявлено на других реках Республики Коми: Воркута и Ухта. Хроническое воздействие промышленных предприятий и города на экосистему р. Воркута в ее нижнем течении привело к увеличению видового богатства, численности и биомассы животного планктона на этом участке. Состав доминирующих видов в планктоне р. Воркута в зоне поступления поллютантов сохранился относительно контрольных участков, но наряду с

ними обычны стали коловратки рода *Brachionus*, являющиеся индикаторами ухудшения качества воды (Барановская, 1995). *Brachionus* присутствовали также в планктоне р. Ухта в зонах влияния поселка и города. Наблюдалось повышение количества зоопланктона на этих участках реки относительно контрольных (Барановская, Фефилова, 1995).

Проявление эффекта стимуляции развития зоопланктона в р. Колва, связанного с загрязнением ее нефтью, оказалось различным для периодов 1995–1997 и 1998–2000 гг. Причиной этого различия является, по нашему мнению, изменение способов и подходов к очистительным и восстановительным работам на реке и роли притоков в формировании условий в магистральном русле в эти периоды. Имеющийся анализ (Vandermeulen, Ross, 1995) некоторых сведений о разливах нефти в пресные воды показал, что мероприятия по ее устранению из загрязненных акваторий оказывают зачастую более сильное воздействие на экосистему, чем сама нефть. Значение имеют и применяемые в этих случаях методы очистки. В период с 1995 по 1997 г. увеличение численности и биомассы зоопланктона, роли веслоногих раков и уменьшение роли ветвистосусых, повышение видового богатства и разнообразия, а также трофического статуса речной экосистемы происходили на фоне активной механической уборки нефти, строительства гидрозатворов и других специальных сооружений и, как следствие, механического загрязнения реки (Захаров и др., 2002). К 1997 г. в ее притоках, которые были зарегулированы в первый год после аварии (или до нее), завершилось формирование планктонных сообществ, характерных для таких водоемов. С этого времени на фоне снижения активности механической уборки нефти и строительных работ, заметно проявлялось влияние водоемов водосбора на речные сообщества. За счет этого влияния увеличилось видовое богатство, но разнообразие видов снизилось, заметно повысилось количество кладоцер и уменьшилось значение копепод.

Значение верхних бьефов гидрозатворов в биологической очистке стоков с загрязненных нефтью территорий велико. Она основана на жизнедеятельности фито- и зоопланктона, так же как в очистных сооружениях, называемых биологическими прудами (на свету при температуре выше 10 °С) (Айсаев и др., 1984). Верхние бьефы гидрозатворов, пруды-накопители смешанных с нефтью вод, расположенные на водосборе р. Колва, являлись по сути не только техническими, как было предусмотрено, но и биологическими рекультиваторами. В летнее время в них развивалась фауна, проявляющая высокую активность в очищении вод фильтрацией. В этих водоемах и русле реки в 1998, 2000, 2005 гг. обнаружено 10 видов коловраток, характерных для фауны очистительных сооружений,

причем их индикаторная значимость (сапробный индекс) изменялась в самом широком диапазоне (Жутикова, 1984).

Следует отметить, что межгодовые изменения состава зоопланктона в р. Колва не коснулись видов, давно в ней обитавших. Динамика их количества в реке могла подчиняться только природным факторам, так же как динамика основного планктонного комплекса, замещение видов в котором является естественным и обратимым, если эти виды не имеют противоположных экологических предпочтений и высокого индикаторного значения, т.е. эврибионты (Лазарева, 2005; Столбунова, 2005).

Эвтрофикация водоема называется в числе возможных последствий нефтяного загрязнения (Werner et al., 1985). В р. Колва концентрация биогенных веществ в 1997 г. соответствовала олиготрофному уровню (Баренбойм и др., 2000). В последующие годы показатели развития зоопланктона в реке диагностировали его изменение на эвтрофный. Эвтрофирование вод обследованной реки могло быть связано с поступлением биогенных веществ как с ее водосбора, так в результате изменения в экосистеме продукционно-деструкционных процессов. Проявление в сообществе русла признаков противоположно направленных сукцессий в различные годы свидетельствует о сложности структуры пелагической трофической сети реки.

Механизм естественного самоочищения водоемов от нефтеуглеводородов был выработан эволюцией до появления человека (Мионов, 2000). Ведущая роль в их трансформации принадлежит бактериям. Планктонные организмы, как показали и наши исследования, оказываются способными служить вторым звеном в этом процессе.

Ответные реакции зоопланктона на нефтяное загрязнение р. Колва оказались различными. Большинство этих реакций сводилось к активации процессов самоочищения водной среды. Участие зоопланктона в самоочищении обнаруживалось как на уровнях рефугиумов и пойменных водоемов в качестве самостоятельных экосистем, так и на уровне речной системы в целом, согласуясь с концепцией В.В. Богатова (1994) об ответной ее реакции на экстремальную ситуацию. По этой концепции некоторые биотопы в русле водотока или в пойме сохранением более пригодных для развития организмов условий играют первостепенную роль в поддержании сообществ гидробионтов в периоды экологических катастроф. Значение биотопов-рефугиумов в загрязненной нефтью реке оказалось таким же, как в речной системе при экстремальных природных, например, сезонных явлениях. В меньшей степени подверженные загрязнению биотопы, аналогично временным водоемам во время паводков, служат местами сохранения разнообразия планктонных животных. Дру-

гие местообитания, находящиеся в равных условиях загрязнения, но при более благоприятном влиянии комплекса других факторов, являются очагами воспроизводства зоопланктона.

В свете вышесказанного обнаруживается дополнительное значение регулирования притоков р. Колва и создание слабопроточных водоемов в верхних бьефах гидрозатворов. Эти водоемы заняли особое место в поддержании как разнообразия планктонной фауны загрязненной реки, так и в привнесении в нее дополнительной биомассы. Кроме того, богатые озерно-прудовые сообщества гидробионтов, развивающиеся в верхних бьефах и других искусственных и природного происхождения пойменных водоемах, сами выполняли функцию «живых барьеров» или биологических прудов, участвуя наряду с техническими барьерами в очищении стоков и биологической рекультивации экосистемы. Существенным ограничением этих рекультивационных мероприятий, их замедляющих, являлось преобладание в загрязненной нефтью реке низких температур воды в течение года и летнего сезона. Температура влияет на процесс самоочищения водоемов от нефти таким образом, что при ее повышении интенсифицируется переход нефти в токсичное для гидробионтов состояние и одновременно ускоряется ее деструкция микроорганизмами.

Глава 6. ЗООБЕНТОС

6.1. Состояние зообентоса рек бассейна реки Колва до развития нефтедобывающей промышленности в регионе

Гидробиологические исследования, включающие изучение зообентоса, в бассейне р. Колва проводились ранее в 1955 г. до развития нефтедобывающей промышленности в регионе, результаты их отражены в ряде публикаций (Попова, 1959а, б, 1962). Как показали эти исследования, донное население р. Колва, так же как и зоопланктон, оказалось недостаточно богатым, хотя здесь встречены все основные группы речной фауны. Однако в состав большинства групп входило незначительное число видов и форм. Биомасса бентоса в среднем составляла 1.56 г/м^2 , достигая иногда 4.9, а с моллюсками до 9.1 г/м^2 . Численность донных организмов в среднем была около 5 тыс. экз./ м^2 , максимально достигая 25.8. Показатели количественного развития бентоса падают с увеличением глубины и скорости течения. Развитие бентоса зависит и от характера грунтов. Наиболее низкие показатели установлены для чистых гальки, гравия и песков. Даже слабое заиление приводило к заметному увеличению численности за счет мелких форм хирономид. Наибольшие количественные показатели развития зообентоса наблюдались на умеренно и слабо заиленных песках.

На верхнем исследованном участке реки в районе с. Костюк, а также в месте впадения р. Хатаяха вследствие перемещения песчаных наносов зообентос на стрежне был бедным и однообразным. На глубинах выше 2 м существенное значение имели личинки хирономид, олигохеты и нематоды, на участке ниже р. Хатаяха даже личинки хирономид были немногочисленны и уступали по количеству личинкам мошек. У берегов население беспозвоночных было богаче и разнообразнее. Песчаные грунты отличались значительно более высокой плотностью личинок хирономид, олигохет и нематод от галечникового грунта. В прибрежном мелководье отмечены моллюски, среди зарослей осоки встречены личинки поденок и ручейников. В целом население представлено 16 группами донных беспозвоночных, преимущественно мелкими формами: Porifera, Hyd-

rozoa, Nematoda, Oligochaeta, Mollusca, Cladocera, Copepoda, Ostracoda, Hydracarina, Plecoptera, Ephemeroptera, Hemiptera, Coleoptera, Trichoptera, Chironomidae, Diptera n/det. При сравнительно высокой плотности (от 6.2 у с. Костюк до 15 тыс. экз./м² в районе Хата-яхи) биомасса бентоса исчислялась долями грамма, лишь у берегов достигая 2.8 г/м², а с моллюсками – 9.0. В донном населении низовьев реки у с. Колва преобладали личинки хирономид, составляя в июле 58–90, в сентябре – 30–40% от общей численности. В образовании биомассы существенное значение имели моллюски *Pisidium henslowanum* и *P. amnicum*. Другие группы (мошки, иногда личинки поденок и веснянок, рачки) представлены мелкими формами, поэтому и биомасса бентоса незначительна. При плотности бентоса 1.3–2.4 тыс. экз./м² она составляла 0.16–1.21 г/м². В устье состав донного населения также был однообразным и включал восемь групп, среди которых преобладали хирономиды, представленные одной формой. Биомасса возрастала от середины русла к берегам от 0.69 до 2.96 г/м². По результатам исследований Э.И. Поповой (1962) сделан вывод, что р. Колва, для которой характерно слабое заиление дна, отсутствие курий, незначительное развитие водной растительности, болотное питание и низкая минерализация, отличается небогатым развитием как планктона, так и бентоса, по сравнению с левобережными притоками Усы.

Исследования, выполненные нами в близкие к прежним сроки и на тех же участках русла после развития на данной территории нефтедобывающей промышленности и после аварийного выброса нефтепродуктов, дают возможность сравнить зообентос прежде чистой реки с сообществами донных беспозвоночных, существующими в бассейне реки в настоящее время.

6.2. Состояние зообентоса реки Колва после аварии на нефтепроводе

Первые гидробиологические пробы были отобраны в начале ноября 1994 г., три месяца спустя после самой крупной аварии на нефтепроводе. В пробах выше места аварии (на 120 км от устья р. Колва) в подледный период установлено 10 групп гидробионтов: Nematoda, Cladocera, Copepoda, Hydracarina, Plecoptera, Ephemeroptera, Trichoptera, Chironomidae, Simuliidae, Diptera n/det. Численность и биомасса зообентоса были невелики и составили 1.4 тыс. экз./м² и 0.4 г/м². Хирономиды (преимущественно рода *Tanytarsus* и *Smittia*) доминировали в численности донных организмов, составляя 84.6%. В биомассе преобладали также личинки хирономид (*Psectrocladius psilopterus* и *Procladius ferrugineus*), поденок (*Baetis*

sp., *Ephemerella mucronata*, *Heptagenia* sp.) и веснянок (*Taeniopteryx nebulosa*), составляя соответственно 54.9, 19.1 и 11.9% от общей биомассы. Из низших ракообразных в пробах отмечены *Alona rectangula* и *Megacyclops viridis*. Ручейники представлены одним видом *Apatania crymophila*. В пробе дрифта на чистом участке организмов обнаружено не было. Ниже места аварии пробы отобраны в р. Колва в районе 89-й буровой (примерно в 40 км от устья), где после аварии проводили первые очистные работы. На глубине 2.5 м на песчаных грунтах со сгустками нефти донные организмы отсутствовали. В пробе дрифта гидробионтов также не было, обнаружены только комочки нефти диаметром около 0.5 см, сносимые водой вниз по течению.

Исследования зообентоса продолжились в 1995 г. В это время в бассейне реки осуществлялись массовые мероприятия по уборке аварийной нефти. Русло р. Колва условно разбили на три участка, которые соответствовали выделенным ранее в 1950-е гг. Самый верхний участок располагался выше основного района аварии (150 км от устья р. Колва до руч. Пальник-шор). На этом участке пробы отбирались по трем створам (табл. 13). Первый гидробиологический створ находился в 300 м выше третьего шоссевого моста через реку. Этот участок реки, расположенный выше аварийного разлива нефти, в значительной степени был загрязнен нефтепродуктами. В районе моста и выше по берегам реки наблюдались пятна нефти, берега впадающих чуть ниже по течению двух ручьев замаслились. В этом месте через реку проложен ряд дюкеров, нефть из которых, очевидно, загрязнила левый берег реки. Нефтепродукты отмечены на кустах ивы и зарослях осоки вдоль берега. Нефтяная полоса шириной от 0.5 до 1 м вдоль берега была видна на всем протяжении первого исследованного участка.

Высшая водная растительность на данном участке развита слабо. Встречались отдельные кустики нардомсии (*Nardosmia laevigata*), узкие полоски цветущей осоки (*Carex aquatilis*) и хвоща (*Equisetum* sp.). В русле изредка наблюдались моховые обрастания, среди которых для данного участка установлено три вида: *Drepanocladus exannulatus*, *Leptodictyum riparium*, *Hypnum lindbergii*.

Несмотря на имеющее место нефтяное загрязнение, донная фауна этого участка (150–120 км от устья) довольно разнообразна (табл. 13). Здесь установлено 14 групп гидробионтов, среди которых наибольшее развитие получили личинки хирономид (40.9%). Биомассу бентоса определили моллюски (42.4%) и личинки поденок (28.3%). Средние показатели количественного развития бентоса на данном участке низкие, что отчасти объясняется тем, что многие представители донной фауны – личинки амфибиотических насекомых, закончив свое развитие в воде, покинули водоем. Вдоль берегов на-

Таблица 13

Бентос основного русла р. Колва выше зоны аварии, 1995 г.

Группы	120–150 км от устья		Ниже ручья Бадью (103 км)		80 км от устья			
					Май		Июль	
	I	II	I	II	I	II	I	II
Hydrozoa	–	–	–	–	–	–	0.6	3.0
Nematoda	6.9	<0.1	26.5	7.5	1.7	<0.1	6.6	<0.1
Oligochaeta	16.7	10.3	23.4	14.5	17.9	7.5	20.4	6.9
Mollusca	9.1	42.5	–	–	3.4	35.8	2.8	18.2
Cladocera	0.3	<0.1	0.8	0.2	1.1	<0.1	13.8	1.5
Ostracoda	0.1	<0.1	–	–	1.7	<0.1	1.7	0.1
Haracticoida	–	–	–	–	1.7	0.5	–	–
Др. Соперода	0.6	<0.1	2.6	3.5	1.7	0.2	3.8	1.8
Tardigrada	–	–	–	–	–	–	5.5	0.6
Hydracarina	4.3	2.5	4.8	21.9	1.1	0.5	0.6	1.2
Collembola	–	–	–	–	0.5	0.5	–	–
Ephemeroptera, lv.	9.5	28.3	8.8	14.6	3.4	9.2	–	–
Plecoptera, lv.	3.4	4.9	–	–	1.7	8.3	–	–
Hemiptera, lv.	–	–	1.7	4.1	–	–	–	–
Coleoptera, lv.	0.1	0.1	–	–	–	–	–	–
Trichoptera, lv.	1.5	0.3	7.2	7.9	0.5	0.1	–	–
Simuliidae, lv.	3.2	2.5	1.7	3.7	0.5	0.3	–	–
Chironomidae, lv.	40.9	6.3	22.5	22.1	59.8	32.3	43.1	60.7
Chironomidae, pp.	0.8	0.4	–	–	–	–	1.1	6.0
Ceratopogonidae, lv.	2.6	1.9	–	–	2.8	4.3	–	–
Diptera n/det., lv.	–	–	–	–	0.5	0.5	–	–
Средняя численность, тыс. экз./м ²	1.1	–	–	–	1.0	–	1.0	–
Средняя биомасса, г/м ²	–	0.5	–	–	–	0.5	–	0.2

Примечание: здесь и далее в таблицах 14–16: I – доля по численности, %; II – доля по биомассе, %.

блюдался лёт крупных видов поденок, массовый лёт нескольких видов ручейников. Отловлено имаго веснянок четырех видов, обнаружено много их экзувиев на берегу, где происходила линька. Вдоль уреза воды и на песчаном берегу после падения уровня воды в реке замечено значительное количество живых крупных двустворчатых моллюсков *Anodonta anatina* var. *petschorica*.

На расстоянии 80 км от устья гидробиологические пробы отбирались в мае и середине июля 1995 г. В майских пробах отмечено присутствие в донных отложениях нефтяных включений. Отдельные валуны, расположенные на песчаном грунте в русле реки, покрыты незначительными моховыми обрастаниями (*D. exannulatus*)

со следами загрязнения нефтепродуктами. Донное сообщество представлено весной 16 группами гидробионтов, значительной численности достигали личинки хирономид и олигохеты, по биомассе доминировали моллюски и личинки амфибиотических насекомых: хирономид, поенок и веснянок (табл. 13). В июле бентос был более бедным вследствие вылета ручейников, поенок, веснянок и мошек, биомассу стали определять личинки хирономид.

Таким образом, на верхнем исследованном участке реки, расположенном выше основного района аварии, несмотря на хроническое нефтяное загрязнение, установлено разнообразное донное население, представленное 20 группами гидробионтов. Средние численность и биомасса низкие – 1.0 тыс. экз./м² и 0.4 г/м².

Второй участок в 1995 г. был выделен в зоне аварийного разлива нефти (от устья руч. Пальник-шор до устья руч. Безымянный). На этом участке основное внимание обращали на устьевые участки наиболее загрязненных ручьев – левых притоков р. Колва и расположенных ниже их устьев участках русла.

В основном русле реки по левому берегу в 30 м ниже устья руч. Пальник-шор в грунте встречалось значительное количество нефтяных включений. Влияние нефтяного загрязнения сказывается на структуре бентосного сообщества, которое представлено здесь лишь тремя группами, из которых 68.4% численности и 89.7% биомассы составляли олигохеты. На расстоянии 200 м ниже устья ручья обнаружено уже шесть групп гидробионтов при доминировании по численности личинок хирономид, по биомассе – моллюсков. В основном русле реки ниже впадения ручьев Малый и Большой Кеню фауна также обеднена и представлена пятью-шестью группами при значительной доле олигохет (табл. 14). На расстоянии нескольких километров от устьевых участков загрязненных ручьев фауна русла была представлена уже 10-13 группами при доминировании таксонов, соответствующих фоновому состоянию реки. Пробы зообентоса отбирались по двум створам в основном русле реки – выше и ниже р. Хатаяга (табл. 15). Гидробиологические пробы, отобранные на расстоянии 8 км ниже устья руч. Пальник-шор (4 км выше устья р. Хатаяга), показали наличие здесь разнообразного бентосного сообщества, состоящего из 13 групп гидробионтов (табл. 15). Численно преобладали олигохеты, биомассу определяли личинки хирономид. В русле р. Колва в 300 м ниже устья Хатаяги установлено девять групп донных беспозвоночных, среди которых численно преобладали нематоды и олигохеты, по биомассе – моллюски.

Третий участок включал расстояние от с. Колва до устья реки. Близ с. Колва и до устья наблюдалось нефтяное загрязнение на прибрежной растительности, в пробах бентоса встречен отмерший мох. Во время отбора со дна проб на поверхности воды появлялась

Таблица 14

Бентос основного русла р. Колва ниже устьев загрязненных ручьев, 1995 г.

Группа	Ниже устья руч. Пальник-шор				Ниже устья руч. Малый Кенью на 100 м		Ниже устья руч. Большой Кенью на 50 м	
	на 30 м		на 200 м		I	II	I	II
	I	II	I	II				
Nematoda	–	–	–	–	6.0	<0.1	18.6	0.1
Oligochaeta	68.4	89.7	21.2	18.3	18.1	4.6	60.4	48.1
Mollusca	–	–	3.0	37.5	64.7	91.7	–	–
Copepoda	–	–	–	–	–	–	4.7	0.6
Hydracarina	–	–	6.1	4.2	2.6	2.8	–	–
Ephemeroptera, lv.	–	–	9.1	18.3	–	–	4.7	16.0
Trichoptera, lv.	–	–	–	–	–	–	2.3	32.0
Simuliidae, lv.	–	–	27.3	8.4	–	–	–	–
Chironomidae, lv.	21.1	9.0	33.3	13.3	8.6	0.9	–	–
Ceratopogonidae, lv.	–	–	–	–	–	–	9.3	3.2
Diptera n/det., lv.	10.5	1.3	–	–	–	–	–	–
Средняя численность, тыс. экз./м ²	0.4		0.2		1.3		0.5	
Средняя биомасса, г/м ²		0.13		0.5		1.2		0.07

Таблица 15

Бентос р. Колва в районе впадения р. Хатаяга, 1995 г.

Группы	4 км выше р. Хатаяга		Река Хатаяга		300 м ниже р. Хатаяга	
	I	II	I	II	I	II
Hydrozoa	–	–	2.0	5.1	–	–
Nematoda	9.8	2.4	6.4	0.8	55.6	<0.1
Oligochaeta	28.9	4.6	8.2	2.2	18.9	2.5
Mollusca	0.1	1.5	1.5	4.1	13.5	93.4
Cladocera	8.5	8.9	2.0	0.1	–	–
Ostracoda	0.4	<0.1	4.7	0.2	–	–
Copepoda	4.7	9.2	15.7	5.2	0.4	<0.1
Hydracarina	4.7	0.6	0.3	1.5	0.9	0.7
Ephemeroptera, lv.	4.6	2.8	3.2	16.4	0.4	0.4
Plecoptera, lv.	–	–	0.3	0.5	–	–
Coleoptera, lv.	0.1	0.2	–	–	–	–
Trichoptera, lv.	22.9	5.7	0.3	0.2	0.4	0.1
Chironomidae, lv.	10.5	63.5	54.8	62.9	8.6	2.7
Chironomidae, pp.	–	–	0.6	0.8	0.4	0.1
Ceratopogonidae, lv.	4.8	0.6	–	–	0.9	0.1
Средняя численность, тыс. экз./м ²	1.7		1.4		0.8	
Средняя биомасса, г/м ²		0.5		0.2		0.6

радужная пленка. Бентос нижнего течения р. Колва состоял из 13 групп гидробионтов, среди которых наибольшего развития достигали личинки хирономид и олигохеты, иногда в биомассу значительный вклад вносили моллюски (табл. 16). В некоторых пробах, взятых в медиали, преобладали личинки мошек. Численность донного населения невысокая (0.4–1.2 тыс. экз./м²), биомасса составляет лишь 0.1–0.2 г/м² за счет очень мелких размеров организмов и невысокой их численности. В курье ниже села хорошо развита высшая водная растительность: водяная сосенка, рдест плавающий, ежеголовник. В фауне этих зарослей преобладают микробентические рачки (доминируют *Chydorus sphaericus* и *Eucyclops serrulatus*) и олигохеты (*Nais variabilis* и *N. communis*). Кроме этих групп встречаются также личинки хирономид (*Tanytarsus* и *Orthocladus*) и других двукрылых.

Количественные показатели развития бентоса, невысокие и по данным 1955 г., после аварии ни на одном из створов не достигают прежних величин и продолжают оставаться низкими. Численность бентоса колеблется от 0.2 до 5.5 тыс. экз./м², биомасса составляет 0.06–1.3 г/м². Все вышесказанное подтверждает вывод, сделанный Э.И. Поповой ранее (1962), что р. Колва отличается небогатым развитием бентоса, а следовательно, и неблагоприятными кормовыми

Таблица 16

Бентос нижнего течения р. Колва, 1995 г.

Группы	2 км выше с. Колва		1 км ниже с. Колва		Устье реки	
	I	II	I	II	I	II
Nematoda	26.2	0.2	14.0	<0.1	14.5	<0.1
Oligochaeta	10.9	6.1	31.8	19.9	42.2	44.7
Mollusca	–	–	11.2	38.5	2.4	8.9
Cladocera	0.5	<0.1	2.8	0.1	1.8	0.3
Ostracoda	0.5	<0.1	2.8	0.1	–	–
Copepoda	3.5	0.8	–	–	2.7	1.2
Hydracarina	–	–	–	–	2.4	8.9
Ephemeroptera, lv.	1.0	7.0	0.9	0.4	0.3	0.6
Plecoptera, lv.	0.5	2.8	–	–	0.3	0.2
Simuliidae, lv.	7.4	18.9	16.9	5.1	2.7	8.9
Chironomidae, lv.	47.0	58.4	21.5	25.8	24.9	19.4
Chironomidae, pp.	0.5	0.2	–	–	–	–
Ceratopogonidae, lv.	–	–	–	–	5.5	5.9
Diptera n/det., lv.	2.0	5.6	0.9	10.2	0.3	1.0
Средняя численность, тыс. экз./м ²	0.8		0.4		1.2	
Средняя биомасса, г/м ²		0.1		0.2		0.2

условиями для рыб. В современных условиях этому способствует еще и нефтяное загрязнение.

По литературным данным (Попова, 1959а, б, 1962), ранее в донном населении р. Колва, как уже упоминалось выше, было зарегистрировано 16 групп гидробионтов (причем мошки не выделялись из Diptera n/det., а Harpacticoida учитывались в составе Copepoda). Дополнительно к этим группам нами установлены Turbellaria, Tardigrada, Hirudinea, Branchiura, Collembola, Megaloptera, Ceratopogonidae и не обнаружены Porifera. За все годы исследований в бассейне р. Колва зарегистрировано 22 группы донных организмов. Таким образом, на уровне таксономических групп разнообразие бентоса в результате аварии в целом по реке не пострадало.

О характере фауны можно судить по встречаемости групп бентоса в пробах, приведенной в табл. 17, по сравнению с аналогичным показателем в 1955 г. Самой распространенной группой в рус-

Таблица 17

Встречаемость групп бентоса русла р. Колва в разные годы, %

Группы	1955 г. n = 35	1995 г. n = 36	1996 г. n = 22	1997 г. n = 12	1998 г. n = 11	2000 г. n = 12	2005 г. n = 23
Hydrozoa	—	5.6	—	16.7	—	8.3	—
Nematoda	54.8	88.9	81.8	100.0	90.9	91.7	91
Oligochaeta	80.6	100.0	84.6	91.7	90.9	91.7	91
Mollusca	32.2	58.3	50.0	41.7	63.6	41.7	74
Cladocera	54.8	30.6	50.0	91.7	100.0	91.7	74
Ostracoda	45.1	13.9	13.6	25.0	54.5	33.3	26
Copepoda	45.1	44.4	90.9	100.0	90.9	100.0	65
Tardigrada	—	—	4.6	—	27.3	16.7	26
Hirudinea	—	—	4.6	—	9.1	8.3	4
Hydracarina	35.4	52.8	27.3	25.0	90.9	33.3	39
Collembola	—	—	—	—	9.1	—	4
Ephemeroptera	64.4	58.3	31.8	41.7	54.5	75.0	65
Megaloptera	—	—	—	—	9.1	—	—
Plecoptera	19.3	16.7	9.1	33.3	27.3	33.3	9
Hemiptera	3.2	2.8	—	—	—	—	—
Coleoptera	6.4	5.6	4.6	—	27.3	—	4
Trichoptera	32.2	30.6	13.6	16.7	9.1	33.3	9
Simuliidae	—	41.7	50.0	83.3	45.5	58.3	26
Chironomidae	96.6	100.0	95.5	100.0	100.0	100.0	96
Ceratopogonidae	—	30.6	45.5	16.7	81.8	50.0	61
Diptera n/det	48.1	11.1	—	—	54.5	33.3	17

Примечание: Harpacticoida учтены вместе с Copepoda.

ле реки были хирономиды. Однако в годы после аварии хирономиды редко входили в состав доминирующих групп зообентоса, лишь к 2005 г. они занимали уже лидирующее положение почти на всех створах, иногда уступая лишь нематодам по численности и моллюскам по биомассе.

С изменением уровня загрязнения вод и донных отложений р. Колва изменяется и структура донных сообществ. Во все годы в донном населении русла реки наблюдалась высокая встречаемость олигохет и нематод, причем в год после аварии встречаемость олигохет составила 100%. По численности доминировал *Limnodrilus hoffmeisteri* либо на песчаных грунтах *Spirosperma ferox*. В послеаварийный период доля олигохет в структуре зообентоса была значительно выше, чем в последующие годы. Так, в 1995 г. в русле р. Колва ниже устьев загрязненных ручьев олигохеты составляли 36.4–60.4% общей численности и 48.1–74.6% общей биомассы зообентоса, а в 2005 г. – лишь 1.6–16.1% численности и 0.5–14.3% биомассы.

По сравнению с 1955 г. в 1995–1996 гг. на фоне нефтяного загрязнения и увеличения взвешенных веществ в воде уменьшилась встречаемость большинства групп насекомых, причем в 1995 г. после аварии данная тенденция проявлялась в меньшей степени, а в 1996 г. поденки, веснянки, жуки, ручейники и двукрылые (кроме хирономид) встречались в составе зообентоса значительно реже, чем в доаварийный период. В последующие годы встречаемость насекомых, кроме ручейников, повысилась. С 1996 г. резко увеличилась в бентосе встречаемость и численность веслоногих раков, эта тенденция продолжалась до 2000 г. Низкая встречаемость и численность копепод в 1995 г. сменилась их массовым развитием в русле в последующие годы. Встречаемость веслоногих раков в пробах составила 91–100%, эта группа стала доминирующей по численности наряду с нематодами на большинстве створов (Лоскутова, Фефилова, 2004). К 2005 г. встречаемость и численность копепод снизилась. Встречаемость ветвистоусых раков увеличилась в 1997 г. и оставалась таковой до 2000 г. Кладоцеры в 2000 г. вошли в состав доминантов по численности на участке русла от руч. Безымянный до устья. После аварии эти ракообразные встречались лишь в 30% проб, вероятно потому, что эта группа гидробионтов является более уязвимой к действию нефтяного загрязнения и повышенному содержанию в воде взвешенных веществ (Скворцов, 1995). Они обильны только в незагрязненных и слабозагрязненных биотопах.

Структура донных сообществ, сформировавшаяся в магистральном русле на загрязненном участке р. Колва к 1997 г., в сравнении с 1995 г. показана на рис. 19, 20.

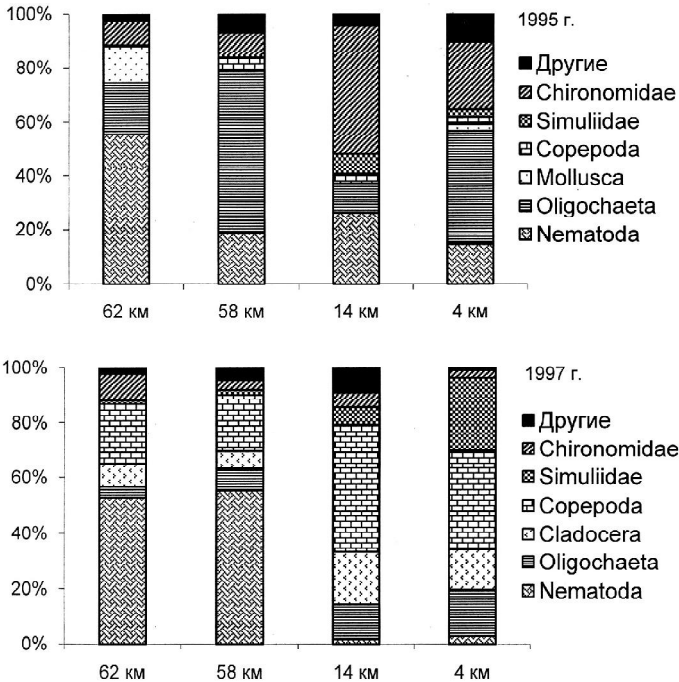


Рис. 19. Структура средней численности зообентоса на основных створах р. Колва в зоне аварии в 1995 и 1997 гг.

По направлению к устью в связи с незначительным заилением грунтов прослеживалось уменьшение численности нематод, увеличение доли копепод, в меньшей степени – олигохет и мошек, уменьшение на донных субстратах реки биомассы хирономид и, соответственно, возрастание в биоценозах доли олигохет и мошек. Доминируют по биомассе на большинстве створов моллюски *Amesoda transversalis* и *Euglesa sp.*

Многолетняя динамика развития бентоса свидетельствует об уменьшении его численности и биомассы на второй и третий год после аварии (1995–1996 гг.), когда в русле реки активно велись работы по уборке нефти, которые привели к увеличению взвешенных веществ в воде и их аккумуляции на донных грунтах. При работе нефтесборщика и другой техники рыхлые наносы песка на коренных грунтах ниже по течению составляли от 15 до 60 см. На середине реки и местах с более быстрым течением (до 0.5 м/сек.) наносы были меньше – 5–10 см. В большинстве проб бентоса наблюдались нефтяные включения. В 1997 г. в пробах, отобранных в

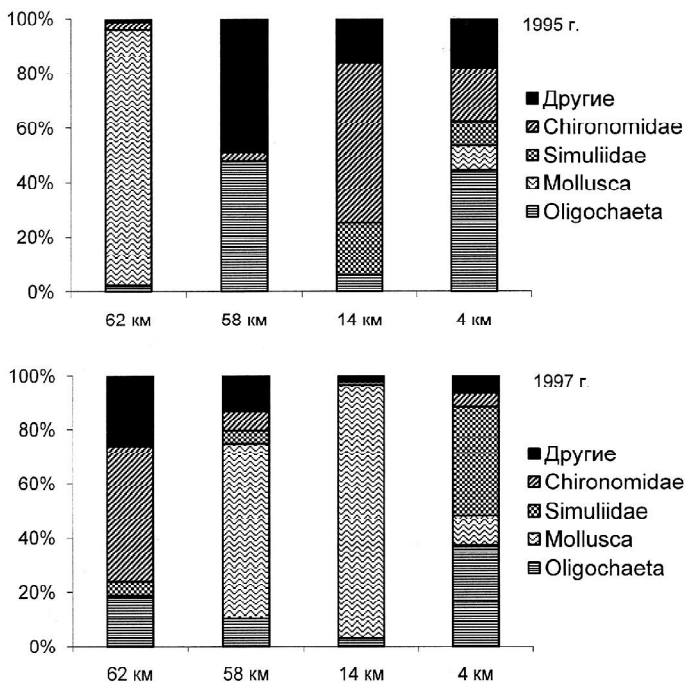


Рис. 20. Структура средней биомассы зообентоса на основных створах р. Колва в зоне аварии в 1995 и 1997 гг.

русле, нефти уже не было, хотя до 1998 г. в воде реки регистрировалось повышенное содержание нефтепродуктов, которое возрастало в мае с наступлением паводка и в июле при повышении температуры воды, что увеличивало текучесть нефти (Баренбойм и др., 2000). На четвертый год наблюдалось некоторое возрастание численности и биомассы бентоса, но все же его количественное развитие на всех створах реки оставалось низким. Количественные характеристики зообентоса в июле 1998 г. уже незначительно отличались от соответствующих показателей 1995 г. Максимальная численность донных организмов в русле реки, составившая 16.6 тыс. экз./м² при биомассе 2.4 г/м², наблюдалась в сентябре и была обусловлена появлением молодой генерации личинок хирономид.

Максимальные значения численности и биомассы бентоса установлены на всех исследованных створах русла в 2000 г., наиболее теплом за все годы исследований (рис. 21). На верхних участках реки высокой численности достигали нематоды (0.8–23 тыс. экз./м²) и хирономиды (3.4–5.4), в нижнем течении – ветвистоусые раки (1.1–2.1) и хирономиды (0.8–1.0).

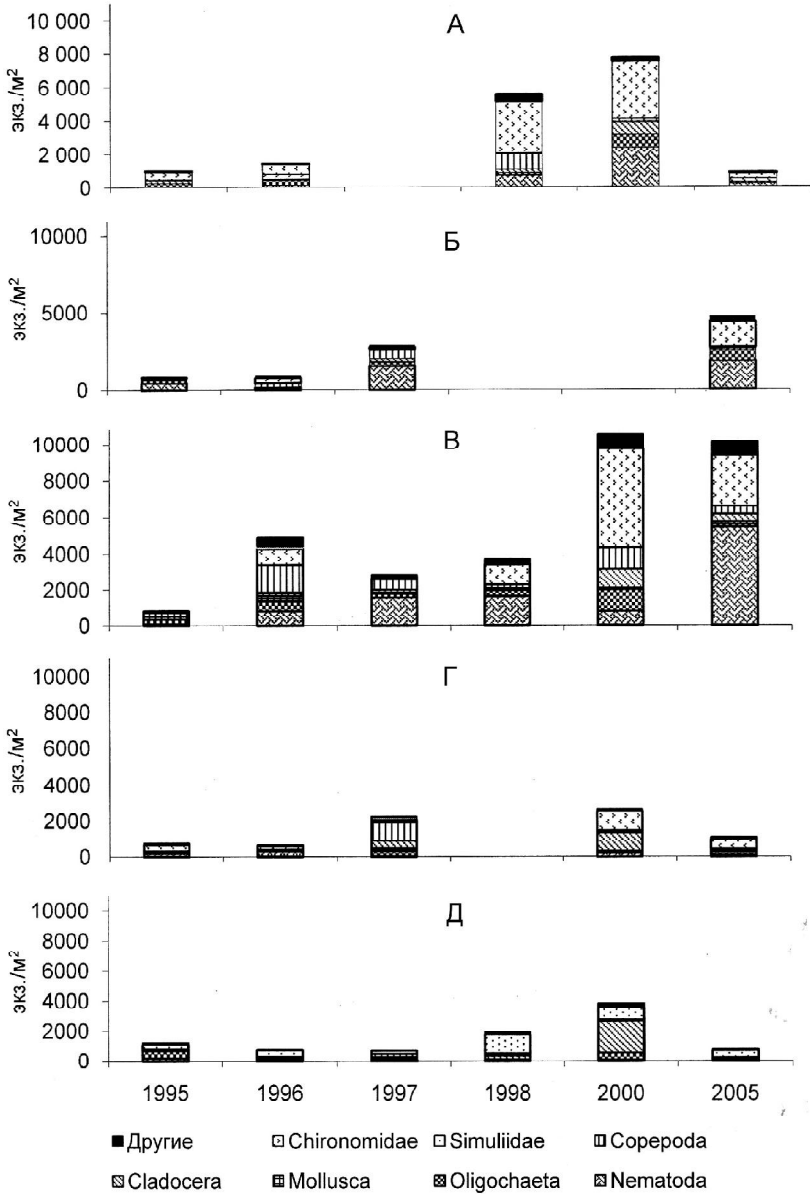


Рис. 21. Многолетняя динамика структуры численности зообентоса р. Колва по основным створам: А – 80 км; Б – ниже р. Хатаяха; В – ниже руч. Большой Кенью; Г – 14 км; Д – устье.

По данным 2005 г., в зоне аварии высокие количественные показатели развития зообентоса, превышающие их величины за все предыдущие годы, зарегистрированы на створах ниже загрязненных ручьев. При этом левобережный участок реки ниже впадения загрязненных ручьев Кенью и Безымянного характеризовался наивысшими значениями численности зообентоса по сравнению со всеми другими створами, превосходя их в 10 и более раз (рис. 22). Наиболее многочисленными здесь были нематоды и личинки хирономид. Численность зообентоса правобережных участков русла была невысокой, составляя на большинстве створов от 0.02 до 2.2 тыс. экз./м², лишь на двух створах (ниже рек Хатаяха и Кенью) она была выше – 5.9 и 7.7 тыс. экз./м². Стрешень р. Колва (глубина 2–3.5 м) на всем протяжении заселен слабо, на участке от третьего моста (150 км) до руч. Безымянный по численности доминировали цератопогониды, в устье (с 14 км) их сменили личинки мошек.

Биомасса бентоса по стрешню также была низкой (десятые или даже сотые доли грамма) (рис. 23). Наиболее высокие показатели биомассы зарегистрированы по правому берегу на створе выше третьего моста (4.8 г/м²) и ниже руч. Безымянный при доминировании на этих створах двустворчатых моллюсков.

Средние показатели численности и биомассы бентоса вдоль русла реки по створам показаны на рис. 24. Как было отмечено выше, наибольшая средняя численность донных организмов установлена ниже устьев загрязненных ручьев, средняя биомасса на этих створах была близкой (1.2–1.3 г/м²), лишь на створе ниже руч. Безымянный получены максимальные средние значения для всех створов реки – 3.2 г/м².

По опубликованным данным, воды р. Колва остаются загрязненными с момента аварии до ближайшего времени. Так, в 1995 г., через несколько месяцев после аварии, содержание нефтепродуктов в самом низовье р. Колва (участок первого моста) превышало ПДК в 85 раз на поверхности воды и в 500 – на глубине 2.5 м. В результате проведенных мероприятий по очистке концентрация этих

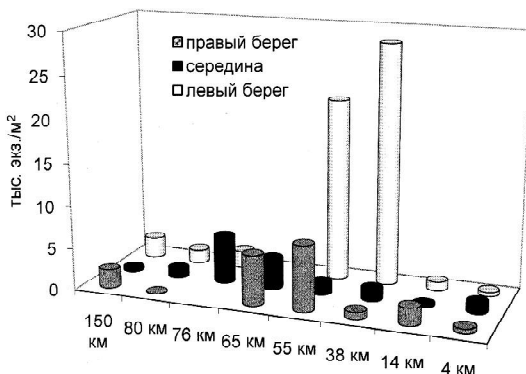


Рис. 22. Средние показатели численности бентоса р. Колва по створам в 2005 г. (поперек русла).

углеводородов колебалась в 1999 г. уже в пределах 0.3–9.5 ПДК. Качество воды нормализовалось очень медленно из-за влияния новых порывов нефтепровода, миграции углеводородов из донных отложений, смыва их с берегов (Баренбойм и др., 2000). Существует также мнение, что вследствие аварии 1994 г. оказались существенно загрязненными не только воды Колвы, но загрязнение достигло и грунтовых вод (Оберман и др., 2004). После аварийного разлива нефтепродуктов 1994 г. в бассейне р. Колва произошло еще несколько менее значительных порывов на нефтепроводе.

По данным 2003 г., в воде водотоков, находящихся в зоне влияния нефтедобывающих компаний, содержание нефтепродуктов варьировало в пределах 0.02–1.03 мг/л (на «фоновых» участках – 0.04–0.10), в донных отложениях – от 0.02 до 1.72 г/кг (на «фоновых» участках – от 0.04 до 0.15) (Корпакова и др., 2005а). По сравнению с условно «фоновыми» участками уровень загрязнения нефтяными компонентами на участках нефтедобычи был заметно выше: в воде – в 1.8–2.9 раза, в донных отложениях – 4.4–5.3 (Корпакова и др., 2005б). Максимальное загрязнение воды обнаруже-

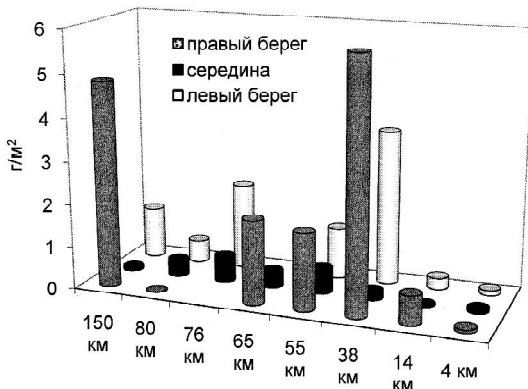


Рис. 23. Средние показатели биомассы бентоса р. Колва по створам в 2005 г. (поперек русла).

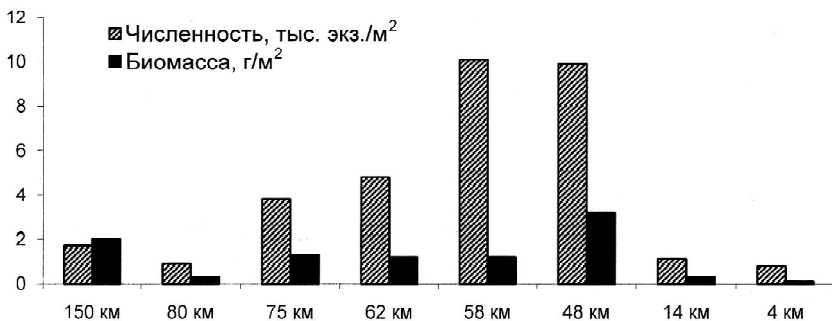


Рис. 24. Средние показатели численности и биомассы бентоса по створам в 2005 г.

но в р. Колва в районе второго моста, максимальное превышение фоновой концентрации нефтепродуктов в донных отложениях (в 86 раз) – в верхнем течении руч. Пальник-шор (Корпакова и др., 2005а). В устьевом участке Колвы концентрация нефтепродуктов в воде и донных отложениях была невысокой – 0.11–0.12 мг/л и 0.02–0.04 г/кг сухой массы. Накопление нефтяных компонентов в донных отложениях ограничивает гранулометрический состав грунтов на этом участке, представленный песками, обладающих низкой адсорбционной способностью, и сильное течение (Корпакова и др., 2005а). Для донных отложений левобережных ручьев, находящихся на участках нефтедобычи, характерно также повышение загрязнения барием, свинцом, ванадием, хромом, мышьяком, т.е. приоритетными при освоении нефтегазовых месторождений тяжелыми металлами (Корпакова и др., 2005б).

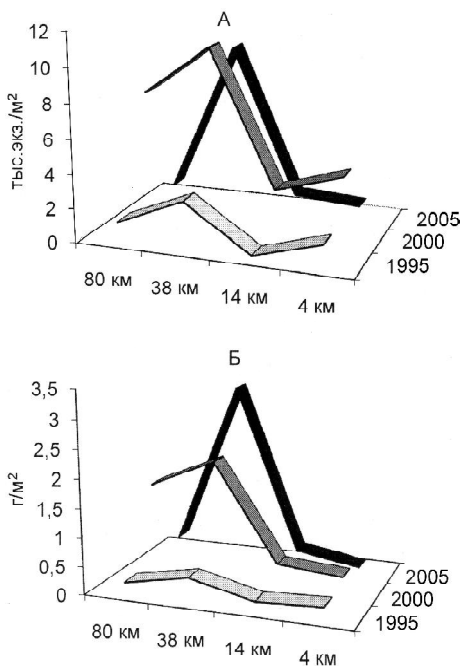


Рис. 25. Многолетняя динамика средней численности (А) и средней биомассы (Б) бентоса р. Колва.

Полученные через десять лет после начала мониторинга данные по средним показателям количественного развития зообентоса р. Колва несколько ниже тех, что существовали ранее до развития нефтедобывающей промышленности. Средняя численность бентоса в целом по реке в настоящее время составляет 4.6 тыс. экз./м² (в 1955 г. – 4.9), средняя биомасса – 1.4 г/м² (в 1955 г. – 1.56). Количественные показатели бентоса в зоне бывшей аварии несколько выше, чем на вышерасположенных и устьевых участках реки. Численность и биомасса бентоса р. Колва на створе ниже устья самого загрязненного руч. Безымянный значительно выше по сравнению с таковыми в послепаварийный период (рис. 25).

6.3. Сообщества донных беспозвоночных малых водотоков и водоемов бассейна реки Колва

Для определения характера воздействия тех или иных ручьев на экосистему основного русла р. Колва изучено донное население притоков, попавших в зону аварии на устьевых и вышерасположенных зарегулированных участках русел, а также зообентос чистых правобережных притоков реки.

Исследованиями 1960-х гг. было охвачено устье только одного из левобережных притоков Колвы – р. Хатаяха. Здесь отмечены благоприятные условия для развития гидробионтов – мощные заросли водной растительности и сильная заиленность грунта. Биомасса бентоса в устье составляла 1.5 г/м². Хорошо были представлены личинки хирономид, обогащенные за счет фитофильных и иловых форм. Преобладали личинки хирономид *Psectrocladius* из гр. *psilopterus* и поденок с доминированием зарослевых форм – *Centroptilum* sp. и *Siphonurus aestivalis*. Многочисленными были остракоды, значительно менее обильны олигохеты и нематоды (Попова, 1962).

Нами изучен зообентос притоков р. Колва, впадающих преимущественно на 80-километровом участке от устья реки. Основное внимание уделялось ручьям, расположенным в зоне аварии. Многолетние исследования проводились на ручьях Пальник-шор и Безымянный.

На руч. Пальник-шор в 1995 г. пробы отбирались в загрязненной нефтью устьевой части ручья в мае и июле. В апреле этого же года степень загрязнения вод ручья была экстремально высокой (Баренбойм и др., 2000). В мае все берега покрылись слоем нефти. Устье водотока оградили тремя рядами боновых ограждений, которые удерживали на поверхности воды большое количество нефти. Ниже бонов вдоль левого берега реки тянулась сплошная нефтяная пленка. Аккумулированную бонами нефть откачивали скиммерами и вывозили при помощи вакуумных бочек. В русле ручья и по берегам велись работы по уборке нефти лопатами и очистке ложа ручья от бревен и коряг с помощью бульдозера. В этих условиях в составе зообентоса были установлены лишь две группы – хирономиды и веслоногие рачки (табл. 18), причем первые составили более 90% как по численности, так и биомассе. В июле на поверхности воды в ручье до бонов наблюдалась нефтяная пленка, на берегах все еще встречались участки с нефтью. В пробе, отобранной перед последним боновым ограждением, среди илистого грунта встречались конгломераты нефти диаметром 5–6 см и более мелкие. Летом в устье ручья развилось бедное сообщество, состоящее из четырех таксонов – к уже имеющимся группам добавились оли-

Таблица 18

Изменение показателей развития бентоса руч. Пальник-шор
в годы после аварии

Показатели	1995 г.	1996 г.	1997 г.
Количество систематических групп	2	5	7
Средняя численность, тыс. экз./м ²	1.2	12.8	59.2
Средняя биомасса, г/м ²	0.3	1.7	5.8
Доминирующие группы, %:			
по численности	Chironomidae – 96	Chironomidae – 48 Oligochaeta – 47	Chironomidae – 66 Oligochaeta – 32
по биомассе	Chironomidae – 97	Chironomidae – 57 Oligochaeta – 43	Oligochaeta – 49 Chironomidae – 40

гохеты и нематоды. Малоцетинковые черви составили более половины численности бентоса, по биомассе доминировали личинки хирономид и олигохеты. В 1996 г. количество групп увеличилось до пяти за счет появления личинок двукрылых, причем рачки, нематоды и личинки насекомых составили по биомассе менее 1%. Доля олигохет значительно увеличилась по сравнению с предыдущим годом и была чуть ниже доли хирономид (табл. 18). В 1997 г. донная фауна стала еще более разнообразной, в ее составе появились личинки других амфибиотических насекомых, помимо хирономид, – поденок, веснянок и мошек. В это время в большинстве ручьев наблюдалась повышенная концентрация взвешенных веществ, а по содержанию хлорофилла «а» воды ручья относились к олиготрофным (Баренбойм и др., 2000). По результатам анализа донных отложений выявлено, что наибольшая концентрация нефтепродуктов наблюдалась на плесовых участках и перед гидрозатворами, на мелководьях и перекатах содержание нефтепродуктов было ниже допустимого значения. В этих условиях доминирующими группами по количественным показателям оставались по-прежнему хирономиды и олигохеты. Численность и биомасса бентоса последовательно увеличивались в течение сезона. Численность достигала максимальных значений в сентябре – 59.2 тыс. экз./м². Следует отметить, что количественные характеристики бентоса на загрязненных участках ручьев с песчаным грунтом в послеаварийный период были в 500–1000 раз ниже фоновых. Каменистые грунты на ручьях хорошо аэрируются и заселяются успешней. На таких участках к 1998 г. обнаружено до восьми групп беспозвоночных и показатели численности и биомассы были только в три-десять раз ниже фоновых. Следует учесть, что в 1998 г. содержание нефтепродуктов в мае, июле и сентябре в воде руч. Пальник-шор составляло

соответственно 0.4, 0.17 и 2.96 мг/л, а в донных отложениях – 315, 33.3 и 56.7 мг/кг (Баренбойм и др., 2000). По классификации уровня загрязнения донных отложений компонентами нефти загрязнение в мае оценивается как сильное, в июле – слабое, в сентябре – умеренное (Михайлова, 2001).

Донная фауна песчано-илистых грунтов устьевых участков дру-гих притоков реки, поймы которых попали в зону аварийного разлива нефтесодержащей жидкости, в 1995 г. состояла из пяти-восьми групп гидробионтов (рис. 26), а в устьях чистых ручьев установлено 12 групп бентосных организмов. В загрязненных притоках кроме хирономид можно отметить развитие ракушковых и веслоногих рачков, а также олигохет (табл. 19). В составе донных сообществ устьев загрязненных ручьев и прилегающих участках основного русла в 1995 г. лидирующая роль принадлежала олигохетам, относительная численность которых в отдельных пробах достигала 40–80%. Ветвистоусые ракообразные (*Cladocera*) не установлены ни в одном из грязных ручьев, так как являются наиболее уязвимыми к нефтяному загрязнению и обильны только в незагрязненных или слабо загрязненных биотопах (Скворцов, 1995). Веслоногие ракообразные (*Scolecopoda*) являются наиболее устойчивым компонентом донных биоценозов (Скворцов, 1995). Среди мощных отложений нефти на донных

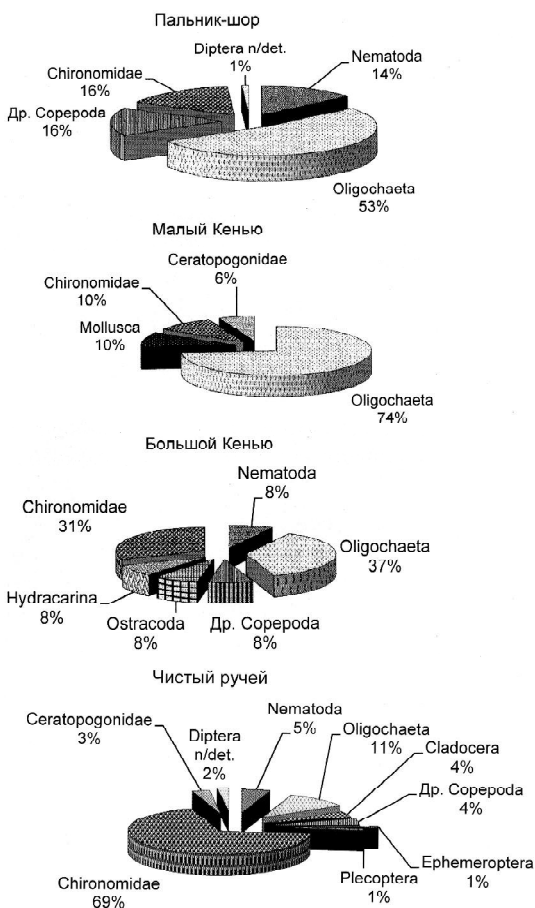


Рис. 26. Структура численности зообентоса загрязненных и чистого ручьев в бассейне р. Колва.

Таблица 19

Структура зообентоса притоков р. Колва, 1995 г.

Группы	Ручей Безымянный		Ручей Малый Кеню		Ручей Большой Кеню		Река Хатаяга	
	I	II	I	II	I	II	I	II
Nematoda	–	–	3.9	< 0.1	11.0	0.1	1.7	<0.1
Oligochaeta	10.0	53.5	23.4	27.2	4.2	5.0	0.6	0.6
Cladocera	15.0	0.8	1.3	0.1	5.1	0.6	1.1	0.1
Ostracoda	–	–	37.7	3.9	28.8	3.4	10.5	0.6
Soropoda	55.0	2.9	6.5	0.7	11.9	1.4	21.5	1.2
Tardigrada	–	–	–	–	1.7	0.2	–	–
Ephemeroptera, IV.	5.0	26.8	–	–	0.8	19.9	–	–
Chironomidae, IV.	15.0	16.0	27.2	68.1	36.5	69.4	64.0	94.5
Ceratopogonidae, IV.	–	–	–	–	–	–	0.6	3.0
Средняя численность, экз./м ²	222.0		854.7		1309.8		2009.1	
Средняя биомасса, г/м ²		0.04		0.08		0.11		0.40

Примечание: здесь и в табл. 21 и 22: I – доля по численности, %, II – доля по биомассе, %.

грунтах обнаружены *Eucyclops serrulatus* и *Paracyclops fimbriatus*, а также копеподитные стадии циклопов. Биомассу бентоса большинства притоков определили хирономиды, составившие от 68 до 94.5%, лишь в устье руч. Безымянный более половины биомассы приходилось на олигохет.

Всего за период исследований в составе зообентоса устьев загрязненных ручьев выявлено 17 групп гидробионтов. В первый год после аварии донное население ручьев было крайне бедным, в последующие годы происходило постепенное заселение грунтов более разнообразной фауной.

Процессы восстановления бентосного населения различны на малых водотоках, в разной степени испытывавших как воздействие нефти, так и очистные мероприятия. С береговых склонов нефть счищалась разными способами: водоструйными установками с использованием в дальнейшем скиммеров для извлечения ее с водной поверхности, на отдельных же участках ручьев практиковалась уборка нефти и сильно загрязненных грунтов вручную. Исследования бентоса руч. Безымянный показали, что темпы восстановления бентосных сообществ в первые три года после завершения очистных мероприятий (табл. 20) были выше при ручном способе уборки нефти. При ручной уборке показатели численности и биомассы бентоса соизмеримы с фоновыми, тенденции к их ухудшению на про-

Таблица 20

**Количественные показатели развития бентоса руч. Безымянный
после разных способов очистки от нефти, сентябрь 1998 г.**

Показатели	Ненарушенный участок ручья	Ручная уборка нефти	Очистка с использованием технических средств
Количество систематических групп	8	6	2
Средняя численность, тыс. экз./м ²	120.11	25.52	0.18
Средняя биомасса, г/м ²	14.75	13.05	0.02
Доминирующие группы:			
по численности	Ephemeroptera Chironomidae	Ephemeroptera Chironomidae	Chironomidae
по биомассе	Ephemeroptera Plecoptera	Ephemeroptera Trichoptera	Chironomidae

тяжении 1995–1998 гг. не обнаружено, хотя таксономическое разнообразие донного населения несколько ниже фонового.

По данным 2005 г., зообентос загрязненных ручьев и по ныне беден и состоит преимущественно из червей, низших ракообразных, хирономид и личинок других двукрылых, ближе не определенных (табл. 21).

Разнообразным донным населением отличается лишь р. Хатаяха, где встречены все обитающие в притоках Колвы группы гидробионтов. За исключением правобережного ручья на 80 км и руч. Пальник-шор, где преобладают хирономиды (преимущественно виды *Tanytarsus medius* и *Orthocladius saxicola*), во всех остальных притоках доминирующей группой как по численности, так и биомассе являются олигохеты. Численность зообентоса притоков в июле колеблется от 1.2 в ручье на 80 км до 3.9 тыс. экз./м² в руч. Пальник-шор. Значения биомассы имеют меньший разброс, составляя от 0.3 до 0.6 г/м², лишь в р. Хатаяха и руч. Большой Кенюю незначительно превышают 1 г/м² (табл. 21).

Наиболее бедно донное население до сих пор сильно загрязненных нефтью ручьев Безымянный и Безымянный-1 (табл. 22). В момент отбора проб на руч. Безымянный-1, текущего через «Головные Сооружения», на воде наблюдалась нефтяная пленка, донные грунты были сильно замазучены. Бентос ручьев Безымянных состоял из трех-пяти групп при доминировании личинок двукрылых при крайне низких показателях численности и биомассы. Бентос р. Колва ниже впадения руч. Безымянный-1 более чем на 95% состоял из малощетинковых червей *Limnodrillus hoffmeisteri* (сем. Tubificidae). Известно, что этот вид наряду с *Tubifex tubifex* в массе развивается в полисапробных условиях (Тимм, 1987).

Таблица 21

Состав зообентоса ручьев – притоков р. Колва, 2005 г.

Группы	Бадью		Пальник-шор		Ручей на 80-м км		Река Хатаяха		Малый Кеню		Большой Кеню	
	I	II	I	II	I	II	I	II	I	II	I	II
Nematoda	7.5	<0.1	0.7	<0.1	5.5	<0.1	5.1	2.7	7.7	<0.1	16.3	0.1
Oligochaeta	61.5	65.6	3.2	18.2	20.2	10.5	46.6	32.8	60.3	51.7	43.0	36.8
Tardigrada	-	-	-	-	-	-	0.2	<0.1	-	-	1.2	<0.1
Hirudinea	-	-	-	-	-	-	0.3	0.9	-	-	-	-
Mollusca	-	-	-	-	-	-	2.1	9.6	0.6	14.4	16.3	40.5
Cladocera	0.8	<0.1	10.1	1.3	2.8	0.1	3.8	6.0	5.8	0.3	1.2	<0.1
Harpacticoida	-	-	-	-	-	-	0.7	<0.1	-	-	-	-
Copepoda	14.3	0.6	67.7	8.7	6.4	0.1	15.2	15.7	5.1	0.2	7.0	0.2
Ostracoda	2.6	0.1	0.7	0.1	14.7	0.3	7.7	10.1	7.1	0.3	10.5	0.3
Hydracarina	-	-	0.4	3.6	-	-	0.7	1.8	1.9	14.4	-	-
Ephemeroptera, IV	-	-	-	-	-	-	0.2	<0.1	-	-	-	-
Coleoptera, IV	-	-	1.5	10.9	-	-	0.2	<0.1	-	-	-	-
Chironomidae, IV	11.3	26.9	15.0	51.7	50.5	89.1	15.0	17.3	11.5	18.7	3.5	18.4
Seratopogonidae, IV	-	-	-	-	-	-	2.1	3.0	-	-	-	-
Diptera n/det., IV	1.9	6.7	0.4	5.4	-	-	0.2	0.1	-	-	1.2	3.7
Средняя численность, тыс. экз./м ²	1.5		3.9		1.2		3.2		1.7		3.8	
Средняя биомасса, г/м ²		0.33		0.31		0.64		1.2		0.39		1.2

Таблица 22

**Зообентос загрязненных нефтью ручьев Безымянных
и русла р. Колва ниже ручьев**

Группы	Безымянный		Безымянный-1		Река Колва ниже руч. Безымянный-1	
	I	II	I	II	I	II
Hydrozoa	8.3	1.5	–	–	–	–
Nematoda	16.7	<0.1	–	–	–	–
Oligochaeta	–	–	16.7	31.5	95.5	97.6
Mollusca	–	–	–	–	2.3	1.7
Cladocera	16.7	0.1	–	–	–	–
Copepoda	–	–	33.3	0.6	–	–
Chironomidae, IV.	50.0	8.9	50.0	67.8	2.3	0.7
Diptera n/det., IV.	8.3	89.4	–	–	–	–
Средняя численность, тыс. экз./м ²	0.13		0.13		0.49	
Средняя биомасса, г/м ²		0.15		0.07		0.32

Был изучен бентос и дрейф загрязненных ручьев, на которых построены гидрозатворы, с целью оценить влияние этих гидротехнических сооружений на развитие сообществ донных беспозвоночных. Наиболее подробно влияние гидрозатворов изучали на ручьях Воргаель и Ниедзьель в 2001 г.

На руч. Воргаель пробы бентоса отбирали на расстоянии 200 м выше гидрозатвора-420 (фоновый участок) и 300 м ниже данного гидрозатвора на одном и том же элементе русла (перекате) и типе грунта. Донная фауна ручья в период исследования состояла из 11 групп гидробионтов (табл. 23). На фоновом участке обитали представители всех этих групп, ниже гидрозатвора – лишь восемь (не встречены моллюски, ручейники и гелеиды). Во всех пробах по численности преобладали веслоногие ракообразные, составляя более 70% от всего количества донных организмов. Эта же группа доминировала и по биомассе на участке ручья выше гидрозатвора. Ниже гидрозатвора большую роль в донном населении играют также комары-звонцы (хинономиды), доминируя здесь по биомассе (51.7%). Показатели количественного развития бентоса на участке ниже гидрозатвора значительно превышали аналогичные показатели выше расположенного участка: численность – в пять раз, биомасса – более чем в 10 (рис. 27, 28) за счет массового развития копепод, хинономид и малочетинковых червей. Подобная закономерность наблюдалась и на ручьях Пальник-шор и Безымянный, обследованных в 2000 г. Однако на этих ручьях около половины

Таблица 23

Бентос руч. Воргаель, 27.07.2001 г.

Группы	Выше гидрозатвора				Ниже гидрозатвора			
	Численность		Биомасса		Численность		Биомасса	
	средняя, экз./м ²	%	средняя, мг/м ²	%	средняя, экз./м ²	%	средняя, мг/м ²	%
Nematoda	59.2	0.3	4.85	1.2	302.0	0.3	6.53	0.1
Oligochaeta	321.9	1.6	34.04	8.2	3728.8	3.7	433.62	9.8
Mollusca	18.5	0.1	44.03	10.6	—	—	—	—
Cladocera	740	3.8	7.40	1.8	961.2	1.0	441.63	10.0
Copepoda	17582.4	89.8	175.82	42.1	74791.8	74.2	747.92	16.9
Collembola	3.7	0.0	0.37	0.1	35.2	0.0	7.04	0.2
Trichoptera, lv.	11.1	0.1	0.74	0.2	—	—	—	—
Plecoptera, lv.	125.8	0.6	4.26	1.0	114.0	0.1	11.40	0.3
Ephemeroptera, lv.	62.9	0.3	99.90	23.9	214.1	0.2	394.87	8.9
Chironomidae, lv.	643.8	3.3	45.14	10.8	20479.2	20.3	2286.10	51.7
Chironomidae, pp.	3.7	<0.1	0.37	0.1	164.7	0.2	94.63	2.1
Ceratopogonidae, lv.	3.7	<0.1	0.37	0.1	—	—	—	—
Всего	19576.7	100.0	417.29	100.0	100791.1	100.0	4423.75	100.0

численности донных организмов составляли личинки хирономид, на долю веслоногих ракообразных приходилось лишь около 30%. Биомасса бентоса зависела от наличия крупных личинок двукрылых, ближе не определенных. Доминирование веслоногих рачков в руч. Воргаель обусловлено тем, что данный ручей берет свое начало из оз. Щучье, где в массе развиваются низшие ракообразные, которые затем сносятся вниз по течению.

На ручьях была исследована также суточная динамика дрефта беспозвоночных. Под дрефтом гидробионтов понимают перемеще-

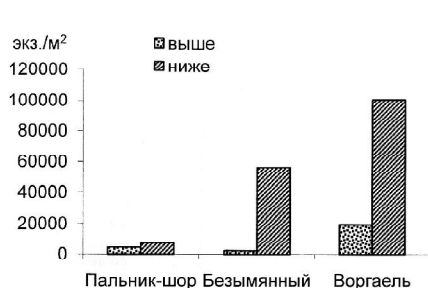


Рис. 27. Численность зообентоса ручьев бассейна р. Колва выше и ниже гидрозатворов.

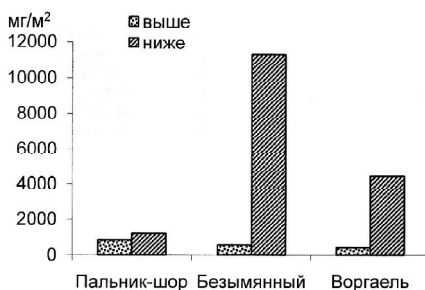


Рис.28. Биомасса зообентоса ручьев бассейна р. Колва выше и ниже гидрозатворов.

ние беспозвоночных животных в речном потоке вниз по течению (Waters, 1972). Дрифт – характерная черта всех текучих вод. Мигрирующими в толще воды организмами питаются многие виды рыб. Посредством дрефта гидробионтов осуществляется прямая взаимосвязь сообществ на нижележащих по течению участках русла с вышележащими. Следовательно, необходимо было проследить, нарушается ли этот важный для нормального существования водных экосистем процесс при наличии в потоке такой преграды, как гидрозатвор.

В настоящее время хорошо изучен дрифт в лососевых реках бассейна Печоры (Шубина, 1986, 2006). В этих реках зоопланктон развит слабо, и основу стока обычно составляют амфибиотические насекомые – веснянки, поденки, хирономиды, мошки. В летний период суточная динамика дрефта в этих реках отличается повышением миграционной активности беспозвоночных с наступлением темноты. В литературе сведения о сносе беспозвоночных в равнинных реках лесотундровой зоны, подобных Колве, отсутствуют. Как показали наши исследования 1995–1997 гг., дрифт р. Колва в летние месяцы в дневные часы был представлен восемью-десятью группами гидробионтов, которые характерны и для дрефта руч. Воргаель. По численности на всем протяжении реки в июле доминировали копеподы (40–76%) и хирономиды, реже – мошки. По биомассе преобладали те же группы.

Исследования 2001 г. показали, что в руч. Воргаель сносятся вниз по течению главным образом низшие ракообразные – копеподы (табл. 24, 25). Частота встречаемости большинства групп организмов в пробах выше и ниже гидрозатворов не различалась, несколько уменьшилась ниже гидрозатворов лишь встречаемость таких реофильных групп, как веснянки и ручейники (табл. 26).

Исследование суточной динамики дрефта показало, что в темное время с 8 ч вечера до 8 ч утра общие численность и биомасса дрефта существенно не различались (рис. 29, 30). Однако, если исключить из сноса низших ракообразных, прослеживаются закономерности, характерные для исследованных ранее лососевых рек: увеличиваются количественные характеристики дрефта в темное время суток на участках ручья как выше, так и ниже гидрозатвора (рис. 31) за счет увеличения сноса поделок, веснянок, хирономид, для которых характерен активный подъем в толщу воды в темное время суток.

Численность и биомасса дрефтующих организмов в р. Колва в дневное время представлены на рис. 32. Если максимальная численность организмов в дрефте в р. Колва в июле 1996 г. была 28.1 экз./м³, то в руч. Воргаель она составляла 7.5, т.е. выше, чем в реке в сотни раз. Биомасса была выше приблизительно в 15 раз.

Таблица 24

Суточные изменения численности дрейфа донных беспозвоночных руч. Воргаель
 выше и ниже гидрозатвора, 27.07.2001 г.

Группы	Выше гидрозатвора, доля по численности, %					Ниже гидрозатвора, доля по численности, %						
	12 ч	16 ч	20 ч	24 ч	4 ч	8 ч	12 ч	16 ч	20 ч	24 ч	4 ч	8 ч
Nematoda	0.01	0.01	0.10	0.10	0.10	—	0.05	<0.01	0.01	—	—	—
Oligochaeta	0.03	0.03	0.10	0.20	0.10	0.10	0.35	0.06	0.10	0.10	0.30	0.20
Cladocera	0.84	4.06	15.3	8.6	1.8	7.3	10.57	2.97	7.2	17.5	4.8	3.6
Ostracoda	<0.01	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Harpacticoida	<0.01	<0.01	0.03	0.10	0.04	—	0.05	0.01	0.01	0.05	0.05	—
Др. Copepoda	98.81	95.87	83.6	89.2	96.70	91.4	85.53	96.42	92.10	79.80	93.60	94.80
Hydracarina	0.01	<0.01	—	0.02	0.02	0.02	0.08	<0.01	0.01	0.02	—	0.02
Collembola	0.01	<0.01	—	0.02	0.04	—	—	<0.01	0.01	0.02	0.05	—
Ephemeroptera, IV.	—	—	0.01	0.02	0.10	—	0.08	—	0.01	—	0.02	0.04
Plecoptera, IV.	0.01	0.01	0.10	0.10	0.02	0.02	0.03	0.01	—	0.10	0.02	—
Coleoptera, IV.	0.01	<0.01	0.03	—	—	—	—	—	—	0.02	—	0.01
Trichoptera, IV.	—	—	0.01	0.02	0.02	—	0.03	—	—	—	—	—
Chironomidae, IV.	0.28	0.39	0.71	1.80	1.20	1.10	3.25	0.52	0.50	2.42	1.10	1.31
Ceratopogonidae, IV.	—	—	—	0.02	—	—	—	—	—	—	—	—
Diptera n/det., IV.	<0.01	—	0.01	—	—	0.04	—	0.01	—	0.04	—	—

Таблица 25

Суточные изменения биомассы дрейфа донных беспозвоночных руч. Воргаель
выше и ниже гидрозатвора, 27.07.2001 г.

Группы	Выше гидрозатвора, доля по биомассе, %					Ниже гидрозатвора, доля по биомассе, %						
	12 ч	16 ч	20 ч	24 ч	4 ч	8 ч	12 ч	16 ч	20 ч	24 ч	4 ч	8 ч
Nematoda	<0.1	0.1	0.6	0.3	0.3	—	0.2	<0.1	<0.1	—	—	—
Oligochaeta	0.5	0.6	3.2	3.2	2.5	2.1	4.8	1.1	2.8	2.5	6.4	3.6
Cladocera	0.8	4.0	13.6	7.5	1.6	6.8	6.9	2.8	6.7	15.2	4.3	3.4
Ostracoda	<0.1	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Harpacticoida	<0.1	<0.1	<0.1	0.1	<0.1	—	<0.1	<0.1	<0.1	0.1	<0.1	—
Др. Copepoda	97.1	93.3	74.1	78.1	86.4	85.5	56.0	92.6	85.9	69.4	82.6	87.4
Hydracarina	<0.1	<0.1	<0.1	0.2	<0.1	0.2	1.0	<0.1	0.1	0.2	—	0.3
Collembola	0.1	<0.1	—	<0.1	0.2	—	—	<0.1	0.1	0.2	0.3	—
Ephemeroptera, IV.	—	—	0.1	0.3	3.9	—	20.6	—	0.5	—	1.7	0.7
Plecoptera, IV.	<0.1	0.1	0.5	0.2	<0.1	0.2	0.2	0.1	—	0.5	0.3	—
Coleoptera, IV.	—	<0.1	0.2	—	<0.1	—	—	—	—	0.2	—	0.1
Trichoptera, IV.	—	—	<0.1	<0.1	<0.1	—	0.2	—	—	—	—	—
Chironomidae, IV.	1.2	1.9	7.4	10.2	5.0	5.0	10.2	3.2	4.0	11.4	4.4	4.5
Ceratopogonidae, IV.	—	—	—	<0.1	—	—	—	0.1	—	—	—	—
Diptera n/det., IV.	<0.1	—	0.1	—	—	0.3	—	0.1	—	0.4	—	—

Таблица 26

Встречаемость групп гидробионтов в ручьях выше и ниже гидрозатворов, %

Группы	Воргаель		Ниедзьель	
	Выше	Ниже	Выше	Ниже
Nematoda	83.3	50.0	–	–
Oligochaeta	100.0	100.0	66.7	100.0
Cladocera	100.0	100.0	100.0	100.0
Ostracoda	16.7	–	16.7	16.7
Harpacticoida	83.3	83.3	66.7	50.0
Др. Copepoda	100.0	100.0	100.0	100.0
Hydracarina	83.3	83.3	–	83.3
Collembola	66.7	66.7	50.0	50.0
Ephemeroptera	50.0	66.7	50.0	16.7
Plecoptera	100.0	66.7	66.7	–
Coleoptera	33.3	33.3	16.7	16.7
Trichoptera	50.0	16.7	–	–
Chironomidae	100.0	100.0	100.0	100.0
Ceratopogonidae	16.7	–	–	–
Diptera n/det.	66.7	50.0	33.3	16.7

Бентос руч. Ниедзьель отбирали в основном на левом и правом рукавах выше и ниже гидрозатворов и на месте слияния двух рукавов. Левый рукав ручья на участке выше загрязнений характеризовался разнообразным бентосом (табл. 27). Здесь встречено 12 групп гидробионтов, причем хорошо представлена такая группа амфиботических насекомых, как веснянки, большая часть видов которой обитает лишь в чистых проточных водах на стабильных грунтах.

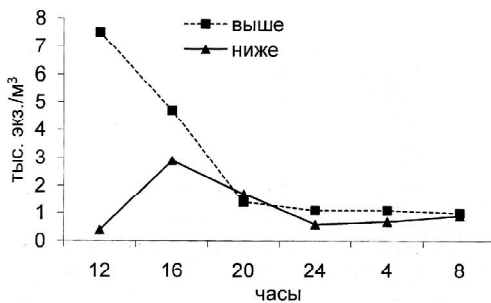


Рис. 29. Суточная динамика численности донных беспозвоночных в дрефте руч. Воргаель.

Наряду с доминирующими по численности хирономидами, веснянки и поденки составляют основу донных биоценозов на этом участке русла. Ниже зоны загрязнений бентос представлен в основном хирономидами, повышается роль копепод. Остальные присутствующие здесь семь групп беспозвоночных существенной роли не играют.

Особенно заметным становится различие состава биоценозов при сравнении донного населения выше и ниже гидрозатвора (табл. 28). В нижнем бьефе гидрозатвора присутствуют лишь четыре группы организмов, причем малоцетинковые черви, роль которых повышается в местах значительного органического загрязнения, составляют здесь 26.3% от численности и 14.8 от биомассы. Несмотря на резкое обеднение состава бентоса по группам, количественные показатели развития его в нижнем бьефе гидрозатвора выше, чем на фоновом участке за счет массового развития олигохет.

Правый рукав ручья более беден по развитию бентоса (табл. 29). Выше гидрозатвора по численности доминировали хирономиды (69.6%), по биомассе – хирономиды и поденки. В нижнем бьефе гидрозатвора

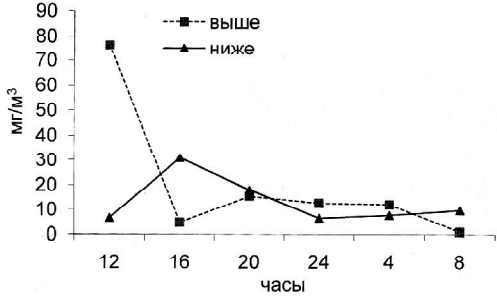


Рис. 30. Суточная динамика биомассы донных беспозвоночных в дрефте ручья Воргаель.

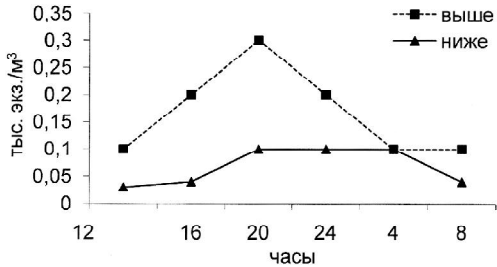


Рис. 31. Суточная динамика численности донных беспозвоночных в дрефте ручья Воргаель без ракообразных.

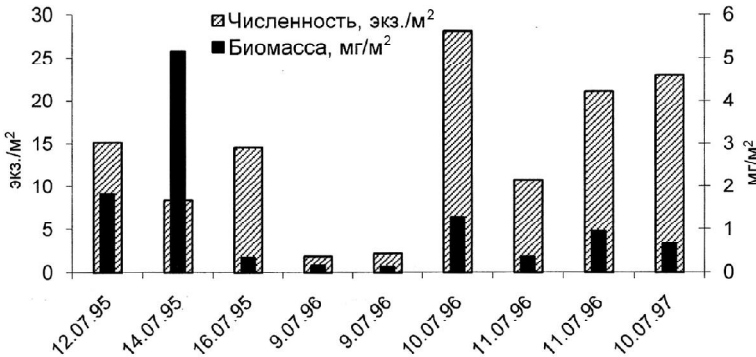


Рис. 32. Численность и биомасса донных беспозвоночных в дрефте в светлое время суток на разных створах р. Колва. Июль 1995–1997 гг.

Таблица 27

Бентос левого рукава руч. Ниедзьель, 30.07.2001 г.

Группы	Выше зоны разлива нефти				Ниже зоны разлива нефти			
	Средняя численность		Средняя биомасса		Средняя численность		Средняя биомасса	
	экз./м ²	%	мг/м ²	%	экз./м ²	%	мг/м ²	%
Nematoda	106.9	1.3	9.44	0.6	—	—	—	—
Oligochaeta	253.5	3.1	50.08	3.3	33.3	0.5	8.3	0.4
Cladocera	—	—	—	—	58.4	0.8	0.6	<0.1
Ostracoda	11.1	0.1	0.11	<0.1	—	—	—	—
Harpacticoida	2.8	<0.1	0.03	<0.1	5.6	0.1	0.1	<0.1
Др. Copepoda	11.8	0.1	0.12	<0.1	201.5	2.9	2.0	0.1
Hydracarina	25.0	0.3	1.14	0.1	—	—	—	—
Collembola	—	—	—	—	5.6	0.1	0.6	<0.1
Plecoptera, lv.	1006.3	12.2	120.82	7.9	48.6	0.7	5.4	0.3
Ephemeroptera, lv.	218.0	2.6	779.60	50.9	95.9	1.4	84.8	4.3
Trichoptera, lv.	—	—	—	—	20.9	0.3	542.1	27.4
Simuliidae, lv.	8.1	0.1	1.62	0.1	—	—	—	—
Chironomidae, lv.	6419.8	77.8	512.51	33.4	6563.4	93.2	1335.4	67.4
Chironomidae, pp.	17.1	0.2	2.52	0.2	5.6	0.1	2.8	0.1
Ceratopogonidae, lv	156.3	1.9	51.27	3.3	—	—	—	—
Diptera n/det., lv.	14.6	0.2	3.68	0.2	—	—	—	—
Всего	8251.2	100.0	1532.93	100.0	7038.5	100.0	1981.9	100.0

Таблица 28

Бентос левого рукава руч. Ниедзьель, 30.07.2001 г.

Группы	Выше гидрозатвора				Ниже гидрозатвора			
	Средняя численность		Средняя биомасса		Средняя численность		Средняя биомасса	
	экз./м ²	%	мг/м ²	%	экз./м ²	%	мг/м ²	%
Nematoda	71.27	0.9	6.29	0.4	—	—	—	—
Oligochaeta	180.07	2.3	36.16	2.1	2442.0	26.3	256.4	14.8
Cladocera	19.45	0.2	0.19	<0.1	—	—	—	—
Ostracoda	7.40	0.1	0.07	<0.0	—	—	—	—
Harpacticoida	3.70	<0.1	0.04	<0.1	—	—	—	—
Др. Copepoda	75.03	1.0	0.75	<0.1	111.0	1.2	1.1	0.1
Hydracarina	16.65	0.2	0.76	<0.1	—	—	—	—
Collembola	1.85	0.0	0.19	<0.1	—	—	—	—
Plecoptera, lv.	687.07	8.8	82.35	4.9	—	—	—	—
Ephemeroptera, lv.	177.28	2.3	547.98	32.6	11.1	0.1	1.1	0.1
Trichoptera, lv.	6.95	0.1	180.70	10.7	—	—	—	—
Simuliidae, lv.	5.38	0.1	1.08	0.1	—	—	—	—
Chironomidae, lv.	6467.65	82.4	786.80	46.8	6704.4	72.2	1476.3	85.0
Chironomidae, pp.	13.27	0.2	2.61	0.2	11.1	0.1	2.2	0.1
Ceratopogonidae, lv	104.20	1.3	34.18	2.0	—	—	—	—
Diptera n/det., lv.	9.73	0.1	2.45	0.1	—	—	—	—
Всего	7846.95	100.0	1682.60	100.0	9279.6	100.0	1737.2	100.0

Таблица 29

Бентос правого рукава руч. Ниедзьель, 30.07.2001 г.

Группы	Выше гидрозатвора				Ниже гидрозатвора			
	Средняя численность		Средняя биомасса		Средняя численность		Средняя биомасса	
	экз./м ²	%	мг/м ²	%	экз./м ²	%	мг/м ²	%
Nematoda	33.3	5.2	2.78	1.4	—	—	—	—
Oligochaeta	94.4	14.8	24.98	13.0	156.8	12.1	39.2	9.5
Harpacticoida	5.6	0.9	0.06	<0.1	—	—	—	—
Др. Copepoda	11.1	1.7	0.11	0.1	39.2	3.0	0.39	0.1
Plecoptera, lv.	5.6	0.9	19.43	10.0	—	—	—	—
Ephemeroptera, lv.	27.8	4.3	63.83	33.3	—	—	—	—
Chironomidae, lv.	444.0	69.6	66.60	34.8	1097.6	84.8	372.4	90.4
Chironomidae, pp.	11.1	1.7	2.78	1.4	—	—	—	—
Diptera n/det., lv.	5.6	0.9	11.10	5.8	—	—	—	—
Всего	638.3	100.0	191.64	100.0	1293.6	100.0	411.99	100.0

обнаружено всего три группы. Однако численность и биомасса бентоса, как и на левом рукаве ручья, также были выше, чем на участке с естественным режимом.

В пробах, отобранных ниже слияния двух рукавов ручья, ниже «старого» гидрозатвора донное населения также бедно – четыре группы при доминировании по численности олигохет (62.5% от всего количества организмов). По биомассе эта группа составила 45.7%, занимая второе место после хирономид. На рис. 33 показано изменение количественных показателей развития бентоса на двух рукавах ручья (на фоне и ниже гидрозатвора) и ниже слияния обеих рукавов (ниже

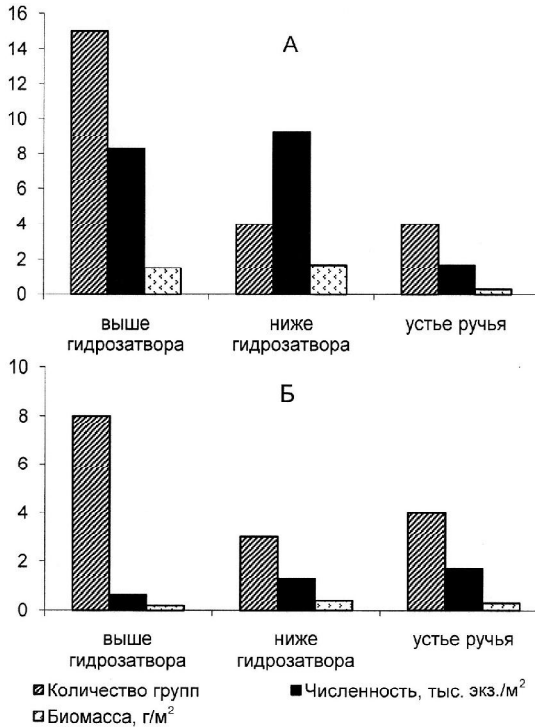


Рис. 33. Количественные характеристики развития зообентоса в левом (А) и правом (Б) рукавах руч. Ниедзьель.

«старого» гидрозатвора). Из рисунка видно, что несмотря на обеднение состава бентоса, численность и биомасса ниже гидрозатворов увеличиваются.

Дрифт беспозвоночных руч. Ниедзьель включал 13 групп гидробионтов. Сносились в течение суток на фоновом участке преимущественно личинки хирономид, они доминировали как по численности, так и биомассе на участке выше гидрозатвора (табл. 30, 31). Суточная динамика дрефта была не выражена, наибольшее количество и биомасса сносимых организмов на участке выше гидрозатвора наблюдались в 12 и 16 ч (рис. 34).

В ручье ниже гидрозатвора уменьшилась встречаемость таких групп, как поденки, жуки, а ручейники и веснянки не были обнаружены (см. табл. 26); в сносе количественно преобладали веслоногие ракообразные, высока также доля хирономид и кладоцер. По биомассе, как и на участке выше гидрозатвора, доминировали хирономиды. Повышение сноса в темное время суток обуславливалось равномерным увеличением дрефта всех групп гидробионтов.

Таким образом, в донных сообществах ручьев Воргаель и Ниедзьель отмечены бес-

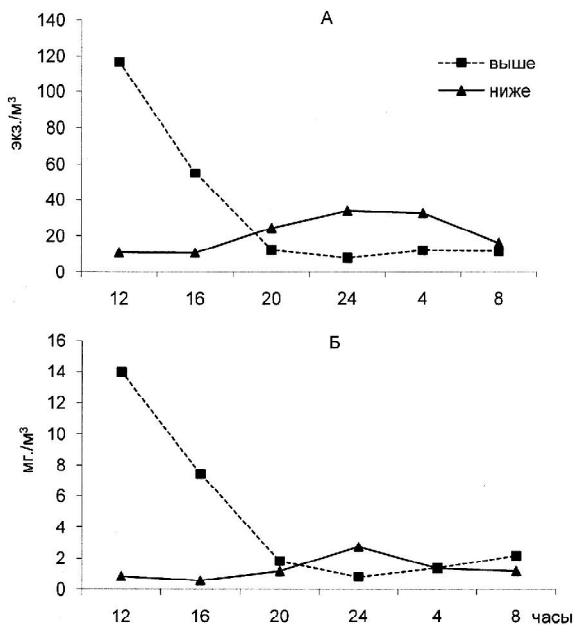


Рис. 34. Суточная динамика численности (А) и биомассы (Б) донных организмов в дрефте руч. Ниедзьель.

позвоночные 17 систематических групп, по 16 групп гидробионтов в каждом из ручьев. Доминировали по численности в руч. Воргаель низшие ракообразные (копеподы), в руч. Ниедзьель – личинки комаров-звонцов. Исследованные ручьи существенно различались по количественным характеристикам. Численность организмов на фоновом участке руч. Воргаель (19.6 тыс. экз./м²) была значительно выше аналогичного показателя руч. Ниедзьель (7.9), но биомасса бентоса была выше в последнем (1.7 г/м² против

Таблица 30
Суточные изменения численности дрейфа донных беспозвоночных руч. Ниедзьель
выше и ниже гидрозатвора

Группы	Выше гидрозатвора (доля по численности, %)						Ниже гидрозатвора (доля по численности, %)					
	12 ч	16 ч	20 ч	24 ч	4 ч	8 ч	12 ч	16 ч	20 ч	24 ч	4 ч	8 ч
Nematoda	-	-	-	-	1.6	-	-	-	-	-	-	-
Oligochaeta	0.2	0.3	-	-	6.3	1.6	12.0	4.0	4.5	13.0	6.1	9.6
Cladocera	5.5	1.4	13.8	7.1	10.9	13.1	6.0	22.5	16.4	3.2	6.8	19.2
Ostracoda	-	-	-	2.4	-	-	-	-	-	-	0.7	-
Haracticoida	0.2	-	3.1	-	3.1	1.6	2.0	-	2.7	2.6	-	-
Др. Соперода	14.8	10.8	4.6	11.9	15.6	13.1	66.0	61.3	56.4	59.7	73.7	52.1
Hydracarina	0.2	-	1.5	2.4	-	-	2.0	-	0.9	0.6	0.7	1.4
Collembola	0.4	-	-	4.8	1.6	-	-	-	5.5	-	1.4	5.5
Ephemeroptera, IV.	0.2	-	-	2.4	1.6	-	-	-	-	0.6	-	-
Plecoptera, IV.	0.4	1.7	-	2.4	1.6	-	-	-	-	-	-	-
Coleoptera, IV.	-	-	-	-	1.6	-	-	-	-	-	-	1.4
Chironomidae, IV.	77.8	85.7	75.3	66.7	54.7	70.6	12.0	12.3	13.6	20.1	10.2	11.0
Diptera n/det., IV.	-	-	1.5	-	1.6	-	-	-	-	-	0.7	-

Таблица 31
Суточные изменения биомассы дрейфа донных беспозвоночных руч. Ниедзель выше и ниже гидрозатвора

Группы	Выше гидрозатвора (доля по биомассе, %)						Ниже гидрозатвора (доля по биомассе, %)					
	12 ч	16 ч	20 ч	24 ч	4 ч	8 ч	12 ч	16 ч	20 ч	24 ч	4 ч	8 ч
Nematoda	—	—	—	—	1.4	—	—	—	—	—	—	—
Oligochaeta	0.4	0.6	—	—	16.7	1.8	39.8	19.9	30.3	28.0	26.2	33.8
Cladocera	0.5	0.1	0.9	0.7	1.0	0.7	0.8	4.4	3.4	0.4	1.6	2.6
Ostracoda	—	—	—	0.2	—	—	—	—	—	—	0.2	—
Harpacticoida	<0.1	—	0.2	—	0.3	0.1	0.3	—	0.6	0.3	—	—
Др. Copepoda	1.2	0.8	0.3	1.2	1.4	0.7	8.8	12.0	11.7	7.4	17.9	7.1
Hydracarina	0.1	—	1.0	2.4	—	—	2.7	—	1.9	0.8	1.6	0.2
Collembola	0.3	—	—	7.3	1.4	—	—	—	9.5	—	4.9	15.0
Ephemeroptera, IV.	0.3	—	—	9.8	4.3	—	—	—	—	—	—	—
Plecoptera, IV.	0.5	3.8	—	2.4	1.4	—	—	—	—	—	—	1.9
Coleoptera, IV.	—	—	—	—	2.8	—	—	—	—	—	—	—
Chironomidae, IV.	96.7	94.7	96.4	75.87	68.1	96.8	47.7	63.7	42.6	61.6	44.3	39.4
Diptera n/det., IV.	—	—	1.0	—	1.4	—	—	—	—	—	3.3	—

0.4). По количественным характеристикам развития бентос ручьев богаче донного населения русла р. Колва (Лоскутова, 1999).

Состав и обилие дрефта в ручьях также различаются. Отмечено резкое повышение уровня дрефта в дневное время (12 и 16 ч) на участках ручьев выше гидрозатворов и отсутствие такого повышения на участках ниже гидрозатворов. В остальное время суток интенсивность сноса существенно не изменялась. Количество сносимых организмов в ручьях во много раз превышает их снос в р. Колва, что является благоприятным фактором для молоди рыб, питающейся мигрирующими организмами.

При наличии гидрозатвора в водотоке происходит снижение скорости течения и заиливание дна. Изменяются условия обитания водных беспозвоночных по сравнению с фоновыми участками выше зоны разлива нефти. Негативное воздействие на донную фауну оказывает увеличение мутности воды при очистных мероприятиях и строительстве гидрозатворов, осажение и накопление тонких частиц на коренных грунтах. Галечные грунты ниже дамб в первые два года после аварии были покрыты нитчатыми водорослями и рыхлыми бурыми отложениями, являющимися, по-видимому, результатом деятельности нефтеокисляющих микроорганизмов. Все это приводит к изменению структуры донных биоценозов: количество систематических групп гидробионтов сокращается, а численность и биомасса бентоса в целом увеличиваются. Эта закономерность установлена и для других исследованных ранее притоков р. Колва. Исчезновение или сокращение численности ниже гидрозатворов таких групп бентоса, как ручейники, веснянки, поденки, являющихся важным компонентом питания бентосоядных рыб, приводит к ухудшению кормовых ресурсов данных ручьев.

Помимо малых водотоков в бассейне р. Колва был исследован ряд небольших водоемов: оз. Щучье, искусственный водоем на месте бывшего карьера, из которого вытекает ручей, впадающий в Пальник-шор, и лужа на нефтезагрязненной территории.

Озеро Щучье, общей площадью 56.2 га, представляющее собой систему слабопроточных озер, связанных между собой ручьями и протоками, является истоком руч. Воргаель. В результате аварийных разливов нефти вода и донные отложения озер сильно загрязнены нефтепродуктами (Лушников и др., 2004). До начала очистных работ концентрация нефти в донных отложениях превышала 50 г/кг, а на мелководных участках – 125 г/кг. Очистные работы на оз. Щучье, при которых применялась флотационная технология очистки донных отложений от нефти, проводились в июле-августе 2004 г. За этот период собрали 106 т нефти. Гидробиологические исследования в сентябре 2003 г. и летом 2004 г. выявили полную деградацию сообществ бентосных организмов (Лушников и др., 2004;

Воробьев и др., 2006). В 2005 г. усовершенствование технологических схем очистки и оборудования позволили существенно снизить содержание нефти в донных отложениях до 2 г/кг (более чем в 60 раз). В прибрежной зоне стала развиваться высшая водная растительность; были обнаружены олигохеты, составившие основу численности и биомассы бентоса, хирономиды и двустворчатые моллюски (Воробьев, 2006). По нашим данным, после проведения очистных работ донное население озера в июле 2005 г. было представлено 10 группами гидробионтов. Самыми богатыми по количественному развитию были песчано-илистые грунты прибрежья. Наиболее многочисленны на этом биотопе были черви – нематоды и олигохеты (33 и 34.8% от общего бентоса соответственно), а также ветвистоусые раки (23.9%). Кроме этих групп встречены пиявки, моллюски (*Anisus albus*, *Euglesa* sp., *Lymnaea stagnalis*, *L. stroemi*, *Cincinna frigida*), веслоногие и ракушковые раки, водяные клещи, личинки поденок и хирономид. Численность бентоса составила 28.6 тыс. экз./м², биомасса – 3.3 г/м². На илистых грунтах на глубинах свыше 1 м донная фауна беднее – всего пять групп при численности 0.7 тыс. экз./м², биомассе – 0.14 г/м². На середине озера (глубина 3 м) выявлены лишь моллюски, среди которых доминировал *Anisus albus*. Видовой состав моллюсков озера дополнил списки беспозвоночных бассейна р. Колва.

На руч. Пальник-шор фауна лужи в центре рекультивированной территории была населена множеством личинок комаров *Culicoides*, личинками и имаго жуков *Rhantus suturellus* и *Gaurodytes* sp., личинками ручейников сем. *Limnephilidae*, личинками поденок *Parameletus chelifera* и *Cloeon dipterum*.

На песчаных грунтах искусственного водоема, образовавшегося на месте бывшего карьера, обитали малощетинковые черви, среди которых доминировали по численности *Nais pseudobtusa* и *N. elinguis*. Кроме них единично обнаружены *N. variabilis*, *N. communis*, *Tubifex ignotus*, *Amphichaeta leidigi*, *Specaria josinae*. Многочисленны веслоногие раки и личинки хирономид. Редко и с небольшой численностью в водоеме встречались нематоды, кладоцеры, клещи и личинки веснянок. Среди зарослей рдеста обильны рачки, олигохеты, личинки поденок (*Caenis*), ручейников и хирономид. Численность бентоса на песчаных грунтах составляла 2.4 тыс. экз./м², биомасса – 0.2 г/м².

6.4. Фауна донных беспозвоночных реки Колва

Установлен видовой состав основных групп бентоса, важных для оценки экологического состояния водотоков. Полученные материалы сопоставлены с данными более ранних исследований (По-

пова, 1962). Основой фаунистических списков послужили определители и другие литературные источники, указанные во второй главе.

В бентосе обнаружено 25 видов низших ракообразных, некоторые из них являются планктонными организмами, но встречались и в пробах зообентоса (табл. 32). К ветвистоусым ракам (*Cladocera*) принадлежит 10, к отряду веслоногих (*Copepoda*) – 15 видов. Из копепод к подотряду *Cyclopoidea* относится 10 видов ракообразных,

Таблица 32

Список ракообразных водотоков бассейна р. Колва, найденных в пробах бентоса

Ракообразные	1995 г.		1996 г.		1997 г.
	Русло реки	При-токи	Русло реки	При-токи	При-токи
CLADOCERA					
<i>Sida crystallina</i> (O.F. Müller, 1776)	+	–	–	–	–
<i>Macrothrix hirsuticornis</i> (Norman and Brady, 1867)	–	–	–	+	–
<i>Ilyocryptus acutifrons</i> Sars, 1862	+	–	–	–	–
<i>Eurycerus lamellatus</i> (O.F. Müller, 1785)	–	–	–	+	+
<i>Bosmina longirostris</i> (O.F. Müller, 1785)	+	–	+	–	–
<i>Chydorus sphaericus</i> (O.F. Müller, 1785)	+	+	+	+	+
<i>Alona affinis</i> (Leydig, 1860)	–	–	–	+	+
<i>A. quadrangularis</i> (O.F. Müller, 1785)	+	–	–	+	–
<i>Acroperus harpae</i> (Baird, 1837)	+	+	–	–	–
<i>Graptoleberis testudinaria</i> (Fischer, 1851)	–	+	–	–	–
COPEPODA					
<i>Paracyclops fimbriatus</i> (Fischer, 1853)	+	+	+	+	+
<i>Eucyclops serrulatus</i> (Fischer, 1851)	+	+	+	+	+
<i>Macrocyclops albidus</i> (Jurine, 1820)	+	+	–	+	–
<i>Megacyclops viridis</i> (Jurine, 1820)	+	+	+	+	–
<i>Diacyclops bicuspidatus</i> (Claus, 1857)	–	+	–	–	+
<i>D. bisetosus</i> (Rehberg, 1880)	–	–	–	+	–
<i>D. crassicaudis</i> (Sars, 1863)	–	–	–	+	–
<i>D. nanus</i> (Sars, 1863)	–	–	–	+	–
<i>Acanthocyclops venustus</i> (Norman et Scott, 1906)	–	–	–	+	–
<i>A. vernalis</i> (Fischer, 1853)	–	–	–	–	+
<i>Canthocamptus staphylinus</i> (Jurine, 1820)	–	–	–	–	+
<i>Paracamptus schmeili</i> (Mrazek, 1894)	+	+	+	+	–
<i>Bryocamptus vej dovsky</i> (Mrazek, 1893)	–	–	–	–	+
<i>B. pygmaeus</i> (G.O. Sars, 1863)	–	–	–	–	–
<i>Neomrazekiella nordenskiöldi nordenskiöldi</i> Lilljeborg, 1902	–	–	–	+	–

пять видов содержит подотряд Harpacticoida. Наиболее часто встречаются в реках и ручьях *Paracyclops fimbriatus* и *Eucyclops serrulatus*. Некоторые виды ракообразных обнаружены только в ручьях. Так, из гарпактицид лишь *Moraria schmeili* встречен в русле р. Колва, остальные четыре вида присутствовали в бентосе ручьев.

Нематоды определены лишь из части проб в 1998 г. По результатам этих определений установлено 11 видов (табл. 33). Доминирует в русле реки как выше аварийного разлива нефти, так и ниже устьев загрязненных ручьев *Dorylaimus stagnalis* – широко распространенный вид, ранее отмеченный для рек Уса и Печора (Кириянова, 1962). Эти черви могут встречаться в массовых количествах, отличаются большой эврибионтностью. В 1998 г. на 80 км от устья этот вид составлял 35.2% всей фауны нематод, 24.5% приходилось на *M. bastiani*. Ниже ручьев Кенью *D. stagnalis* составил 60.3% всего количества нематод. На протяжении всего русла р. Колва встречены также представители семейства Mermithidae, которые в личиночной стадии паразитируют в насекомых и других беспозвоночных, взрослые черви живут свободно в воде.

Средняя численность нематод в русле реки в первые два года после аварии была невысокой. Низкой она была во все годы исследований и на участке реки от руч. Безымянный до устья. Увеличение средней численности нематод зарегистрировано в 1997 г. в районе р. Хатаяха, в 1998 г. – ниже ручьев Кенью. Максимальная численность нематод наблюдалась в 2005 г. на участке от руч. Пальник-шор (1382 экз./м²) до руч. Безымянный (5434), в среднем за июль 2005 г. составляя 1185 экз./м² (рис. 35).

Олигохеты. Ранее видовые списки малощетинковых червей бассейна р. Уса (в том числе и р. Колва) приводились в работе Н.П. Финогеновой (1962). Список включал 24 вида олигохет, обнаруженных в магистральном русле Колвы и пойменных водоемах. Основу фауны в то время составляли черви сем. Naididae. При обработке собранного материала из р. Колва и ее притоков идентифицировано 30 видов и форм малощетинковых червей, относящихся к пяти семействам (табл. 34). Сводный список олигохет включает 43 вида и таксона рангом выше вида, наибольшее число которых относятся к семействам Naididae (24) и Tubificidae (12). Песчаные грунты, преобладающие в русле реки, отсутствие макрофитов не обеспечивают благоприятных условий для развития олигохет. Увеличивается их доля в составе зообентоса при заиливании грунтов и загрязнении. В 1995 г. после аварии по данным М.А. Батуриной (2001), в составе олигохетофауны доминировали наидиды, составляя 78.1% численности олигохет. В 1997 г. ведущую роль уже играли тубифициды, доля которых составила 75.1%, а к 1998 г. это значение снизилось одновременно с общей численностью червей в реке до 10.6%. К 1998 г.

Таблица 33

Видовой состав нематод, моллюсков и насекомых бассейна р. Колва

Вид	1955 г.	1995 г.		1996–1998 г.		2005 г.	
		1	2	1	2	1	2
NEMATODA							
Enoplida							
<i>Tobrilus gracilis</i> (Bastian, 1865)	–	–	–	+	–	–	–
<i>T. grandipapillatus</i> Andrassy, 1959	–	–	–	+	–	–	–
<i>Tripyla glomerans</i> Bastian, 1865	–	–	–	+	–	–	–
<i>T. cornuta</i> Skwarra, 1921	–	–	–	+	–	–	–
Mononchida							
<i>Mononchus niddensis</i> Skwarra, 1921	–	–	–	+	–	–	–
Dorylaimida							
<i>Dorylaimus stagnalis</i> Dujardin, 1845	–	–	–	+	–	–	–
<i>Eudorylaimus aquaticus</i> Eliava, 1968	–	–	–	+	–	–	–
<i>Ironus tenuicaudatus</i> de Man, 1876	–	–	–	+	–	–	–
<i>Laimidorus flavomaculatus</i> Siddigi, 1969	–	–	–	+	–	–	–
<i>Mesodorylaimus bastiani</i> Andrassy, 1959	–	–	–	+	–	–	–
Chromadorida							
<i>Ethmolaimus pratensis</i> de Man, 1880	–	–	–	+	–	–	–
MOLLUSCA							
Lymnaeidae							
<i>Lymnaea peregra</i> (Müller, 1774)	–	–	+	–	–	–	–
Unionidae							
<i>Colletopterum ponderosum</i> (Pfeiffer, 1825) = <i>Anodonta anatina</i> var. <i>petschorica</i> Shadin, 1938	–	–	+	+	–	–	–
Euglesidae							
<i>Roseana borealis</i> (Clessin in Westerlund, 1877)	–	+	+	–	–	+	+
<i>Henslowiana henslowiana</i> (Sheppard, 1823)	+	+	–	–	–	–	–
<i>Pseudeupera subtruncata</i> (Malm, 1853)	–	–	–	–	–	+	–
<i>Cingulipisidium nitidum</i> (Jenyns, 1832)	–	–	+	–	–	+	+
Sphaeriidae							
<i>Amesoda asiatica</i> (Martens, 1864)	+	–	+	–	–	+	+
<i>A. transversale</i> (Westerlund, 1898)	–	+	+	+	–	+	+
<i>Sphaerium corneum</i> (Linne, 1758)	–	–	–	+	–	+	–
Pisidiidae							
<i>Pisidium amnicum</i> (Mueller, 1774)	+	–	+	–	–	–	–
EPHEMEROPTERA							
Oligoneuridae							
<i>Oligoneurisca borysthenica</i> (Tshernova, 1937)	+	–	–	–	–	–	–
Siphonuridae							
<i>Siphonurus aestivalis</i> Eaton, 1903	+	–	–	–	–	–	–
<i>S. alternatus</i> Say, 1824	–	–	–	–	–	–	+

Продолжение табл. 33

Вид	1955 г.	1995 г.		1996–1998 г.		2005 г.	
		1	2	1	2	1	2
B a e t i d a e							
<i>Baetis sp. vernus</i> Curtis, 1834	–	+	–	–	+	–	–
<i>B. feles</i> Kluge, 1980	–	–	–	+	–	–	–
<i>B. fuscatus</i> (Linnaeus, 1761)	–	+	–	–	–	+	–
<i>Baetis sp.</i>	+	+	+	–	+	–	–
<i>Baetopus wartensis</i> Keffermüller, 1960	–	+	–	–	–	+	–
<i>Centroptilum luteolum</i> (Müller, 1776)	–	–	+	–	–	–	–
<i>Centroptilum sp.</i>	+	+	–	–	–	–	–
<i>Cloeon dipterum</i> Linnaeus, 1761	–	+	–	–	–	–	–
<i>Cloeon bifidum</i> Bengtsson, 1912	–	+	+	–	–	+	–
<i>Procloeon sp.</i>	+	–	–	–	–	–	–
H e p t a g e n i i d a e							
<i>Arthroplea congener</i> Bengtsson, 1908	+	–	–	–	–	–	–
<i>Ecdyonurus joemensis</i> Bengtsson, 1909	–	–	–	+	–	–	–
<i>Heptagenia fuscogrisea</i> (Retzius, 1783)	+	–	–	–	–	+	–
<i>H. sulphurea</i> Bengtsson, 1912	–	+	–	+	–	+	–
<i>Heptagenia sp.</i>	+	+	–	–	–	–	–
<i>Cinygma lyriformis</i> (McDunnough, 1924)	–	–	–	–	+	–	–
E p h e m e r i d a e							
<i>Ephemera vulgata</i> Linnaeus, 1758	+	–	–	–	–	–	–
A m e t r o p o d i d a e							
<i>Ametropus fragilis</i> Albarda, 1878 = <i>Ametropus eatoni</i> (Brodsky, 1930)	+	+	–	–	–	–	–
M e t r e t o p o d i d a e							
<i>Metretopus borealis</i> (Eaton, 1871)	–	+	+	–	–	+	–
A m e l e t i d a e							
<i>Ameletus inopinatus</i> Eaton, 1887	+	–	–	–	+	–	–
C a e n i d a e							
<i>Caenis (sin. Ordella) macrura</i> Stephens, 1835	+	–	–	–	+	–	–
<i>Caenis juv.</i>	–	–	–	–	–	+	–
<i>Brachycercus sp.</i>	+	–	–	–	–	–	–
L e p t o p h l e b i i d a e							
<i>Paraleptophlebia submarginata</i> (Stephens, 1835)	+	–	–	–	+	–	–
E p h e m e r e l l i d a e							
<i>Ephemerella aurivillii</i> Bengtsson, 1908	–	+	–	–	+	–	–
<i>Ephemerella ignita</i> (Poda, 1761)	+	–	–	–	–	+	–
<i>Ephemerella mucronata</i> (Bengtsson, 1909)	–	+	–	+	+	–	–
P L E C O P T E R A							
P e r l o d i d a e							
<i>Diura bicaudata</i> (Linnaeus, 1758)	–	–	–	–	*	–	–
<i>Diura nanseni</i> (Kempny, 1900)	–	*	–	+	–	–	–

Продолжение табл. 33

Вид	1955 г.	1995 г.		1996–1998 г.		2005 г.	
		1	2	1	2	1	2
<i>Diura</i> sp.	–	–	–	+	+	–	–
<i>Isoperla obscura</i> (Zetterstedt, 1840)	–	+	*	–	–	–	–
Chloroperlidae							
<i>Xanthoperla apicalis</i> (New man, 1836)	–	*	–	–	–	–	–
Taeniopterygidae							
<i>Taeniopteryx nebulosa</i> L.	–	*	+	–	+	–	+
Nemouridae							
<i>Amphinemura borealis</i> (Morton, 1894)	–	*	+	+	–	–	–
<i>Amphinemura</i> sp.	–	–	–	–	+	–	+
<i>Nemoura cinerea</i> (Retzius, 1783)	–	–	–	–	*	–	–
<i>Nemoura</i> sp.	–	–	–	+	+	–	+
Capniidae							
<i>Capnia atra</i> Morton, 1896	–	–	*	–	–	–	–
<i>C. pygmaea</i> (Zetterstedt, 1840)	–	–	*	–	–	–	–
<i>Capnia</i> sp.	–	–	+	+	+	+	+
Leuctridae							
<i>Leuctra nigra</i> (Olivier, 1811)	–	–	–	–	*	–	–
<i>Leuctra</i> sp.	–	–	–	–	+	–	–
COLEOPTERA							
Halipilidae							
<i>Brychius elevatus</i> (Panzer, 1794)	+	+	–	+	–	–	+
<i>B. elevatus</i> (Panzer, 1794)	+	+	–	+	–	–	+
<i>Halipilus fluviatilis</i> Aube, 1836	–	–	+	–	–	–	–
<i>Halipilus fulvus</i> (Fabricius, 1801)	–	+	–	–	–	–	–
<i>Halipilus</i> sp.	–	–	–	–	–	–	+
Dytiscidae							
<i>Hydroporus</i> sp.	–	–	–	–	+	–	+
<i>Oreodytes sanmarkii</i> (Sahlberg, 1826)	–	–	–	–	+	–	–
Hydraenidae							
<i>Hydraena gracilis</i> Germar, 1824	–	–	–	–	+	–	–
Elmidae							
<i>Elmis aenea</i> (Müller, 1806)	–	+	+	–	+	+	–
<i>Oulimnius tuberculatus</i> (Müller, 1806)	–	–	–	–	–	+	+
TRICHOPTERA							
Rhyacophilidae							
<i>Rhyacophila nubila</i> Zetterstedt, 1840	–	–	–	–	+	–	–
Polycentropodidae							
<i>Neureclipsis bimaculata</i> (Linnaeus, 1758)	+	*	–	–	–	–	–
Hydropsychidae							
<i>Hydropsyche contubernalis</i> McLachlan, 1865	–	*	–	–	–	–	–
<i>H. bulgaromanorum</i> Malicky, 1977	–	–	–	+	–	–	–

Окончание табл. 33

Вид	1955 г.	1995 г.		1996–1998 г.		2005 г.	
		1	2	1	2	1	2
Molannidae							
<i>Molannodes tinctus</i> (Zetterstedt, 1840)	+	–	–	–	–	–	–
Leptoceridae							
<i>Athripsodes aterrimus</i> (Stephens, 1836)	+	–	–	–	–	–	–
<i>A. bilineatus</i> Linnaeus, 1758	–	+	–	+	–	+	–
<i>A. cinereus</i> (Curtis, 1834)	+	–	–	–	–	–	–
<i>Ceraclea annulicornis</i> (Stephens, 1836)	+	+	–	+	–	+	–
<i>C. perplexa</i> (McLachlan, 1877)	–	*	–	–	–	–	–
Brachycentridae							
<i>Brachycentrus subnubilus</i> Curtis, 1834	+	–	–	+	–	+	–
Lepidostomatidae							
<i>Lepidostoma hirtum</i> Fabricius, 1775	–	–	+	–	–	–	–
Apataniidae							
<i>Apatania crymophila</i> McLachlan, 1889	–	–	–	–	+	–	–
<i>Apatania</i> sp.	–	+	–	–	+	–	–
Limnephilidae							
<i>Anabolia (Arctoecia) concentrica</i> (Zetterstedt, 1840)	–	–	–	–	+	–	–
<i>Anabolia laevis</i> (Zetterstedt, 1840) = <i>A. sororcula</i> McLachlan, 1876	+	–	–	–	–	–	–
<i>Halesus</i> sp.	+	–	–	–	+	–	–
<i>Limnephilus dispar</i> MacLachlan, 1875	–	–	–	–	+	–	–
<i>L. fuscicornis</i> (Rambur, 1842)	–	*	–	–	–	–	–

Примечание: * – вид определен по имаго; + – личинки; прочерк – группа не определялась. 1 – русло реки; 2 – притоки.

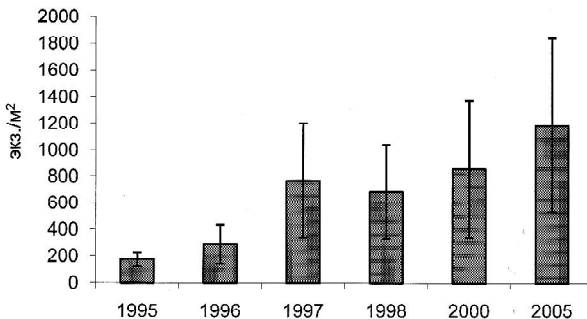


Рис. 35. Многолетние изменения средней численности нематод в русле р. Колва.

Таблица 34

Олигохеты бассейна р. Колва

Олигохеты	Русло, год					Притоки, 1995– 2005 гг.
	1955*	1995	1997	1998	2005	
N a i d i d a e						
<i>Stylaria lacustris</i> (Linne, 1767)	+	–	–	–	–	–
<i>Ripistes parasita</i> (Schmidt, 1847)	–	–	–	–	+	–
<i>Vejdovskyella intermedia</i> (Bretscher, 1896)	–	–	–	–	–	+
<i>Nais alpine</i> Sperber, 1948	–	–	–	–	–	+
<i>N. barbata</i> Müller, 1773	+	–	–	–	–	–
<i>N. behningi</i> Michaelsen, 1923	+	+	+	–	+	+
<i>N. bretscheri</i> Michaelsen, 1899	+	–	–	–	–	+
<i>N. communis</i> Piguët, 1906	+	–	–	–	–	+
<i>N. elinguis</i> Müller, 1773	–	+	+	–	–	+
<i>N. pardalis</i> (Piguët, 1906)	–	–	–	–	–	+
<i>N. pseudobtusa</i> Piguët, 1906	+	+	+	–	–	+
<i>N. simplex</i> Piguët, 1906	+	–	–	–	–	–
<i>N. variabilis</i> Piguët, 1906	–	–	–	–	–	+
<i>Nais</i> sp.	–	+	–	–	–	+
<i>Piguëtiella blanci</i> (Piguët, 1906)	+	+	–	–	+	+
<i>Ophidonais serpentina</i> Müller, 1773	+	–	–	–	–	–
<i>Uncinaiis uncinata</i> (Oersted, 1842)	+	+	–	–	+	–
<i>Amphichaeta leydigi</i> Tauber, 1879	+	–	–	–	–	+
<i>Chaetogaster diaphanus</i> (Gruithuisen, 1828)	+	+	+	–	–	–
<i>Ch. setosus</i> Svetlov, 1925	+	–	+	–	–	–
<i>Pristina aequisetata</i> Boure, 1891	–	–	+	–	–	–
<i>P. biolobata</i> (Bretscher, 1903)	–	+	–	–	–	–
<i>P. longiseta</i> Ehrenberg, 1828	–	+	–	–	–	–
<i>Pristina</i> sp.	–	–	+	–	–	–
T u b i f i c i d a e						
<i>Aulodrilus limnobius</i> Bretscher, 1899	+	–	–	–	+	–
<i>Tubifex tubifex</i> (Müller, 1774)	–	+	–	+	+	+
<i>T. ignotus</i> (Štolc, 1886)	–	+	–	+	–	+
Tubificidae gen. sp.	–	+	–	–	+	+
<i>Spirosperma ferox</i> Eisen, 1879	+	+	+	+	+	+
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> Claparède, 1862	–	+	+	+	+	+
<i>L. profundicola</i> (Verrill, 1871)	–	–	–	–	+	+
<i>L. udekemianus</i> Claparède, 1862	+	–	–	–	–	+
<i>Isochaetides michaelsoni</i> (Lastočkin, 1936)	–	+	–	–	–	–
<i>Limnodrilus</i> sp.	–	+	+	–	–	–
<i>Psammoryctes albicola</i> (Michaelsen, 1901)	+	–	–	–	–	–
<i>Potamothrix hammoniensis</i> (Michaelsen, 1901)	–	+	–	–	–	+
Пр о п а п п и д а е						
<i>Propappus volki</i> Michaelsen, 1916	+	+	+	+	+	+
E n c h y t r a e i d a e						
<i>Cernosvitoviella</i> sp.	–	–	–	–	–	+
<i>Marionina riparia</i> Bretscher, 1899	–	–	–	–	+	+
Enchytraeidae gen. sp.	–	+	–	+	–	+
L u m b r i c u l i d a e						
<i>Stylodrilus heringianus</i> Claparède, 1862	+	–	–	–	–	+
<i>Lumbriculus variegatus</i> (Müller, 1774)	+	–	–	–	–	+
Lumbriculidae gen. sp.	–	–	+	+	–	–

Примечание: * – данные из статьи Э.И. Поповой (1962).

возросла доля проппапид с 4.6 в 1995 г. до 84.1% от общей численности олигохет. Средняя численность червей в русле реки в годы исследований была максимальной в 2000 г. – 635 экз./м², минимальной – в 1998 г. (136.7), в другие годы она изменялась незначительно, составляя 182–235 экз./м² (рис. 36).

Моллюски в р. Колва представлены в настоящее время, как и прежде, лишь двустворчатыми (см. табл. 33). Это типичные речные формы, обычные для бассейна р. Печора. Из видов, обитающих в реке в 1950-е гг., не обнаружен *Euglesa henslowana* (*Pisidium henslowanum*). На участке реки ниже впадения ручьев Кенью на заиленном песке с галькой встречены крупные двустворчатые моллюски *Anodonta anatina* var. *petschorica*, не отмеченные прежде.

Из 14 видов и форм **поденок**, обнаруженных в русле р. Колва ранее, в 1997 г. было установлено четыре, столько же видов добавлено нами к списку фауны. Встречаемость личинок поденок в составе донной фауны на загрязненном участке р. Колва уменьшилась по сравнению с 1950-ми гг. на 20%. Ранее часто встречающийся типичный обитатель рек *Ameletus inopinatus* не был обнаружен. Второй представитель поденок, богато представленный ранее в фауне р. Колва, – *Centroptilum* sp. наблюдается и сейчас, но единично. Чаще других встречался *Baetis* гр. *vernus*, который может обитать в водотоках с сильным нефтяным загрязнением (Novikova, Kluge, 1997). Часто этот вид встречался и в ручьях, попавших в зону аварии. Другие виды поденок в пробах были редки и немногочисленны. Обращает на себя внимание последовательное увеличение с 1996 г. встречаемости поденок. В последние годы поденки на ряде створов вносят существенный вклад в создание биомассы бентоса. В основном это виды р. *Saenis*, живущие на илистых грунтах, а также представители р. *Heptagenia*, способные жить в условиях незначительного загрязнения. Только в нижнем течении реки единично встречается с 1995 г. *Baetopus wartensis* – редкий транспале-

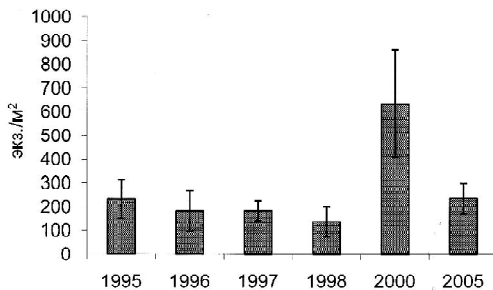


Рис. 36. Многолетняя динамика средней численности олигохет в русле р. Колва.

арктический вид, обитающий в проточных водоемах.

Ручейники, ранее встречавшиеся только в каждой третьей пробе, в послеаварийный период стали еще более редкими, видовой состав их сократился (см. табл. 33). Преобладает по численности в бентосе типичный реофильный вид *Brachycentrus subnubilus*.

Веснянки реже встречались в бентосе после аварии, лишь с 1997 г. их встречаемость в составе донной фауны возросла. Видовой состав этого отряда р. Колва в 50-е гг. прошлого века не определялся. Нами для загрязненного участка русла установлено пять видов и форм (см. табл. 33). Не встречены личинки веснянок в левобережных участках русла ниже загрязненных притоков.

Хирономиды в 1955 г. были представлены 53 формами, преобладали обитатели речных песков, слабо или умеренно заиленных (Попова, 1959б). В табл. 35 мы дали современные названия этих видов хирономид, в результате чего количество видов и форм сократилось до 47. Из проб 1995 г. определены 66 видов и форм из пяти семейств. Исследования показали, что наибольшую встречаемость и численность на песчаных грунтах в русле реки, как и прежде, имеют *Cladotanytarsus* гр. *mancus* и *Paracladius inaequalis*. На валунно-галечных грунтах доминируют *Paracladopelma camptolabis* и *Parakiefferiella bathophila*. В устьевом участке реки преобладает *Nanocladius bicolor*. 24 вида и формы встречены на песчаных грунтах. Большинство из них (62.5%) принадлежат к подсемейству Chironominae. Однако Orthoclaadiinae (*Paracladius inaequalis* и *Nanocladius bicolor*) были наиболее многочисленны (Kuzmina, 2001). Ниже дамб на загрязненных нефтью грунтах ручьев доминировали *Cricotopus bicinctus* и *Orthocladus saxilola*. Хирономиды из сборов 2005 г. определены пока лишь из части проб, преимущественно из ручьев. По этим данным в русле реки доминируют по численности *Procladius ferrugineus* (80 км от устья), ниже р. Хатаяха – *Paracladius conversus* и *Tanytarsus medius*. В загрязненных ручьях наиболее многочисленны в настоящее время *Tanytarsus medius*, *Orthocladus saxicola*, *Paracladius conversus*.

Средняя численность хирономид в первые годы после аварии (1995–1997 гг.) на всех створах реки была низкой, повышение этого показателя началось с 1998 г. и достигло максимальных значений в 2000 г. (рис. 37). В 2005 г. высокие значения средней численности хирономид установлены на участках ниже устьев загрязненных ручьев (1298–8902 экз./м²), выше зоны аварии и в устьевом участке реки численность хирономид была значительно ниже и не превышала 500 экз./м².

Таксономический список донных беспозвоноч-

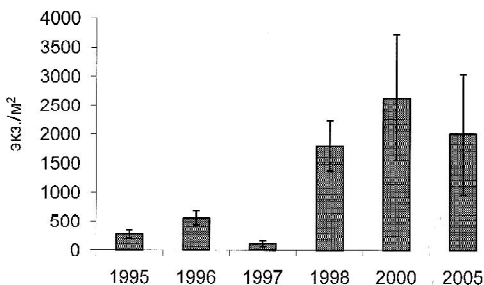


Рис. 37. Многолетняя динамика средней численности хирономид в русле р. Колва.

Хирономиды бассейна р. Колва

Подсемейство, вид	Бассейн р. Колва, год				
	1955	1995		2005	
		1	2	1	2
<i>Tanyptodinae</i>					
<i>Ablabesmyia</i> gr. <i>monilis</i> Linnaeus, 1758	+	-	-	-	-
<i>Ablabesmyia</i> sp.	+	-	-	-	-
<i>Arctopelopia griseipennis</i> (van der Wulp, 1859)	-	+	-	-	-
<i>Arctopelopia</i> sp.	-	+	-	-	-
<i>Conchapelopia melanops</i> (Meigen, 1818)	-	-	-	-	+
<i>Conchapelopia</i> sp.	-	+	+	-	-
<i>Larsia atrocincta</i> (Goetghebuer, 1942)	-	-	-	-	+
<i>Larsia curticalcar</i> (Kieffer, 1918)	+	-	-	-	-
<i>Meropelopia</i> sp.	-	+	-	-	-
<i>Natarsia punctata</i> (Fabricius, 1805)	+	-	-	-	-
<i>Procladius choreus</i> (Meigen, 1804)	-	-	-	-	+
<i>Procladius ferrugineus</i> (Kieffer, 1918)	-	+	-	+	+
<i>Procladius</i> sp.	+	-	-	-	-
<i>Derotanypus sibiricus</i> (Kruglova & Tschernovskij, 1940) = <i>Psectrotanypus sibiricus</i> (Kruglova & Tschernovskij, 1940)	-	+	-	-	-
<i>Thienemannimyia geijskesi</i> (Goetghebuer, 1934)	-	-	-	-	+
<i>Zavrelimyia melanura</i> (Meigen, 1804)	-	+	-	-	-
<i>Prodiamesinae</i>					
<i>Monodiamesa bathyphila</i> (Kieffer, 1918)	+	+	+	-	+
<i>Dia mesinae</i>					
<i>Diamesa insignipes</i> Kieffer, 1908	-	+	-	-	-
<i>Potthastia longimana</i> Kieffer, 1922	+	+	-	-	+
<i>Syndiamesa</i> sp.	-	-	+	-	-
<i>Orthocla diinae</i>					
<i>Corynoneura scutellata</i> Winnertz, 1846	-	+	-	+	+
<i>Corynoneura</i> sp.	+	+	-	+	-
<i>Cricotopus bicinctus</i> (Meigen, 1818)	+	+	+	-	-
<i>C. fuscus</i> (Kieffer, 1909)	-	+	-	-	-
<i>C. tremulus</i> (Linnaeus, 1758)	-	+	+	-	-
<i>C. triannulatus</i> (Macquart, 1826)	-	+	-	-	+
<i>C. trifascia</i> Edwards, 1929		+			
<i>Eukiefferiella brevicalkar</i> (Kieffer, 1911)	-	-	-	-	+
<i>E. longipes</i> Tschernovskij, 1949	+	-	-	-	-
<i>Eukiefferiella</i> sp.	+	+	-	-	-
<i>Heterotriisocladus marcidus</i> (Walker, 1856)	-	-	-	-	+
<i>Krenosmittia camptophleps</i> (Edwards, 1929)	-	-	-	+	-

Продолжение табл. 35

Подсемейство, вид	Бассейн р. Колва, год				
	1955	1995		2005	
		1	2	1	2
<i>Lymnophies pumilio</i> (Holmgren, 1869) = <i>L. globifer</i> Lundström, 1915	–	+	–	–	–
<i>L. pusillus</i> Eaton, 1875 = <i>L. minimus</i> (Meigen, 1818)	+	–	–	–	–
<i>Metricnemus fuscipes</i> (Meigen, 1818)	–	+	–	–	–
<i>Nanocladius bicolor</i> (Zetterstedt, 1838)	–	+	–	–	–
<i>Orthocladius dentifer</i> Brundin, 1947	–	–	–	+	+
<i>O. nigrilus</i> Malloch, 1915	–	+	–	–	–
<i>O. rhyacobius</i> Kieffer, 1911	–	–	–	–	+
<i>Orthocladius</i> gr. <i>saxicola</i> (Kieffer, 1911)	+	+	+	–	+
<i>Orthocladius</i> sp.	–	+	+	–	–
<i>Paracladius conversus</i> (Walker, 1856)	–	–	–	+	–
<i>Tanytarsus inaequalis</i> (Goetghebuer, 1921) = <i>Paracladius inaequalis</i> (Kieffer, 1926)	+	+	–	–	–
<i>P.(Paratrichocladius) inserpens</i> (Walker, 1856)	–	+	–	–	–
<i>P. quadrinodosus</i> Hirvenoja, 1973	–	+	–	–	–
<i>Parakiefferiella bathophila</i> (Kieffer, 1912)	–	+	+	–	–
<i>Parakiefferiella triquetra</i> (Pankratova, 1970)	+	–	–	–	+
<i>Psectrocladius limbatellus</i> (Holmgren, 1869)	–	+	–	–	+
<i>Psectrocladius</i> gr. <i>Psilopterus</i> Kieffer, 1906	+	+	+	–	–
<i>Psectrocladius simulans</i> (Johannsen, 1937)	+	–	–	–	–
<i>Psectrocladius</i> sp.	+	–	–	–	–
<i>Pseudosmittia gracilis</i> (Goetghebuer, 1913)	–	–	–	–	+
<i>Pseudosmittia virgo</i> Strenzke, 1950	–	+	–	–	–
<i>Pseudosmittia</i> sp.	–	+	–	–	–
<i>Rheocricotopus halybeatus</i> (Edwards, 1929)	–	–	–	–	+
<i>Rheosmittia languida</i> (Brundin, 1956)	–	+	–	–	–
<i>Smittia</i> sp.	+	–	–	–	–
<i>Synorthocladius semivirens</i> (Kieffer, 1909) = <i>Thienemanniella flaviforceps</i> Kieffer, 1911	–	+	–	–	+
<i>Trissocladius</i> sp.	+	–	–	–	–
<i>Chironominae</i>					
<i>Chironomini</i>					
<i>Chironomus acutiventris</i> Wulker et al., 1983	–	–	–	+	+
<i>Chironomus nudiventris</i> Ryser et al., 1983	–	–	–	+	–
<i>Chironomus salinarius</i> Kieffer, 1915	+	–	–	–	–
<i>Ch. gr. tummi</i> Kieffer, 1911	+	+	–	–	–
<i>Chironomus</i> sp.	–	+	+	–	–
<i>Cryptochironomus</i> gr. <i>defectus</i> (Kieffer, 1913)	+	+	–	–	–
<i>C. rolli</i> Kirpitschenko, 1949	–	+	–	–	–
<i>Cryptochironomus</i> sp.	–	+	+	–	–

Подсемейство, вид	Бассейн р. Колва, год				
	1955	1995		2005	
		1	2	1	2
<i>Cladopelma viridulum</i> (Linnaeus, 1767) = <i>Cryptocladopelma viridula</i> (Fabricius, 1805)	+	-	-	-	-
<i>Cryptotendipes nigronitens</i> (Edwards, 1929)	+	+	-	+	+
<i>C. usmaensis</i> (Pagast, 1931)	-	+	-	-	-
<i>Demicryptochironomus vulneratus</i> (Zetterstedt, 1838)	+	+	+	-	-
<i>Dicrotendipes nervosus</i> (Staeger, 1839)	+	+	-	-	-
<i>D. tritonus</i> (Kieffer, 1916)	+	-	-	-	-
<i>Einfeldia</i> sp.	+	-	-	-	-
<i>Glyptotendipes</i> sp.	+	-	-	-	-
<i>Harnischia curtilamellata</i> (Malloch, 1915)	+	-	-	+	-
<i>Lipiniella</i> sp.	-	+	-	-	-
<i>Microtendipes pedellus</i> (De Geer, 1776)	+	+	+	+	-
<i>M. tarsalis</i> (Walker, 1856).	-	+	-	-	-
<i>Omisis caledonicus</i> (Edwards, 1932)	-	-	-	+	+
<i>Paraccladopelma camptolabis</i> (Kieffer, 1913)	+	+	-	-	+
<i>P. doris</i> (Towles, 1945)	+	+	-	-	-
<i>Paralauterborniella nigrohalteralis</i> (Malloch, 1915)	-	+	-	-	-
<i>Paratendipes albimanus</i> (Meigen, 1818)	+	-	+	-	+
<i>Polypedilum convictum</i> (Walker, 1856)	+	-	-	-	-
<i>P. exectum</i> (Kieffer, 1915)	-	+	+	-	-
<i>P. nubeculosum</i> (Meigen, 1804)	-	+	-	-	-
<i>P. scalaenum</i> (Schrank, 1803)	+	+	-	+	+
<i>Polypedilum</i> sp. (Chironominae gen. N3) (Lipina, 1926)	-	+	-	-	-
<i>Polypedilum</i> sp.	-	+	+	-	-
<i>Robackia demejerei</i> (Kruseman, 1933)	+	+	+	-	-
<i>Saetheria thylus</i> (Towles, 1945)	+	+	-	-	-
<i>Stictochironomus sticticus</i> (Fabricius, 1781)	-	-	-	-	-
<i>Stictochironomus</i> sp.	+	+	+	-	-
Tanytarsini					
<i>Cladotanytarsus</i> gr. <i>mancus</i> (Walker, 1856)	+	-	-	+	+
<i>Cladotanytarsus</i> N 3 Zvereva	+	-	-	-	-
<i>Micropsectra curvicornis</i> Tshernovskij, 1949	+	+	-	-	-
<i>M. junici</i> (Meigen, 1818)	+	+	+	-	-
<i>M. recurvata</i> Goetghebuer, 1928	-	+	+	-	-
<i>Rheotanytarsus pentapoda</i> (Kieffer, 1909)	-	+	+	-	-
<i>Stempellina bausei</i> (Kieffer, 1911)	+	-	-	-	-
<i>Stempellinella minor</i> (Edwards, 1929) = <i>Zavrelia</i> K.	+	+	-	+	-
<i>Tanytarsus</i> gr. <i>gregarius</i> Kieffer, 1909	+	-	-	-	-
<i>Tanytarsus</i> gr. <i>lestagei</i> Goetghebuer, 1922	-	+	-	-	-
<i>T. medius</i> Reiss et Fittkau, 1971	-	-	-	+	+
<i>T. pallidicornis</i> (Walker, 1856)	-	-	-	-	+
<i>T. verralli</i> Goetghebuer, 1928	-	+	-	-	-
<i>Tanytarsus</i> sp.	-	+	+	-	-
Всего	47	61			

Примечание: 1 – русло реки, 2 – притоки.

ных водотоков бассейна р. Колва включает 266 видов и таксонов более высокого ранга. Наибольшим видовым богатством выделяются хирономиды (108 видов и форм), малощетинковые черви (43), поденки (30) и низшие ракообразные (26 видов). Остальные группы представлены значительно меньшим числом видов и форм: нематоды – 11, моллюски – 10, веснянки – 13, жуки – девять, ручейники – 16. Дополнили список фауны беспозвоночные стоячих пойменных водоемов: моллюски – четыре, жуки – два, олигохеты – один вид.

6.5. Оценка экологического состояния поверхностных вод по данным биоиндикации

Макрзообентос является основой многих систем биоиндикации, при этом в качестве биологических индикаторов для оценки качества поверхностных вод часто используются крупные систематические единицы донной фауны. Видовой состав и структура донных сообществ не столь реактивны по отношению к изменению химического состава и мутности воды за непродолжительный период времени, как сообщества зоопланктона, поэтому оценка состояния водных экосистем по показателям зообентоса позволяет выявить аккумулярованный эффект от источника загрязнений и дает представление об условиях, существующих в водоеме длительное время. Кроме того, выбор донных сообществ в качестве индикаторов состояния водоемов обусловлен тем, что донные организмы обладают низкой миграционной активностью и тесной связью с грунтами.

Существует большое количество разнообразных индексов, с помощью которых оценивают качество воды по анализу зообентоса. Из индексов, основанных на видовом богатстве, мы использовали один из наиболее широко распространенных – индекс ЕРТ (Семенченко, 2004). На рис. 38 представлены данные по изменению индекса ЕРТ на различных створах р. Колва в июле за все годы исследований. Максимальные значения индекса получены для створа 1 (выше зоны аварии) и створа ниже руч. Большой Кенью, минимальные – для устьевого участка русла, за исключением 2000 г. (рис. 38). Считается (Семенченко, 2004), что для эталонных створов величина индекса ЕРТ должна находиться в пределах от 13 до 15, но в нашем случае она не превышала 7. Это можно объяснить преобладанием в русле р. Колва песчаных грунтов, на которых встречаемость веснянок и ручейников и их видовое богатство довольно низкие. Большим разнообразием отличаются поденки, которые преимущественно и обуславливали величину данного индекса.

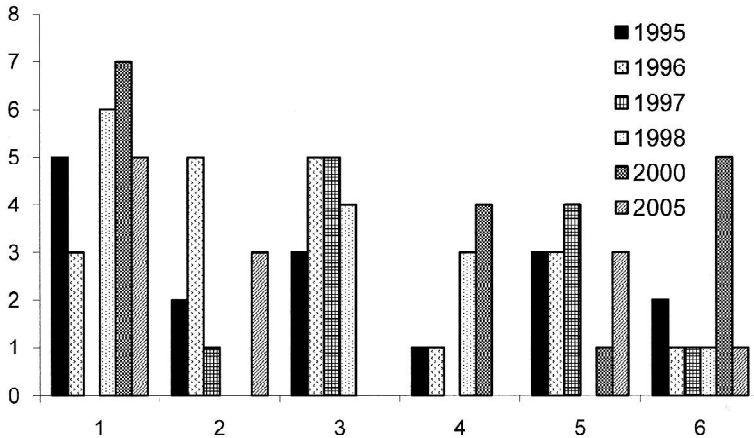


Рис. 38. Индекс ЕРТ на створах р. Колва за все годы исследований: 1 – 80 км от устья, 2 – русло р. Колва ниже р. Хатаяха, 3 – русло р. Колва ниже руч. Большой Кенью, 4 – русло р. Колва ниже руч. Безымянный, 5 – 14 км от устья, 6 – устье.

Существует также ряд индексов, основанных на таксономической структуре сообщества. Одним из наиболее часто используемых в системе мониторинга показателей является также соотношение численностей или количества видов различных систематических групп бентоса (Семенченко и др., 2006), так как характеристика абсолютно полного состава биоты практически невозможна. Эти соотношения построены на отношении численности высоко чувствительных видов к численности интолерантных видов. Мы рассчитали индексы, основанные на соотношении численностей некоторых групп (рис. 39). При реакции на загрязнение индекс ЕРТ/*Chironomidae* уменьшается, остальные индексы увеличиваются по сравнению с эталонным створом. Как видно из рисунка, два индекса сходно изменяются для большинства изученных створов, показывая наличие загрязнения на участке ниже руч. Безымянный (48 км). Наименее информативным оказался индекс отношения численности олигохет к общей численности бентоса. Значения индекса на загрязненных участках были меньше либо близкими к условно «фоновым» створам. Отношение численности ЕРТ/*Chironomidae* на загрязненных участках было крайне низким, так как входящие в этот индекс веснянки и ручейники редко встречаются в русле Колвы, особенно на загрязненных участках. Учитывая вышесказанное, мы считаем, что более показательными, видимо, будут индексы, основанные на видовом богатстве и разнообразии других групп бентоса.

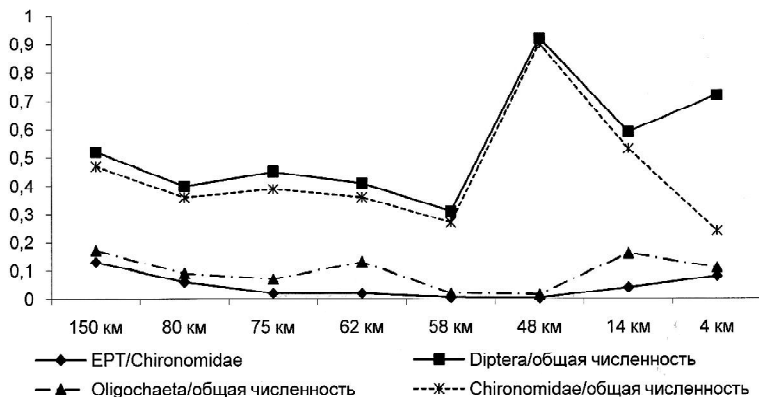


Рис. 39. Индексы биоиндикации, рассчитанные на основании численности групп бентоса по данным 2005 г. в р. Колва.

Для оценки качества воды нами выбраны следующие показатели: индекс Гуднайта-Уитлея (Goodnight, Whitley; 1961) и Trent Biotic Index (ТБИ), или биотический индекс Вудивисса (Woodiwiss, 1864). Класс качества воды устанавливался по классификатору, рекомендованному ГОСТ 17.1.3.07-82.

Биологическая оценка качества вод р. Колва с использованием группы Oligochaeta опубликована ранее (Loskutova, Baturina, 2003). В статье на основании индекса D^2 (Пареле, Астапенко, 1975), основанного на численности сем. Tubificidae, показано снижение степени загрязнения воды в реке и ручьях с 1995 по 1998 г. По второму индексу за этот период качество воды в р. Колва изменилось от класса «относительно чистая» до класса «сильно загрязненная». При этом по значениям индексов наибольшее загрязнение (значения индексов приближались к 1) отмечалось в реке у руч. Пальник-Шор в 1995 г., руч. Безымянный в 1996 г. и в устье реки в 1997 г. Индексы, рассчитанные по ручьям, указывают на наибольшее загрязнение в них в эти же годы. По данным, полученным в 1998 г., большинство рассчитанных значений индексов для р. Колва располагаются в зоне «относительно чистая» или «слабо загрязненная». То же наблюдается и в ручьях. Таким образом, намечается тенденция к снижению значений индексов, следовательно, можно говорить об улучшениях качества воды в этот период.

Подобный анализ проведен и для второй группы индексов: Гуднайта, Уитлея (Goodnight, Whitley, 1961), Д (Пареле, 1981), в основе расчета которых лежит общая численность олигохет (Loskutova, Baturina, 2003). За все годы исследований доля олигохет в общей численности и биомассе бентоса в русле реки не превышала 60%,

что свидетельствует (согласно Гуднайту и Уитлею (1961) о хорошем состоянии воды в реке. Лишь в ручьях Безымянный и Малый Кеню в 1995 г. численность олигохет составила соответственно 67.7 и 74.2% от общей (река в сомнительном состоянии). Отчетливо видно (табл. 36), что по мере продвижения к устью Колвы относительная доля олигохет в донных сообществах устойчиво повышается. В последующие годы она резко уменьшилась. Согласно значениям этих индексов в 1995 г., по качеству вода в р. Колва относилась к категории «слабо загрязненная» или «в сомнительном состоянии». По значениям индекса Пареле (табл. 37) воды р. Колва относились к «слабо загрязненным» лишь в 1995 г. на участке ниже руч. Пальник-шор и в устье. К 1998 г. значения индексов снизились, что говорит об улучшениях в состоянии водотока, и качество воды оценивается как «чистая, относительно чистая» или «в хорошем состоянии». В ручьях тоже наблюдается уменьшение значений индексов к 1998 г. Таким образом, и эта группа индексов показывает снижение степени загрязнения воды в реке и ручьях к 1998 г.

В оз. Щучье средняя численность олигохет в 2005 г. составляла 3312.7 экз./м², что по индексу, использованному С. Райтом (Wright, 1955, цит. по: Макрушин, 1974) и Дж. Карром и М. Хилтоном (Carr, Hiltonen, 1965) на оз. Мичиган, свидетельствует о среднем загрязнении воды (численность олигохет от 1000 до 5000 экз./м²).

Более показательным является биотический индекс Вудивисса, который учитывает одновременно и видовое разнообразие и состав донного населения. При использовании индекса Вудивисса такой существенный для распределения донных животных фактор, как

тип грунта, не маскирует оценку степени загрязнения участков реки. При доминировании чистых песков в условиях разреженной фауны для более правильной оценки рекомендуется отбирать больше проб, иначе могут быть получены заниженные значения биотического индекса. На верхних створах реки (150–80 км от устья), где присутствует только хроническое нефтяное загрязнение, в 1995 г. значения индекса составляли 8–9. Уменьшение биотического индекса отчетливо прослеживалось по мере продвижения от зоны разлива нефти к устью (табл. 38). Наименьшие значения

Таблица 36
Индекс Гуднайта-Уитлея
для исследованных участков
р. Колва, 1997 г.

Место отбора проб	Относительная численность олигохет, %
65 км от устья	<u>2.3–6.7</u> 4.3
14 км от устья	<u>10.8–14.3</u> 12.6
Устье	<u>0–35.4</u> 13.4

Примечание: в числителе – пределы колебаний, в знаменателе – средние значения индекса.

индекса (2–3) определены в 1995 г. на р. Колва для лево-бережных участков русла, ниже устьев загрязненных притоков и в самих притоках. Сходные значения индекса определены и в 1997 г.: наименьшие значения индекса определены на р. Колва также для участков русла, ниже устьев загрязненных притоков (табл. 38). В целом по средним значениям биотического индекса Вудивисса воды исследованных участков русла р. Колва характеризовались в 1997 г. как умеренно-загрязненные,

относящиеся к III классу вод. В 1998 г. на фоне увеличения показателей численности и биомассы донных организмов индексы Вудивисса в нижнем течении реки были низкими. Заметное увеличение индексов стало наблюдаться лишь в 2000 г. Наибольшие показатели индекса (10) установлены на самом верхнем из исследованных участков. Для большинства створов р. Колва и ручьев установлены близкие значения индекса. В бассейне р. Колва выявлен в 2000 г. лишь один створ, где индекс равен 7 – на 14 км от устья (табл. 38).

Для оценки экологического состояния реки нами рассчитан также индекс Е.В. Балускиной (Балускина, 1987) по данным за 1995 и 2005 гг., основанный на соотношении трех подсемейств хирономид (табл. 39). Вода р. Колва в 1995 г. оценивалась по этому показателю как чистая, умеренно загрязненная и загрязненная. Умеренно загрязненными воды р. Колва были ниже ручьев Пальник-шор, выше и ниже р. Хатаяха, ниже с. Колва. Загрязненными по данному индексу были воды руч. Малый Кенью, где количественно преобладали хирономиды подсемейства Chironominae. Воды не менее загрязненного руч. Пальник-шор, а также воды р. Колва ниже Безымянных ручьев оценивались по индексу как чистые, что не соответствует действительности. На этих сайтах среди хирономид доминировали по численности личинки подсемей-

Таблица 37
Изменение индекса Д Пареле
в разные годы, р. Колва

Расстояние от устья, км	Годы		
	1995	1998	2005
150	0.17	–	0.17
120	0.16	–	–
103	0.22	–	–
80	0.20	0.03	0.09
75	0.39	–	0.07
62	0.19	–	0.04
58	–	0.09	0.02
48	–	0.01	0.02
14	–	–	0.16
4	0.42	0.04	0.11

Таблица 38
Индекс Вудивисса на створах р. Колва
в годы после аварии

Место отбора проб, км от устья	Годы			
	1995	1997	1998	2000
80	8	–	8	10
39	6	–	7	8
14	4	4	4	7
4	3	4	4	8

Таблица 39

Индекс Балушкиной и класс качества вод по створам р. Колва

Сайт	Значение индекса	Класс качества вод
1995 г.		
Река Колва, 120 км от устья	0.97	Чистая
80 км от устья	0.17	Чистая
ниже руч. Пальник-шор	5.9	Умеренно загрязненная
4 км выше р. Хатаяха	4.3	Умеренно загрязненная
Ручей Пальник-шор	0.67	Чистая
Река Колва, ниже р. Хатаяха	2.5	Умеренно загрязненная
Ручей Малый Кенью	6.5	Загрязненная
Река Колва, ниже Безымянных ручьев	0.64	Чистая
2 км выше с. Колва	0.64	Чистая
1 км ниже с. Колва	3.82	Умеренно загрязненная
устье	0.69	Чистая
2005 г.		
Река Колва, ниже р. Хатаяха	0.43	Чистая
ниже руч. Кенью	0.61	Чистая
Ручей Безымянный, нижний бьеф	1.1	Умеренно загрязненная
Ручей Ниедзьель, нижний бьеф	0.15	Чистая

ства Orthocladiinae. По данным 2005 г. умеренно загрязненными воды были лишь на участке ниже одного из Безымянных ручьев, на других участках вода характеризовалась как чистая.

Донные грунты исследованных рек, представленные преимущественно песками, имеющими слабую адсорбционную способность, наличие достаточных скоростей течения препятствуют значительному оседанию и аккумуляции нефтепродуктов в водотоках бассейна р. Колва. Однако хроническое нефтяное загрязнение, а также аварийный выброс нефти, привели к снижению в несколько раз количественных показателей развития бентоса в русле. Особенно пострадали при этом донные сообщества загрязненных ручьев и участки основного русла реки ниже их устьев, где произошло упрощение структуры донных биоценозов, а также снижение численности и биомассы. Многолетняя динамика развития бентоса свидетельствует об уменьшении его численности и биомассы на второй и третий год после аварии. Лишь спустя 10 лет после аварийного разлива нефти структура донных сообществ реки приближается к естественной. По нашим данным, наиболее уязвимыми к нефтяному загрязнению оказались ветвистоусые раки, ручейники и веснянки. Представители хирономид из сем. Orthocladiinae зачастую

преобладали в зообентосе ручьев даже при сильном загрязнении. Нематоды, олигохеты и циклопы также проявили высокую устойчивость к загрязнению нефтью. В последние годы ведущей группой донных биоценозов становятся вновь личинки хирономид в отличие от послеаварийного периода, когда в донных сообществах в зоне нефтеразлива доминировали малощетинковые черви. При экстремальном загрязнении нефтепродуктами в зообентосе малых рек (притоков р. Колва) происходит сокращение числа таксонов зообентоса, наблюдается аномально высокое развитие личинок хирономид, либо в составе донных сообществ преобладают устойчивые к загрязнениям виды олигохет с невысокой численностью и биомассой.

Глава 7 РЫБНОЕ НАСЕЛЕНИЕ РЕКИ КОЛВА

7.1. Состав и структура рыбного населения бассейна реки Колва

Водосбор р. Печора, включающий и бассейн р. Колва, является частью крупного северо-европейского географического региона и отделен от сибирских рек хребтами Северного, Приполярного и Полярного Урала. Благодаря уникальности природных ландшафтов и геологической истории формирования акваторий в европейской Арктике представлены самые разнообразные по экологическим условиям водоемы: равнинные и горные реки, различные по величине озерно-речные системы, равнинные и горные озера с разной степенью пространственно-временной изоляции. Многообразие природной среды и генезис водного населения стали определяющим фактором формирования и успешного существования в водоемах различных видов и экологических форм рыбного населения и сообществ водных беспозвоночных. Важную роль для становления фауны рыб играет влияние сибирских фаун как в плане исторического расселения животных, так и в зонах вторичной интерградации видов на приграничных территориях.

Многие водоемы этого региона до настоящего времени либо сохраняют близкое к естественному состояние, либо относятся на большей части своего водосбора к числу слабо нарушенных (Устойчивое развитие..., 2005; Actual state..., 1988; Pechora delta..., 2000; Extent..., 2002; Walker et al., 2003), что обусловлено их слабой вовлеченностью в хозяйственное освоение человеком и низкой плотностью населения. В то же время обширные территории водосборов некоторых рек региона и, в частности, крупнейшей североевропейской р. Печора в XX в. подверглись сплошным рубкам леса. На водосборе этой же водной системы имеются локальные, но устойчивые участки промышленного загрязнения многих водотоков (Власова, 1988; Барановская, 1995; Барановская, Фефилова, 1995; Лоскутова, 1995; Лукин и др., 2000; Захаров и др., 2002; Таскаев и др., 2007; The Pechora..., 2004). Сотни рек и ручьев региона пересекаются нефте- и газопроводами и коммуникациями, количество которых ежегодно возрастает и увеличивает экологические риски загрязнения поверхностных вод (Шубина, 2006).

Фаунистические или рыбохозяйственные ихтиологические исследования водоемов на европейском северо-востоке России ведутся вот уже полтора столетия (Данилевский, 1862; Варпаховский, 1900; Ерофейчев, 1926; Никольский и др., 1947; Зверева и др., 1953; Сидоров, 1974; Соловкина, 1975; Новоселов, 2000; Пономарев, Сидоров, 2002). Известные нам публикации связаны преимущественно с изучением рыбного населения бассейна р. Печора, поскольку именно в бассейне этой реки сосредоточены основные рыбные ресурсы европейского Северо-Востока, а ее притоки играют важнейшую роль в воспроизводстве многих популяций и стад рыб. В видовых списках рыб, приведенных разными исследователями для бассейнов крупных рек, имеются видимые различия (Никольский и др., 1947; Соловкина, 1975; Новоселов, 2000; Атлас..., 2002). Расширение географии и проблематики исследований обуславливает появление дополнительных материалов, отличающихся высокой степенью достоверности, полезных для инвентаризации видового разнообразия крупных речных систем Севера (Пономарев и др., 1998; Новоселов, 2000; Захаров и др., 2007). Кроме того, динамично изменяется доля в сообществах и ресурсное значение многих промысловых видов рыб. Вызывает озабоченность численность многих популяций рыб, имеющих высокий коммерческий статус. Закономерно встает вопрос о перспективах сохранения рыбных запасов и развития рыбохозяйственной отрасли в регионе в условиях промышленного освоения Севера России.

Бассейн р. Печора занимает обширную Печорскую низменность, которая с востока обрамляется Уральским хребтом, а с запада и юго-запада – Тиманским кряжем, являющимся водоразделом между бассейнами рек Северная Двина, Мезень, Волга. Площадь бассейна р. Печора 322 000 км², длина – 1809 км (Гидрологическая изученность..., 1965). Гидрологическая сеть бассейна р. Печора включает 34 570 водотоков и 62 140 небольших озер. Средняя густота речной сети в целом по бассейну составляет 0.48 км/км², изменяясь от 0.20 в районах распространения карстовых пород (Тиманский кряж) до 1.0 км/км². Общая протяженность всех водотоков бассейна 155800 км; 99% рек имеют длину менее 50 км. Крупных рек, имеющих длину более 200 км, насчитывается 20. Основные горные и полугорные правые притоки Печоры – Унья, Илыч, Подчерем, Щугор, Косью, Кожим, Лемва, Большая и Малая Уса. Левые тиманские притоки, как правило, залесенные; крупнейшие среди них Лемью, Велью, Ижма, Нерица, Пижма, Цильма и др. Целый ряд крупных притоков находится в тундровой зоне – Воркута, Сейда, Большая и Малая Роговая, Адзъва, Макариха, Колва, две трети водосбора р. Печора – в пределах Республики Коми, остальная часть – в Ненецком автономном округе.

Печорский бассейн издавна имеет важнейшее рыбохозяйственное значение. По данным разных авторов, здесь обитают от 31 до 36 видов рыбообразных и рыб, при этом всего упоминается 39 видов (Соловкина, 1975; Новоселов, 2000; Пономарев, Сидоров, 2002). Сравнительный анализ всей существующей специальной литературы, результатов собственных исследований, а также архивных и опросных данных свидетельствует, что 32 вида рыбообразных и рыб из 15 семейств образуют в бассейне р. Печора относительно устойчивые популяции, реализуя в речной системе весь жизненный цикл или совершая анадромные миграции в р. Печора и ее притоки. Автоинтродуцент горбуша уже многие годы заходит на нерест в бассейн Печоры и, в частности, в ее левые тиманские притоки – реки Пижма, Цильма и Нерица, став, как и другой вселенец – стерлядь (Захаров и др., 1998), одним из постоянных видов местной ихтиофауны. Появились убедительные данные о наличии здесь сибирского осетра (Захаров и др., 2007), верховки и речной камбалы (Пономарев и др., 1998). Несмотря на то, что статус ряпушки р. Печора требует дальнейшего уточнения, она остается важнейшим промысловым видом. В то же самое время уже несколько десятилетий отсутствуют документированные данные о случаях поимки в водоемах западных склонов Урала ранее вполне обычного в бассейне р. Илыч тайменя, что ставит под сомнение его присутствие в составе современной печорской ихтиофауны и послужило причиной включения в Красную книгу Республики Коми (2009). Несмотря на ведущиеся более полувека Институтом биологии Коми НЦ УрО РАН, СевПИПРО, ихтиологической службой Управления Комирыбвод, Печоро-Илычским заповедником и другими специализированными учреждениями планомерные ихтиологические и рыбохозяйственные исследования, по-прежнему нет никаких фактов об обитании в бассейне Печоры кумжи, сибирской ряпушки, европейского угря и ельца, упоминаемых со ссылкой на первоисточники А.П. Новоселовым (2000), а также пескаря (Никольский и др., 1947).

Особенную ценность рыбного населения бассейна р. Печора определяет доминирование лососевидных, среди которых отмечены проходные виды (горбуша, семга и омуль), полупроходные, образующие и жилые формы (ряпушка, сибирский сиг-пыжьян, нельма и европейская корюшка), и аборигенные виды (жилая форма арктического гольца, чир, пелядь, европейский и сибирский хариус). Практически все европейские представители лососевидных (12 видов) встречаются в этой реке. Максимальным видовым разнообразием отличаются свободные от хозяйственной деятельности водоемы особо охраняемых природных территорий, а также водоемы, существенно удаленные от населенных пунктов и зон промышленного освоения. Атлантический лосось отмечен в уловах большин-

ства исследованных тиманских и уральских водотоков. Сибирский сиг-пыжьян и европейский хариус встречены во всех водоемах бассейна р. Колва, даже находящихся в зоне интенсивного техногенного воздействия. В бассейне крупного левого печорского притока – р. Ижма впервые показано наличие сибирской миноги и чира (Пономарев, 2005). В полном соответствии с общими для высоких широт закономерностями установлено доминирование во всех водоемах одного или двух видов. Как правило, численность рыб в водоемах, выбранных в качестве фоновых полевых участков (бассейны рек Белая Кедва и Малый Паток), превышала таковую по сравнению с подверженными антропогенному воздействию водоемами (соответственно р. Ижма и, в особенности, Светлый Вуктыл и Колва). В частности, это касалось лососевидных рыб, тогда как плотность менее ценных в промысловом отношении видов в ряде случаев оказалась даже более высокой в импактных районах. Выявлены нарушения популяционной структуры рыб, также имеющие выраженный характер в отношении ценных промысловых видов и проявляющиеся в сокращении количества возрастных групп и среднего возраста уловов рыб. При этом обращает особое внимание, что указанные нарушения в рыбной части сообщества характерны не только для всех подверженных интенсивному антропогенному воздействию водоемов, но и находящихся в пределах особо охраняемых природных территорий (Пономарев, 2005).

Таким образом, полученные материалы в целом свидетельствуют о высоком уровне разнообразия и ценности видового состава рыбной части водных сообществ бассейна р. Печора. При этом в районе промышленных центров наблюдаются видимые негативные последствия техногенного загрязнения ряда водоемов или их участков (Биологические последствия..., 1995; Лоскутова, 1995; Шубин, Пономарев, 1995; Шубина, 2006), а также практически повсеместно отмечается перелов рыбы и сокращение их ресурсного потенциала.

Благодаря ранее проведенным исследованиям, результаты которых опубликованы в начале второй половины XX в., к началу масштабных разработок нефтеуглеводородных ресурсов в бассейне р. Печора на территории Республики Коми мы имеем базовые сведения о состоянии рыбного населения в бассейнах рек Уса и Колва. В основном эти сведения дают представление о видовом составе ихтиофаун, промысловой нагрузке и некоторых биологических параметрах основных ресурсных видов рыб (Кучина, Соловкина, 1959; Соловкина, 1961, 1962). Данные о доминировании и долевом участии отдельных видов рыб в сообществах, динамике численности популяций остаются фрагментарными. Тем не менее, ранние публикации трудно переоценить, поскольку позволяют проводить сравнительный анализ ретроспективных материалов с данными исследований, осуществленных в 1995–2007 гг.

В ходе освоения нефтяных месторождений и транспортировки углеводородов в конце XX в. на водосборе нижнего течения рек Уса и Колва происходили аварийные и рутинные загрязнения озерных и речных акваторий. Следы или разные по величине образования нефтеуглеводородов отмечались на большом протяжении от района аварийных разливов. Загрязнению подверглись нижнее течение Печоры, приустьевая часть ее крупнейшего притока Усы и 70-километровый участок р. Колва, прилегающий непосредственно к зоне аварии, а также малые реки и ручьи, по водосбору которых проходит нефтепровод. Рыбохозяйственный потенциал акваторий, подвергшихся загрязнению, их видовой состав аборигенного населения и анадромных мигрантов, а также доминирование отдельных представителей ихтиофауны, для разных участков речной сети имеет разное значение. Очевидно, что величина водотока определяет широту экологических условий, в которых формируется разнообразие и обилие рыбного населения (табл. 40).

Ручьи, попавшие в зону аварийных разливов нефти, играют роль нагульных водотоков для европейского хариуса (*Thymallus thymallus* L.) и речного голяна (*Phoxinus phoxinus* L.). Лишь в период весеннего паводка в устьевой части ручьев в уловах присутствуют щука (*Esox esox* L.), окунь (*Perca fluviatilis* L.), язь (*Leuciscus idus* L.) и сиг-пыжьян (*Coregonus lavaretus pidschian* Gmelin). Последний вид наиболее массовый по численности представитель туводной фауны бассейнов северных рек, включая загрязненные акватории Усы и Колвы. Ерш (*Gymnocephalus cernuus* L.) образует крупные скопления на замедленных участках рек, в ямах и в темное время суток выходит к побережью. В ходе проведения ихтиологических работ в 1995 г. выявлен новый для нижнего течения Колвы вид – девятииглая колюшка (*Pungitius pungitius* L.), особи которой ранее в уловах не отмечались (Кучина, Соловкина, 1959; Соловкина, 1962). Создание искусственных ниш при гидростроительстве послужило очевидной причиной изменения фаунистического комплекса рыб. Например, в июле 1997 г. в нижнем бьефе гидрозатвора на руч. Безымянный отловлены виды, не отмеченные в летние периоды 1995–1996 гг. как на этом, так и на других ручьях, – налим (*Lota lota* L.), озерный голян (*Phoxinus percnurus* Pallas) и ерш.

Ихтиофауна Усы, конечно, более богата. Однако такие виды, как сибирский хариус (*Thymallus arcticus* Pall.) и, вероятно, исчезнувший таймень (*Hucho taimen* Pall.) тяготеют к предгорной и горной частям бассейна Усы и в бассейне р. Колва и нижнем течении р. Печора не встречаются (Сидоров, 1994; Пономарев, Юркин, 1996).

Приустьевой участок Усы в зоне аварии, расположенный ниже устья р. Колва, не имеет широкого размаха экологических ниш,

Таблица 40

**Видовой состав рыб на участках рек,
подвергнувшихся нефтяному загрязнению при аварии нефтепровода
в Усинском р-не осенью 1994 г.**

Вид рыб	Ручьи	Река		
		Колва	Уса	Печора
Сем. Осетровые				
Стерлядь	—	—	+	+
Сибирский осетр	—	—	—	+
Сем. Лососевые				
Атлантический лосось	—	—	+	+
Сем. Сиговые				
Сиг-пыжьян	+	+	+	+
Европейская ряпушка	—	+	+	+
Омуль	—	—	+	+
Нельма	—	+	+	+
Чир	—	+	+	+
Пелядь	—	+	+	+
Сем. Хариусовые				
Европейский хариус	+	+	+	+
Сем. Окуневые				
Окунь	+	+	+	+
Ерш	+	+	+	+
Сем. Щуковые				
Щука	+	+	+	+
Сем. Карповые				
Лещ	—	—	+	+
Язь	+	+	+	+
Плотва	+	+	+	+
Речной гольян	+	+	+	+
Озерный гольян	+	—	—	+
Карась золотой	—	+	—	+
Карась серебряный	—	—	—	+
Сем. Колюшковые				
Колюшка девятииглая	+	+	+	+
Сем. Вьюновые				
Обыкновенный (усатый) голец	+	+	+	+
Сем. Рогатковые				
Обыкновенный подкаменщик	—	+	+	+

хотя служит акваторией массовых миграций ценных видов. Атлантический лосось (*Salmo salar* L.), омуль (*Coregonus autumnalis* Pall.) и полупроходная форма европейской ряпушки (*Coregonus albula* L.) через загрязненную акваторию проходят на нерест. Нерестовые участки сиговых рыб расположены выше по Усе (Соловкина, 1962). Лосось (семга) нерестится как на Усинских, так и собственно Пе-

чорских притоках (Государственный доклад..., 1994–1996). Другие ценные промысловые виды – чир (*Coregonus nasus* Pall.), нельма (*Stenodus leucichtys* Guldenstadt) и пелядь (*Coregonus peled* Gmelin) в уловах редки. С другой стороны, молодь нельмы – единственного хищника в семействе сиговых – систематически встречается на загрязненных участках Колвы и Усы. Нижнее течение Печоры и Усы служит миграционным путем ряда лососевидных рыб, поднимающихся на нерест вверх по реке. Это печорская семга, омуль, интродуцированная в реках Кольского полуострова горбуша, а также проходные сиг и ряпушка. В нижнем течении Печоры расположены многие нерестилища различных экологических форм сига, ряпушки и нельмы, здесь же проходит нагул их молоди. В литоральной зоне магистрального русла Печоры, многочисленных старицах, курьях и пойменных озерах обитают и другие представители ихтиофауны, не совершающих длительные миграции, которых относят к туводным видам, – европейский хариус, язь, лещ, окунь, щука, налим, серебрянный и золотой караси, пелядь и др. виды рыб, нередко встречается и чир. Во многом состояние рыбных ресурсов всей Печоры зависит от условий воспроизводства и успешного прохождения ранних стадий онтогенеза рыб, которые так или иначе связаны с нижним течением Печоры.

В целом, р. Колва представляет собой типичную для Севера озерно-речную систему и связывает континентальные озера Большеземельской тундры с р. Уса. В зоогеографическом аспекте р. Колва является водоемом, по которому осуществляют нерестовые и нагульные миграции река–озеро все, за исключением омуля, виды сиговых рыб (чир, пелядь, ряпушка, сиг) и, кроме того, такой ценный хищник, как нельма. В р. Колва не отмечен нерест атлантического лосося, а случаи его поимки единичны. Несмотря на низкую природную кормовую базу в р. Колва обитают и типично абorigенные рыбы, такие как местная форма ряпушки, хариус, язь, плотва, щука, окунь (табл. 40). Ихтиофауна ручьев более бедная, из промысловых видов рыб в них отмечены хариус, окунь, а в приустьевых участках встречаются щука, плотва, язь и значительно реже неполовозрелые сиви. В аспекте рыбохозяйственного и биологического значения рассматривать видовой состав и структурно-функциональные особенности рыбной части сообщества отдельных ручьев или речных систем было бы неверно. Формирование и функционирование ихтиоценозов в бассейне одной реки во многом определяется не только экологическими условиями различных акваторий, но и имеющимися связями между экологическими формами, локальными и временными группировками гидробионтов, всеми теми факторами, присущими упорядоченной биоте. В этом смысле потеря отдельных нерестилищ, нагульных площадок, блокировка

миграционных путей или выпадение из ареала целого водоема неизбежно приводят к негативному эффекту для рыбной части сообщества всей реки.

Самая крупная за последние 20 лет, а возможно и за всю историю эксплуатации нефтепроводов, авария, связанная с утечкой большого количества нефти (всего в окружающую среду попало по разным, весьма противоречивым оценкам от 14 до 150 тыс. т нефти (Баренбойм и др., 2000), произошла на участке межпромыслового нефтепровода «Возей–Головные Сооружения» на территории Усинского р-на Республики Коми осенью 1994 г. Транспортируемая нефтесодержащая жидкость, вытекавшая в непосредственной близости от береговых склонов, привела к сильному загрязнению малых левых притоков р. Колва и ее магистрального русла.

Как следствие, среда обитания рыб и водных беспозвоночных претерпела серьезные изменения. Водные экосистемы потеряли свою природную первозданность, а факторы техногенного загрязнения стали в ряд доминирующих. В общих процессах трансформации природной среды в районах добычи и транспортировки нефтеуглеводородов немаловажную роль сыграли и реабилитационные мероприятия, к числу которых относится строительство гидротехнических сооружений, приведшее к зарегулированию малых водотоков. Реабилитационные мероприятия инициировали динамику эрозийных процессов, в водотоки усилилось поступление органических и минеральных веществ, а содержание нефтеуглеводородов и иных сопутствующих нефтедобыче поллютантов в воде резко возросло в период очистных работ. Комплексное техногенное воздействие стало причиной искусственно созданных экологических условий, в которых вынужденно оказались сообщества гидробионтов, сформировавшихся и существующих здесь в течение многих тысячелетий (Захаров и др., 2002; Захаров, Таскаев, 2009).

Особенности формирования ихтиофауны в регионе и биология видов определили специфику рыбохозяйственного значения разных участков бассейна р. Колва. Условно можно выделить три основные составляющие, определяющие потенциал ее рыбного населения. Это тундровые озера, в том числе водоемы, образующие озерно-речные системы, такие как Веякоты, Возейты и многие другие, а также система малых и средних притоков Колвы и, непосредственно, магистральное русло реки. Ядро ихтиофауны озерно-речных систем составляют сиговые и частичковые рыбы (сиг, чир, пелядь, щука, плотва, окунь), для притоков более характерны хариус, щука, окунь, голянь. В русловой части Колвы по численности преобладают ряпушка, где она образует жилые формы, язь, плотва, окунь, голянь. В то же время русло р. Колва является миграционным путем для сиговых рыб, осуществляющих нерестовые и на-

гульные миграции озера–р. Колва–р. Уса, поэтому в контрольных уловах в магистральном русле в больших количествах присутствует молодь сига. Рыбная часть сообщества успешно существует и адаптирована для единой системы бассейна, а общая рыбопродуктивность Колвы зависит от состояния популяций рыб ее притоков и многочисленных озер. Доминирующее положение в ихтиофаунистических комплексах на разных участках акваторий бассейна р. Колва занимают разные виды. Однако в целом лишь два вида семейства сиговых – сиг-пыжьян и ряпушка – до недавнего времени определяли по численности «облик» сообществ в русловой части нижнего течения р. Колва. На долю сиговых видов в летне-осенние периоды 1995–1998 гг. на разных станциях приходилось от 60 до 90% от общей численности рыб. В последнее десятилетие, в условиях долговременного загрязнения бассейна р. Колва углеводородами и сопутствующими нефти поллютантами, структура рыбного населения магистрального русла реки претерпела серьезные изменения.

Реакция различных частей водных биологических сообществ на техногенное воздействие имеет как отличительные особенности, так и общие закономерности. К числу последних для водной биоты можно отнести первичное снижение числа видов животных, находящихся на разных эволюционных уровнях и оказавшихся в трансформированных экосистемах (Лоскутова, Фефилова, 2004). Перестройка водных сообществ происходит с большей динамикой на участках водоемов, где коренным образом изменились биотопические условия. Например, произошло заиливание перекатов и плесов, где наблюдения показывают, что на разнообразии гидробионтов и их структуру в большей степени влияет не качество поверхностных вод, а состояние естественных биотопов.

Повышение уровня техногенного воздействия на водные экосистемы сопровождается снижением видового разнообразия аборигенного рыбного населения и в притоках р. Колва. Рыбная часть сообщества, населяющего малые водотоки, «мгновенно» отреагировала на их искусственное зарегулирование. В ручьях, выше гидрозатворов, исчезли такие типичные виды, как европейский хариус, щука и плотва. Блокирование свободного передвижения за один вегетационный сезон обусловило полное исчезновение рыбы на малых водотоках. Оставшаяся часть рыбного населения в озерных системах в условиях географической изоляции и хронического загрязнения, поступающего с их водосбора, оказалась в трансформированной среде. Последствием этого стали ограниченное видовое разнообразие и низкая численность оставшихся видов рыб, выживших на загрязненных акваториях. В то же время в контрольных выборках отмечается высокий уровень особей с асимметрией билатераль-

ных признаков, а у хищной щуки в 100% случаев фиксируются нарушения морфологических структур головного отдела (Захаров и др., 2002).

Материалы полевых исследований, полученные нами в 1995–2005 гг., и более ранние работы Л.Н. Соловкиной и О.С. Кучиной, осуществленные в 1954–1956 гг. (Кучина, Соловкина, 1959), дают возможность оценить наблюдаемые изменения и охарактеризовать направленность техногенных сукцессий в рамках современных экологических условий, сложившихся в бассейне р. Колва. В середине XX в., когда водосборы северных рек, и Колвы в том числе, сохраняли свою первозданность, а освоение нефтяных месторождений еще только начиналось, в состав ихтиофауны входили 18 видов рыб, принадлежащих к различным отрядам и семействам (табл. 41).

Таблица 41

**Общий видовой состав круглоротых и рыб
в нижней части магистрального русла р. Колва
по материалам исследований 1956–2005 гг.**

- Класс Круглоротые (Cephalaspidomorphi)
 - Сем. Многовые (Petromyzontidae)
 - Тихоокеанская минога (*Lethenteron japonicum* Martens)
- Класс Костные рыбы (Osteichthyes)
 - Сем. Сиговые (Coregonidae)
 - Сиг-пыжьян (*Coregonus lavaretus pidschian* Gmelin)
 - Европейская ряпушка (*Coregonus albula* L.)
 - Нельма (*Stenodus leucichthys* Guldenstadt)
 - Чир (*Coregonus nasus* Pall.)
 - Пелядь (*Coregonus peled* Gmelin)
 - Сем. Хариусовые (Thymallidae)
 - Европейский хариус (*Thymallus thymallus* L.)
 - Сем. Щуковые (Esocidae)
 - Щука (*Esox lucius* L.)
 - Сем. Карповые (Cyprinidae)
 - Язь (*Leuciscus idus* L.)
 - Плотва (*Rutilus rutilus* L.)
 - Речной голян (*Phoxinus phoxinus* L.)
 - Карась (*Carassius carassius* (Linnaeus, 1758))
 - Сем. Балиторовые (Balitoridae)
 - Усатый голец (*Babatula barbatula* L.)
 - Сем. Налимовые (Lotidae)
 - Налим (*Lota lota* L.)
 - Сем. Колюшковые (Gasterosteidae)
 - Колюшка девятииглая (*Pugitius pungitius* L.)
 - Сем. Окуневые (Percidae)
 - Окунь (*Perca fluviatilis* L.)
 - Ерш (*Gymnocephalus cernuus* L.)
 - Сем. Рогатковые (Cottidae)
 - Обыкновенный подкаменщик (*Cottus gobio* L.)

Примечание: видовой статус миноги требует уточнения.

Как упоминалось выше, доминирующими по численности видами являлись представители семейства сиговых – сиг-пыжьян и европейская ряпушка. До конца XX в. состав и структура рыбного населения практически не изменились. В контрольных уловах, проведенных в начальный поставарийный период в 1995 г., число зарегистрированных видов рыб составляло также 18 (Захаров и др., 2002; Захаров, Таскаев, 2009). Спустя пять лет, в 2000 г., количество видов рыб, зарегистрированных в уловах, снизилось до 12. Из состава уловов выпали такие обычно малочисленные виды, как нельма, пелядь, карась и некоторые другие (табл. 42).

Частично эти изменения можно отнести к причинам методического характера. Разнообразию видов рыб, составляющих основу контрольных уловов, во многом зависит от используемых орудий лова с одной стороны, с другой – первостепенное значение имеет естественная численность рыб. В р. Колва нельма, пелядь, минога, карась и голец усатый и в прежние годы не были видами-доминантами, поэтому общая оценка ихтиофауны должна производиться по типичным видам, составляющим основу рыбной части сообще-

Таблица 42

**Изменение видового состав рыб в уловах
на участках нижнего течения р. Колва в 1956–2005 гг.**

Вид рыбы	Годы			
	1956	1995	2000	2005
Сиг	+	+	+	+
Чир	+	+	+	–
Ряпушка	+	+	+	+
Пелядь	+	+	–	–
Нельма	+	+	–	–
Хариус	+	+	+	+
Язь	+	+	+	+
Плотва	+	+	+	+
Окунь	+	+	+	+
Карась	+	+	–	–
Гольян	+	+	+	+
Ерш	+	+	+	+
Голец (усатый)	+	+	–	–
Подкаменщик	+	+	+	–
Налим	+	+	+	–
Щука	+	+	+	+
Минога	–	+	–	–
Колюшка девятииглая	+	+	–	–

ства. Исходя из этих предпосылок, в 2000 г. число видов, формирующих ядро рыбного населения в р. Колва, осталось достаточно стабильным. На этот период обитало четыре-шесть видов лососеобразных рыб (хариус, сиг, ряпушка, чир), а также четыре-пять видов, относящихся к промысловым значимым «частиковым» (плотва, окунь, щука, язь и налим). Тем не менее, после 1994 г., когда произошли масштабные аварийные выбросы нефти на водосбор Колвы, наметилась тенденция изменения состава и структуры в уловах в магистральном русле р. Колва. Снижение видового разнообразия рыб в контрольных уловах отмечается до настоящего времени. В 2005 г. в составе уловов на контрольном участке магистрального русла р. Колва зафиксировано лишь девять видов рыб. Как и в 2000 г., не отмечены карась, голец усатый, колюшка, минога, нельма, пелядь. Дополнительно к этим видам в уловах не обнаружены чир, налим и обыкновенный подкаменщик, ранее присутствовавшие в уловах (табл. 42).

На двух контрольных участках магистрального русла Колвы, подвергшегося нефтяному загрязнению, доля ряпушки в уловах снизилась с 85 до 0.7% и 63.8 до 7.5% соответственно. Нельма в 2005 г. в уловах не отмечена, а относительная численность неполовозрелых сегов на втором контрольном участке снизилась с 12.1% в 1997 г. до 5.0 в 2005 г., в то время как на первом контрольном участке молодь сига не отмечена вовсе. На фоне снижения представительства в уловах сиговых рыб резко выросла на обоих контрольных участках доля ерша с 6.3 до 84.7% и 1.7 до 47.5% соответственно. Заметное место в структуре уловов стал занимать язь (до 11.7%). В 2005 г. отмечается увеличение относительной численности гольяна и окуня. Таким образом, ранее доминирующие по численности сиговые рыбы (сиг и жилая форма ряпушки) к 2005 г. лидирующее положение уступили представителям семейства окуневых (ерш и окунь) и карповых (язь и гольян) (рис. 40).

Изменения состава и структуры рыбного населения на загрязненном участке р. Колва и смена видов доминантов в сторону представительства равнинного бореального ихтиокомплекса отражает общую экологическую обстановку в районе добычи и транспортировки нефтеуглеводородов. Загрязнение среды обитания животных, и акваторий в том числе, многократно инициировало процессы эвтрофикации акваторий. В нижнем течении Колвы заметно усилился трофический поток по направлению: минерализация, органическое вещество, планктон (причем, вероятно, все его формы: бактерио-, фито- и зоофаги), рыбы. Плотность хищников, представляющих верхние звенья трофической структуры, возрастает закономерно позже. В этих условия преимущество получили виды рыб, менее требовательные к качеству воды и донных субстратов (ерш и

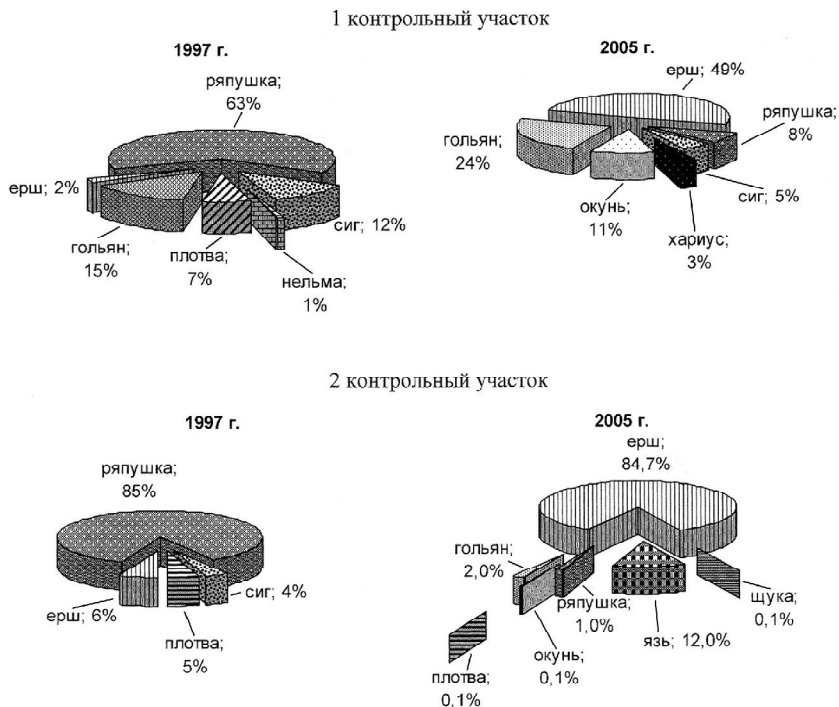


Рис. 40. Состав и структура рыбного населения на контрольных участках р. Колва в послеварийный период.

язь), у которых их токсикорезистентность и экологическая пластичность признанно выше, нежели у видов, представляющих группу лососеобразных рыб.

Трансформация средовых факторов и последующие изменения структуры рыбной части сообщества затронули не только нижнюю часть магистрального русла р. Колва, но и ее придаточные системы. Проведенные исследования неизолированной озерной системы Веякоты, входящей в единую гидрографическую систему бассейна р. Колва, показали, что в последние десятилетия в этом большом придаточном водоеме, где рыбы совершают свободные миграции оз. Веякоты–р. Колва, относительная численность сиговых рыб в уловах резко сократилась (рис. 41). Анализ структуры и состава ихтиофауны по материалам 70-х гг. прошлого века позволяет отнести оз. Веякоты к подтипу пеляжье-сиговых озер (Сидоров, 1974).

В настоящее время доля сиговых рыб в уловах из оз. Веякоты незначительна и не превышает 12%, что заметно ниже показателей, характерных для данного типа озер. В то же время в конт-

рольных уловах из оз. Веякоты значительно возросла относительная численность окуня и плотвы, которые имеют меньшую потребительскую значимость (рис. 41). Выявленные изменения в структуре рыбного населения в крупных озерно-речных системах, и бассейна Колвы в том числе, по нашим наблюдениям, во многом обусловлены активным рыболовством на этих акваториях.

Таким образом, очевидно, что сукцессии рыбной части сообщества затрагивают не только локальные акватории, но характерны для всего бассейна р. Колва в целом и вызваны комплексным антропогенным воздействием, которое является неотъемлемой стороной освоения северных территорий. Если рассматривать проблему шире, то сходные процессы происходят на всей территории, где осваиваются природные ресурсы, и на Большеземельской тундре в том числе (Сидоров, 2002). Снижение в уловах доли коммерчески важных видов (сиг, пелядь, чир, хариус) прослеживается на всех исследованных нами акваториях, прилегающих к осваиваемым нефтяным месторождениям, и вызвано как загрязнением среды обитания рыб, так и высоким уровнем ее нелегитимного промысла.

Долговременное поступление в акватории Колвы с ее водосбора минеральных и органических веществ привело не только к механическим изменениям донных субстратов (заиливанию) локальных биотопов, служивших ранее местами для нагула молоди сиговых рыб. По крайней мере, участок нижнего и среднего течения р. Колва оказался в зоне ускоренной эвтрофикации акваторий, где отмечаются устойчивые нарушения естественной структуры и состава рыбного населения. Скорость техногенных сукцессий многократно возросла. За 10-летний период после аварии на нефтепроводах, к 2005 г. «облик» рыбной части сообщества в р. Колва определяют уже не сиговые рыбы, составлявшие ранее до 90% от общей численности на контрольных участках, а представители равнинного

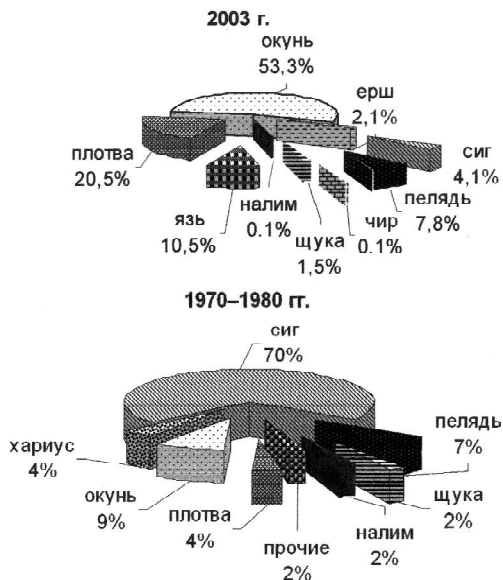


Рис. 41. Состав и структура рыбного населения оз. Веякоты в 1970–1980 гг. и 2003 г.

бореального фаунистического комплекса, такие как ерш, язь и окунь. В техногенных измененных условиях водной среды преимущество получили виды рыб, менее требовательные к качеству воды и донных субстратов (ерш и язь), чья экологическая пластичность считается выше, нежели видов, представляющих группу лососеобразных рыб. Наблюдаемые структурные перестройки биологических сообществ на «индустриальных» акваториях в совокупности с факторами продолжающегося хронического загрязнения имеют, очевидно, не только долговременный, но и необратимый характер.

Учитывая масштабы освоения северных территорий и добычи нефтеуглеводородного сырья, структурно-функциональная организация рыбного населения, видимо, претерпевает серьезные изменения не только на локальных озерно-речных системах, но и в регионе, охватывающем бассейн р. Печора и водоемы Большеземельской тундры в целом. Усиление техногенного и антропогенного влияния на европейском Севере на природные экосистемы при современном уровне природопользования не позволяет на сегодняшний день делать благоприятные прогнозы в части сохранения всего многообразия генофонда лососеобразных рыб, который реализовался в ранее устойчивом существовании широкого спектра экологических форм.

7.2. Численность рыб на нефтезагрязненных акваториях

Негативные изменения, происходящие в последние десятилетия с запасами рыб в бассейне р. Печора, затронули как проходные и полупроходные (Сидоров, 1995), так и типичные оседлые виды. К примеру, устойчивое снижение уловов сига – основного объекта промысла на Усе – наблюдается уже в течение последнего десятилетия (Захаров и др., 2005) и вызвано не только причинами экологического характера, но и является следствием ликвидации отдельных промысловых организаций и прогрессирующим переловом всех сиговых рыб.

Проведенные в 1995–2000 гг. систематические наблюдения дают возможность оценить динамику плотности разных по экологии видов рыб на загрязненном нефтью приустьевом отрезке р. Колва в ранний поставарийный период. Как указывалось выше, существенное снижение относительной численности отмечено у рыб, отнесенных Г.В. Никольским (1974) к видам предгорного бореального и арктического комплексов. По сравнению с первым послеаварийным годом (1995 г.) в последующий период до 1998 г. плотность голяна и европейского хариуса продолжала снижаться, а кратность уменьшения плотности этих видов по сравнению с 1995 г. достигла на контролируемой акватории 40 для голяна (с 800 в

1995 г. до 20 ос./га в 1998 г.), а для хариуса более 10 (с 40 в 1995 г. до 3.6 в ос./га в 1998 г.) (рис. 42). К 2000 г. плотность обоих видов несколько возросла.

Вероятной причиной резкого снижения численности голяна и хариуса могут быть ограничение нагульных площадей, предпочитаемых особями этих видов на ручьях при зарегулировании их гидротехническими сооружениями, а также ухудшение условий нереста и нагула: уменьшение кормовых ресурсов хариуса – снижение биомассы бентоса, загрязнение и заиливание каменистых донных субстратов. Увеличение численности обоих видов в 2000 г. по сравнению с 1997–1998 гг. скорее всего связано с уменьшением концентрации поллютантов в водной среде. Таким образом, уменьшение плотности голяна и хариуса мы связываем с перераспределением особей популяции в пределах локальных акваторий. Это предположение подкрепляется отсутствием фактов смертности рыб в зоне загрязнения, что отражают результаты исследований, проведенных в различные сезоны 1994–2000 гг.

Изменения водной среды затронули также популяции сиговых рыб – представителей арктического пресноводного комплекса. Здесь наблюдается несколько иная картина. Так, в 1996 г. по сравнению с 1995 г. произошло снижение плотности рыб различных по экологии видов: сига-пыжьяна, ряпушки и нельмы. Причем уровень снижения популяций сиговых оказался сходным с уменьшением плотности голяна и хариуса в эти сроки (рис. 42, 43). В дальнейшем тенденция в динамике численности сиговых рыб начинает меняться. Последовательно происходит резкое возрастание в приустьевой, наиболее загрязненной акватории р. Колва плотности жилой формы ряпушки, а после 1997 г. и сига-пыжьяна. В то же время закономерности изменений плотности нельмы за 1995–2000 гг. вполне вписываются в обычные циклические колебания (рис. 43).

После аварии на нефтепроводе «Возей–Головные Сооружения» на р. Уса, как и в приустьевой части р. Колва, с 1995 г. также

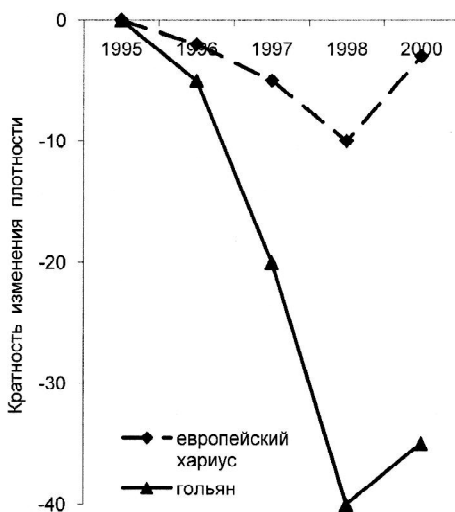


Рис 42. Динамика численности речного голяна и европейского хариуса в нижнем течении р. Колва в послеварийный период.

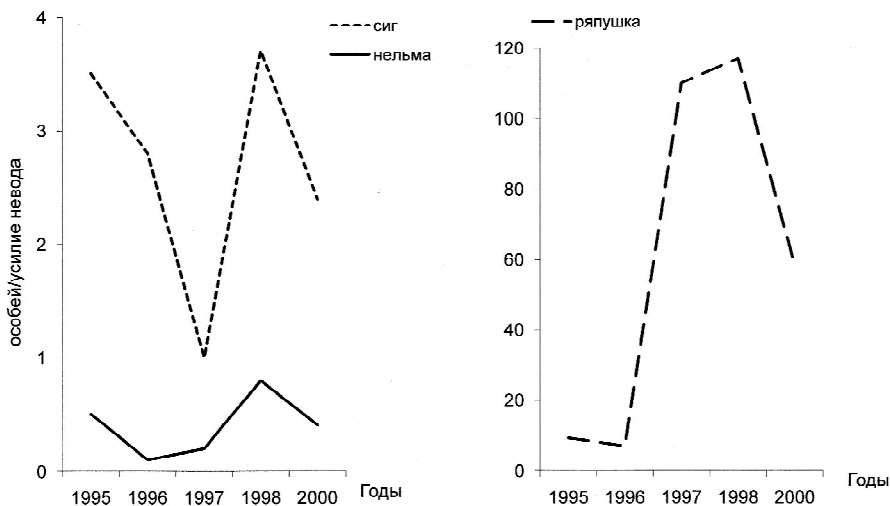


Рис. 43. Межгодовая динамика численности сиговых рыб в р. Колва в зоне загрязнения.

отмечено значительное возрастание плотности жилой формы ряпушки. Так, если в 1995 г. на замет невода величина улова особей этого вида составляла в среднем 9.3 особи, то в 1997 г. – 110. К 2000 г. плотность жилой формы ряпушки несколько снизилась, однако также превышала соответствующий показатель 1995 г. – 58.7 экз. на одно притонение. Картина изменений численности рыб в данном случае не носит абсолютный характер, поскольку на результаты контрольного лова в значительной мере влияют гидрологические условия года наблюдений и уровень воды в частности. В этой связи необходимо отметить, что спустя 10 лет после аварии, в 2005 г., на контрольных акваториях численность ряпушки снизилась до уровня 1995 г. и составила около восьми особей на одно притонение. Аналогичная ситуация отслеживается и при анализе численности сига, доля которого в уловах, как и его численность, уменьшилась, по крайней мере, в пять-шесть раз.

Проходной вид – омуль – и полупроходная форма ряпушки, заходящие на нерестилища р. Уса, в численности изменялись в пределах обычных параметров, определенной стабильной тенденции в динамике количественной оценки не наблюдалось (табл. 43).

Таким образом, анализ разнонаправленных сдвигов в динамике численности рыб, обитающих в зоне нефтяного загрязнения, показал, что происходящие изменения средовых факторов, характеризующиеся повышенной эвтрофикацией водотоков в первые по-

Таблица 43

Динамика численности омуля и полупроходной ряпушки в зоне загрязнения

Вид	Особей на усилие невода					
	1995 г.	1996 г.	1997 г.	1998 г.	1999 г.	2000 г.
Омуль	0.91	0.45	0.5	Нет данных	Нет данных	0.77
Ряпушка	4.6	2.1	8.3	3.8	Нет данных	14.3

слеаварийные годы, привели к «улучшению» условий нагула для сиговых рыб. В частности, увеличилась продуктивность приустьевой части р. Колва по зоопланктону, который потребляет молодь сиговых рыб. С другой стороны, повышение органического и минерального вещества в северных реках способствует снижению плотности голяна и хариуса, типичных представителей предгорного бореального комплекса. В этой связи необходимо отметить важную особенность реакции рыбной части сообщества – для обитания аборигенных рыб большее значение имеет не качество поверхностных вод, а состояние донных биотопов. На тех участках водотоков, где сохранились грунты русловой части в естественном состоянии, рыбы продолжали успешно существовать. На участках с заиленными донными субстратами при удовлетворительном качестве поверхностных вод, численность рыб резко падала или рыбы отсутствовали совсем. Примером тому может служить полное исчезновение всех видов рыб в приустьевых участках притоков Колвы – Малая и Большая Кенью, а также руч. Безымянный. Известно, что на водосборах этих водотоков проходили активные реабилитационные мероприятия, которые инициировали береговые эрозионные процессы и вынос эрозионного материала, в том числе в р. Колва. Сукцессии в водотоках аварийной зоны продолжаются, о чем свидетельствуют резкие межгодовые различия в численности/плотности рыб разных видов на одних и тех же станциях. Изменение в динамике численности доминирующих видов рыб может свидетельствовать и о частичном восстановлении к 2000 г. нативных параметров водной среды в зоне нефтяного загрязнения по сравнению с 1995 г. Об этом говорят и данные гидрохимического анализа, проводимого в Усинском р-не, которые показывают снижение содержания нефтеуглеводородов в воде за 1995–2005 гг., даже в весенний период.

Важной стороной наблюдений является изменение численности рыб в долговременном аспекте. К сожалению, мы не имеем возможности оценить современную численность рыб на основе материалов 1954–1955 гг., периодом проведения ранних исследований в бассейне р. Колва, осуществленных О.С. Кучиной и Л.Н. Соловкиной (1959). Это обусловлено спецификой орудий лова использованных нами (тягловые невода и ставные сети) и нашими коллегами

(преимущественно ставной невод и, частично, ставные сети). К тому же, в известных нам публикациях отсутствуют сведения об индексной оценке численности уловов, применяемой при анализе лова ставными сетями. Однако косвенным свидетельством резкого снижения численности популяций сиговых рыб и их ресурсного значения в бассейне р. Колва за 50-летний период является изменение доли в уловах сиговых рыб как в русле р. Колва, так и в ее придаточных озерных системах (см. рис. 40, 41). В условиях рутинных загрязнений водной среды и развития несанкционированного рыболовства в ходе хозяйственного освоения территории и водных объектов бассейна р. Уса трудно ожидать сохранения общей численности промысловых рыб. Об этом же свидетельствуют данные сетных уловов в русле р. Колва за последний десятилетний период, когда индекс численности на разных участках реки упал в четырех-шесть раз. Эти сведения важны еще и тем, что отражают снижение запасов аборигенных видов рыб, обитающих в литоральной части русла Колвы и предпочитающих держаться в курьях, заливах и иных придаточных системах. Это преимущественно представители равнинного бореального комплекса, такие как плотва, язь, щука и окунь. Хорошим признаком состояния популяций долгоциклических видов является возрастная структура в уловах. В этом отношении проведенный сравнительный анализ показал явное омоложение группировок указанных видов за период с 1954 по 2005 г., что однозначно указывает на сокращение их численности и ресурсного значения. Все материалы исследований, характеризующих численность, как сиговых рыб, так и частиковых в бассейне р. Колва, отражают общее падение численности промысловой части рыбного населения в современный период. Отнести это к категории биологических последствий Усинской аварии на нефтепроводах, произошедшей в 1994 г., отражающих только загрязнение среды обитания рыб, очевидно, будет неверным, поскольку негативные признаки состояния популяций разных видов рыб и имеющих различную коммерческую привлекательность наблюдаются также на акваториях, не затронутых техногенной деятельностью (в частности, многие озерные системы, расположенные в бассейнах Колвы, Шапкина, Макарихи). Правильней будет констатировать, что наблюдаемое снижение численности рыбного населения в бассейне р. Колва есть отражение комплексной антропогенной деятельности, которое включает как загрязнение водной среды и последующее сокращение популяционных ресурсов (ухудшение кормовой базы, условий нереста и миграций и т.д.), так и усиление несанкционированного вылова рыбы на водоемах, примыкающих к местам разведки, добычи и транспортировки геологических ресурсов.

7.3. Сравнительные биологические параметры рыб

Для изучения рыбного населения бассейна р. Колва нами использовались не только специальные методы, но и стандартные методики, общепринятые в ихтиологических исследованиях, и которыми пользуются уже в течение многих десятилетий. Такой подход дает возможность сравнить результаты наших сборов и первичных данных, полученных в поставарийный период с 1995 по 2005 г., с материалами исследований, проведенных в 1954–1955 гг. нашими старшими товарищами О.С. Кучиной и Л.Н. Соловкиной (Кучина, Соловкина, 1959; Кучина, 1962). Кроме этого, для получения сравнительных характеристик колвинских рыб были привлечены данные, собранные на других водоемах, но в бассейне р. Уса (Бознак, Захаров, 2005). Для описательных характеристик использованы как авторские материалы полевых исследований, так и почерпнутые в специальной литературе. Общепринятая методика И.Ф. Правдина (1966) является широко используемой многими ихтиологами, поэтому более доступными для сравнения оказались показатели линейно-весовых размеров, возраста и темпа роста. Поскольку исследования проводились с различными целями и задачами в разные сроки и погодные условия, то сопоставимость материалов этих исследований не носит абсолютный характер. Однако приводимые нами сведения все же позволяют получить общее представление о биологических параметрах рыб р. Колва, местообитания которых оказались в условиях техногенного загрязнения.

7.3.1. Сравнительные линейно-весовые показатели и рост рыб

Ряпушка. В контрольных уловах ряпушки, отловленной в нижнем течении р. Колва в 1995–1997 гг., присутствовали в основном неполовозрелые особи младших возрастных групп. Несовпадение сроков сбора материала затрудняет сопоставление полученных результатов. Тем не менее, осенние сборы ряпушки в ранний поставарийный период из русла р. Колва за 1996 и 1997 гг. близки и по своему возрастному составу, и по средним значениям коэффициентов упитанности (табл. 44). Сравнение средних размеров и массы тела одновозрастных особей позволяет констатировать заметное снижение этих показателей. Если в 1995 г. двухлетние (1+) особи имели среднюю длину тела порядка 142 мм, то в 1996 г. размеры тела составили около 115 мм, а в 1997 г. они сократились до 101 мм. Кроме того, по своим размерно-весовым показателям особи, отловленные в 1995–1997 гг., заметно уступают ряпушке из р. Уса (Соловкина, 1962).

В принципе сходная картина наблюдается и при анализе результатов обратного расчисления роста рыб (рис. 44). Особи, отлов-

Таблица 44

Основные биологические показатели ряпушки р. Колва и других водоемов

Водоем	Дата	Возраст	n	AC	p1	p2	Коэффициент упитанности Фультон/Кларк
Река Колва	17.09.1995	1+	7	141.3	21.7	19.7	0.93/0.85
		2+	9	147.9	26.1	24.2	
	09.07.1996	0+	2	70.0	2.0	—	1.11/—
		1+	3	115.3	13.7	—	
		2+	12	141.8	28.1	—	
		3+	4	164.8	44.4	—	
		08–10.1997	0+	13	78.5	4.1	
	1+	41	101.0	9.8	8.4		
	2+	13	122.6	15.3	13.9		
	Река Уса	(Соловкина, 1962)	1+	11	139.9	26.0	—
2+			321	172.5	47.3	—	
3+			511	187.3	61.8	—	
4+			207	200	117.4	—	
Большеземельская тундра Вашуткины озера	1960, 1965 (Сидоров, 1974)	3+	5	150	34	—	1.17/—
		4+	24	156	40	—	
		5+	8	173	49	—	

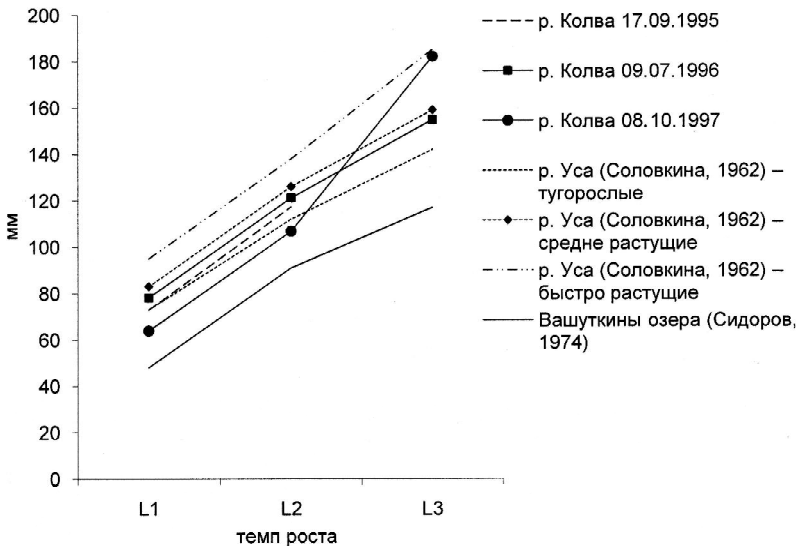


Рис. 44. Сравнительный темп роста ряпушки в р. Колва по данным обратных расчислений.

ленные в р. Колва в 1995–1996 гг., по скорости линейного роста отстают от нормально растущей ряпушки р. Уса. Экземпляры, вошедшие в сборы 1997 г., характеризуются замедленным ростом, отставая по этому показателю от ряпушки р. Уса.

Высокое значение расчисленной длины тела на третьем году жизни у ряпушки 1997 г. вылова объясняется, скорее всего, крайне низкой долей четырехлетних рыб. Действительно, в сборах за этот период присутствовала лишь одна особь возрастом полных три года, что и сказалось на полученных результатах. В любом случае скорость роста ряпушки, обитающей в р. Колва, и ее линейно-весовые показатели оказались выше, нежели у рыб, живущих в Вашуткиных озерах.

Сиг. Сборы сига из р. Колва, полученные в 1995–1997 гг., как и в последующие годы, целиком представлены неполовозрелыми особями. Материалы, собранные в разные годы, различаются и по количеству отловленных особей, и по возрастному составу выборки. Такая неравномерность имеющихся материалов затрудняет достаточно четко выявить тенденцию изменения средних размеров одновозрастных рыб в краткосрочный период. Так, если наблюдается некоторое уменьшение длины тела двухлетних особей, отловленных в 1997 г., то размерно-весовые показатели трех-четырёхлетних рыб варьируют без какой-либо четко выраженной закономерности (табл. 45). Следует отметить, что длина тела и вес трехлетнего (2+) сига, отловленного в р. Колва в конце 1990-х гг., лишь незначительно отличаются от размеров рыб из других участков бассейна р. Уса. Так, по имеющимся данным, средняя длина тела трехлетних экземпляров в р. Колва в середине 1950-х гг. составляла 178 мм (Кучина, 1962), в 1995–1997 гг. (наши данные) – 171–211, в р. Уса – 191 (Соловкина, 1962), в р. Фомаю (приток р. Адзва) – 209, в оз. Веякоты – 207 мм.

Несколько другую картину дает анализ роста. По данным обратных расчислений сига, отловленный в 1995–1997 гг., характеризуется довольно высоким темпом роста на первом году жизни, опережая по этому показателю рыб из магистрального русла, некоторых притоков и озер бассейна р. Уса (табл. 46). В дальнейшем скорость роста заметно снижается и, начиная со второго года жизни, сиг р. Колва, отловленный в 1995 и 1997 гг., начинает отставать от рыб из рек Уса и Фомаю, опережая при этом сига из р. Большая Макариха и некоторых озер Большеземельской тундры (табл. 45, 46; рис. 45). Рыбы, вошедшие в сборы 1996 г., отличались заметно более высокой скоростью роста, приближаясь по этому показателю к сигу из р. Уса.

Анализ интегральных показателей сига в контрольных уловах р. Колва (длина, вес, скорость роста, возраст) по сравнению с рыба-

Таблица 45

Основные биологические показатели сига р. Колва и других водоемов

Водоем	Дата	Возраст	n	AC	p1	p2	Коэффициент упитанности Фультон/Кларк
Река Колва	17.09.1995	1+	3	146.7	27.3	25.0	0.99/0.91
		2+	3	171.0	42.3	39.3	
	09.07.1996	1+	2	151.0	32.0	—	1.21/—
		2+	13	170.8	54.8	—	
		3+	3	201.0	87.0	—	
	1997	0+	11	88.6	6.6	5.8	1.27/1.08
		1+	26	108.1	16.0	13.8	
		2+	2	211.0	136.7	119.0	
		3+	2	259.0	204.0	184.0	
	Река Большая Макариха	2003	4+	1	285	279	—
5+			3	284	271	—	
7+			1	355	555	—	
Река Фомаю	2006	2+	17	209.1	99.4	—	1.27/1.18
		3+	23	236.1	145.5	—	
		4+	7	271.4	235.1	—	
		5+	3	312.7	347.7	—	
Река Колва (Кучина, 1962)	1953–1955	1+	3	132	25.6	—	—
		2+	4	178	65.8	—	
		3+	4	220	128	—	
		4+	7	306	340	—	
		5+	7	348	565	—	
Река Уса (Соловкина, 1962)	1953–1955	0+	13	100	10	—	1.00–1.81
		1+	110	150	37	—	
		2+	61	191	81	—	
		3+	87	234	155	—	
		4+	54	298	362	—	
Озеро Ватъярты	2001	4+	15	222.3	142.3	—	1.43/1.31
		5+	12	285.8	337.8	—	
		6+	22	307.7	407.1	—	
		7+	9	328.7	513.3	—	
		8+	2	357.5	752.0	—	
		9+	3	391.0	863.0	—	
		10+	3	413.3	1111.7	—	
Озеро Веякоты	2003	11+	1	435.0	1345.0	—	1.61/1.46
		2+	1	207	101	—	
		3+	11	292.0	304.0	—	
		4+	2	370	743.0	—	
		5+	7	370.7	719	—	
		6+	4	400.0	945.5	—	
		7+	2	367.0	775.0	—	
		8+	3	419.0	1183.7	—	

Таблица 46

Рост сига р. Колва и других водоемов по данным обратных расчислений

Водоем	Дата	Расчисленные приросты, мм			
		L1	L2	L3	L4
Река Колва	17.09.1995	77.0	112.7		
	09.07.1996	80.8	135.9	185.6	
	1997	70.7	111.4	157.3	221.1
Река Большая Макариха	2003	54.4	83.5	134.6	177.1
Река Фомаю	2006	67.5	135.2	193.7	232.0
Озеро Ватъярты	2001	51.3	89.6	139.2	189.6
Озеро Веякоты	2003	50.6	113.8	184.7	230.1
Река Уса	1953–1955	70.0	129.0	190.0	257.0
	(Соловкина, 1962)				
Река Колва	1953–1955	66.0	128.0	183.0	256.0
	(Кучина, 1962)				
Вашуткины озера	1960, 1965	52.0	97.0	139.0	183.0

ми из других водоемов показывает его «обычность» и отсутствие каких-либо отличительных признаков, позволяющих дифференцировать его как колвинского сига. Это в полной мере подтверждает принадлежность рыб к сложно структурированному стаду усинских или даже печорских сигов.

Чир. Численность чира в русле р. Колва всегда была невысокая, поэтому наши сборы за трехлетний период ограничены всего тремя непополовозрелыми экземплярами.

Длина тела и вес пятилетней особи, отловленной из р. Колва в июне 1996 г., оказались несколько ниже по сравнению с размерами пятилетнего чира, пойманного в этой же реке в 1955 г. (Кучина, 1962). Небольшая и упитанность этого экземпляра (табл. 47). По скорости роста чира, присутствующие в уловах в 1996 г., уступают особям, отловленным в бассейне р. Уса в конце 1950-х гг. (рис. 46).

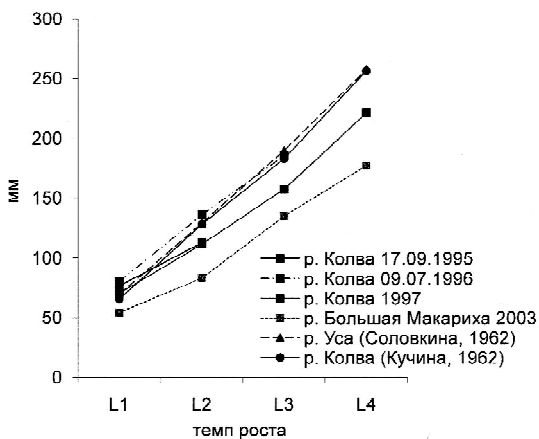


Рис. 45. Сравнительный темп роста сига в р. Колва и некоторых других водоемов по данным обратных расчислений.

Таблица 47

Основные биологические показатели чира р. Колва и других водоемов

Водоем	Дата	Возраст	n	AC	p1	p2	Коэффициент упитанности Фультон/Кларк
Река Колва	10.07.1996	1+	2	240.5	153.5	—	1.32/—
		4+	1	367	580	—	
Озеро Веякоты	2003	4+	1	406	1486	—	1.82/1.67
Озеро Ватьярты	2001	4+	2	315.0	422.0	—	1.52/1.41
		6+	1	463	1243	—	
Река Колва	1953–1955 (Кучина, 1962)	4+	1	470	1450	—	1.39/—
Река Уса	1953–1955 (Соловкина, 1962)	0+	1	117	18	—	1.12/—
Харбейские озера	1965 (Сидоров, 1974)	3+–7+	15	347–	530–	—	1.39/1.75
				555	2300	—	

В целом, основные биологические показатели чиров в уловах 1995–1997 гг. и рыб, пойманных в других водоемах, мало чем отличались. Иными словами, чирьи, обитающие в бассейне р. Колва, во все периоды исследований имели скорость роста, упитанность, а также соответствующие длине тела и весовые показатели, сопоставимые с чирами, обитающими в других частях бассейна р. Уса или Большеземельской тундры.

Европейский хариус. Выборки европейского хариуса из русла р. Колва и нескольких небольших ее притоков в период наших исследований представлены молодыми (0+...3+) неполовозрелыми особями. Размеры и вес в выборках одновозрастных рыб, отловленных в разных участках бассейна р. Колва, заметно различаются. Так, средняя длина тела трехлетнего хариуса в р. Колва варьировала от 134 мм (в 1996 г.) до 182.5 (в 1997 г.). В то же время размеры хариуса, отловленного в ручьях Безымянный и Воргаель, реках

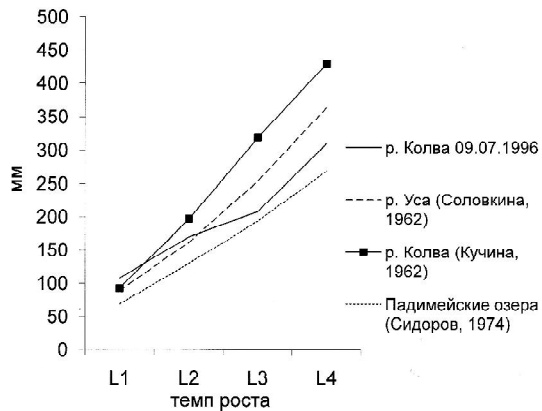


Рис. 46. Сравнительный темп роста чира в р. Колва и других водоемов по данным обратных расчетов.

Большая Макариха и Уса, а также в некоторых озерах бассейна р. Колва, находятся в этих же пределах. Несколько большими размерами обладает хариус, представленный в выборках р. Фомаю (табл. 48).

Таблица 48

Основные биологические показатели хариуса р. Колва и других водоемов

Водоем	Дата	Возраст	n	AC	p1	p2	Коэффициент упитанности Фультон/Кларк
Река Колва	17.09.1995	2+	1	177	45	42	1.00/0.93
	09.07.1996	1+	1	127	18	–	1.09/–
		2+	1	134	22	–	
	07.10.1997	0+	1	69	2.1	1.9	1.07/0.96
2+		7	182.5	61.1	54.4		
Ручей Безымянный	12.09.2000	1+	5	138.8	23	19.8	1.12/0.98
		2+	6	165.2	43.2	37.8	
		3+	1	217	113	97	
Ручей Ниедзьель	29.09.2001	1+	6	154.7	42.2	37.3	1.26/1.11
Ручей Воргаель	29.09.2001	1+	23	109.9	13.0	11.3	1.22/1.06
		2+	2	147.5	30.9	27.5	
Река Большая Макариха	2003	2+	1	161	40	–	1.17/1.06
		3+	4	211.3	88.8	–	
		4+	7	261.3	179.0	–	
		5+	4	302.3	274.5	–	
		6+	1	306	292	–	
Река Фомаю	2006	2+	4	197.3	72.7	–	1.15/0.98
		3+	29	232.0	122.4	–	
		4+	10	258.8	176.4	–	
		5+	6	260.6	291.8	–	
		7+	1	371	528	–	
Озеро Ватъярты	2001	1+	1	135	25	–	1.29/1.16
		2+	6	183.0	77	–	
		3+	5	251.0	216	–	
		4+	11	274.0	261	–	
		5+	11	325.0	440	–	
		6+	2	369.0	695	–	
Река Уса	1953–1955 (Соловкина, 1962)	1+	17	129	22	–	1.27/–
		2+	31	176	56	–	
		3+	26	219	112	–	
		4+	6	276	223	–	
		5+	8	329	385	–	
		6+	7	380	624	–	

Таблица 49

**Рост хариуса р. Колва и других водоемов
по данным обратных расчислений**

Водоем	Дата	Расчисленные приросты, мм		
		L1	L2	L3
Река Колва	17.09.1995	41.3	118	
	09.07.1996	60.8	115.7	
	07.10.1997	51.1	103.9	158.2
Ручей Безымянный	12.09.2000	58.3	99.4	143.1
Ручей Ниедзьель	29.09.2001	76.1		
Ручей Воргаель	05.10.2001	57.3	101.9	
Река Большая Макариха	2003	52.8	97.8	153.2
Река Фомаю	2006	46.3	102.6	167.9
Река Уса	1953–1955 (Соловкина, 1962)	63	123	178
Река Колва	1953–1955 (Кучина, 1962)	62	130	176
Озеро Ватъярты	2001	65.3	116.2	171.6
Вашуткины озера	1960, 1965 (Сидоров, 1974)	52	97	142

Упитанность хариусов р. Колва относительно невысокая, что связано, в первую очередь, с возрастным составом анализируемых выборок. Особи, обитающие в ручьях Ниедзьель и Воргаель, обладают довольно высокой упитанностью и лишь немного уступают по этому показателю рыбам из р. Уса и оз. Ватъярты (табл. 49).

Хариус русловой части р. Колва в сборах 1995–1997 гг. и из руч. Безымянный характеризуются замедленным ростом, заметно отставая от особей из руч. Воргаель (2001 г.) и рек Уса и

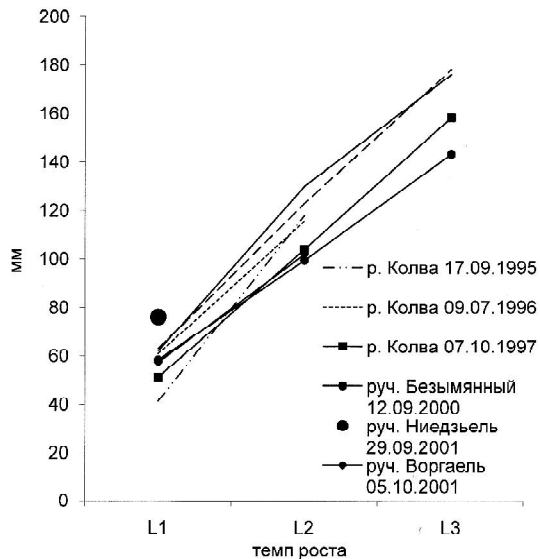


Рис. 47. Сравнительный темп роста хариуса в р. Колва и некоторых других водоемов по данным обратных расчислений.

Колва, отловленных в середине 1950-х гг. (табл. 49, рис. 47). Отмеченное снижение темпа роста и упитанности рыб связано, по-видимому, с негативными изменениями кормовой базы в условиях загрязнения среды обитания.

Щука. Сборы щуки представлены в основном некрупными экземплярами. Максимальный размер шестилетней особи, отловленной в 1996 г., составил 535 мм (AD), масса тела – 1200 г. Доля половозрелых особей в обобщенной выборке щуки из р. Колва не превышает 33%, а из оз. Щучье – 44%.

Размеры одновозрастных особей, отловленных в различных водоемах бассейна р. Колва, весьма близки (табл. 50). Так, средняя длина щуки возрастом 3+ в р. Колва в 1996 г. составила 298 мм, в оз. Щучье – 348, в р. Большая Макариха – 372 и в оз. Ватъярты – 302 мм. Примечательно, что если четырехлетние особи, отловлен-

Таблица 50

Основные биологические показатели щуки р. Колва и других водоемов

Водоем	Дата	Возраст	n	AD	p1	p2	Коэффициент упитанности Фультон/Кларк
Река Колва	01.05.1995	2+	2	322	299.5	279.5	0.90/0.84
	09.07.1996	3+	2	298.5	280.5	–	0.96/–
		5+	2	518.5	1200	–	
Ручей Воргаель	05.10.2001	2+	1	198	67.1	59.6	0.84/0.77
Озеро Щучье	04.10.2001	2+	4	306.25	240.5	223.25	0.84/0.77
		3+	5	348	390.6	358.6	
Река Большая Макариха	2003	3+	1	372.0	462.0		0.91/0.84
		4+	1	382.0	475.0		
		5+	3	442.0	840.3		
		6+	1	439.0	725.0		
Озеро Ватъярты	2001	3+	5	302.4	230.8		0.80/0.73
		4+	13	377.9	447.8		
		5+	4	408.8	590.0		
		6+	4	481.3	706.5		
		7+	5	480.0	773.4		
		8+	2	615.0	2148.5		
Река Колва	1953–1955 (Кучина, 1962)	4+	–	392	606		1.04/–
		5+	–	453	940		
		6+	–	533	1090		
		7+	–	629	2457		
Река Уса	1953–1955 (Соловкина, 1962)	2+	2	245.5	107.5	–	0.85–1.21/–
		3+	4	369	464	–	
		4+	7	478	1170	–	

ные в р. Колва в 1996 г., уступают по длине тела одновозрастным рыбам из этой реки, пойманным в середине 1950-х гг., то шестилетние особи заметно превосходят таковых и по длине, и по массе тела. Относительно невысокая упитанность рыб, вошедших в наши выборки, объясняется их небольшими размерами. Известно, что на ранних этапах жизни рыб линейный рост значительно опережает нарастание веса, происходящее в более старшем возрасте.

Судя по результатам обратных расчислений, щука, обитающая в разных частях бассейна р. Колва, характеризуется довольно быстрым ростом и по темпу линейного роста практически не отстает от рыб, отловленных в нижнем течении р. Колва в середине 1950-х гг. (Кучина, 1962). Исключение составляет лишь довольно медленно растущая особь, выловленная в руч. Воргаель, отстающая по скорости роста от щуки из других водоемов. Таким образом, антропогенная нагрузка на водоемы бассейна р. Колва не привела к существенным изменениям темпа роста щуки (табл. 51).

Язь. Язь в сборах 1995–1997 гг. представлен в основном некрупными неполовозрелыми особями, чем, по-видимому, и объясняется относительно невысокие средние значения коэффициентов упитанности. Размерно-весовые показатели рыб, отловленных в этот период в р. Колва, несколько ниже, чем в других водоемах бассейна р. Уса (табл. 52). Однако данное снижение размеров одновозрастных рыб можно считать незначительным, учитывая различие в сезонах сбора материала. Так, язь, отловленный в весенне-летний период, имел на чешуе лишь небольшую зону прироста в отличие

Таблица 51

Рост щуки р. Колва и других водоемов по данным обратных расчислений

Водоем	Дата	Расчисленные приросты, мм				
		L1	L2	L3	L4	L5
Река Колва	01.05.1995	127.5	231.2			
	09.07.1996	87.8	180.9	276.5	392.6	489.1
Ручей Воргаель	05.10.2001	81.5	145.6			
Озеро Щучье	04.10.2001	107.9	214.5	285.6		
Река Большая Макариха	2003	117.8	177	264.8	328.3	388.3
Река Уса	1953–1955 (Соловкина, 1962)	91	194	283	397	
Река Колва	1953–1955 (Кучина, 1962)	84	197	319	407	425
Озеро Ватъярты	2001	93.8	186.1	276.5	340.0	393.8
Озеро Веякоты	2003	112.3	191.7	276.3	368.6	493.9
Вашуткины озера	1960, 1965 (Сидоров, 1974)	88	179	253	325	386

Таблица 52

Основные биологические показатели язя из р. Колва и других водоемов

Водоем	Дата	Возраст	n	AD	p1	p2	Коэффициент упитанности Фультон/Кларк
Река Колва	01.05.1995	3+	3	212.7	189.7	175.7	1.92/1.75
		4- 4+	11	196.6	145.7	131.8	
		5+	5	202.6	164.2	151.8	
	09.07.1996	3+	2	134.5	47	–	1.99/–
		4+	2	157.5	77	–	
		6+	1	237	287	–	
		7+	1	239	274	–	
		12.10.1997	1+	2	73	6.36	
	2+	7	102.1	17.7	15.8		
	3+	5	129.8	40.5	36.6		
Река Большая Макариха	2003	5+	1	173	83.7	78.4	2.02/1.84
		5+	2	231	234	–	
		6+	3	257.0	359.0	–	
		7+	7	286.0	473.0	–	
		8+	4	297.0	534.0	–	
Озеро Веякоты	2003	9+	1	308	647	–	2.11/1.91
		6+	4	284.8	458.3	–	
		7+	8	296.0	552.6	–	
		8+	7	312.0	635.6	–	
		9+	4	322.8	759.8	–	
Озеро Ватъярты	2001	10+	2	325.0	768.5	–	2.10/1.91
		5+	1	260	346	–	
		6+	11	271.5	432.9	–	
		7+	15	302.3	566.9	–	
		8+	3	324.0	723.7	–	
Река Уса	1953–1955 (Соловкина, 1962)	9+	1	350	916	–	–
		11+	1	395	1389	–	
		2+	4	111	29	–	
		3+	13	140	50	–	
		4+	9	181	111	–	
		5+	3	227	221	–	
		6+	1	254	337	–	
7+	9	269	414	–			

от рыб, выловленных в конце лета – начале осени, когда именно в этот период собрано наибольшее количество материалов, представленных в табл. 52.

Язь р. Колва в исследованный период характеризовался довольно быстрым линейным ростом. Наблюдается межгодовая вариабель-

ность в темпах роста. Особи из сборов 1996–1997 гг. растут несколько медленнее по сравнению с рыбами из выборки 1995 г. Тем не менее, даже относительно медленнорастущие особи, отловленные в 1997 г., не уступали по этому показателю рыбам, выловленным из этой реки в середине 1950-х гг. Отметим, что язь, обитающий в озерах бассейна р. Уса, как правило, опережает по скорости роста рыб из магистрального русла реки и ее притоков (табл. 53).

Таблица 53

Рост язя р. Колва и других водоемов по данным обратных расчислений

Водоем	Дата	Расчисленные приросты, мм						
		L1	L2	L3	L4	L5	L6	L7
Река Колва	01.05.1995	47.8	85.9	126.5	166.2	184.9		
	09.07.1996	43.0	75.9	109.6	143.0	191.5	214.4	231.0
	12.10.1997	48.7	84.5	116.5	133.9	164.6		
Река Большая Макариха	2003	37.2	67.1	105.4	149.9	191.1	221.6	276.6
Река Уса	1953–1955 (Соловкина, 1962)	40	76	109	143	175	213	247
Река Колва	1953–1955 (Кучина, 1962)	32	66	97	127	160		
Озеро Веякоты	2003	45.6	77.9	117.8	155.3	190.9	225.9	254.0
Озеро Ватъярты	2001	40.3	83.8	127.0	166.6	207.4	242.0	276.6
Озеро Большой Падимей	1965 (Сидоров, 1974)	36	74	97	130	222	268	306

Плотва. Материалы по плотве были собраны в разные сезоны года, при этом целью не ставилось сравнение основных биологических показателей в сезонном аспекте. Однако имеющиеся данные позволяют отметить некоторые межгодовые изменения длины и массы тела плотвы, наблюдаемые с 1995 по 1997 г. Рыбы, отловленные в р. Колва в 1996 г., по своим размерно-весовым характеристикам не уступают плотве из р. Уса, выловленной в середине 50-х гг. прошлого века, а рыбы из озер Ватъярты и Веякоты значительно опережают по этим параметрам рыб из других исследованных водоемов бассейна р. Уса (табл. 54).

Судя по результатам обратных расчислений, плотва р. Колва из выборок 1995–1997 гг. характеризуется довольно быстрым линейным ростом, опережая по этому показателю рыб из рек Уса и Колва, отловленных в середине 1950-х гг. Некоторое отставание в росте, наблюдаемое на третьем году жизни у рыб из р. Колва, выловленных в 1997 г., может быть связано с небольшим объемом выборки (в сборах этого года присутствует лишь две особи возраст

Таблица 54

Основные биологические показатели плотвы р. Колва и других водоемов

Водоем	Дата	Возраст	n	AD	p1	p2	Коэффициент упитанности Фультон/Кларк
Река Колва	01.05.1995	4+	3	162.3	85	75	2.14/1.81
		5+	1	181	121	102	
		6+	1	166	126	102	
		7+	4	179.4	126.3	104	
	09.07.1996	1+	1	84	20.5	–	2.02/1.7
		2+	2	88	12	–	
		3+	3	124.7	39	–	
		4+	7	134.3	46.4	–	
		5+	5	153.6	78.6	–	
	07.10.1997	1+	1	75	6.3	5.7	1.57/1.43
		2+	2	78.5	7.5	6.9	
		3+	2	93	13.4	12	
	Река Большая Макариха	2003	6+	3	194.7	146.5	–
Река Уса	1953–1955 (Соловкина, 1962)	2+	1	85	11	–	1.89/–
		3+	4	106	22	–	
		4+	13	127	38	–	
		5+	2	155	68.5	–	
		6+	6	186	133	–	
		7+	1	210	160	–	
Озеро Веякоты	2003	5+	1	199	175	–	2.22/2.03
		6+	2	198.5	172	–	
		7+	9	211.1	204	–	
		8+	10	229.2	280	–	
		9+	4	241.0	317	–	
Озеро Ватъярты	2001	11+	1	267	441	–	2.01/1.77
		5+	2	158	75	–	
		6+	2	190.0	146.5	–	
		7+	11	211.5	193.9	–	
Озеро Большой Падимей	1965 (Сидоров, 1974)	8+	9	225.3	226.2	–	1.88–2.43/–
		7+	2	177.5	123.5	–	
		8+	7	198	166	–	
		9+	4	205	182	–	
		10+	3	209.3	197.3	–	
		11+	2	215	207.5	–	

3+). Отметим, что озерная плотва несколько уступает речной в скорости линейного роста, превосходя ее по массе тела (табл. 55).

Окунь. Окунь, обитающие в русле р. Колва, в наших сборах представлены в основном четырех-пятилетними особями, линейные

Таблица 55

Рост плотвы р. Колва и других водоемов по данным обратных расчетов

Водоем	Дата	Расчисленные приросты, мм						
		L1	L2	L3	L4	L5	L6	L7
Река Колва	01.05.1995	40.5	63.8	87.7	122.5	133.9	150.6	171.1
	09.07.1996	37.6	63.8	99.8	122.9	143.8		
	07.10.1997	44.5	65.4	78.9				
Река Уса	1953–1955 (Соловкина, 1962)	31	57	86	112	142	169	
	1953–1955 (Кучина, 1962)	26	52	74	98	129		
Озеро Веякоты	2003	31.6	53.5	75.0	102.2	132.6	160.6	185.8
Озеро Ватьярты	2001	28.9	53.3	82.1	103.5	129.5	156.4	186.8
Река Большая Макариха	2003	29.6	50.8	91.1	115.2	144.9	174.3	186.8
Озеро Большой Падимей	1965	33	54	73	95	111	141	176
	(Сидоров, 1974)							

и весовые показатели которых не уступают таковым у рыб из других водоемов бассейна р. Уса (рис. 48, табл. 56). Следует отметить, что окунь отличается высокой внутрипопуляционной изменчивостью роста, поэтому сравнение размеров тела небольших выборок рыб из разных водоемов затруднено. Так, шестилетий окунь, от-

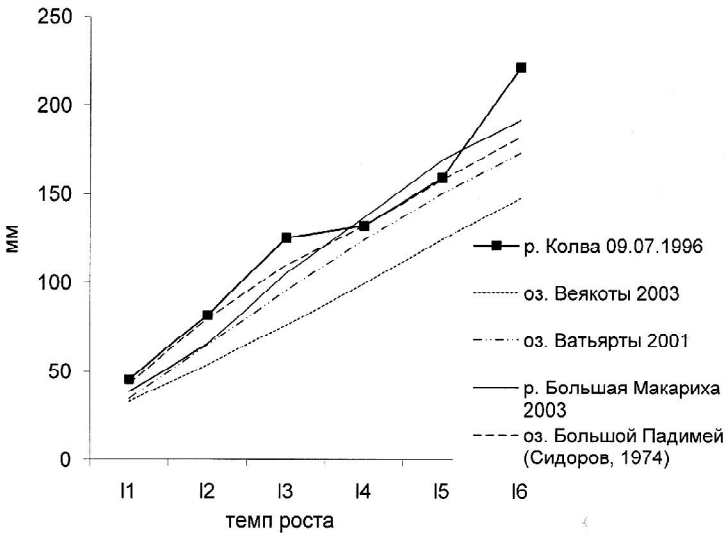


Рис. 48. Сравнительный темп роста окуня в р. Колва и некоторых других водоемов по данным обратных расчетов.

Таблица 56

Основные биологические показатели окуня р. Колва и других водоемов

Водоем	Дата	Возраст	n	AD	p1	Коэффициент упитанности Фультон/Кларк
Река Колва	09.07.1996	3+	12	151.8	66	1.95/–
		4+	4	159.5	80	
		5+	1	155	92	
		6+	1	246	342	
Река Большая Макариха	2003	4+	2	163	90	1.93/1.71
		5+	11	213	186	
		6+	11	230	205	
Река Уса	1953–1955 (Соловкина, 1962)	2+	5	100	20	2.13/–
		3*	6	120	33	
		4*	8	147	58	
		5*	3	184.3	132.3	
		5+	3	199.7	173.3	
		6*	4	224	237	
Озеро Веякоты	2003	5+	2	240.5	335	1.77/1.57
		5+	1	140	46	
		6+	1	178	107	
		7+	1	185	104	
		8+	6	239	193	
		9+	15	220	186	
		10+	5	222	207	
		11+	2	254.4		
Озеро Ватъярты	2001	12+	1	313.0	627.0	2.16/1.90
		3+	1	125.0	27.0	
		4+	1	165.0	89.0	
		5+	5	183.6	125.0	
		6+	1	195.0	140.0	
		7+	2	212.5	196.0	
Озеро Большой Падимей	1965 (Сидоров, 1974)	8+	3	221.7	218.7	1.64–2.37/–
		6+	1	163	87	
		7+	8	199	149	
		8+	5	219	213	
		9+	10	247	304	
		10	5	264	377	

ловленный в р. Колва в 1997 г., на 5 мм уступает в длине тела пятилетним особям из этого же водоема.

Ерш. Представительство ерша в уловах исследуемых водоемов всегда зависело от используемых орудий лова. Чаще в уловах ерш отмечается в качестве прилова, а используемые орудия лова (за

Таблица 57

Основные биологические показатели ерша р. Колва и других водоемов

Водоем	Дата	Возраст	n	AD	p1	Кoeffициент упитанности Фультон/Кларк
Река Колва	12.10.1997	2+	1.0	76.0	3.83	1.60/1.22
		4+	6.0	89.5	12.8	
		5+	2.0	108.3	17.9	
Река Фомаю	2006	3+	1	96	13	1.41/–
		4+	1	142	39	
Река Уса	1953–1955 (Соловкина, 1962)	3+	2	99	19	2.13/–
		4+	6	124	31	
		5+	3	138.3	42.7	
Харбейские озера	1965 (Сидоров, 1974)	3+	1	85	12	1.22–1.58/–
		4.	3	82.3	8.7	
		5.	2	100.5	16	
		5+	1	111	18	

исключением малькового невода) дают лишь относительное представление о численности вида или его биологических показателях. В наших контрольных уловах наибольшими средними размерами тела обладают ерши, отловленные в русле р. Уса (табл. 57).

В целом же, при сопоставимой упитанности колвинские ерши имеют меньшую скорость роста, нежели рыбы, обитающие в других частях бассейна р. Уса (рис. 49).

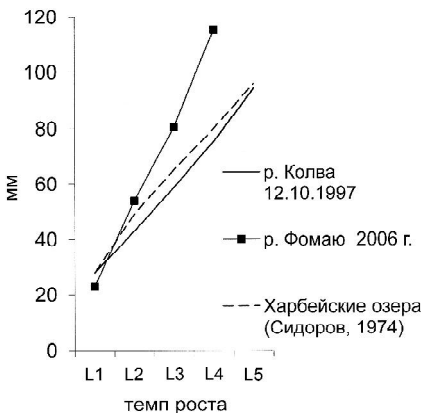


Рис. 49. Сравнительный темп роста ерша в р. Колва и некоторых других водоемов по данным обратных расчетов.

Учитывая широкую эврифагию ерша, связывать это наблюдение с ухудшением кормовой базы рыб на акваториях, подвергшихся нефтяному загрязнению, видимо, преждевременно. Однако, несомненно, что ерш негативно реагирует на ухудшение среды обитания, что выражается снижением его численности в зонах максимального загрязнения.

Приведенные выше параметры основных показателей, таких как длина, размеры разновозрастных рыб, скорость роста, а также возрастной состав уловов р. Колва дают общее представление о рыбном населении, обитающем на рыбохозяйственных ак-

ваториях, в зоне разливов нефтеуглеводородов в первые послеаварийные годы (1995–1997). Группировки рыб разных видов по этим показателям мало отличались от рыб, обитающих в других водоемах бассейна р. Уса. Сходные биологические характеристики основных аборигенных видов рыб в нижнем течении р. Колва были показаны в исследованиях А.П. Новоселова, которые проводились в эти же годы практически на тех же участках акваторий (Лукин и др., 2000). Главной особенностью рыбного населения нижнего течения р. Колва в рассматриваемый период является омоложенный состав группировок рыб практически всех видов и отсутствие старших возрастных классов. Эти наблюдения касаются как мирных, так и хищных видов рыб и отмечены как нами, так и нашими коллегами.

7.3.2. Возрастная структура рыб на участках мониторинга

Возрастная структура отдельных группировок или популяций рыб относится к числу интегральных показателей, характеризующих состояние или благополучие рыбного населения водоема на период исследований. Однако, оценивая возрастную структуру, следует иметь в виду, что практически все виды рыб обладают определенной миграционной активностью. Возрастные, нагульные, нерестовые, зимовальные и даже суточные перемещения особей могут значительно изменить «картину» возрастной пирамиды на отдельных участках местообитания рыб. Изменения возрастной структуры уловов в течение периода открытой воды в бассейне р. Уса особенно характерны для сиговых рыб, поскольку миграционная активность их заметно выше, нежели других представителей аборигенной ихтиофауны, таких как окунь, язь, плотва и щука. Возрастной состав жилой формы европейской ряпушки на 14 км р. Колва в разные сезоны 1997 г. представлен в табл. 58 и на рис. 50. Появление в августовских уловах половозрелых особей возраста 2+ и 3+, очевидно, было связано с преднерестовыми миграциями особей. Так, в июне, сентябре и октябре половозрелых особей в уловах не отмечено, а в первой-второй декадах августа доля взрослых рыб достигла 13%. Интересно, что в 1997 г. в уловах возрастная группа сига 2+, т.е. молодь от нереста 1994 г. – года аварии, отсутствовала, по крайней мере, до начала ледовых явлений.

С другой стороны, благодаря трехлетним систематическим исследованиям нам удалось определить сроки наименьшей мобильности рыб на р. Колва. Взятые в летний нагульный период показатели состава и возрастные характеристики не отличались большой межгодовой вариабельностью. В 1995 г., как и в последующие годы наблюдений, доля сеголетков ряпушки в уловах с использованием мелкоячейного невода в период установления летней межени на

Таблица 58

**Возрастная структура уловов
промысловых и доминирующих видов рыб
на отдельных пунктах загрязненных водотоков по данным 1997 г., % особей**

Вид	Пункт и сезон	0+	1+	2+	3+	4+	5+	6+	7+ и >
Ряпушка (жилая)	Колва, с. Колва (август, 1 декада)	44	43	11	2				
Ряпушка (жилая)	Колва, с. Колва (сентябрь, октябрь)	68	32						
Ряпушка (жилая)	Уса, о-в Дибожди (сентябрь)	3	69	26	2				
Ряпушка (проходная)	Уса, о-в Дибожди (сентябрь, октябрь)			4	59	34	3		
Ряпушка (проходная)*	Печора, с. Брыкаланск (сентябрь)			7	93				
Ряпушка (проходная)	Печора, с. Усть-Цильма (сентябрь)			2	55	41	2		
Сиг	Колва, с. Колва (август, 1 декада)		28		45	21	6		
Сиг	Колва, с. Колва (сентябрь, октябрь)	58	37	5					
Сиг	Уса, о-в Дибожди (июль, август)			8	23	69			
Сиг	Уса, о-в Дибожди (октябрь)		87		5	8			
Сиг*	Печора, с. Брыкаланск (сентябрь)		23	28	14	14	7	14	
Сиг	Печора, с. Усть-Цильма (сентябрь)			13		3		45	39
Нельма*	Колва, с. Колва (июль-октябрь)	17	66		17				
Нельма*	Уса, о-в Дибожди (лето-осень)	18	18	28		36			
Язь*	Печора, с. Брыкаланск			10	35	20	20	15	
Омуль	Печора, р. Уса					10	31	38	21
Чир*	Уса, о-в Дибожди (осень)	20	20	40	20				

Примечание: * – малые выборки (<30 экз.), указывается количество особей того или иного возраста.

Колве постоянно превышала 60%, а по годам динамика доли сеголетков выглядела следующим образом: 1995 – 61%, 1996 – 67, 1997 – 62, 1998 – 73, 2000 – 62%.

Таким образом, динамика возрастной структуры жилой формы ряпушки – вида, доминирующего в сообществе жилых форм рыб в нижнем течении Колвы, не указывает на изменение роли водотока в функционировании популяции, по крайней мере, до 2000 г. Другой представитель семейства сиговых – сиг-пыжьян – также был представлен преимущественно двумя возрастными группами – 0+ и 1+, составлявшими суммарно от 70 до 95% от общей численности вида, в зависимости от времени суток лова и периода наблюдений. Половозрелых особей сиговых рыб, за исключением ряпушки, в

уловах вообще не отмечалось. Объективность этих наблюдений не вызывает сомнений, поскольку подтверждаются сходными материалами, которые были получены А.П. Новоселовым также в 1995–1997 гг. (Лукин и др., 2000). В то же время преобладание в уловах в нижнем течении р. Колва молоди сигов подтверждает ранее выдвинутое предположение об активном использовании для нагула сиговыми рыбами нижнего течения р. Колва и прилегающих к нему участков р. Уса (Кучина, Соловкина, 1959).

Применительно к ихтиологическим исследованиям, проводимым на приустьевых участках р. Колва, а точнее на акваториях, оказавшихся в зоне распространения нефтеуглеводородов после аварии, ряд популяционных характеристик ряпушки, как доминирующего в уловах оседлого вида (речь идет о ряпушке жилой, но не полупроходной экологической форме), могли бы служить хорошим индикатором состояния среды. Плотность вида, возрастная структура, наряду с показателем роста, во многих случаях дают представления о реальных изменениях, происходящих в водных экосистемах (рис. 50). По крайней мере, состояние численности промысловых видов ихтиофауны и ее долговременная структура объективно отражают как техногенную нагрузку на водоем, связанную с его загрязнением, так и антропогенное воздействие, вызванное чаще всего нерациональной эксплуатацией водных биологических ресурсов или переловом рыбы.

Рассмотренная возрастная структура уловов сиговых рыб в данном контексте имеет в целом статический характер и дает картину лишь для узких временных рамок, ограниченных 1995–1997 гг. Гораздо больший интерес представляют сравнительные данные, которые позволяют выявить тенденцию и динамику происходящих изменений в рыбной части сообщества за достаточно протяженный отрезок времени с 1955 по 2007 г. Этот полувековой отрезок совпадает с периодом активного хозяйственного освоения бассейна р. Уса,

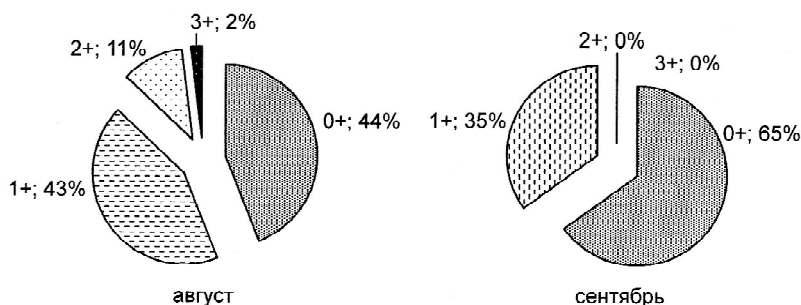


Рис. 50. Возрастная структура уловов европейской ряпушки в нижнем течении р. Колва в разные сезоны 1997 г.

когда загрязнение среды обитания рыб стало таким же очевидным фактором, лимитирующим численность рыб, как и эксплуатация водных биоресурсов, не основанная на знании состояния рыбных запасов.

Сравнительные биологические показатели рыб, представленные в данном разделе за разные годы, приведены с учетом данных биологического анализа ряда видов рыб, отловленных как неводом, так и ставными сетями. При этом следует учитывать особенности материалов полевых исследований Е.С. Кучиной и Л.Н. Соловкиной (1959), которые для анализа использовали рыб, выловленных несколькими иными орудиями лова, преимущественно рюжами, хотя сетные уловы, безусловно, также учитывались. Однако на результаты исследований сказывается селективность рыболовных снастей, в том числе и более крупный размер ячеи (35–45 мм) орудий лова, примененных для сбора ихтиологических материалов в 1955 г., нежели в 1995–2007 гг., когда при анализе результатов включали данные неводных (ячея в приводе 6 мм) и сетных уловов (ячея сетного полотна 20–45 мм). Следует сразу упомянуть, что в сетные порядки с ячеей 45 мм, за весь период исследований на р. Колва, не попало ни одной рыбы. Основной улов приносили ставные сети с ячеей 20–30 мм, куда объеживались рыбы небольших размеров, что опосредованно характеризует возрастной состав промысловой части ихтиофауны нижнего течения р. Колва в последние десятилетия.

Сравнительный анализ возрастной структуры разных видов рыб из уловов 1955, 1995 и 2007 гг. показал, что в последние 15 лет произошло резкое омоложение группировок практически всех видов рыб, обитающих в нижнем течении р. Колва (рис. 51–60). Для лучшего представления сложившейся ситуации сравнительные материалы приводим в графической форме.

Явное омоложение группировок рыб, обитающих в нижнем течении р. Колва, относится не только к видам доминантам по численности, которые всегда определяли состав уловов, прежде всего – это язь, плотва, окунь, щука, сиг и ряпушка. Снижение возраста в выборках заметно и у рыб, условно относящихся к малочисленным видам – чир, нельма и для русла р. Колва пелядь. Практически во всех выборках отмечается уменьшение количества возрастных классов, снижение предельного возраста рыб и увеличение в выборке доли младших возрастных групп. Если в связи с низкой представленностью в выборке таких видов, как чир, нельма и европейский хариус эти наблюдения имеют достаточно условный или фрагментарный характер, то для аборигенных видов рыб, постоянно обитающих в нижнем течении р. Колва, и естественная численность которых находится на уровне субдоминантов, выявленная тенденция

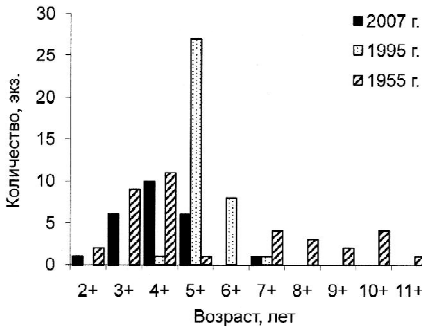


Рис. 51. Сравнительная возрастная структура уловов плотвы в р. Колва в разные годы исследований.

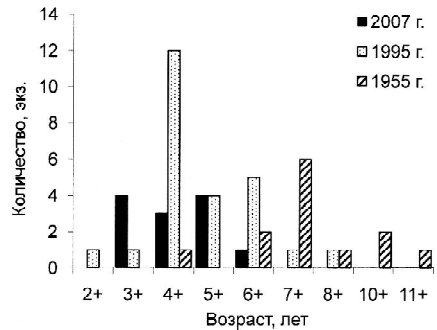


Рис. 52. Сравнительная возрастная структура уловов окуня в р. Колва в разные годы исследований.

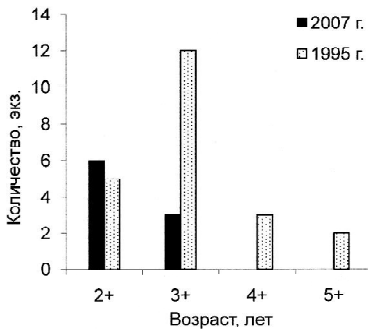


Рис. 53. Сравнительная возрастная структура уловов сига в р. Колва в разные годы исследований.

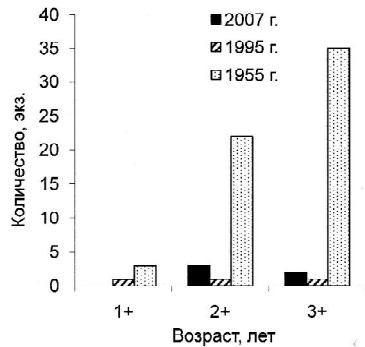


Рис. 54. Сравнительная возрастная структура уловов ряпушки в р. Колва в разные годы исследований.

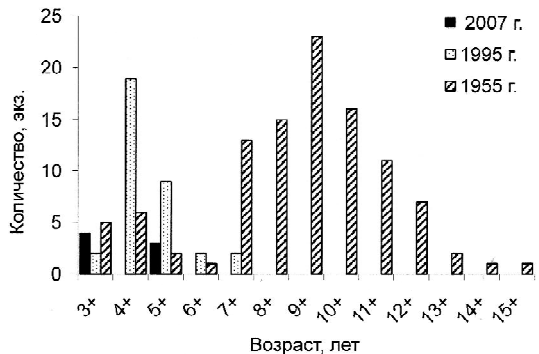


Рис. 55. Сравнительная возрастная структура уловов язя в р. Колва в разные годы исследований.

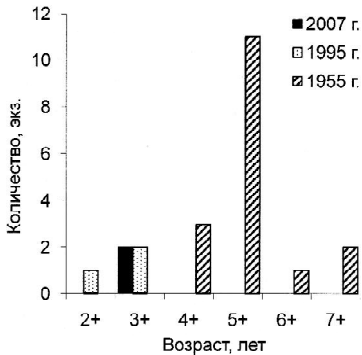


Рис. 56. Сравнительная возрастная структура уловов щуки в р. Колва по годам в разные годы исследований.

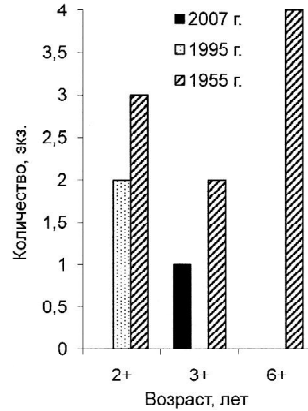


Рис. 57. Сравнительная возрастная структура уловов хариуса в р. Колва в разные годы исследований.

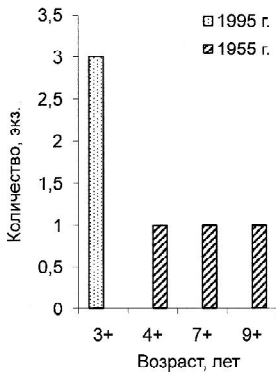


Рис. 58. Сравнительная возрастная структура уловов нельмы в р. Колва в разные годы исследований.

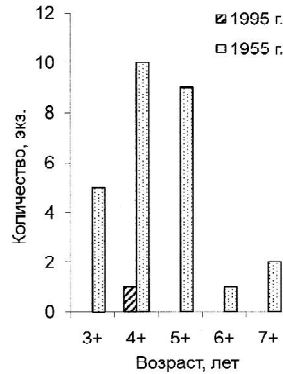


Рис. 59. Сравнительная возрастная структура уловов пеляди в р. Колва в разные годы исследований.

совершенно очевидна. Например, если средний возраст плотвы в уловах 1955 г. составлял 7+ (при возрастном ряде от 2+ до 11+), а в 1995 г. основу уловов представляли рыбы 5+ (возрастной ряд 4+...7+), то в выборке 2007 г. средний возраст плотвы снизился до 4+, хотя рыбы относились к возрастным классам от 2+ до 7+. Аналогичная картина наблюдается при анализе возрастной структуры уловов окуня, сига, щуки и язя, т.е. видов, относящихся в данном районе к основным промысловым видам. Интерпретация полученных результатов несколько затруднена причинами методического

характера, в основном связанных с особенностями орудий лова, использованных в 1955 г. Однако даже с учетом этого фактора можно утверждать, что в поставарийный период, после 1995 г. и до настоящего времени, произошло видимое омоложение группировок основных промысловых рыб, обитающих в зоне загрязнения. Связывать результаты этих наблюдений с ростом промысловой нагрузки во всем бассейне р. Колва, очевидно, будет неправильно, поскольку интенсивность рыболовства в нижнем течении р. Колва в условиях загрязнения акваторий нефтеуглеводородами не увеличилась. В числе прочих объяснений не будет лишним смысла предположение, что в приустьевых участках р. Колва взрослые рыбы, имеющие более высокий миграционный потенциал, могут избегать или покидать зоны загрязнения, как места неблагоприятного местообитания.

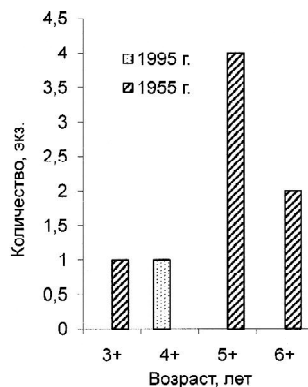


Рис. 60. Сравнительная возрастная структура уловов чира в р. Колва в разные годы исследований.

7.3.3. Темп роста и упитанность рыб в условиях техногенного загрязнения

К числу интегральных показателей благополучия, отражающих комфортность обитания рыб на каждом этапе онтогенеза, относятся их темп роста и упитанность. Эти показатели прямо зависят от обеспеченности пищей, т.е. состояния кормовой базы, а также качества среды обитания. Выход из-под пресса хищников связан с успешной реализацией генотипа в конкретных условиях на уровне ростовых процессов, особенно на ранних этапах онтогенеза, что также является важным компонентом механизма сохранения численности популяции и вида. Влияние различных факторов внешней среды на скорость роста рыб достаточно хорошо изучено, не вызывает сомнения и описывается рядом исследователей (Рыжков, 1976; Решетников и др., 1982; Мина, 1986; Лукьяненко, 1987 и др.). Не удивительно, что ухудшение условий обитания рыб в нижнем течении р. Колва, в районе аварийных выбросов нефтесодержащей жидкости, повлияло на их темп роста. Быстрая реакция рыб, особенно сиговых, предъявляющих высокие требования к качеству среды на загрязнение акваторий, отмечается уже в ранний поставарийный период. В первые годы после аварии (1995–1997 гг.) было обнаружено достоверное снижение темпа роста ряпушки жилой экологической формы (рис. 61).

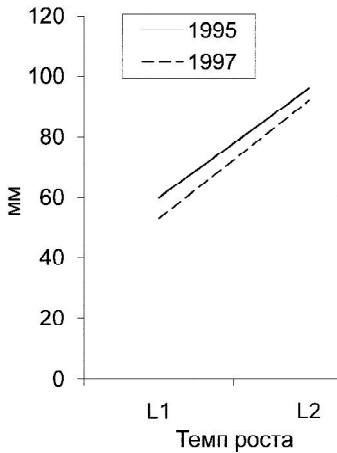


Рис. 61. Темп роста ряпушки в р. Колва в первые годы после аварии (1995–1997 гг.)

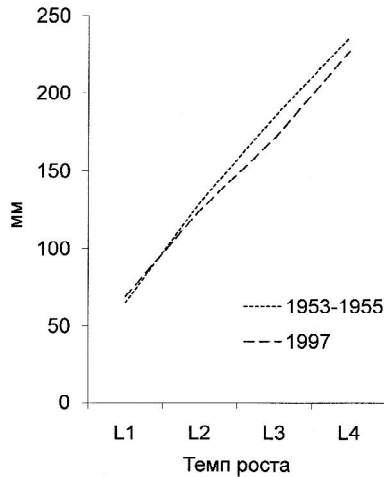


Рис. 62. Сравнительный темп роста сига-пыжьяна р. Колва (по данным Л.Н. Соловкиной (1956) и наших исследований).

Снижение этого показателя у жилой формы ряпушки в загрязненных акваториях характерно для обеих основных возрастных групп в выборке, во многом определяющих возрастную структуру группировки. Сходную картину выявили исследования А.П. Новоселова, обнаружившего отставание от «нормы» в росте у рыб, отловленных в нижнем течении р. Колва также в 1997–1997 гг. (Лукин и др., 2000). Выявленные изменения темпа роста рыб, обитающих в загрязненной акватории, относятся к быстрым реакциям и хорошо регистрируются у коротко циклических видов, к коим относится и ряпушка. Не меньший интерес представляют долговременные изменения скорости роста рыб разных поколений, разнесенных по времени на 50 и более лет.

Очевидное ухудшение качества поверхностных вод в приустьевых участках р. Колва сказалось не только на ряпушке. Некоторое замедление роста по сравнению с 1950-ми гг. отмечено и у другого представителя сиговых рыб — пыжьяна (рис. 62), а также и других представителей семейства Coregonidae, отловленных в зоне нефтяного загрязнения. Например, при сравнении данных О.С. Кучиной и Л.Н. Соловкиной (1959), полученных в середине прошлого столетия, и наших материалов приблизительно равный темп роста у сига выявлен у рыб только самой младшей возрастной группы (1+). У трехлетних сига и более старших возрастных групп, живущих в современный период, наблюдается слабое снижение скорости роста

по сравнению с рыбами предыдущих поколений (рис. 62).

Замедление темпов роста у ряпушки и сегов наблюдается в первые послеаварийные годы. В долгосрочном аспекте разница в скорости роста у сеговых рыб разных поколений несколько сглаживается. Однако изменения этого показателя отмечаются в разной степени для разных видов рыб. Анализ данных обратного расчисления роста рыб, относящихся к разным семействам и экологическим формам, отловленных в разные годы, показал, что можно выделить две группы рыб. К первой относятся сиг, европейский хариус, ряпушка и окунь. В этой группе темп роста рыб в долгосрочном аспекте практически не изменился или незначительно снизился (рис. 63–66). Сходные величины этого показателя имели рыбы, отловленные во все годы исследований 1955, 1995 и 2007 гг.

Относительное постоянство темпов роста наблюдается у рыб, относящихся к разным систематическим группам. Отличаются они

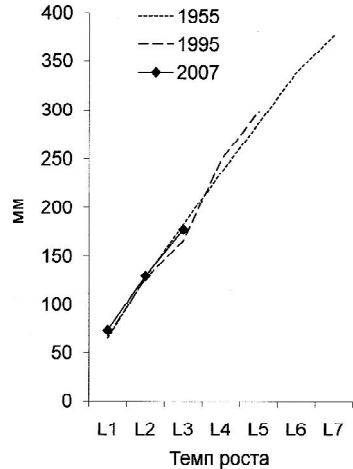


Рис. 63. Сравнительный темп роста сегов в р. Колва.

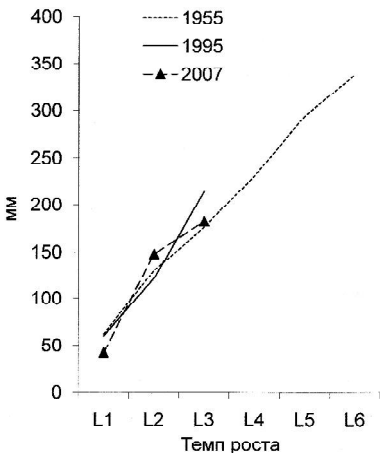


Рис. 64. Сравнительный темп роста европейского хариуса в нижнем течении р. Колва.

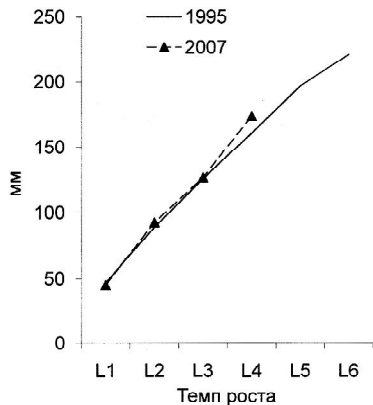


Рис. 65. Сравнительный темп роста окуня в нижнем течении р. Колва.

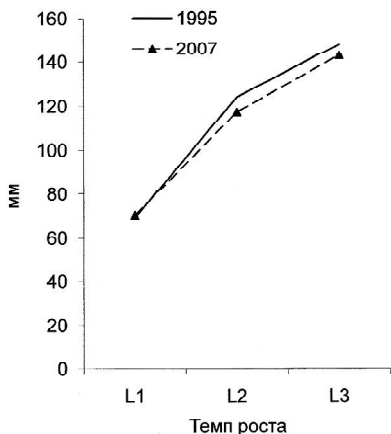


Рис. 66. Сравнительный темп роста ряпушки в нижнем течении р. Колва.

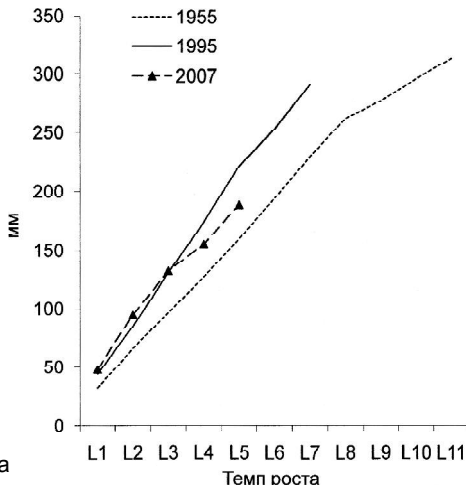


Рис. 67. Сравнительный темп роста язя в нижнем течении р. Колва.

и по типу питания: сиг питается преимущественно донными беспозвоночными, моллюсками и т.д., а окунь и европейский хариус — это типичные эврифаги. Скорость роста ряпушки, этого планктонофага, за 50 лет хотя и несколько замедлилась, но все-таки ее можно отнести к первой группе рыб.

К другой группе рыб, постоянно проживающих в нижнем, а значит загрязненном, течении р. Колва, следует отнести язя, плотву и, видимо, щуку. Темп роста у них в отличие от первой группы заметно изменился в сторону ускорения (рис. 67–69).

У всех трех видов за последние 15 лет по сравнению с материалами 1995 г. отмечается более высокий темп роста. Интересно, что в 1995 г., непосредственно после аварии на нефтепроводах, этот показатель у рыб был выше, нежели спустя 12 лет, в 2007 г. Если рассматривать замедление роста рыб как их ответную реакцию на загрязнение среды, то, очевидно, что лососеобразные рыбы, в частности сиговые, обладают более низкой токсикорезистентностью (Лукияненко, 1967), чем представители семейства карповых. Это хорошо показали экспериментальные работы. Однако в природных условиях хронического поступления в водоемы с загрязненных водосборов рек и ручьев малых концентраций углеводородов и сопутствующих им минеральных веществ более приемлемым в данной ситуации выглядит объяснение, связанное не столько с особенностями биологии, сколько со спецификой питания язя, плотвы и щуки. Первые два вида имеют сходный тип питания и спектр пи-

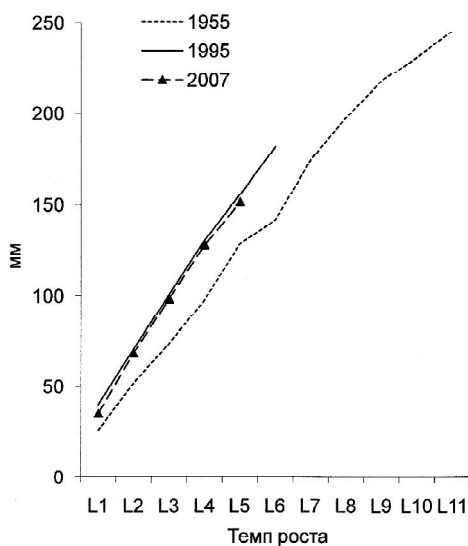


Рис. 68. Сравнительный темп роста плотвы в нижнем течении р. Колва.

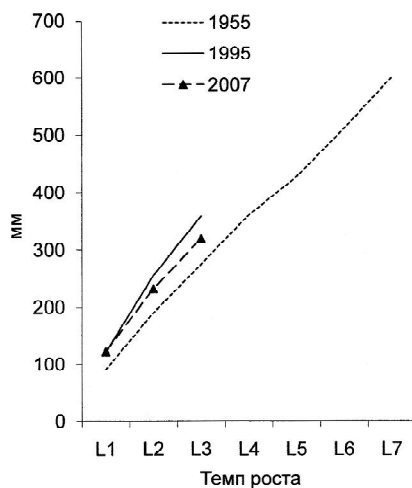


Рис. 69. Сравнительный темп роста щуки в нижнем течении р. Колва.

щевых компонентов, где значительная доля приходится на остатки растительности, детрит и т.д. В условиях поступления органики в водоем, как это было в период аварий, интенсивность процессов эвтрофикации повышается, что, в свою очередь, благоприятствует развитию кормовой базы рыб, по крайней мере, той ее части, которая потребляется плотвой и язем. В пользу этого предположения свидетельствуют наши наблюдения, согласно которым, в первые годы после аварии в р. Колва увеличилось поступление эрозивных материалов, усилились процессы накопления илов не только в прибрежной, но и русловой ее части, что расширило пространственную нишу для питания и нагула рыб детритофагов.

В эти представления вполне укладываются факты повышения температуры в регионе в последние полтора-два десятилетия, которые закономерно ускоряют как естественные, так и техногенные процессы эвтрофикации. Наблюдаемые изменения температурного режима в бассейне р. Печора в данной ситуации также способствуют развитию кормовой базы для таких представителей равнинного бореального ихтиокомплекса, какими являются плотва и язь.

Упитанность рыб. Упитанность рыб, как и темп роста, достаточно информативный показатель для природных популяций. Когда оба этих показателя имеют высокие значения, очевидно, что рыбы обитают в условиях доступности пищевых объектов и развитой кор-

мовой базы. Сравнительный анализ показателей упитанности (расчетные коэффициенты по Кларку и Фультону) у рыб, обитающих в нижнем течении р. Колва, позволил выявить некоторые закономерности. Как и в случае с темпом роста, по значению коэффициентов упитанности рыб можно также разделить на две условные группы. В первую входят виды, у которых темп роста был стабильным или снижался в период загрязнения акваторий. Это лососеобразные рыбы – ряпушка, сиг и европейский хариус. Коэффициенты упитанности у этих видов за период наблюдений имеют тенденцию устойчивого снижения (рис. 70–72).

Снижение упитанности лососеобразных видов рыб на 10–20% наблюдается как в последние годы, так и в долговременном исчислении. Очевидно, что наряду с ухудшением показателей роста уменьшение упитанности этой группы рыб означает изменения условий обитания, в том числе и нагула, в худшую сторону, что, несомненно, связано с экологическими последствиями техногенного загрязнения усинских акваторий.

К другой группе рыб можно отнести виды, у которых или не обнаруживается изменения упитанности (окунь), или регистрируется увеличение этого показателя (плотва и в меньшей степени язь и щука), т.е. виды рыб, у которых также было зафиксировано увеличение показателей темпа роста. Изменения коэффициентов упитанности у язя и щуки в двух сравниваемых выборках (1995 и 2007 гг.) не превышает 5–10%, но имеет высокий уровень достоверности (рис.

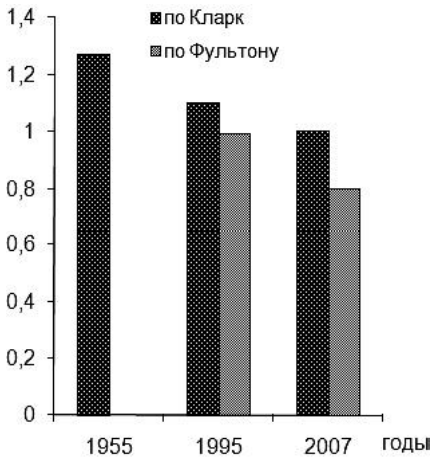


Рис. 70. Сравнительные показатели упитанности ряпушки в нижнем течении р. Колва.

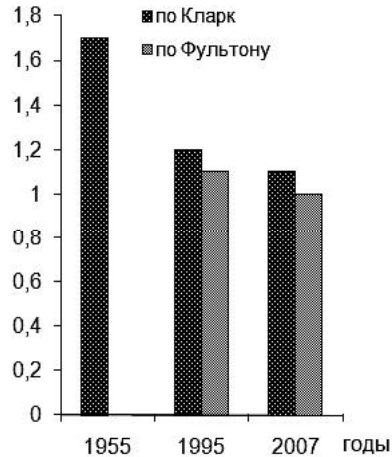


Рис. 71. Сравнительные показатели упитанности сига в нижнем течении р. Колва.

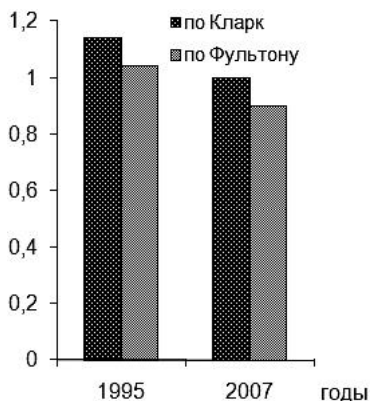


Рис. 72. Сравнительные показатели упитанности европейского хариуса в нижнем течении р. Колва.

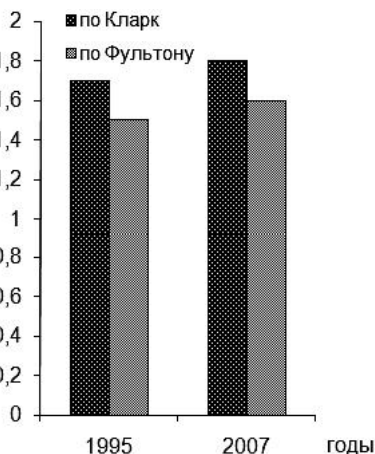


Рис. 73. Показатели упитанности язя в нижнем течении р. Колва.

73–76). Наибольшее увеличение упитанности отмечается у плотвы, у которой за период исследований с 1995 по 2007 г. наблюдается повышение этого показателя на 10–15%.

Таким образом, анализ полученных материалов исследований, проведенных в разные годы, показал, что на участке нижнего тече-

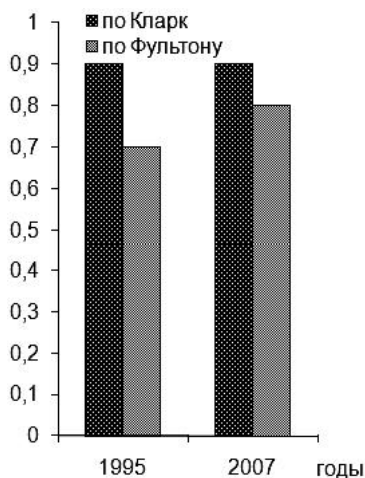


Рис. 74. Показатели упитанности щуки в нижнем течении р. Колва.

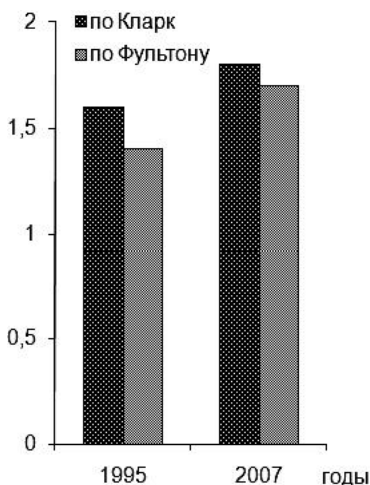


Рис. 75. Показатели упитанности плотвы в нижнем течении р. Колва.

ния р. Колва, оказавшегося в зоне аварийных разливов нефтеуглеводородов, произошли заметные изменения экологических параметров, характеризующих среду обитания аборигенных видов рыб. Эти изменения прямо или опосредованно влияют на рыбное население. Ускоряется или замедляется темп роста рыб, как и их упитанность. Выявленные закономерности проявляются у разных видов рыб не одинаково, но указывают на несходство реакций на загрязнение среды обитания разных по экологии и адаптивному потенциалу групп рыб. Очевидно, что экологические условия загрязненных акваторий ухудшились в первую очередь для окси-реофильных видов, к которым относятся большинство лососеобразных рыб. В то же время отмечаемое повышение скорости роста и упитанности у карповых рыб, отличающихся от лососеобразных не только по экологии, но и более высокой толерантностью к поллютантам, очевидно, связано, прежде всего, с повышением уровня эвтрофикации исследованных акваторий. Главную роль здесь сыграли, пожалуй, аварии на нефтепроводах и последствия реабилитационных мероприятий по зачистке водосборов от нефтеуглеводородов. Поскольку механическая очистка береговых склонов малых водотоков, оказавшихся покрытых слоем нефти разной толщины, инициировала эрозионные процессы и активное поступление взвешенных веществ в водную среду.

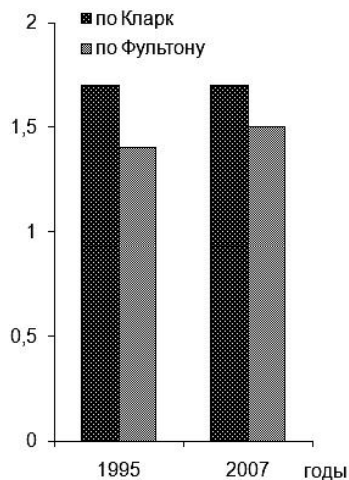


Рис. 76. Показатели упитанности окуня в нижнем течении р. Колва.

7.4. Нарушения морфологических структур в онтогенезе рыб

В период исследований, проведенных в первые годы после аварии, был выявлен ряд закономерностей и интересных феноменов, характерных для рыбного населения, обитающего в зоне загрязнения. К их числу можно отнести и обнаруженные нарушения морфологических структур у разных видов рыб, относящихся к различным семействам и отрядам. Само по себе это не ново для специалистов, поскольку сходные изменения у рыб, среда обитания которых формируется в условиях техногенного загрязнения, были описаны ранее (Решетников и др., 1982; Захаров, 1993 и др.). Наиболее полный обзор опубликованных исследований по данной тема-

тике представлен в монографии Н.А. Кашулина с соавторами (1999), где приведены оригинальные материалы, описывающие сходные изменения костей черепа и деструкции плавников у щуки и окуня, обитающих в водоемах Кольского п-ова в условиях хронического воздействия сублетальных концентраций тяжелых металлов. На основе шкалы, разработанной Н.М. Аршаницей и Л.А. Лесниковым (1987), авторами предлагается диагностика стадий токсикоза для оценки состояния организмов рыб и условий среды обитания. Паталого-анатомические изменения у рыб, живущих в условиях сублетальной токсичности, наблюдаются не только у хищников или видов эврифагов, например, у окуня, но и у более специализированных в питании рыб (Лукин и др., 2000).

Однако применительно к конкретной ситуации перед нами стоял ряд вопросов, таких как: является ли нарушение развития отдельных морфологических структур рыб следствием ухудшения их среды обитания, можно ли использовать этот показатель для некой дополнительной оценки экологической ситуации на загрязненных акваториях бассейна Печоры и насколько сравнимы полученные данные с материалами исследований других специалистов, изучавших механизмы реакций рыбного населения на воздействие различного рода поллютантов? Сложность поставленных задач заключалась еще и в том, что в нередких случаях загрязнения поверхностных вод нефтеуглеводородами их влияние столь многостороннее, что невозможно вычлнить какой-либо конкретный фактор, определяющий общую интоксикацию организма. Учитывая несомненную важность направления, были проведены специализированные исследования, реализованные преимущественно М.Д. Тумановым, результаты которых изложены в бюджетном отчете лаборатории ихтиологии и гидробиологии и некоторых опубликованных материалах (Туманов, Шубин, 1999).

Экологическая обстановка нижнего течения р. Колва, а также акваторий рек Уса и Печора, после серии аварий 1994 г. на нефтепроводах, во многом зависела от количества попавшей в водную среду нефтесодержащей жидкости. Однако токсичность этой жидкости в природных условиях для гидробионтов трудно оценить однозначно. Нефтесодержащая жидкость, которую прокачивают по трубопроводам – это многокомпонентное вещество и его синергическое действие на биоту трудно прогнозируемо. Не до конца изучено и «химическое поведение» ее в природной среде и воздействие на водные экосистемы северных территорий.

Основными компонентами (или загрязнителями окружающей среды) при технологических процессах нефтедобычи являются: нефть и нефтепродукты (НП), сернистые и сероводородсодержащие газы, минерализованные пластовые и сточные воды нефтепромыс-

лов и бурения скважин, шламы бурения, нефте- и водоподготовки и химические реагенты, применяемые для интенсификации процессов нефтедобычи и бурения. Возможно, что последовательное увеличение, начиная с 1960-х гг., содержания хлорид-ионов в устьевой части р. Уса (к середине 80-х гг. его концентрация превышает соответствующий показатель для Печоры) связано с загрязнением природных вод пластовыми соленасыщенными водами, как правило, попадающими в водоемы в процессе добычи нефти. Разливы пластовых вод вызывают солевое загрязнение почвы, увеличение уровня минерализации поверхностных вод. Учитывая высокую вымываемость солевых растворов, особенно на заболоченных территориях с сильно развитой речной сетью, очевидны предположения об их отрицательном, хронически накапливаемомся во времени токсикологическом эффекте (Губинова, 2004).

Хорошо известно, что НУВ, попадая в водоем, нарушают связи рыб с водной средой, влияют на все этапы жизненного цикла: от оплодотворенной икры до половозрелых форм. Помимо непосредственного токсического действия на рыб, они уничтожают нагульные пастбища и нерестилища, затрудняют, а подчас делают невозможными миграции рыб, вызывают массовые заболевания, ослабляя общую устойчивость, портят товарные качества рыбы. Кроме того, различные химические загрязнители, включая компоненты буровых растворов, поверхностно активные вещества, детергенты, дисперсанты и нефть, влияют на выработку сигнальных веществ, синтезируемых в организме и выделяемых с целью передачи информации другим организмам того же вида, неблагоприятно влияют на хемосенсорное поведение многих других организмов, включая бактерий, беспозвоночных и позвоночных. У рыб и ракообразных в условиях интоксикации может нарушаться половое поведение, ориентировочные и пищевые реакции (Лукуьяненко, 1987).

Имеющиеся в литературе данные неоднозначно описывают процессы дальнейшего разложения НУВ, происходящие в водоеме после аварии, а также характер и степень воздействия нефтяного загрязнения на гидробионтов, при этом многие из этих данных получены экспериментально. Большинство работ о природных наблюдениях аварийных разливов нефти касаются преимущественно морских экосистем (Нельсон-Смит, 1977; Wangersky et al., 1978; Grassle et al., 1981; Oviatt et al., 1982; Frithsen et al., 1985). Результаты этих наблюдений и экспериментов зачастую весьма противоречивы.

В проточных пресноводных водоемах нефтеразливы быстро покрывают значительные площади, при этом толщина нефтяного слоя бывает разной. Холодная погода и вода замедляют растекание нефти по поверхности, поэтому одно и то же количество нефти покрывает большие участки летом, чем зимой. Толщина разлитой нефти

больше в тех местах, где она собирается вдоль береговой линии. Например, в бассейне р. Колва толщина слоя нефти на береговых склонах ручьев до очистки достигала 30–40 см, а на поверхности воды на отдельных участках ручьев, обозначенных как Безымянный № 1, 2 и Ниедзьель – свыше 1 м (Баренбойм и др, 2000). Основная часть нефтесодержащей жидкости попала в реку в весенний период после растаяния льда и с паводком прошла по руслу р. Колва до Печоры. Следует также учитывать, что некоторые виды нефти опускаются (тонут) и движутся под толщей воды или вдоль поверхности в зависимости от скорости течения. Здесь очень важно отметить, что нефть, добываемая на усинских и колвинских месторождениях, в основном тяжелая, богатая парафинами и соединениями серы, поэтому достаточно быстро оседает на дно и в большинстве случаев точно выявить общее количество нефти, попавшей в водоток после аварии, практически невозможно.

После попадания на местность сырая нефть и продукты ее переработки начинают менять состав в зависимости от температуры воздуха, воды и света. Компоненты с низким молекулярным весом легко испаряются. Количество испарений колеблется от 10% при разливах тяжелых типов нефти и нефтепродуктов (топочный мазут) до 75% – при разливах легких типов нефти и нефтепродуктов. Некоторые компоненты (менее 5%) с низким молекулярным весом могут растворяться в воде. Этот «атмосферный» процесс способствует тому, что оставшаяся нефть становится более плотной и неспособной плыть по поверхности воды (Rice et al., 1977). В дальнейшем нефть под влиянием солнечных лучей окисляется. В условиях водотоков, где колебания уровней воды и конвергентные течения смешивают нефть с водой, получается либо нефте-водяная эмульсия, которая со временем растворится, либо трудно растворяемая водо-нефтяная эмульсия, которая медленно распространяется вниз по течению и может оставаться в толще воды или на берегу без изменения в течение многих месяцев (Atlas, 1981).

В северных широтах время нахождения нефти в воде обычно составляет около шести месяцев, если разлив нефти не произошел накануне или непосредственно зимой. Нефть может попасть в ледовую ловушку до наступления весны, когда начнет подвергаться воздействию воздуха, ветра, солнечных лучей и усиленному воздействию микробов, развивающихся с повышением температуры воды. Время нахождения нефти в прибрежных отложениях либо уже подверженных атмосферному влиянию в качестве водо-нефтяной эмульсии определяется характеристиками отложений и конфигурацией береговой линии. Период сохранения нефти в прибрежной зоне варьируется от нескольких дней (на открытых каменистых грунтах) до 10 лет и более (в укрытых от волнений и сырых болотистых участках) (Rice et al., 1977).

Таким образом, очевидно, что для проточных водоемов бассейна р. Колва, оказавшихся в зоне аварий, дать единовременную и точную оценку степени загрязнения задача непростая в виду непостоянства в них как количественных, так и качественных характеристик загрязнения. Долговременное воздействие аварии обусловлено также загрязнением грунтов и донных субстратов тяжелыми фракциями НУВ, и оценка негативного влияния на гидробионтов в данном случае оказалось делом не вполне тривиальным (Лукин и др., 2000).

Прямое токсическое влияние нефти и различных нефтепродуктов на рыб хорошо известно. Однако установленная на сегодняшний день система контроля за экологическим состоянием окружающей среды базируется на использовании гидрохимических параметров и основана на определении концентрации различных веществ и сопоставлении их с установленными законодательно предельно допустимыми концентрациями (ПДК). Рядом исследователей эта система подвергается критике и в настоящее время многими биологами такой подход признается малоэффективным (Фальковская и др., 1982; Лукьяненко, 1987; Балущкина, 2001). При этом высказывается мнение, что существующие рыбохозяйственные ПДК для нефтепродуктов (0.05 мг/л), скорее всего, чрезмерно мягки, несмотря на кажущуюся устойчивость взрослых особей рыб к действию этих веществ (Лукин и др., 2000). Данная позиция аргументируется такими фактами, что даже ничтожные концентрации нефти (около 0.1 мг/л) придают рыбе неустрашимый при любой технологической обработке привкус нефти и запах, которые могут быть легко выявлены с помощью органолептического анализа. Такая рыба непригодна для питания (Метелев и др., 1971). Безусловно, оценка качества рыбохозяйственных водоемов только по гидрохимическим параметрам имеет односторонний характер, поскольку специфика и степень губительного действия нефтеуглеводородов определяется еще и как качеством и количеством присутствующих в них ядов, так и гидрологическими, гидрохимическими и биологическими особенностями водоемов (Лукьяненко, 1967). Нельзя сбрасывать со счетов и возможное сочетанное воздействие некоторых компонентов нефти и сопутствующих ее добыче растворов на гидробионтов.

В данном контексте, сопоставляя степень токсичности различных классов химических соединений, некоторые авторы выражают ее «индексом токсичности», используя фенол в качестве химического эталона токсичности (Камшилов, Флеров, 1979). Считается, что уровень токсикорезистентности у систематически близких видов рыб сходен. Принимая во внимание уровень чувствительности к фенолу, изученные систематические группы рыб можно условно

разбить на два класса: высоко чувствительные – лососевидные (радужная форель), плотва и ерш и низко чувствительные виды – лещ, налим, синец и карась. Щука и окунь по своей чувствительности занимают промежуточное положение (Лукьяненко, 1967). Наибольшее воздействие углеводороды (особенно ПАУ) оказывают на рыб – бентофагов и хищников (Решетников и др., 1982).

Самые токсичные компоненты нефти – полиароматические углеводороды (ПАУ). Они варьируют по количеству, концентрации и весу. Именно эти характеристики определяют, как долго ПАУ сохраняются в окружающей среде и проявляют свое токсическое воздействие. Ранее проведенные исследования были направлены на изучение краткосрочного токсического воздействия МАУ (моноароматические углеводороды) и легких ПАУ, так как в составе нефти доля этих компонентов больше и они быстрее растворяются в воде. Было обнаружено, что моно- и полиароматические углеводороды ядовиты уже в концентрации 1 ед./1 млн. (Rice et al., 1977). Сейчас с помощью данных, полученных при долгосрочных исследованиях, стало ясно, что несмотря на незначительное количество (несколько единиц на 1 млрд.), тяжелые ПАУ нефти, благодаря эффекту накопления в организме, оказывают куда более разрушительное воздействие на обитателей водной среды, чем ранее предполагалось (Rice et al., 2001).

О том, что нефтепродукты накапливаются в мышцах и органах рыб, отловленных в зоне загрязнения нижнего течения р. Колва, стало известно уже в самый ранний поставарийный период. Еще зимой 1994–1995 гг. в лабораторию ихтиологии и гидробиологии Коми НИЦ УрО РАН специалистами Управления «Комирыбвод» были доставлены рыбы, отловленные подо льдом в устье р. Колва и имеющие резкий запах нефти. Органолептический анализ показал 100%-ную положительную реакцию на содержание в мышцах и жабрах рыб нефтеуглеводородов. В последующий период специализированные исследования, проведенные в районе аварии инструментальным путем, показали сравнительно низкое содержание нефтепродуктов в мышцах печорских и усинских рыб, сопоставимое с таковыми показателями у рыб, отловленных в дельте р. Печора. Минимальные концентрации нефтепродуктов обнаружены в мышцах чиров и сегов, а наиболее высокие концентрации выявлены у язей. Этот факт авторы объясняют оседлым образом жизни язей рек Уса и Колва, хотя, по нашим наблюдениям, как сиг, так и чир в бассейне рек Колва и Уса также ведут вполне оседлый образ жизни и, возможно, образуют жилую форму. Однако подобную логику нарушает тот факт, что в самой р. Колва были выловлены язи, содержащие наименьшее количество нефтепродуктов в мышцах (Лукин и др., 2000). В параллельных исследованиях, по результатам ана-

лизов содержания в мышцах пристана, эти же авторы показали высокую активность накопления нефтепродуктов в мышцах и органах усинских и колвинских рыб в загрязненной воде.

В целом оценить степень влияния нефтепродуктов, в том числе хлорорганических соединений (ХОС), МАУ и ПАУ, и их сочетанное действие на организм рыб достаточно сложно. Этому мешает и высокая степень их метаболизма в организме, кроме того, для большинства веществ из этой группы соединений отсутствуют какие-либо нормативы. Например, полихлорбифенилы (ПХБ) – это группа веществ, где общее число теоретически возможных хлорпроизводных бифенила более 200, при этом токсичность соединений может резко различаться и применять норматив, установленный с ориентиром на конкретное вещество, для всей группы соединений, видимо, не очень верно (Лукин и др., 2000).

Очевидно, сегодня нет универсального, общепринятого метода оценки воздействия нефтеуглеводородов на организм рыб и гидробионтов в целом. Существующие методы оценки токсичности среды или опосредованного воздействия на организм рыб, например, расчет морфологических индексов или методы оценки физиологического состояния рыб по различным биохимическим и физиологическим критериям, конечно, информативны, но не приняты всеми биологами и не носят нормативный характер, т.е. являются одними из многих, как, например, исследования, выполненные сотрудниками АзЧерНИРО, которые по изменениям уровня активности ряда ферментов, таких как ацетилхолинэстераза, показали негативные последствия загрязнения для колвинских рыб. В этом смысле индикация состояния организма рыб, проведенная при помощи патолого-морфологического метода, также не дала объективных результатов (Лукин и др., 2000), хотя данный метод исследований, в том числе и «природных» популяций рыб, хорошо диагностирует состояние организма в его среде обитания. В то же время недостатки примененного метода связаны с трудностями экстраполяции результатов на популяционном уровне, поскольку в природной среде часть особей элиминируется (наиболее больные рыбы погибают или изымаются хищниками). Это затрудняет количественный анализ данных, т.е. выявление доли рыб с патологическими нарушениями жизненно важных органов для какой либо группировки в целом.

Таким образом, для вынесения адекватных выводов о степени отрицательного воздействия нефтяного загрязнения на организм рыб, обитающих в районе ее аварийных разливов в бассейне р. Печора, все вышеуказанные методики имели как положительные, так и отрицательные стороны. Более универсальным методом для оценки воздействия на рыбное население и водные экосистемы является

метод, известный в России и за рубежом под названием «Биотест», основанный на исследованиях гомеостаза – базовой характеристике нормального функционирования (организма) на разном уровне организации (биохимическом, физиологическом, клеточном, морфологическом) (Захаров, 1993; Захаров, Сидоров, 1997).

Сторонники этого метода считают, что изменение гомеостаза является первой реакцией на любое стрессирующее воздействие и проявляется уже на ранних стадиях онтогенеза. Оценка гомеостаза развития организма может производиться на различных уровнях, из которых морфологический – наиболее доступный и широко применяемый. Относительная простота выявления морфологических отклонений обуславливает пригодность этого метода для сканирования и идентификации экологического благополучия среды для многих видов на больших пространствах. Оцениваемые при этом отклонения, видимо, не имеют большого значения для жизнеспособности организма, что определяет высокую чувствительность этого метода. Преимуществом данного подхода также является его универсальность и меньшая видоспецифичность, так как показано, что диапазон изменений показателей стабильности развития оказывается сходным для разных видов животных (Захаров, 1993; Захаров, Сидоров, 1997).

В качестве меры нарушения стабильности развития величина флуктуирующей асимметрии в большинстве современных работ рассчитывается с помощью интегральных показателей (Захаров, 1993; Кряжева и др., 1996; Palmer, Strobek, 1986; Zakharov, Graham, 1992; Vorisov et al., 1997 и др.). Таким показателем в нашей работе послужила средняя величина частоты асимметричного проявления на признак – $M_{\text{чАП}}$. При оценке степени отклонения от естественной нормы $M_{\text{чАП}}$ применена пятибалльная шкала, разработанная для рыб исследовательскими группами Института биологии развития РАН им. Кольцова (Захаров и др., 2000, 2001). Согласно этой шкале, диапазон значений до 0.30 соответствовал первому баллу (условная норма), от 0.30 до 0.34 – второму, от 0.35 до 0.39 – третьему, от 0.40 до 0.44 – четвертому и от 0.45 и выше – пятому баллу (критическое состояние).

Использование данного подхода предполагает, что воздействие токсичных веществ на стабильность развития организма происходит уже на ранних стадиях онтогенеза, что влечет за собой увеличение уровня флуктуирующей асимметрии билатеральных признаков (Захаров, 1987).

В наших исследованиях с целью выявления уровня экологического благополучия рыбохозяйственных акваторий нижнего течения р. Колва и приустьевого участка р. Уса до и после аварий важно было проанализировать разновозрастные группы рыб, отлов-

ленных на одном и том же контрольном участке реки. Такой подход дает возможность разнести по времени полученные результаты. Анализ данных из различных генераций рыб показывает межгодовую динамику изменения показателя. Например, если в выборке присутствуют возрастные группы от 1+ до 10+, то при достаточной выборке рыб одного возраста становится возможным определить динамику изменения показателя за десятилетний период.

Во всех выборках у рыб проведен морфометрический анализ четырех меристических признаков. При этом подсчитывались число жаберных тычинок, мягких лучей в грудных плавниках, число мягких лучей в брюшных плавниках и чешуй в боковой линии на левой и правой сторонах тела рыб.

В качестве биоиндикатора для оценки нефтяного загрязнения выбрали ряпушку, поскольку этот вид является достаточно массовым, во многом определяет ядро ихтиофауны в данном районе и имеет важное промысловое значение для коренного населения. Доступность ряпушки при ее лове в период открытой воды в разные сезоны года обеспечивает репрезентативность выборок. Кроме того, она образует две экологические формы – жилую и полупроходную, что дает возможность использования расширенной интерпретации полученных результатов.

Для определения динамики различий стабильности развития были проанализированы особи жилой и полупроходной ряпушки, принадлежащие к разным генерациям. Выклев особей из различных генераций ряпушки происходил в годы, отличающиеся по уровню нефтяного загрязнения в бассейне р. Уса. Отбор проб производился как на участке с высоким уровнем нефтяного загрязнения, расположенном на р. Колва (в 14 км выше устья), так и на условно чистом, не подвергавшемся нефтяному загрязнению контрольном участке, расположенном на р. Уса (в 15 км выше устья р. Колва).

У особей, отловленных на участке р. Колва с наиболее высоким уровнем нефтяного загрязнения, величина показателя была самой высокой в пробе 9 (генерация 1995 г) (0.60 ± 0.04), выклев особей в этой пробе пришелся на сроки с максимально высоким уровнем нефтяного загрязнения (табл. 59). В пробе 8 (генерация 1994 г.) величина показателя была ниже – 0.5 ± 0.06 ($P < 0.05$). Возможно, более низкий показатель обусловлен тем, что закладка икры и выклев особей этой генерации произошли до аварии. Тем не менее, в балльном выражении уровень экологического благополучия в эти годы был наиболее низок – 5-й балл (критическое состояние) (рис. 77). Для генерации 1997 г. (проба 11) величина показателя снизилась до уровня 4-го балла, а в период взятия проб в 2000 г. (рыбы генерации 1998 г., проба 12) уровень экологического благополучия в р. Колва соответствовал 3-му баллу.

Таблица 59
Величина средней частоты асимметричного проявления на признак ($M_{\text{цАП}}$) в выборках ряпушки в бассейне р. Уса в 1997–2000 гг.

№	Год	Место взятия пробы, река	Экологическая форма	Количество экз.	Возраст особей	Генерация	$M_{\text{цАП}}$
1	1997	Уса (пос. Парма)	Туводная	22	2+	1994	0.39±0.06
2	1997	Уса (пос. Парма)	Туводная	19	1+	1995	0.35±0.04
3	2000	Уса (пос. Парма)	Туводная	21	2+	1997	0.25±0.04
4	2000	Уса (пос. Парма)	Туводная	19	1+	1998	0.29±0.04
5	1999	Уса (пос. Дебож)	Полупроходная	28	3+	1994	0.53±0.06
6	1999	Уса (пос. Дебож)	Полупроходная	17	3+	1995	0.51±0.05
7	2000	Уса (пос. Парма)	Полупроходная	25	3+	1996	0.37±0.04
8	1997	Колва 14 км	Туводная	19	2+	1994	0.50±0.06
9	1998	Колва 14 км	Туводная	25	2+	1995	0.60±0.04
10	1999	Колва 14 км	Туводная	16	2+	1996	0.50±0.06
11	2000	Колва 14 км	Туводная	21	2+	1997	0.44±0.06
12	2000	Колва 14 км	Туводная	25	1+	1998	0.36±0.04



Рис. 77. Изменение показателя стабильности развития различных генераций ряпушки бассейна р. Уса.

На условно «чистом» участке р. Уса в районе пос. Парма средняя частота асимметричного проявления на признак была в целом более низкой. Здесь также наблюдалось снижение уровня асимметрии между генерациями в зависимости от времени их удаления от момента аварии. У генераций 1996 и 1997 гг. по сравнению с генерациями 1994 и 1995 гг. уровень показателя снизился со 2–3 до 1 балла (норма).

У рыб полупроходной формы, мигрирующих на нерест через загрязненный участок р. Уса, величина показателя для генерации 1994 г. составила 0.58 ± 0.07 и также достигала критического уровня. Нерестилища этой формы расположены на участках р. Уса, не подвергшихся загрязнению при инциденте на нефтепроводе осенью 1994 г. Причиной отклонений уровня асимметрии у особей полупроходной формы могут быть либо источники загрязнения нерестовых стадий, не связанные с аварией, либо низкое качество среды на участках нагула в авандельте Печоры и на путях миграций, способное вызвать отклонения в раннем морфогенезе или в формировании генеративной системы.

Таким образом, полученные данные показывают значительное отклонение уровня флуктуирующей асимметрии от «естественной нормы» у ряпушки в бассейне р. Колва. Величина показателя наиболее высокой выявлена в генерациях, выклев которых произошел в

сроки максимального уровня нефтяного загрязнения (1995 и 1996 гг.). Уровень асимметрии этих рыб сопоставим с соответствующим показателем у рыб, отловленных в регионах с высоким уровнем радиационного и химического загрязнения, например, в районе Чернобыльской аварии (р. Импусть, – 0.45; р. Чапаевка – 0.5) (Захаров и др., 2000). Полученные данные отражают неблагоприятные экологической обстановки, сложившейся в районе нижнего течения рек Колва и Уса после аварийного загрязнения акваторий в 1994–1996 гг. Динамика частоты проявления асимметрии морфологических структур в последующие годы изменяется в сторону уменьшения, что возможно свидетельствует об улучшении качества поверхностных вод в исследованном районе. К числу главных выводов можно отнести подтверждение того, что использование метода индикации уровня флуктуирующей асимметрии билатеральных признаков и анализ полученных материалов, безусловно, позволяют дать некую интегральную оценку экологической обстановки на определенном исследованном участке. Возможно, это не лучший, но и не худший метод идентификации состояния сообществ и отдельных его компонентов. Однако, если данный метод адекватно отражает реальную экологическую обстановку, сложившуюся в том или ином районе, то следует признать, что рыбное население акваторий нижнего течения рек Уса и Колва все последние годы, по крайней мере, после 1994 г. проживает в условиях хронического неблагоприятия. Лишь 1996 и 1997 гг. можно отнести к годам удовлетворительного состояния водной среды, да и то это касается лишь акваторий, расположенных по р. Уса выше впадения в нее р. Колва. Остается сожалеть, что индикация качества поверхностных вод в районе деятельности нефтедобывающих предприятий подобным методом не была проведена в период, предшествующий Усинским авариям на нефтепроводах.

Случаи нарушения формирования морфологических структур или «стабильности развития в морфогенезе» были выявлены и у других видов рыб, в частности, у щуки и в меньшей степени у окуня. Различные проявления морфологических «уродств» у рыб больше характерны для загрязненных водоемов с той или иной степенью географической изоляции, нежели для текучих водотоков. В этом отношении ярким примером может служить рыбное население оз. Щучье. Озеро Щучье, общей площадью 56.24 га, представляет собой главный водоем в системе термокарстовых слабопроточных озер, связанных между собой ручьями и протоками и является истоком руч. Воргаель. В результате аварийных разливов вода и донные отложения гидросистемы оказались сильно загрязнены нефтью и сопутствующими ее добыче и транспортировке веществами. В частности, по результатам химического анализа поверхностных

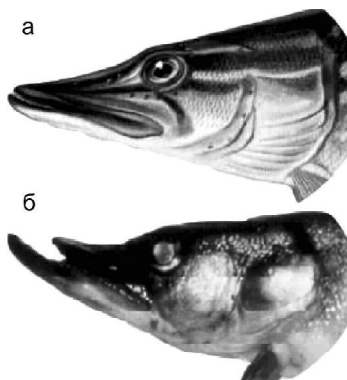
вод летом средняя концентрация растворенных НУВ в разные годы здесь составила 0.4 мг/дм^3 (Лушников и др., 2004). Вследствие строительства гидрозатвора на руч. Воргаель рыбное население озера потеряло связь с р. Колва и оказалось в вынужденной изоляции. В последние семь лет в водоеме с территории водосбора поступали нефть и сопутствующим нефтесодержащей жидкости хлориды, а также металлы, такие как медь, свинец, железо и др. Учитывая особенности непроточных водоемов, в озере происходило накопление поллютантов различного типа, что не могло не сказаться на его населении (Захаров и др., 2002). Гидробиологический мониторинг выявил полную деградацию сообществ бентосных организмов (Лушников и др., 2004).

По данным исследований, осуществленных в 2001–2003 гг., в озере обитали щука, плотва, окунь и голянь (Захаров и др., 2002). Колюшка девятииглая была встречена в питании щуки. На мелких прибрежных участках озера в уловах преобладали окунь и плотва (до 67%). Местообитание щуки приурочено к участкам озера, расположенным в районе истока руч. Воргаель.

Анализ результатов исследований показал, что у щуки в 100% случаев наблюдаются нарушения в формировании челюстного аппарата и плавников. Для всех отловленных в озере щук характерны морфологические отклонения (уродства), которые наиболее выражены в головной ее части (рис. 78).

Сравнительный анализ различий пластических признаков головы щуки из оз. Щучье и рыб р. Печора (материал, собранный в нижнем течении р. Печора, любезно предоставлен Э.И. Бознаком) показал, что у первых достоверно меньше длина верхней челюсти, длина рыла и ширина лба. Нижняя челюсть, наоборот, вытянута (табл. 60).

Видимых деформаций собственно тела рыб, обитающих в оз.



Щучье, не было выявлено. Окраска сохранялась приближенной к обычной и чешуйный покров оставался без нарушений. В то же время у всех щук хвостовые и в ряде случаев грудные и брюшные плавники оказались прижизненно разрушенными. При этом темп

Рис. 78. Морфологические изменения костей черепа щуки: а – условная норма вида; б – голова щуки из оз. Щучье с укороченной верхней и удлинненной нижней челюстями.

Таблица 60

**Сравнительные пластические признаки головы щуки,
обитающей в оз. Щучье и незагрязненных водоемах р. Печора**

Признак	Озеро Щучье, n = 18		Река Печора, n = 29		t _{st}
	lim	M ± m, мм	lim	M ± m, мм	
AD	102–817	315.41±11.60	230–275	250.8±1.80	
aO	39.3–44.3	44.44±0.35	49.31–0.87	49.31±0.87	8.4*
O	10.9–16.2	14.09±0.32	12.80–0.30	12.80±0.30	2.9*
pO	43.2–48.8	45.47±0.35	42.43–1.07	42.43±1.07	2.7*
hC	37.4–45.5	41.84±0.64	41.42±0.94	41.42±0.94	0.5
lm	32.4–44.4	36.28±0.84	47.23–0.83	47.23±0.83	9.3*
f	19.3–23.5	21.04±0.38	25.40–0.53	25.40±0.53	6.7*
ld	62.5–69.0	65.60±0.54	58.43–1.56	58.43±1.56	4.3*

Примечание: AD – длина до конца чешуйного покрова тела, мм; aO – длина рыла; O – горизонтальный диаметр глаза; pO – заглазничное расстояние; f – ширина лба; hC – высота головы у затылка; lm – ширина верхней челюсти; lmd – длина нижней челюсти. Уровень значимости для t-критерия Стьюдента: *p > 0.95.

роста щук в загрязненной среде озера не выходил за «норму» вида и не отличался от рыб, обитающих в русле р. Колва (Захаров и др., 2002). Очевидно, фактор обеспеченности пищей и скорость роста не связаны с выявленными нарушениями морфологических структур. Среди прочих вариантов объяснений массового нарушения пропорций развития костей головы, предпочтительным кажется предположение, что у рыб в загрязненной среде нарушается взаимодействие структурных генов, отвечающих за формирование морфологических структур в раннем онтогенезе, может быть даже на стадиях эмбриогенеза. Не исключается и воздействие техногенного загрязнения в течение первых лет жизни особей, т.е. очевидна эпигенетическая природа выявленных «уродств». Маловероятно закрепление их в геноме, но эксперименты по инкубации икры и выращивание мальков в чистой воде, полученных от щук из оз. Щучье, не были проведены.

Ввиду малой численности щуки в уловах, для оценки экологического благополучия водоема, нами было решено использовать метод индикации степени отклонения от естественной нормы $M_{\text{чАП}}$ на примере наиболее массового вида – окуня. Отбор проб и их анализ осуществлен сотрудниками лаборатории М.Д. Тумановым и В.Ш. Камаловым в июле 2003 г., когда сетями отловили 52 экз. окуня, принадлежащих к возрастным группам от трех, четырех и пяти лет (4+).

Средняя частота асимметричного проявления на признак была наиболее высокой у особей возраста 2+ (0.38±0.06) генерации 2000 г.

У окуней возраста 3+ генерации 1999 г. величина показателя была ниже – 0.28 ± 0.06 ($P < 0.05$) (рис. 79).

На данном примере видно, что хроническое стрессирующее воздействие поллютантов, которое привело к столь заметным морфологическим изменениям у щуки, для окуня оказалось значительно слабее. Толерантность вида оказалась значительно выше ожидаемого. Очевидно, у окуня проявились некоторые видоспецифичные адаптивные реакции, хотя, согласно данным В.И. Лукьяненко (1967), токсикорезистентность обоих видов, по крайней мере по фенольному индексу, находится примерно на одном уровне.

С другой стороны, показательно, что уровень ЧАП окуня значительно ниже, чем у ряпушки генераций 1995–1998 гг., обитающих на загрязненных акваториях р. Колва, а амплитуда этого показателя у разновозрастных рыб не столь существенная. Можно было бы предположить, что вследствие неких адаптивных процессов в оз. Щучье за продолжительный период сформировалась высоко устойчивая к воздействию загрязняющих агентов экологическая форма окуня, соответствующая по своим характеристикам понятию «индустриальной расы». Однако объяснение, очевидно, более прозаическое, а материалы исследований отражают всего лишь значительно более высокую устойчивость окуня к загрязнению среды его обитания, нежели ряпушки. Вероятнее всего мы наблюдаем

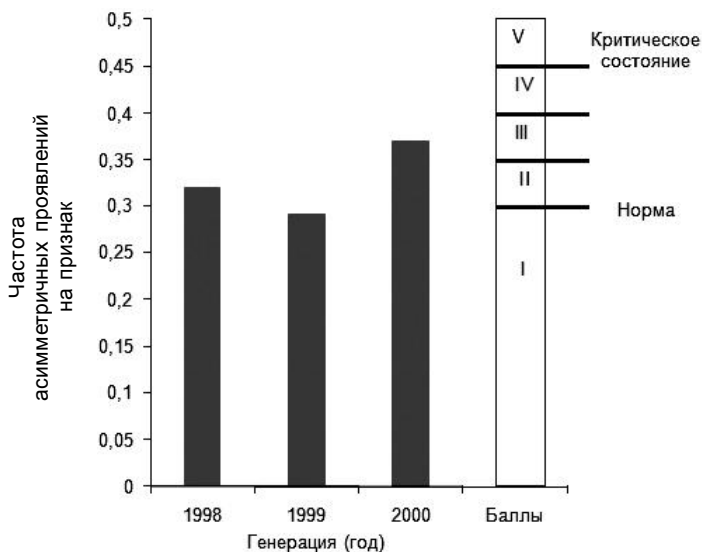


Рис. 79. Изменение показателя стабильности развития различных генераций окуня в выборках из оз. Щучье.

разную видоспецифичную реакцию различных видов рыб, принадлежащих к разным семействам и отличающихся по биологии, на загрязнение их местообитаний. В принципе, для оценки устойчивости разных видов рыб, наверно, можно построить «шкалу» различных типов «видоспецифичных» морфологических нарушений. Этот вывод хорошо демонстрирует важную специфику или сторону метода индикации нарушения морфологических структур – зависимость конечного результата от выбора модельного объекта, его биологических особенностей и толерантности к средовым факторам.

Таким образом, проведенные исследования разных видов рыб с помощью метода индикации флуктуирующей асимметрии морфологических признаков для оценки экологического благополучия показали как преимущества, так и недостатки данного метода. Очевидны информативность и сравнительная простота метода, не требующего дорогостоящего оборудования. К числу его достоинств можно отнести объективность получаемой информации, а также эффективность и демонстративность визуальных наблюдений. Важным достоинством метода является возможность ретроспективной оценки среды обитания рыб по исследованию особей различных генераций. Однако использование этого метода для экспресс-оценки качества окружающей среды в режиме реального времени остается под вопросом, поскольку реакция организма на уровне морфологических структур идентифицируется по истечению определенного количества времени. Видимой инерционностью характеризуются также и методы гистопатологического анализа, которые были использованы для выявления «здоровья» рыб, вынужденно оказавшихся в зоне аварийных разливов нефти в бассейне р. Печора (Луккин и др. 2000). Именно поэтому, на наш взгляд, методы биохимического анализа тех же ферментных систем, определения их активности или количественного содержания отдельных молекулярных форм у рыб в начальный период токсического эффекта остаются более оперативными.

7.5. Рыбное население малых водотоков в условиях зарегулирования стока

География аварии в бассейне р. Колва на нефтепроводе «Возей–Головные Сооружения» не ограничивается одним или двумя локальными участками. Разрывы трубопроводов и разливы нефти произошли на водосборах многочисленных притоков левобережья р. Колва, в частности, в поймах ее притоков – Воргаель, Пальникшор, Безымянный (правый приток Хатаяхи), Большой и Малый

Кенью, Безымянный, Ниедзьель и ряда других ручьев, не имеющих собственного названия, пересекаемых трассой нефтепровода. В рамках программы реабилитации загрязненных территорий с целью ликвидации разливов нефти и предотвращения ее распространения по водотокам в р. Печора в сжатые сроки на ручьях и малых реках были построены более ста различного типа гидротехнических сооружений (гидрозатворов). Строительство и обустройство гидрозатворов явилось техническим решением для локализации и накопления тяжелых углеводородов в ходе очистных работ по уборке нефти, оставшейся на берегах и пойменных участках водотоков. В течение ряда лет гидрозатворы успешно функционировали и спустя шесть-семь лет после аварий, большинство их свое предназначение выполнили. Поэтому в ходе последующих реабилитационных мероприятий встал вопрос о целесообразности дальнейшего поддержания данных сооружений в рабочем режиме с точки зрения их экологической эффективности и возможного негативного воздействия на рыбные ресурсы р. Колва. Учитывая эти обстоятельства, исследования по влиянию гидрозатворов на рыбные запасы р. Колва были включены в «Корпоративную программу работ ОАО «Коминетфть» по экологической реабилитации загрязненных территорий и предотвращению аварийных разливов нефти на 2000–2005 годы». В рамках хозяйственных работ по теме «Влияние гидрозатворов на рыбное население р. Колва» специалисты лаборатории ихтиологии и гидробиологии Института биологии Коми НЦ УрО РАН были привлечены к выполнению специального раздела указанной программы. Результаты двухлетних исследований дали возможность оценить влияние зарегулирования стоков и их загрязнения на локальные фауны малых водотоков.

Из числа многих загрязненных ручьев в качестве модельных водотоков выбраны средние по величине ручьи Ниедзьель и Воргаель, притоки первого порядка, впадающие в р. Колва. По своим гидрографическим характеристикам ручьи Ниедзьель и Воргаель несколько отличаются. Истоком последнего является оз. Щучье, что послужило прекрасной иллюстрацией техногенного воздействия на небольшую озерно-речную систему. В таких системах обычно проходят многие или все этапы жизненного цикла рыб, наблюдаются основные типы миграций рыбного населения (сезонные, нагульные и нерестовые) по пути р. Колва – оз. Щучье, а нагульные и нерестовые биотопы максимально эффективно используются разными видами рыб. Изначально местоположение гидрозатворов оказалось приурочено ближе к приустьевым участкам водотоков, на расстоянии 0.5–1.0 км от впадения в р. Колва (см. рис. 2), что преследовало цель охватить максимальную площадь водосборов, где произошла аварийная утечка на нефтепроводах.

Экологическую обстановку на водосборах указанных ручьев на период исследований в 2001 и 2002 гг. нельзя охарактеризовать однозначно. С одной стороны, по берегам обоих водотоков и оз. Щучье наблюдались остаточные следы нефти, в их руслах прослеживались зоны эрозионных наносов, при механическом воздействии на которые на поверхности воды образовывалась углеводородная пленка. С другой – по береговым склонам и в пойме не было отмечено «залежей» нефтеуглеводородов, толщина слоя которых после аварии достигала в отдельных местах десятки сантиметров. Практически повсеместно растительный покров по берегам хорошо развит, а густота его оказалась сопоставима с естественной. Результаты гидрохимического анализа, представленные ОАО «КомитЭК», показали, что динамика концентрации взвешенных веществ и нефтеуглеводородов в ручьях Воргаель и Ниедзьель носила сезонный характер: наибольшее их содержание наблюдалось в конце весны – начале лета и было обусловлено повышенным смывом их с водосборной площади в этот период. Превышение содержания нефтепродуктов в воде предельно допустимых концентраций (ПДК), принятых для рыбохозяйственных водоемов (0.05 мг/л), было незначительным (1.8 раз) и отмечалось в 50% проб. В то же время в разные периоды концентрации в воде фенолов, железа, меди, цинка и взвешенных веществ, стабильно и значительно превышали допустимые нормы. Качество воды в обоих ручьях по содержанию растворенного в воде кислорода, рН и минерализации в точках отбора гидрохимических проб, расположенных ниже гидрозаторов, вполне отвечало требованиям, предъявляемым к рыбохозяйственным водоемам.

Локальные ихтиофауны притоков Колвы, в том числе и ручьев Воргаель и Ниедзьель, заметно беднее, чем в ее магистральном русле (табл. 61). Упрощенный видовой состав рыбного населения, постоянно обитающего в притоках разного порядка, характерен для большинства речных систем региона, сохраняющих в той или иной степени естественный режим. Это объясняется комплексом факторов, к важнейшим из которых следует отнести наличие или отсутствие нерестовых, нагульных и зимовальных стаций, востребованных для сравнительно узкого спектра видов рыб в зависимости от их биологических особенностей. Немаловажную роль играют гидрологические и гидрохимические особенности притоков, во многом определяющие сезонные изменения видового состава рыб, которые наблюдаются в различные периоды года. Кроме того, генезис и состав рыбного населения притоков находятся в прямой зависимости от ихтиофауны базовой реки. На видовой состав рыб непосредственное влияние оказывают температурный и уровенный режимы водотоков, геоморфология русла, структура донных субстратов, а также сезонные и биологически мотивированные миграции рыб.

Таблица 61

Видовой состав рыб в контрольных уловах в притоках р. Колва в 1995–2002 гг.

Виды рыб	Водотоки				
	Колва	Большой Кенью*	Воргаель–оз. Щучье	Пальник-шор*	Ниедзьель
<i>Coregonus lavaretus</i> (Linnaeus, 1758) – сиг	+	–	–	+++	–
<i>Coregonus nasus</i> (Pallas, 1776) – чир	+	–	–	–	–
<i>Coregonus peled</i> (Gmelin, 1789) – пелядь	+	–	–	–	–
<i>Thymallus thymallus</i> (Linnaeus, 1758) – европейский хариус	+	+	+++	+	+++
<i>Stenodus leucichthys</i> (Guldenstadt, 1772) – нельма	+	–	–	–	–
<i>Coregonus albula</i> (Linnaeus, 1758) – европейская ряпушка	+	–	–	–	–
<i>Perca fluviatilis</i> (Linnaeus, 1758) – окунь	+	+	–	+	–
<i>Rutilus rutilus</i> (Linnaeus, 1758) – плотва	+	+++	+	–	–
<i>Barbatulus barbatula</i> (Linnaeus, 1758) – усатый голец	+	+	+++	+	–
<i>Esox lucius</i> (Linnaeus, 1758) – щука	+	+	+	–	–
<i>Leuciscus idus</i> (Linnaeus, 1758) – язь	+	+++	–	–	–
<i>Phoxinus phoxinus</i> (Linnaeus, 1758) – обыкновенный голянь	+	+	+	+	+
<i>Gymnocephalus cernuus</i> (Linnaeus, 1758) – ерш	+	+++	–	+++	–
<i>Cottus gobio</i> (Linnaeus, 1758) – обыкновенный подкаменщик	+	+	+++	+	–
<i>Lethenteron kessleri</i> (Anikin, 1905) – сибирская минога	–	–	–	+++	–
<i>Lota lota</i> (Linnaeus, 1758) – налим	+	+	+++	–	–
<i>Pungitius pungitius</i> (Linnaeus, 1758) – девятииглая колюшка	+	–	+	–	–

Примечание: * – ихтиологические материалы любезно представлены Ю.П. Шубиным; ** – отмечены в устьевой части притока; + – присутствие вида; прочерк – отсутствие вида.

Как показали исследования, устойчивость различных компонентов водной биоты, в том числе и рыбного населения к загрязнению, оказалась даже выше ожидаемой. Несмотря на большое количество нефтеуглеводородов, попавших с водосборов в ручьи, многие представители ихтиофауны не были уничтожены и некоторые виды рыб, спустя пять-шесть лет после аварии, продолжали существовать даже в зарегулированных водотоках (см. табл. 61). Рыбное население исследованных ручьев не представляет исключения. На обследованных акваториях руч. Воргаель были обнаружены семь видов рыб – европейский хариус, щука, колюшка девятииглая, плотва, обыкновенный подкаменщик, речной голянь и голец усатый. Среди выявленных видов, по крайней мере, два вида – европейский хариус и подкаменщик обыкновенный – предъявляют высокие требования к качеству среды. Ко всему прочему, подкаменщик обыкновенный еще и занесен в Красные книги Российской Федерации и Республики Коми (Красная книга..., 2001, 2009). Это тем более привлекает внимание, потому что снижение численности подкаменщика или его полное исчезновение в малых реках Московской области напрямую связывают с масштабным загрязнением поверхностных вод, что послужило одной из причин внесения обыкновенного подкаменщика в Красную книгу Российской Федерации (Красная книга..., 2001).

Видовой состав рыбного населения руч. Ниедзьель беднее, чем руч. Воргаель и представлен лишь двумя видами – европейским хариусом и речным голянью. Эти различия вполне объяснимы, поскольку в озерно-ручьевой системе Воргаель экологическая ниша для гидробионтов значительно шире за счет сравнительно крупного оз. Щучье, где, как уже упоминалось, обитают семь видов рыб. Несмотря на значительные изменения средовых факторов, вызванных зарегулированием стока и загрязнением поверхностных вод, поведенческие и иные функциональные реакции рыб остались прежними. Сохранилась и отчетливо выраженная видоспецифичность по отношению к биотопам. Европейский хариус как типичный реофил предпочитает участки водотоков с быстрым течением и твердым донным субстратом. Гонец усатый придерживается песчаных плесов, а голянь сохраняет приверженность к затишным участкам водотоков, расположенных на границе основного течения. Распространение плотвы, окуня и щуки в руч. Воргаель было ограничено лишь стоячими водами оз. Щучье. Таким образом, у всех видов рыб, живущих в условиях загрязнения, сохранилось стацональное распределение, обусловленное разной видовой предпочтительностью к донным субстратам и гидрологическим параметрам водотоков. Хорошим примером могут служить наблюдения за распределением европейского хариуса в водотоках с разным уровнем техно-

генного загрязнения. Оказалось, что этот вид чрезвычайно чувствителен к качеству русловых субстратов своих местообитаний и не переносит их заиливания. При образовании на дне илистых или эрозионных осадков хариус предпочитает покидать данные участки водотоков. В этом смысле для европейского хариуса качество донных грунтов становится важнее, нежели качество поверхностных вод на участках водотоков, где он продолжает обитать. Сходные поведенческие реакции у европейского хариуса выявлены как на тиманских, так и уральских реках, где было показано избегание рыбами зон эрозионного воздействия и высокой эвтрофикации (Оценка..., 1993). В разной степени эти наблюдения касаются и других видов рыб. В результате комплексного воздействия нефтесодержащей жидкости и эрозионных материалов, поступавших в водотоки в ходе проведения очистки береговых склонов, в их приустьевых акваториях, например, рек Малая и Большая Кенью, образовались техногенные зоны, которые избегаются всеми видами рыб. Как показали исследования, проведенные в 2005–2007 гг., донные грунты в приустьевых участках этих водотоков покрыты бурым тонкодисперсным илом толщиной 30–40 см. В контрольных уловах в таких зонах не было зафиксировано ни одного вида рыб.

География распространения рыб в ручьях Ниедзьель и Воргаель во многом определяется функционированием в их руслах гидротехнических сооружений и экологическими особенностями акваторий. Это обстоятельство в значительной мере влияет на распределение рыб в обоих ручьях, где их местообитания приурочены к устьевой части водотока и непосредственно к озеру (для руч. Воргаель). При сохранении экологической предпочтительности и поведенческих реакций видов географическое распределение рыб определяется местоположением гидрозатворов, блокирующих миграции рыб и распространение их в пределах обоих ручьев. Рыбопропускные сооружения при строительстве гидрозатворов не были предусмотрены, поэтому как активные мигранты (европейский хариус), так и пассивные (гольян, голец усатый, подкаменщик и др.) обнаружены в ручьях Воргаель и Ниедзьель только на участках, расположенных ниже гидрозатворов, т.е. имеющих свободное сообщение с р. Колва. На участках ручьев выше гидрозатворов рыбное население не отмечено, за исключением разновидовой группировки рыб в оз. Щучье. В озере, даже в условиях вынужденной искусственной изоляции от р. Колва, сохранились воспроизводящиеся микрогруппировки аборигенных видов – плотвы, окуня, щуки и гольяна. Отсутствие рыб на участках ручьев, расположенных выше гидрозатворов, очевидно, объясняется изменениями гидрологического режима ручьев в зимний период (промерзание до дна и т.д.), которые не удовлетворяют условиям зимовки рыб. В весенний период

рыбы не имеют возможности преодолевать гидрозатворы и расположенные выше участки ручьев остаются незаселенными, а нагульные и нерестовые площади невостребованными.

Для локальных ихтиофаун ручьев Воргаель и Ниедзьель характерна низкая численность рыбного населения. На период исследований плотность рыб (количество рыб в пересчете на гектар акватории) на участках ручьев, расположенных ниже гидрозатворов, зависела от видовой принадлежности. Например, у европейского хариуса этот показатель составлял от 50 до 150 экз., а у речного голяна – от 80 до 1550. Обычная плотность для них в водоемах, сохранивших естественные условия (в данном случае уральская река Щугор), варьировала в пределах 1000–5000 и 10000–50000 экз. соответственно. Данные величины имеют широкий диапазон и приведены лишь для сравнения, так как зависят от многих условий – возрастного состава рыб, стациального распределения при разном уровне воды, сезона года и других, включая сохранившуюся стаинность поведения. Относительно низкая численность всех видов рыб в ручьях Воргаель и Ниедзьель по сравнению с другими водотоками объясняется комплексом факторов, имеющих техногенную природу. К числу факторов, определяющих численность рыб, даже без глубокого анализа, можно причислить хроническое загрязнение поверхностных вод нефтеуглеводородами и иными ксенобиотиками, блокирующее миграции рыб действие гидрозатворов, высокий уровень эрозии, сопутствующий очистным работам в пойме ручьев в послеаварийный период. Это, в конечном итоге, привело к сокращению площади акваторий, пригодных для обитания рыб.

В результате зарегулирования стока востребованными (доступными) для рыбного населения оказались лишь небольшие участки ручьев Воргаель и Ниедзьель, расположенные ниже гидрозатворов. Доминирующими на этих участках являются европейский хариус и речной голян. Остальные виды, присутствующие в контрольных уловах (обыкновенный подкаменщик, голец усатый, налим и щука), встречаются единично. Учитывая биологические особенности, всех рыб в обоих водотоках можно разделить на две группы: виды, совершающие относительно протяженные миграции (это европейский хариус и, частично, налим), и виды, для которых характерен преимущественно оседлый образ жизни (подкаменщик обыкновенный, голец усатый, голян, колюшка). Жизненный цикл их ограничен близко расположенными участками водоемов и не обременен протяженными миграциями. Общей особенностью для обоих ручьев является то, что первая группа (активные мигранты) в контрольных уловах представлена полностью неполовозрелыми, младшевозрастными особями (один-два года). Возрастная структура рыб второй группы («аборигенные») включала все возрастные классы, но боль-

шая их часть (до 100%) состояла все же из взрослых половозрелых рыб в возрасте двух-четырёх лет. Такая структура рыбной части сообщества отражает экологические особенности обитания. На участках обоих ручьев, расположенных ниже гидрозатворов, имеются условия, обеспечивающие прохождение всего жизненного цикла «аборигенных» видов – это воспроизводство, нагул и зимовка рыб. В то же время приустьевые участки ручьев Воргаель и Ниедзьель вследствие зарегулирования используются европейским хариусом ограниченно, лишь для нагула младших возрастных групп и, возможно, нереста взрослых рыб, численность которых лимитируется нерестово-вырастными площадями. Производители европейского хариуса после нереста на данных участках водотоков предпочитают не задерживаться и покидают их.

Исследования процессов роста обладают высокой информативностью, а анализ их параметров позволяет выявить не только особенности биологии вида, но и оценить «комфортность» его обитания. Влияние различных средовых факторов на рост рыб в естественных условиях изучено достаточно полно (Сидоров, 1974; Рыжков, 1976; Бигон и др., 1987). Сравнительный анализ темпа линейного роста модельных видов (щуки, европейского хариуса и речно-го гольяна) показал, что он сходен как у рыб, отловленных в ручьях Воргаель и Ниедзьель, так и рыб р. Колва (рис. 80, 81). Каких-либо видимых отклонений не обнаружено и темп роста не выходил за «норму» вида. Очевидно, несмотря на техногенное загрязнение ручьев, уровень токсичности среды в настоящее время, по крайней мере, в нагульный период, не является настолько высоким, чтобы угнетающе действовать на рост рыб. Такой вывод вполне согласуется с многочисленными данными о быстром реагировании темпа роста рыб в сторону снижения на экстремальные изменения основных абиотических факторов водной среды или воздействие различных групп токсикантов (Алабастер, Ллойд, 1984; Лукьяненко, 1987).

Использованные «классические» показатели, характеризующие рыб, обитающих в исследованных водотоках, отражают внешнее сравнительное благополучие рыбного населения. Несмотря на загрязнение водной среды, сохраняются нормальное половое соотношение, темп роста в разные периоды онтогенеза, возрастная структура рыб, их стациальное распределение, а в рыбную часть сообщества входят виды, предъявляющие высокие требования к качеству среды (европейский хариус, обыкновенный подкаменщик и налим). Однако перечисленные популяционные характеристики относятся к рыбам, жизненный цикл которых проходит на акваториях, располагающихся ниже гидрозатворов. География встречаемости щук с морфологическими уродствами в 2001 и 2002 гг. была ограничена локальной акваторией – оз. Щучье (рис. 82). В 2005 г. один экзем-

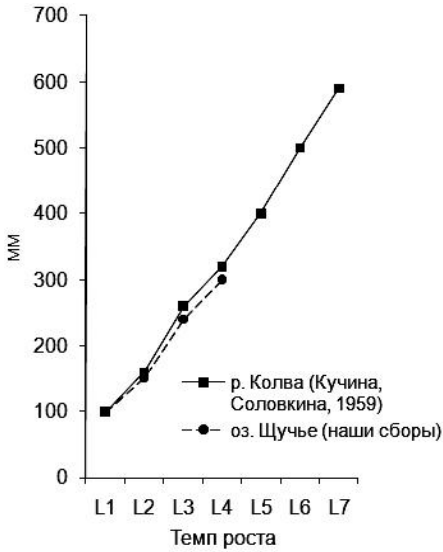


Рис. 80. Линейный рост щуки из озерно-речной системы руч. Воргаель-оз. Щучье.

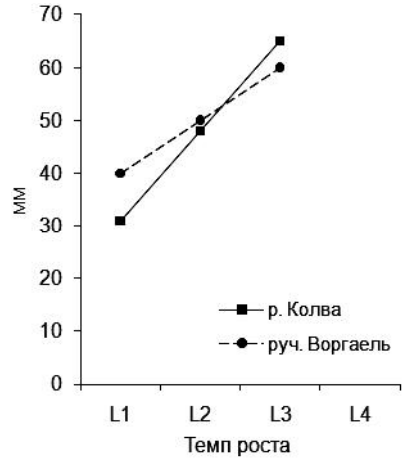


Рис. 81. Линейный рост гольяна из озерно-речной системы руч. Воргаель – оз. Щучье (темп роста гольяна р. Колва рассчитывали по материалам Э. Бознака).



Рис. 82. Щуки оз. Щучье в условиях долговременного загрязнения.

пляр щуки с морфологическими отклонениями был встречен и в русле р. Колва. Возможно, этот случай указывает на одностороннюю связь оз. Щучье с рекой, через водоводы гидрозатвора. Однако отдельные случаи поимки «уродливых» щук в разные годы отмечены при опросе жителей дер. Усть-Колва, в сетных уловах которых эти рыбы фиксировались не только в р. Колва, но и р. Уса. Версия экспортирования или расселения щук с морфологическими нарушениями из оз. Щучье в приграничные акватории имеет право на существование, но предпочтительнее иное предположение. Появление в уловах подобных рыб есть следствие неблагоприятной экологической обстановки, сложившейся в нижнем течении рек Колва и Уса. Разница лишь в частоте проявления данного признака у рыб из речных акваторий и оз. Щучье.

Оценивая итоги исследований рыбного населения водотоков, оказавшихся в зоне аварии, следует отметить неоднозначность полученных результатов. Ручьи и малые реки играют важную роль в формировании сообществ арктических широт. Специфические условия микроклимата, водного и минерального режимов почв в пойме и долинах способствуют расширению экологических ниш и, соответственно, увеличению биоразнообразия и биопродуктивности в регионе. С этой точки зрения загрязнение и зарегулирование малых водотоков играет серьезную негативную роль для бассейнов рек европейского Севера и, в частности, р. Колва. С другой стороны, исследования показали высокую устойчивость рыбного населения к неблагоприятным изменениям средовых факторов. Несмотря на разностороннее техногенное воздействие сохранились поведенческие реакции, структура и основные биологические параметры разных видов рыб, а состав ихтиофауны остался типичным для малых водотоков бассейна Колвы, неотъемлемым компонентом которой являются представители лососеобразных рыб.

Если рассматривать прикладные аспекты тематики исследований, то современное рыбохозяйственное значение и состояние ручьев Ниедзьель и Воргаель также нельзя оценить однозначно. Безусловно, экосистемы этих ручьев серьезно изменились вследствие загрязнения и вынужденного зарегулирования стока. Несмотря на рутинное и аварийное воздействие нефтеуглеводородов и других токсикантов, а также повышение эрозии водосборов, основные экологические параметры воды находятся в норме. Такие показатели, как концентрация растворенного в воде кислорода, реакция среды, температура, содержание взвешенных веществ, прозрачность и электропроводность, удовлетворяют требованиям, предъявляемых к рыбохозяйственным водоемам. Поэтому говорить о полной потере рыбохозяйственной значимости малых рек и ручьев, оказавшихся в зоне аварийных разливов нефтеуглеводородов, будет неправильным.

Рыбохозяйственное значение во многом определяется кормовой базой, наличием мест нагула, нереста, зимовальных стаций и возможностями беспрепятственной миграции рыб. Важнейшее значение имеют видовой состав и численность рыб. Анализ полученных материалов позволяет в общих чертах охарактеризовать современную рыбохозяйственную обстановку ручьев Ниедзьель и Воргаль:

- гидробиологический режим водотоков находится в удовлетворительном состоянии;

- сохранилось сравнительно богатое систематическое разнообразие водных беспозвоночных бентоса и зоопланктона, численность и биомасса которых сопоставима с другими водотоками, в том числе и с р. Колва (Фефилова и др., 2002);

- расселение животных пассивным способом (дрифт) продолжается, что способствует процессам восстановления биоты (Фефилова и др., 2002);

- в структуру сообществ беспозвоночных входят группы, обеспечивающие питание рыб;

- ихтиофауна ручьев представлена типичными видами (европейский хариус, голянь, щука), которые характерны для малых водотоков региона;

- в число видов-доминантов входит представитель лососеобразных – европейский хариус.

В то же время для обоих ручьев характерна низкая численность рыб, а отсутствие рыб на участках ручьев, расположенных выше гидрозатворов, свидетельствует о блокировании как сезонных, так и нерестовых миграций. Снижение рыбопродуктивности водотоков несомненно является следствием воздействия загрязнения среды обитания и искусственного зарегулирования ручьев. Если учитывать тот факт, что гидрозатворы установлены на водотоках в приустьевых участках, то практически все потери ресурса необходимо отнести на счет аварийных последствий, к которым относятся и функционирование гидрозатворов. Принимая во внимание результаты проведенных исследований, а также современное состояние водотоков, следует отметить, что экологическая эффективность гидрозатворов в настоящее время незначительна и сведена к превентивным мерам на случай аварии на нефтепроводах, которые пересекают водотоки. Поддержание их в рабочем режиме наносит пролонгированный ущерб рыбным запасам р. Колва. При этом необходимо учитывать, что в суммарный ущерб от воздействия более чем сотни гидрозатворов, установленных на многих малых водотоках левобережья Колвы, включается не только не востребованность кормовых ресурсов, но и выпадение из воспроизводства многочисленных нерестово-вырастных участков рыб, расположенных выше гид-

ротехнических сооружений. В стоимостном выражении ущерб рыбным запасам в ценах 2010 г. только в результате обустройства гидрозатворов исчисляется десятками миллионов рублей. Однако никаких компенсационных мероприятий нефтедобычными компаниями не проводилось, как, впрочем, не был оценен полный ущерб рыбному хозяйству, нанесенный в результате усинской аварии на нефтепроводах.

Глава 8

СОВРЕМЕННАЯ РЫБОХОЗЯЙСТВЕННАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА АКВАТОРИЙ В РАЙОНЕ ДОБЫЧИ И ТРАНСПОРТИРОВКИ НЕФТЕУГЛЕВОДОРОДОВ В БАСЕЙНЕ РЕКИ ПЕЧОРА

Печора является самой крупной рекой на севере Европы. Разнообразие и насыщенность гидрографического пространства обуславливают чрезвычайно широкий спектр экологических условий для ее обитателей. Состав и качество поверхностных вод в бассейне Печоры во многом формируется за счет ее чистейших уральских притоков, техногенное воздействие на которые до настоящего времени остается сравнительно незначительным. Наличие развитых озерных систем, соединенных через сеть протоков и водотоков с крупными притоками Печоры и ее магистральным руслом, определяют таксономическое и экологическое разнообразие, а также высокий продукционный потенциал популяций местных и анадромных видов рыб.

Рыбохозяйственное значение бассейна Печоры основывается на широком видовом спектре лососевидных рыб (39% в составе фауны, или 12 таксонов из 28), их экологических формах, генетической и численной структуре популяций (Пономарев, Сидоров, 2002). Фауна рыб в зоогеографическом аспекте неоднородна. Она представлена европейским (атлантический лосось, голец-палия, ряпушка европейская, европейский хариус, корюшка европейская), сибирским (пелядь, омуль, чир, сибирский хариус) и европейско-сибирским (таймень, нельма, ледовитоморский сиг) зоогеографическими комплексами. Циркумполярной является тихоокеанская корюшка. Система Печоры служит для ряда европейских и сибирских видов границей ареала. К ледниковым реликтам относят гольца-палию, сибирского хариуса, пелядь некоторых озер Урала. Возможно, реликтовой является ряпушка Лемвинских озер (Кучина, Соловкина, 1959; Соловкина, 1960; Зверева и др., 1962; Кучина, 1962; Сидоров, 1995).

Элитными видами мировой ихтиофауны по праву считаются омуль и атлантический лосось, стада которого заходят на нерест в Печору и далее в ее уральские и тиманские притоки. Если печорский омуль представлен, видимо, достаточно однородной группой

ровкой, и до 90% рыб откладывают икру на пространственно компактном нерестилище, расположенном на Усе, то атлантический лосось, или знаменитая печорская семга, имеет сложную генетическую структуру и стадо ее образовано из десятков генеративно-изолированных популяций, нерест которых проходит по крайней мере на 38 водотоках в бассейне Печоры. Уникальность и высокое общемировое значение генофонда печорской семги и наметившаяся тенденция снижения численности ее популяций послужили основной причиной прекращения промыслового морского лова семги рыбаками фарерских островов и скандинавских стран.

Несмотря на известность усинских аварий на нефтепроводе и принятые срочные реабилитационные меры по очистке замазученных территорий, до настоящего времени не были предприняты попытки дать оценку биологических последствий происшедшей техногенной катастрофы. В послеаварийный период следы или визуально заметные образования нефтеуглеводородов отмечались на большом протяжении от района аварийных разливов. В разной степени загрязнению подверглись нижнее течение Печоры, приустьевая часть ее крупнейшего притока Усы и 70-километровый участок р. Колва, прилегающий непосредственно к зоне аварии, а также малые реки и ручьи, по водосбору которых проходят нефтепроводы, в частности, «Возей–Головные Сооружения».

Река Печора отличается от других рек не только количеством вылавливаемой рыбы, но и ее качественным составом из-за высокой доли в уловах лососевидных рыб. Высокое коммерческое значение и пищевые качества лососевидных рыб издавна привлекали к себе внимание российских и зарубежных потребителей. По данным И.П. Ерофейчева (1926), только сиговых рыб (омуль, чир, сиг, нельма, ряпушка и пелядь) за пределы Печоры вывозилось до 16 000 ц в год. Печорская семга доминировала в промысле на европейском севере России почти до самого запрета его в 1989 г. Товарная реализация семги к середине XIX в. превышала 1600 ц в год и заметно увеличилась в последующий период, составляя в среднем 2150 ц до 1917 г. и 2970 ц в последующий период. В то же время именно рыболовство, базирующееся на лососевидных рыбах, обуславливало в значительной степени, наряду с охотой, уклад и уровень жизни припечорского населения в дореволюционный период (Сидоров, 1995).

До настоящего времени бассейн Печоры остается крупнейшим рыбопромысловым районом европейского Севера. Однако сравнительно стабильное состояние рыбных запасов в реке прослеживается лишь до начала 70-х гг. XX в., после чего наметилась тенденция снижения промысловых уловов. На фоне активного промышленного освоения северных территорий обеднение рыбных ресурсов ста-

ло очевидным (Захаров и др., 2005). Основным рыбопромысловым районом в бассейне реки изначально являлось нижнее течение Печоры, которое подверглось воздействию послеаварийного загрязнения акваторий нефтеуглеводородами. В то же время даже поверхностный анализ опубликованных материалов показывает, что тенденция снижения вылова рыбы наметилась и существовала задолго до аварии на усинских нефтепроводах в 1994–1995 гг. По крайней мере, общий вылов рыбы в бассейне Печоры с 5600 ц в 1984 г. снизился на 20% – до 4200 ц в 1990 г. Обвальное падение промысловых уловов, причем по всем видам рыб, приходится на период начала 1990-х гг. (Захаров и др., 2005). Такое падение ресурса обусловлено целым рядом причин, имеющих экономические и социальные корни, но никак не связанных с усинской аварией. Падение промысловых уловов на Печоре продолжалось практически до 2005 г., а в 1997 г. общий вылов рыбы составил всего лишь 850 ц, что в семь-восемь раз ниже уровня начала 1980-х гг. Антропогенная нагрузка сказывается сильнее всего и ложится, прежде всего, на ценные лососевидные виды рыб, имеющих высокое коммерческое значение. Закономерно, что и численность их популяций наиболее снизилась. Наглядное тому подтверждение дает динамика промысловых уловов чира и сига, уловы которых упали за 14 лет в 50 и пять раз соответственно. Во второй половине 1990-х гг. прилов нельмы в контрольных обловах на Печоре наблюдался лишь в отдельных случаях, а по экспертной оценке ихтиолога Усть-Цилемской инспекции рыбоохраны С.Н. Шалаева, основанной на анализе многолетних материалов, численность такого ценного вида, как печорский омуль, упала по крайней мере в пять-семь раз. Причины такого снижения обусловлены рядом факторов, в первую очередь, перепромыслом (сюда входит и несанкционированный лов рыбы), с другой стороны, общее ухудшение состояния нагульных и нерестовых площадей как результат загрязнения Печоры очевидно. Нельзя не учитывать и то, что вследствие своеобразия рыночных цен рыбакам промысловикам гораздо выгоднее оказалось более ценную рыбу реализовывать минуя учетную и торговую системы (Захаров и др., 2005).

Рыбопромысловое значение 14-километрового приустьевого участка Усы, расположенного ниже впадения Колвы, по сравнению с общим объемом вылова рыбы в бассейне р. Печора можно оценить как незначительное, так как рыбные ресурсы в этом районе используются по большей части лишь местными жителями близлежащих сел Усть-Колва, Усть-Уса и в последние годы г. Усинск. Здесь правильнее говорить о рыбохозяйственном статусе данного участка реки, которое имеет огромное значение для всей Печорско-Усинской системы. Через данный участок транзитом идут на рас-

положенные выше по течению Усы нерестилища атлантический лосось, омуль, сиг, ряпушка. Совершают миграции чир и нельма. Осенние нерестовые миграции характерны не только для проходных и полупроходных лососеобразных рыб, но и для их местных экологических форм. Кроме того, молодь и неполовозрелые особи рыб сигавого комплекса, перемещаясь на нагульные угодья, расположенные в нижней Печоре, проходят также приустьевой участок Усы. После аварии на усинских нефтепроводах существовало серьезное опасение, что в результате загрязнения устьевой части Усы миграции будут заблокированы, а это, в свою очередь, нанесет невосполнимый ущерб популяциям рыб всей Печоры, что уже рассматривается как экологическая катастрофа. По мнению А.П. Новоселова (Лукин и др. 2000), небольшое количество сигов, участвовавших в нересте на р. Уса в 1995 г., является следствием нефтяного загрязнения, когда мигрирующие осенью печорские сиви на нерест вынуждены были заходить в более чистые притоки, например, Пижму и Цильму. В пользу этого предположения, по мнению авторов, указывает и снижение численности мигрирующего через загрязненный участок Усы на нерестилища омуля в 1995–1996 гг., а также более чем 20-кратное уменьшение молоди сига в контрольных уловах, проведенных в устье р. Колва. Материалы наших исследований и наблюдения, выполненные в бассейне Усы в этот же период, не показали выраженного эффекта пресловутой «нефтяной пробки». Сроки нерестовых миграций сиговых рыб, проходящих через загрязненные участки Усы, оказались близкими к среднегодовым. Массовой гибели рыб за весь период исследований также не наблюдалось. Миграционное поведение сиговых рыб в русле р. Колва в раннем поставарийном периоде также не было нарушено, о чем свидетельствует обычная сезонная динамика их уловов в 1995 г. и последующих годах наблюдений. Поэтому колебания численности анадромных мигрантов сиговых рыб не могут быть однозначно следствием загрязнения, возникшего в результате аварии на нефтепроводе. К примеру, нефтяное загрязнение в заливе Эксон Валдиз на Аляске не повлияло на интенсивность нерестового хода тихоокеанских лососевых в малые водотоки, впадающие в залив в зоне аварии, которые не менее чувствительны к загрязнению, чем сиговые (Rice et al., 2001).

Из ранних статистических материалов Рыбтреста Коми АССР видно, что р. Колва занимала заметное место в рыбном промысле нижней Усы. Однако 75–80% всей рыбной продукции добывалось в тундровых озерах, таких как Веякоты, Салюкуты, Сандивей, Коматы и др. Рыбопромысловый потенциал этих озерных систем оценивался около 400 ц (Кучина, Соловкина, 1959). Например, в 1954 г. суммарный вылов рыбы по Колве составил 126.8 ц, из кото-

рых на долю реки вместе с курьями и висками пришлось лишь 30 ц, а озерный вылов составил 92,4 ц рыбы, остальные 4,4 ц были выловлены в р. Уса около устья р. Колва. Русловой промысловый лов на Колве базировался на миграциях, преимущественно (до 96% по весу от всего количества) сиговых рыб – сига, чира, пеляди, ряпушки. В промысловых количествах ловилась и нельма. В литоральной части магистрального русла р. Колва и в ее немногочисленных старицах и висках промысел был построен на использовании ставных сетей. Основу уловов здесь составляли частичковые виды – карась, плотва, окунь, язь и щука. Обычным видом в рыбацких уловах являлся и холодолюбивый налим. Приуроченность разных видов рыб к различным экологическим нишам, обусловленная их биологическими особенностями, послужила практическим обоснованием использования того или иного типа рыболовных орудий лова. На нижнем, 120-километровом участке Колвы, в русло которого поступило наибольшее количество нефтеуглеводородов, промысел, осуществляемый местными жителями, был построен аналогично, как и во всем бассейне реки. Эксплуатация двух ставных неводов, установленных в устье притока Харьяги и около дер. Усть-Колва, давала основную долю добытых сиговых рыб, совершающих миграции, а сетной лов в слабоизрезанной пойме Колвы поставлял, в основном, частичковых рыб. В последнее десятилетие XX – начало XXI в. рыбный промысел в бассейне р. Колва практически прекратился. Причиной тому стало не только снижение рыбопродуктивности ее притоков и многочисленных придаточных водоемов, но и ликвидация системы государственного лова рыбы, которая позволяла осваивать труднодоступные и отдаленные рыбохозяйственные акватории. Достаточно сказать, что к 2009 г. в бассейне р. Колва рыбопромысловый участок выделен лишь на крупном оз. Веякоты. Остальные озерные системы и притоки Колвы остаются вне сферы рыбопромыслового пользования. В настоящее время лов рыбы в бассейне р. Колва, как, впрочем, и в большинстве водоемов Большеземельской тундры, осуществляется преимущественно работниками нефтедобывающих предприятий и различных геологических партий в форме любительского рыболовства. Во многом этому способствует их обеспеченность вертолетным и вездеходным транспортом. Такой лов носит неконтролируемый и иррациональный характер и по сути своей во многом нелегитимный. В первую очередь страдают популяции сиговых рыб, коммерческая составляющая и высокие вкусовые качества которых являются определяющими. Во многом по этой причине доля сига, пеляди и чира в рыбной части сообществ тундровых озерно-речных систем, где сосредоточены их основные нагульные угодья, снизилась, о чем свидетельствуют наши исследования.

Особенности гидрографии (слаборазвитая система пойменных водоемов, малое количество проток и курей) и очень слабое развитие водной растительности почти на всем протяжении среднего и нижнего течения р. Колва создают условия не самого высокого благоприятствования для обитания здесь рыб и, особенно, для их нагула. Кормовая база рыб находится на низком, даже для северных водоемов, уровне. Так, например, в русловой части Колвы биомасса бентоса составляет всего лишь около 2 г/м^2 , что возможно объясняет высокую долю рыб, пойманных нами в русловой части и имеющих практически пустые желудки, а индекс их наполняемости был минимальным. Низкая рыбопродуктивность магистрального русла Колвы, однако, не определяет ее главного рыбохозяйственного значения. Гораздо важнее ее роль как водотока, связывающего Усу и Печору с тундровыми озерными системами, по которому активно осуществляют нагульные и нерестовые миграции многие виды сиговых рыб, являясь неотъемлемой частью всего генофонда рыбного сообщества Печоры. С другой стороны, рыболовство в бассейне Печоры, в том числе и на р. Колва, являлось важным компонентом традиционного природопользования коренного населения и, в значительной мере, определяло исторически сложившийся уклад местных жителей, где рыба как продукт питания зачастую обозначала и уровень жизни людей. Поэтому выпадение Колвы как части бассейна Усы из рыбохозяйственного «оборота» имело бы для коренного населения невосполнимый ущерб.

Несмотря на принятые экстраординарные меры не удалось полностью локализовать нефтеуглеводороды на местности, непосредственно примыкающей к нефтепроводу. В результате часть нефтесодержащей жидкости через систему малых водотоков попала в Колву, а затем и в Усу. Однако масштабы загрязнения оказались еще большими, чем предполагалось – характерные «комки» нефти были зафиксированы нами и контролирующими органами (инспекции рыбоохраны и районных комитетов по охране природы) на протяжении, по крайней мере, 350 км вниз по течению Печоры до дер. Окунево в Усть-Цилемском р-не. Обширность загрязненных акваторий и их значимость в формировании рыбных ресурсов Печоры вызвали закономерный общественный резонанс жителей Припечорья и опасения последствий этого загрязнения. Учитывая ресурсное значение печорских акваторий и возросшую актуальность природоохранной тематики, ихтиологические, в том числе и рыбохозяйственные исследования в бассейнах рек Колва, Уса и в низовье Печоры Институтом биологии Коми НЦ УрО РАН были начаты уже в 1995 г., непосредственно сразу же после аварий.

Известно, что многокомпонентные загрязнители нефтяного происхождения воздействуют на биологические объекты достаточно

разнообразно – от непосредственного угнетения, вызванного прямой интоксикацией организма рыб, до опосредованного влияния через различные компоненты экосистем и трофические звенья цепи, зачастую незаметного для взгляда неспециалиста. Сообщества рыб и беспозвоночных являются прекрасными интегральными индикаторами состояния природной среды и адекватно реагируют на ее изменения.

Одним из компонентов комплексной оценки экологического благополучия акваторий в зоне техногенного воздействия является определение степени влияния поллютантов на биологические составляющие этих акваторий. Сравнение видовой структуры ихтиоценозов Колвы по данным 1959 г. (до промышленного освоения реки) с материалами исследований 1995–1998 гг., проведенных после аварийного выброса нефти в реку, показало, что видовой состав рыб имеет высокую степень сходства (см. табл. 44). Снижения видового разнообразия рыбного населения в ранний поставарийный период не произошло. Несмотря на загрязнение Колвы нефтеуглеводородами, в контрольных уловах в 1995 г. присутствовали шесть видов лососеобразных рыб – хариус, нельма, чир, пелядь, а сиг и ряпушка по численности в значительной мере определяли «облик» рыбной части сообщества реки. Биотопическое распределение рыб в русле Колвы сохранило свои особенности – в магистральном русле основу контрольных уловов составляли сиговые рыбы (ряпушка, сиг и, частично, пелядь), а в немногочисленных курьях и протоках доминировали плотва, язь, окунь и щука. Такие непромысловые виды, как гольян обыкновенный, голец усатый, ерш и обыкновенный подкаменщик традиционно предпочитали прибрежные неглубокие участки русла реки. Плотность промыслово-значимых видов рыб на всем исследованном 150-километровом участке Колвы (выше и ниже аварии на нефтепроводе) в год аварии оказалась сопоставимой от 0.3 до 9.6 экз./га в зависимости от вида рыб, хотя данные показатели и отражают общую низкую численность рыб. В последующие годы произошли серьезные изменения популяционных характеристик рыб, обитающих в низовье Колвы. Проведенные в 1995–2005 гг. осенне-летние наблюдения дают возможность оценить динамику плотности разных по экологии видов рыб р. Колва в нижнем ее течении. Существенное снижение численности произошло у представителей предгорного бореального комплекса, в частности, речного гольяна. Этот вид является стандартным объектом биотестирования качества поверхностных вод. Учитывая тот факт, что гольян не охвачен массовым промыслом, снижение его плотности в первые годы после аварии в 40 раз (с 800 особей/га в 1995 г. до 20 в 1998 г. на контрольных участках) должно быть отнесено на счет инцидента на нефтепроводе, а сам показатель, на-

ряду с другими биологическими критериями, может служить индикатором, характеризующим изменение качества поверхностных вод. Схожая динамика отмечена и для другого представителя предгорной бореальной фауны – европейского хариуса, плотность которого снизилась более чем в 10 раз (с 40 особей/га в 1995 г. до 3.6 в 1998 г.). Значительные изменения плотности отмечены также и у сиговых рыб р. Колва. Согласно материалам исследований, осуществленных под руководством Ю.П. Шубина, за четыре года после аварии резко выросла плотность ряпушки в нижнем течении реки, а в 1998 г. отмечено и повышение плотности нельмы – хищника, в питании которого ряпушка играет основную роль. Сходная тенденция наблюдалась и в нижнем течении р. Уса, где плотность жилой формы ряпушки увеличилась (сравнение по осенним периодам) с 1995 по 1998 г. не менее чем в семь раз при индексных показателях в контрольных уловах 9.3 и 71.3 соответственно. Анализ возрастной структуры сиговых рыб жилых форм в это же время продемонстрировал омоложение популяций на фоне возрастания их плотности. В долговременном аспекте серьезное опасение вызывает общее снижение численности и доли в уловах сиговых рыб в русле р. Колва в 2005 г., спустя 10 лет после аварии (Захаров и др., 2008).

Ихтиологические исследования, осуществленные в рамках международного проекта МБРР «Влияние нефтяного загрязнения на животный мир Республики Коми» и проведенные на 300-километровом участке нижнего течения Печоры, в разных частях которого в 1995 г. зафиксированы нефтяные образования, не выявили изменений в структурно-функциональной организации местных и проходных видов рыб. В ходе этих исследований не зафиксированы такие проявления или факты, которые можно было бы отнести непосредственно на счет воздействия нефтяного загрязнения.

Мигрирующий вверх по Печоре и далее через загрязненный участок Усы на нерестилища омуль в 1995–1996 гг. несколько снизил свою численность, а доля в уловах полупроходной ряпушки значительно варьировала на протяжении 1995–1998 гг. Однако колебания численности анадромных мигрантов сиговых рыб не могут быть однозначно связаны с нефтяным загрязнением, возникшем в результате аварии на нефтепроводе. Генетически закрепленный инстинкт хоминга у сиговых рыб, как и атлантического лосося, имеет достаточно жесткий характер. По крайней мере, несмотря на высокий уровень загрязнения локальных акваторий в районах дислокации промышленных объектов, расположенных в бассейнах рек Печоры, нерестовые анадромные миграции лососеобразных видов рыб не были заблокированы. Об этом свидетельствует продолжающийся нерест атлантического лосося в водотоках, впадающих в магистральную реку выше зон загрязнения.

Загрязнение водных экосистем нефтеуглеводородами во время аварийных выбросов или рутинного воздействия приводит к накоплению различных производных нефти в мышцах, органах и тканях гидробионтов, в том числе и рыб. При этом массовой гибели не наблюдается, но товарные качества рыбы теряются и в пищу она не годится. Понятно, что такие легко обнаруживаемые последствия загрязнения наиболее заметны и получают негативную известность среди местного населения. Быстрота и методическая доступность органолептического анализа, его эффективность и надежность послужили хорошим основанием введения его в систему ГОСТов для оценки состояния среды обитания. Использование органолептического метода в наших работах показало динамику и накопления нефтеуглеводородов в тканях рыб на реках Колва и Печора. Исследования, проведенные в 1995 г. в нижнем течении р. Печора в Усть-Цилемском р-не, не выявили ни одной рыбы с «положительной реакцией» на нефть. В это же время в июле 1995 г. 27% сиговых рыб, отловленных на акваториях р. Колва, имели привкус или запах нефтеуглеводородов. К сентябрю этого же года доля таких рыб в контрольных уловах выросла до 79%. В сентябре 1996 г. почти у 100% сига и ряпушки в органах и тканях в том или ином количестве присутствовали нефтеуглеводороды. Совершенно очевидно, что в течение года после аварии различные производные нефти оказались включены в трофическую цепь водные беспозвоночные–рыбы. Не исключено, что ее более легкие фракции проникли в организм рыб через кожу и органы дыхания, т.е. непосредственно из внешней среды. Так или иначе, органолептический анализ показал высокую долю рыб, обитающих в р. Колва и содержащих в органах и тканях нефтеуглеводороды. Несмотря на то, что массовой гибели рыб в Колве за весь аварийный период не зафиксировано, что позволило сделать малопривлекательный вывод о том, что р. Колва в 1995 и 1996 гг. полностью потеряла свое рыбопромысловое значение. В то же время миграционная активность рыб, ее сроки и направленность остались прежними. Более того, пространственная и видовая структура рыбной части сообщества даже непосредственно в акваториях, прилегающих к аварийным разливам в первые послеаварийные годы, в основном, сохранилась. Рыбохозяйственное значение Колва не потеряла и присутствие ее в кадастре водотоков, имеющих высшую рыбохозяйственную категорию использования, остается вполне оправданным до настоящего времени. В 1997 г. доля сиговых рыб с «положительной реакцией» на нефтепродукты снизилась до 1%, а 1998 г. можно считать годом реабилитации Колвы с позиций ее рыбопромыслового значения – в контрольных уловах нами зафиксировано полное отсутствие сиговых рыб, имевших привкус и запах нефтеуглеводородов. Нижнее течение Колвы и при-

устьевые участки Усы в 1997 и 1998 гг. вновь стали активно использоваться местными жителями для рыбной ловли, а рыба, отловленная здесь, для потребления в пищу. В последующие годы, через 10–12 лет после аварий, органолептический анализ рыб из уловов 2005–2007 гг. не выявил нефтеуглеводородов в тканях мышц и печени.

Из вызывающих опасение последствий нефтяного загрязнения на рыб (если их рассматривать как продукт питания) необходимо отметить присутствие в мышцах отдельных особей ПАУ, в частности бенз(а)пирена, который обнаружен в мышцах ряпушки из р. Колва, плотвы из р. Уса, сига, язя и ерша из р. Печора в районе сел Брыкаланск и Усть-Цильма, хотя и в концентрациях, не превышающих медико-санитарных требований. Согласно материалам наших исследований, осуществленных в рамках проекта МБРР «Влияние нефтяного загрязнения на животный мир Республики Коми», количество случаев выявления соединений ПАУ в мышцах рыб по мере удаления от зоны аварии составило: ручьи – 19, Колва – 18, Уса – 14, Печора – 19 (анализы проведены в фирме ВНИРО, г. Москва). Эти цифры, скорее всего, демонстрируют долговременный характер аккумуляции поллютантов, а не влияние аварии 1994 г.

Оценка изменений рыбохозяйственных качеств водоемов, подвергающихся различным типам антропогенного воздействия, естественно, проводится через призму индикации состояния обитающих в этих водоемах рыб и водных беспозвоночных, рассматриваемых как популяционный ресурс или кормовая база для рыб. Во многих случаях происходят негативные изменения «здоровья» рыбного населения, первопричина которых имеет скрытый характер, но от этого они не становятся менее опасными. Под влиянием загрязнений патологические изменения морфологических параметров рыб чаще всего происходят в раннем онтогенезе еще на стадии развития икры и влекут за собой аномалии (уродства и т.д.) на последующих этапах физического развития. В то же время в многочисленных работах показано, что различного рода фенотипические отклонения могут быть не только приобретенными в ходе индивидуального развития, но и, что еще более опасно, закрепляться на генетическом уровне. Чисто в практическом плане все эти изменения приводят к потере рыбопродуктивности водоемов и их рыбохозяйственных качеств. Авария на усинских нефтепроводах и последующее загрязнение водных экосистем не стали исключением из числа общих закономерностей. Проведенный М.Д. Тумановым (Туманов, Шубин, 1999; Биологическое разнообразие..., 2005) в рамках бюджетной темы исследований анализ морфологических признаков ряпушки, отловленной в наиболее загрязненной зоне р. Колва, спустя два-три года после аварии показал чрезвычайно высокий уровень морфоло-

гических отклонений (нарушения асимметрии билатеральных признаков и т.д.), что характерно для рыб, обитающих в водоемах с «патологической» экологической обстановкой.

Другая закономерность обнаружена при анализе регистрирующих структур роста. Оказалось, что у всех видов сиговых рыб, обитающих в районе устья рек Уса и Колва, за последние 50 лет произошло некоторое уменьшение годовых приростов. Это относится как к жилым, так и проходным формам. Причем, как правило, снижение темпов роста у жилых форм заметно с двух-трехлетнего возраста, а у проходных (омуль) и полупроходных (ряпушка) сиговых, начиная с первого года жизни. Материалы сравнительных исследований 1956, 1995 и 2005 гг. показывают, что существует не только определенная тенденция снижения темпов роста сиговых рыб в бассейне р. Колва, но и прослеживается уменьшение их упитанности. Причем эти особенности не характерны для других доминантных видов, принадлежащих к иным систематическим группам. У таких видов, как язь, плотва или окунь, темп роста и упитанность за сравнимый период или увеличились, или сохранились. Эти типичные представители аборигенной ихтиофауны, ранее занимавшие по численности субдоминантную позицию, отличаются высокой степенью эврифагии и толерантностью к различным средовым изменениям. Видимые различия у рыб арктического и равнинного бореального ихтиокомплексов объясняются, вероятней всего, усилением общей эвтрофикации водоемов и загрязнением окружающей среды в бассейне р. Колва. К числу закономерностей, общих для всех промысловых видов рыб (за исключением, может быть, короткоциклической ряпушки), относящихся к разным экологическим формам и ихтиокомплексам, относится явное омоложение возрастной структуры, отмечаемое в контрольных уловах. Последнее нельзя связать с техногенным загрязнением, и, скорее всего, выявленная закономерность отражает прогрессирующей и нерегламентированной в последние десятилетия лов рыбы.

Важнейшей стороной рыбохозяйственной значимости водоемов является состояние его кормовой базы для рыб. Влияние мигрировавшей по Печоре «усинской» нефти на кормовую базу рыб в нижнем ее течении установить не удалось. Структура донных и планктонных сообществ Печоры, их численность и биомасса на мониторинговых пунктах в Усть-Цилемском и Ижемском районах соответствовали «норме» и по всем основным параметрам были схожими с сообществами, характерными для Печоры 40–50-летней давности. Иная картина наблюдалась в русле Колвы и приустьевой части Усы. В нижнем течении Колвы по сравнению с периодом наблюдений 1995 г. произошло уменьшение количества таксономических групп гидробионтов, снижение численности донных орга-

низмов, биомасса находится на очень низком уровне – на многих участках магистрального русла десятые и даже сотые доли грамма на квадратный метр. Для сравнения, в 1955 г., до промышленного освоения Колвы, средняя биомасса донных беспозвоночных находилась на уровне 2 г/м² (Кучина, Соловкина, 1959). По направлению к устью Колвы прослеживается уменьшение в продуцировании на донных субстратах реки биомассы хирономид и, соответственно, возрастание в донных биоценозах доли олигохет и мошек. В русле р. Уса кормовая база рыб оказалась более бедной ближе к правому берегу, на русловых грунтах здесь наблюдались нефтяные сгустки, а на поверхности воды – нефтяная пленка, тянущаяся от устья Колвы. Деградация кормовых ресурсов рыб на этих участках также прослеживалась не только на таксономическом уровне, но и на уровне продукционных качеств. Совершенно очевидно, что поступление нефтеуглеводородов в Колву негативно повлияло не только на рыбопродуктивность Колвы и Усы, но и в целом на их рыбохозяйственные качества.

Оценка биологических последствий усинских аварий на рыбное население близлежащих акваторий не может не учитывать влияние на гидробиоту реабилитационных и очистных мероприятий, проведенных на левобережье Колвы. В ходе этих действий были убраны тысячи тонн нефти, пролившейся на местность вдоль трассы нефтепровода, скопившейся на болотных участках и осевшей на береговых склонах многочисленных ручьев. Немаловажную роль здесь сыграло обустройство нефтеловушек и строительство гидросооружений на водотоках с целью локализации нефтеуглеводородов и последующего их изъятия из водоемов. Однако установка гидрозатворов автоматически блокировала миграции рыб в системе зарегулированных притоков р. Колва, что сразу привело к потере рыбохозяйственной значимости значительной части малых водотоков, поскольку их нагульные угодья для рыб и нерестовые участки оказались невостребованными. Таких гидротехнических сооружений на водосборе левого берега Колвы было построено более 100. Кроме того, реабилитационные и очистные мероприятия, осуществленные по береговым склонам, инициировали эрозионные процессы. В водотоки усилилось поступление органических и минеральных веществ, а содержание нефтеуглеводородов и иных, сопутствующих нефтедобыче поллютантов в воде, в начальный период очистных работ резко возросло. В настоящее время основные залежи нефтеуглеводородов убраны, но эрозионный вынос взвешенных веществ в водотоки сохранился и приобрел долговременный характер. Комплексное техногенное воздействие стало причиной искусственно созданных экологических условий, в которых вынужденно оказались сообщества гидробионтов, сформировавшихся и существу-

ющих здесь в течение многих тысячелетий. В этой ситуации рыбохозяйственный потенциал притоков Колвы, на водосборе которых проходили очистные мероприятия, таких как Хатаяха, Пальникшор, Малая и Большая Кенью и ряд безымянных ручьев, оказался сведен к минимальной величине, а восстановление его в ближайшей перспективе не представляется возможным. Обустройство и функционирование гидрозатворов на малых реках и ручьях в бассейне нижнего течения р. Колва изначально были направлены на ликвидацию основных последствий аварийных разливов, т.е. сбор тяжелых компонентов нефти и предотвращение их попадания в реку. Экологическая эффективность этих гидросооружений в период реабилитационных работ не вызывает сомнений. Но в настоящее время, спустя 15 лет после аварии, встает вопрос о целесообразности их дальнейшей эксплуатации. Свои предназначенные функции эти сооружения выполнили, но их негативное влияние на рыбное население малых рек и ручьев осталось. По-прежнему блокируются нерестовые и нагульные миграции рыб, а участки водотоков, расположенные выше гидрозатворов, остаются невостребованными для рыбного населения. Согласно природоохранному законодательству, в случаях строительства гидросооружений, в результате которого прекращается доступ рыб на вышерасположенные нагульные или нерестовые угодья, в рамках компенсаторных мероприятий предусматривается проектирование и размещение на реках рыбоводных предприятий по искусственному воспроизводству тех или иных популяций рыб. Как уже было упомянуто, на левобережье было построено более 100 гидротехнических сооружений. Однако до настоящего времени вопрос строительства даже рыбоводных модулей, с помощью которых можно было бы восполнять рыбные запасы, остается открытым. Практически ничего не сделано для компенсации ущерба рыбным запасам, более того не подсчитан и сам ущерб водным биоресурсам, нанесенный в результате аварийных разливов в бассейне р. Колва.

Экологическая эффективность реабилитационных поставарийных мероприятий в районах добычи и транспортировки нефтеуглеводородов на территории водосбора р. Колва остается отдельной темой для обсуждения. Обосновано опасение, что значительная доля нефти (как известно, усинская нефть является высокомолекулярным образованием и содержит фракции тяжелее воды) осталась похороненной в русле как р. Колва, так и ее нефтезагрязненных притоков. Проведенные нами наблюдения дают основание полагать, что многочисленные нефтяные сгустки, осевшие в русле водотоков, нигде не исчезли и в настоящее время занесены эрозионными и илистыми веществами. Внешние следы аварии ликвидированы, но сохранилась угроза вторичного поступления нефтеуглеводородов в

поверхностные воды, по крайней мере, до полного их разложения. Повышение температуры воды будет способствовать переходу тяжелых фракций нефти из выстилающих русло загрязненных грунтов в более низкомолекулярные соединения и дальнейшему поступлению (вымыванию) их в акватории. Очевидно, в природных условиях этот процесс будет долговременным. Механическая очистка русла водотоков с задепонированными остатками нефти приведет к резкому ухудшению природной среды и негативным экологическим последствиям, таким как полное исчезновение рыбного населения и водных беспозвоночных.

Другой проблемой, которую экологические службы нефтяных компаний стараются не актуализировать, является масштаб и уровень техногенного загрязнения территорий и акваторий в районах эксплуатации месторождений. Принято считать, что основной зоной высоких экологических рисков в бассейне р. Колва является территория водосборов левобережных притоков, где произошли аварии на нефтепроводе «Возей–Головные Сооружения». В большинстве публичных сообщений указывалось, что поступление разлитой на местности нефти ограничено 80-километровым участком ее нижнего течения. В действительности география загрязнения акваторий значительно шире. Еще в период начальных исследований в 1995 г., мы столкнулись с трудностями выбора контрольных участков, сохранивших природную чистоту и не несущих следов загрязнения. Практически по всей протяженности 200-километрового участка р. Колва наблюдались следы остаточного загрязнения, а по берегам замазученные локальные площадки. Вдали от береговой линии и в пойме водотоков эти следы более скрыты. Тем не менее, в период таяния снегов и выпадения осадков нефтяная пленка на поверхности Колвы фиксируется до настоящего времени. На территории водосборов рек региона Большеземельской тундры, таких как Лая, Колва, Макариха, Адзъва и др., десятки нефтяных месторождений, которые находятся в стадии обустройства или эксплуатации. Если экстраполировать результаты наших наблюдений и исследований, то официальная оценка экологического благополучия природной среды в районах хозяйственного освоения на крайнем северо-востоке европейской части России явно завышена, а среднесрочный прогноз изменения и динамики водных биологических ресурсов имеет пессимистический характер.

Таким образом, в результате аварии на усинских нефтепроводах и поступления нефти через систему малых водотоков в Колву и далее в Усу и Печору произошли негативные изменения в экосистемах этих рек. В магистральном русле Печоры эти изменения менее выражены и обнаруживаются лишь на инструментальном уровне. Наиболее видимые последствия загрязнения отмечаются на реках

Колва и Уса. По показателям биомассы и видового разнообразия кормовая база рыб в нижнем течении Колвы и Усы деградировала как количественно, так и качественно. Повышение доли рыб с морфологическими отклонениями в развитии и снижение их темпов роста также можно отнести на счет ухудшения среды обитания. «Положительная» реакция большинства исследованных рыб на содержание нефтепродуктов в органах и тканях в первые годы после аварии обусловили полную потерю рыбопромыслового значения Колвы в эти годы. В 1998 г. ситуация изменилась в лучшую сторону, доля рыб в уловах с запахом и привкусом нефти сократилась до минимальных значений и местный промысел рыбы возобновился. В целом, несмотря на многочисленные негативные последствия загрязнения, реки Колва и Уса сохранили свою рыбохозяйственную значимость, а предполагаемой экологической катастрофы не произошло. Лососеобразные рыбы, предъявляющие высокие требования к качеству воды, не покинули загрязненные акватории, сохранились и традиционные пути миграций рыб через эти водотоки.

В то же время, несмотря на внешнее отсутствие катастрофических последствий освоения нефтяных месторождений для гидробиоты в Усинском р-не, особую озабоченность вызывают выраженные изменения структуры и численности рыбного населения в бассейнах рек Уса и Колва во временном аспекте.

Долговременное поступление в акватории Колвы с ее водосбора минеральных и органических веществ привело не только к механическим изменениям донных субстратов (заиливанию) локальных биотопов, служивших ранее местами для нагула молоди сиговых рыб. По крайней мере, участок нижнего и среднего течения р. Колва оказался в зоне ускоренной эвтрофикации акваторий, где отмечаются устойчивые нарушения естественной структуры и состава рыбного населения. Скорость техногенных сукцессий многократно возросла. За 10-летний период после аварии на нефтепроводах, к 2005 г. «облик» рыбной части сообщества в р. Колва определяют уже не сиговые рыбы, составлявшие ранее до 90% от общей численности на контрольных участках, а представители равнинного бореального фаунистического комплекса, такие как ерш, язь и окунь. В техногенно измененных условиях природной среды преимущество получили виды рыб менее требовательные к качеству воды и донных субстратов (ерш и язь), экологическая пластичность которых считается выше, нежели видов, представляющих группу лососеобразных рыб. Наблюдаемые структурные перестройки биологических сообществ на «индустриальных» акваториях в совокупности с факторами продолжающегося хронического загрязнения имеют, очевидно, не только долговременный, но и, возможно, необратимый характер.

Учитывая масштабы освоения северных территорий и добычи нефтеуглеводородного сырья, структурно-функциональная организация рыбного населения в настоящее время, видимо, претерпевает серьезные изменения не только в локальных озерно-речных системах, но и в регионе, охватывающем бассейн р. Печора и водоемы Большеземельской тундры. Усиление техногенного и антропогенного влияния на европейском Севере на природные экосистемы при современном уровне природопользования не позволяют, на сегодняшний день, делать благоприятные прогнозы в части сохранения всего многообразия генофонда лососеобразных рыб, который реализовался в ранее устойчивом существовании широкого спектра экологических форм.

Теперь уже понятно, что проблемы сохранения и восстановления водных биологических ресурсов должны решаться по двум основным направлениям: усиление контроля за несанкционированной добычей рыбы, в том числе и браконьерством и организация компенсаторных мероприятий, которые связаны с развитием комплекса услуг по искусственному воспроизводству различных популяций промысловых и коммерчески важных видов рыб. До настоящего времени природоохранные мероприятия были направлены преимущественно на локализацию техногенного загрязнения, реабилитацию территорий в поставарийный период, зачистку болот, водосборов малых водотоков и отдельных озерных систем. При этом предпочтение отдавалось приемам инженерной экологии, таким как предотвращение и ликвидация аварийных выбросов нефтеуглеводородов, обустройство и эксплуатация гидротехнических сооружений, строительство дамб, укрепление переходов транспортных коммуникаций через водотоки и т.д. Безусловно, это правильное решение, так как подобные действия устраняют первопричину загрязнения водных объектов и водных экосистем. В то же время биологическая составляющая проблемы выпала из поля зрения экологических служб, а вопросы сохранения и восстановления водных биологических ресурсов не стали приоритетными. В настоящее время уже многие недропользователи начинают понимать, что сохранение природной среды это не только поддержание химического качества поверхностных вод водоемов и водотоков в естественном состоянии, но и сохранение или восстановление их биологического разнообразия и ресурсного значения.

В республиканской программе по развитию аквакультуры на 2008–2012 г., которую курирует Министерство сельского хозяйства и продовольствия Республики Коми, уделено серьезное внимание развитию мероприятий по искусственному воспроизводству «природных» популяций разных видов рыб. Зарыбление естественных водоемов и водотоков молодью промысловых рыб широко прак-

тикуется в Российской Федерации и многих других странах. Однако данные работы для Республики Коми, несмотря на имеющийся опыт, носят во многом пионерный характер, что обусловлено не столько многообразием водоемов и их географическим расположением, а также биологическими особенностями объектов воспроизводства, сколько отсутствием системного подхода к подобным мероприятиям в настоящее время. Только благодаря согласованной позиции Министерства сельского хозяйства и продовольствия, Территориального отдела государственного контроля, надзора и охраны ВВР по Республике Коми и Института биологии Коми НЦ УрО РАН удалось привлечь внимание крупных природопользователей к проблеме восстановления рыбных запасов в водоемах республики.

Современное состояние рыбных запасов Республики Коми таково, что практически все ценные и промысловые виды рыб нуждаются в охране и мероприятиях по восстановлению их ресурсного значения. Это в первую очередь сиговые рыбы и европейский хариус, у которых во всех реках отмечаются негативные изменения внутри популяционной структуры и деградация численности. В водотоках бассейна р. Уса лососеобразные рыбы до настоящего времени относятся к доминирующим видам в ихтиоценозах как по численности, так и биомассе. В последние десятилетия запасы хариуса и сиговых во многих притоках р. Уса, таких как Колва, Большая и Малая Сыня, Макариха и непосредственно в самой р. Уса, оказались подорванными, а восстановление их численности в настоящее время остается под вопросом.

В связи с этим особую значимость для республики приобретают мероприятия по искусственному воспроизводству рыб, начатые еще в 2003 г. в рамках государственной программы развития рыбного хозяйства в Республике Коми, курируемой, как уже указывалось, Министерством сельского хозяйства и продовольствия. В последующие годы Институтом биологии Коми НЦ УрО РАН, а в 2009 г. и при участии отраслевого института – СевПИПРО (г. Архангельск), были разработаны рыбоводно-биологические обоснования по выпуску молоди промысловых рыб в бассейне р. Печора. В 2007 г. к практической реализации проектов по развитию искусственного воспроизводства рыб и восстановлению рыбных запасов подключилась Компания ООО «ЛУКОЙЛ-Коми». При финансовой поддержке в 2007 г. в бассейне р. Уса было выпущено 120 000 мальков европейского хариуса преимущественно в водоемы, сохранившие высокое качество поверхностных вод (р. Сыня и нижний участок р. Уса, устье р. Макариха – р. Шарью). В верхнем течении р. Колва была выпущена небольшая партия мальков хариуса, поскольку работы изначально ориентировались на чистые рыбохозяйственные акватории. В 2008 г. в реках Сыня и Уса было выпущено уже 223 000 шт.

мальков европейского хариуса местных локальных популяций, но проинкубированных в условиях рыбоводного комплекса. Дополнительно к этому в р. Печора был осуществлен выпуск сеголетков сига в количестве 858 000 экз. В 2009 г. государственный заказ на работы по искусственному воспроизводству рыб увеличился, а дополнительно к нему, кроме Компании ООО «ЛУКОЙЛ-Коми», к мероприятиям подключилась Компания ОАО «Северная нефть». В том году в водоемы республики (реки Уса, Сыня и Печора) выпущено уже около 1.5 млн. сеголетков сига (преимущественно) и европейского хариуса. Все практические работы по искусственному воспроизводству и отработка новых биотехнических приемов и методов осуществляется специалистами Компании «Биоресурс». Хочется надеяться, что подобные работы станут системными и долгосрочными мероприятиями и будут в дальнейшем расширяться. Например, в 2005 г. благодаря деятельности рыбоводных заводов на Дальнем Востоке было выпущено в реки 525 млн. сеголетков дальневосточных лососей. В Тюменской области количество мальков сиговых рыб заводской генерации (искусственное воспроизводство) в 2008 г. составило более 70 млн. экз. В Республике Коми достаточно крупных компаний и производств, которые являются основными природопользователями, – Газпром, «Боксит Тимана», Сыктывкарский ЛПК и др., для которых содействие ООО «ЛУКОЙЛ-Коми» и ОАО «Северная нефть» стало бы примером восстановления рыбных запасов в водоемах республики и помощи в реализации республиканской рыбохозяйственной программы.

Учитывая опыт работ в сфере искусственного воспроизводства, следует отметить и факторы, сдерживающие развитие этих работ в данном направлении. Для расширения рыбоводных мероприятий и повышения их биологической и, в конечном итоге, коммерческой эффективности необходимо строительство стационарных рыбоводных модулей или стационарного комплекса в бассейне р. Уса, что в значительной мере снизит финансовые затраты на воспроизводство. Строительство таких модулей в бассейнах крупных рек рационально и обеспечит серьезными перспективами мероприятия по сохранению и восстановлению рыбных запасов в водоемах региона.

Анализ отечественного и зарубежного опыта показывает, что во многих регионах с насыщенной гидрографической сетью состояние рыбных ресурсов является интегральным показателем экологического и социально-экономического благополучия этого региона. Что касается Усинского р-на, то экологическая ситуация в зоне аварии остается достаточно неопределенной вследствие оставшихся локальных источников загрязнений на территории нефтепровода и большого количества тяжелых нефтяных образований, накопленных на дне в руслевой части Колвы и Усы. Это обстоятельство в

значительной мере диктует необходимость осуществления комплексного мониторинга, в том числе и рыбных ресурсов, на акваториях Усинского р-на. В то же время данный мониторинг должен быть важным компонентом обширной программы по восстановлению природной среды и ее биологических ресурсов на территории хозяйственного освоения в бассейне р. Уса и Республики Коми в целом.

Анализ материалов исследований и наблюдений, проведенных не только в бассейне р. Колва, но и в сопредельных территориях, где осуществляется эксплуатация нефтяных месторождений, свидетельствует о многогранном влиянии деятельности человека на окружающую среду. Повсеместно можно обнаружить нарушения существующего природоохранного законодательства. Даже если не происходят аварии на нефтепромыслах или трубопроводах, практически везде встречаются нарушения целостного покрова территорий, береговых склонов или пойм малых и больших водотоков, участков земли, не затронутых рекультивацией, или следы нефтяного загрязнения. До настоящего времени неизвестны масштабы реального влияния сопутствующей нефти жидкости (буровые растворы, пластовые воды и т.д.) на различные компоненты водных и наземных экосистем, поскольку в отличие от нефти визуальное обнаружение их, по крайней мере, в водной среде затруднено. В связи с этим считаем необходимым актуализировать проблему рутинных выбросов нефтесодержащей жидкости, которые происходят повседневно в относительно небольших количествах и на обширной территории многочисленных нефтяных месторождений. К этому необходимо отнести повышение эрозионного стока в местах переходов водотоков трубопроводами и тяжелой техникой, способствующих повышению эвтрофикации водоемов. И если с крупными авариями на нефтепроводах все понятно, они получают известность и внимание со стороны экологических служб, контролирующих органов и средств массовой информации, то рутинные загрязнения трудно контролируемы, имеют скрытый характер, а частота их встречаемости значительно выше, нежели крупных аварий. Важно понимание того, что эти локальные индустриальные площадки создают устойчивый долговременный фон, изменяющий естественный гидрохимический режим поверхностных вод. Поэтому во многих случаях бывает трудно отличить последствия аварийных от рутинных загрязнений природной среды.

Идентификация биологических последствий аварии на нефтепроводе «Возей–Головные Сооружения», произошедшей осенью-зимой 1994 г., в ряде случаев вызывает затруднение. Ряд выявленных закономерностей и явлений можно уверенно связать с аварийной ситуацией, но в некоторых случаях результаты исследований

скорее отражают долговременное комплексное влияние антропогенного воздействия на биологические сообщества. На счет прямого влияния усинской аварии, включая реабилитационные мероприятия, можно отнести изменения, динамика которых прослеживается во времени. К числу биологических последствий аварии относятся ухудшение общей экологической ситуации и среды обитания рыб и водных беспозвоночных, трансформация их исконных биотопов. Сообщество донных беспозвоночных отреагировало перестройками структуры, снижением численности, биомассы и видового разнообразия. В акваториях произошли негативные изменения условий нагула рыб и параметров кормовой базы. Ответная реакция рыбного населения на аварийные выбросы нефти в русло Колвы оказалась достаточно ожидаема. В первые послеаварийные годы на участках водотоков (включая р. Колва и ее загрязненные притоки) в зоне максимального загрязнения снизилась численность представителей предгорного бореального комплекса – европейского хариуса и голяна. В последующие несколько лет изменилась структура уловов, из состава которых в магистральном русле р. Колва исчезли виды рыб, предъявляющие высокие требования к качеству воды, такие как нельма и чир. Закономерное снижение темпов роста и упитанности рыб, относящихся к семейству сиговых, очевидно, можно отнести на счет аварии на нефтепроводе. Не вызывает сомнения, что рост доли рыб с различными нарушениями морфологических структур, выявленных у ряпушки, щуки и в меньшей степени у окуня, также является следствием нефтяного загрязнения. Об этом недвусмысленно свидетельствует анализ рыб, принадлежащих к разным генерациям, при этом наиболее высокий уровень нарушений совпадал по времени с максимальным уровнем загрязнения.

Обнаруженное перераспределение видов рыб в сторону увеличения доли частичковых (язь, окунь и др.) и уменьшение относительной численности сиговых рыб (сиг и ряпушка) в русле р. Колва и ее придаточных системах, например, оз. Веякоты, видимо, можно отнести на счет совокупного воздействия нефтяного загрязнения и иррационального промысла. Об этом же свидетельствует и омоложение возрастной структуры рыб в уловах на всех контрольных участках. Оба этих фактора во многом определяли и определяют современную численность рыб и их ресурсное значение в целом по бассейну р. Печора. Очевидно, что в сложившихся условиях общая рыбопродуктивность водоемов бассейна р. Колва снизилась, как, впрочем, и ее рыбопромысловое и рыбохозяйственное значения. Ухудшение среды обитания рыб не могло не сказаться на их популяционных ресурсах в связи с загрязнением и регулированием многочисленных притоков Колвы разного порядка. Сократились нагульные и нерестовые площади, изменилось биотопическое рас-

пределение рыб. Степень обратимости выявленных негативных процессов и восстановление рыбохозяйственного значения водоемов бассейна р. Колва будут во многом зависеть от «экологичности» нефтяных промыслов и реального исполнения природоохранного законодательства.

В заключение считаем важным акцентировать внимание государственных и частных экологических служб на биологической составляющей проблемы сохранения окружающей среды в районах добычи и транспортировки нефтеуглеводородов. При выработке стратегии развития региона или его экологической политики, разработке и реализации нормативной базы в сфере природопользования и природосбережения необходимо иметь в виду, что базовой целью и задачами остается благополучие (в том числе и обилие) животного мира и успешность его обитания. Это особенно важно, если учитывать, что рыбные ресурсы всегда были в числе приоритетных для жителей севера России и Республики Коми, а рыбный промысел являлся неотъемлемым компонентом быта северных народов.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В результате многолетних исследований сообществ загрязненной нефтью озерно-речной системы выявлены закономерности изменения структурной организации гидробионтов разной таксономической принадлежности, экологических и функциональных групп, имеющие, очевидно, не только долговременный, но и необратимый характер. Экологическая ситуация, сложившаяся в изученном регионе, характеризуется чрезвычайно интенсивным, не имеющим аналогов загрязнением пресноводных экосистем в специфических физико-географических и климатических условиях Севера. Низкие температуры воды, своеобразие речной экосистемы, формирование которой до сравнительно недавнего времени происходило при отсутствии промышленного и другого антропогенного воздействия, обуславливают особенности ее сукцессии в последние десятилетия, ставшие последствием аварийного нефтяного разлива и реабилитационных мероприятий.

Как в начале, так и на всем протяжении наших исследований нефть присутствовала в магистральном русле Колвы и ее притоках в виде пленки на поверхности, сгустков и комков на субстратах. Экстремально высокие концентрации растворенных форм нефтепродуктов в толще воды обнаруживались преимущественно в первые годы после аварии и ежегодно во время весенних или дождевых паводков, приносящих нефтесодержащие фракции с загрязненных территорий вместе с другими поллютантами. О наличии органического загрязнения водотоков свидетельствует повышение бихроматной окисляемости в их водах, что связано с разложением нефтяных углеводородов, интенсифицирующемся при повышении температуры в летний период.

Наибольшие изменения химического состава вод были характерны в период исследований для малых водотоков, где проходили активные мероприятия по очистке береговых склонов и русел от нефти, в том числе был зарегулирован их сток вследствие обустройства гидрозатворов. В водах этих ручьев наблюдалось значительное повышение минерализации, изменение соотношения главных ионов в сторону возрастания ионов хлора и натрия, насыщение воды аммонийным азотом и органическими веществами, в том числе за-

грязняющими. В местах наибольшего загрязнения даже в период открытого русла обнаружено снижение, а иногда и отсутствие растворенного в воде кислорода.

Таким образом, вследствие поступления нефти и реабилитационных мероприятий сообщества р. Колва надолго оказались в условиях, отличающихся от естественных. Ответная реакция различных компонентов биоценозов и гидробионтов разных таксономических уровней изменялась по годам: наблюдаются как особенности быстрого реагирования населения гидробионтов, так и закономерности, связанные с долговременной динамикой его численности и биологических показателей разных видов спустя более десяти лет после аварии. Достаточно уверенно можно выделить некоторые этапы в их динамике, связанные с интенсивностью, продолжительностью и типом загрязнения.

В зоопланктоне мелких изолированных водоемов бассейна загрязненной реки наблюдались негативные явления: гибель популяций ракообразных, формирование представленных одним видом крайне простых по структуре планктонных сообществ. Стимулирующее влияние нефтяного загрязнения проявлялось в увеличении качественных показателей развития и количества животного планктона. В русле реки и ее притоках за весь период после аварии на нефтепроводе в зоопланктоне р. Колва было обнаружено в 5.5 раз большее число видов коловраток и ракообразных, чем в контрольном сообществе 1950-х гг. Увеличение богатства планктонной фауны происходило в послеаварийный период последовательно и достигало наибольшей величины (74 вида) на пятый год после аварии. В этом году в реке по числу видов преобладали организмы-фильтраторы и собиратели: коловратки и кладоцеры. Постоянно в период наших исследований в зоопланктоне реки присутствовало восемь видов, относящихся к эврибионтам и имеющим широкое распространение в палеарктической области. Наибольшие значения численности и биомассы зоопланктона в русле реки в период нефтяного загрязнения превышали контрольные показатели в 1.5 тыс. (численность) и 14 тыс. (биомасса) раз. Увеличение количества планктона происходило за счет роста обилия доминирующих видов, увеличения их числа и значения в водотоке ранее не встречавшихся здесь представителей озерно-прудового фаунистического комплекса. Такая динамика планктонных сообществ связана с межгодовым изменением погодных условий в регионе и влиянием нефтяного загрязнения, в том числе мероприятий по предотвращению его последствий. Наиболее значимым для развития зоопланктона из этих мероприятий оказалось функционирование гидрозатворов на загрязненных притоках реки, в верхних бьефах которых формировались специфичные сообщества гидробионтов, активно участвующие

в очищении среды обитания. Стимулирующее воздействие нефтяного загрязнения на зоопланктон в обследованной реке происходило, на наш взгляд, посредством увеличения кормовой базы потребителей бактериопланктона и детритофагов, которые составляли основу сообщества в водотоке.

Хроническое нефтяное загрязнение и последующие реабилитационные (очистные) мероприятия, в результате которых резко усилились эрозионные процессы, увеличилось поступление взвешенных частиц и нарушились естественные биотопы, привели к снижению в несколько раз количественных показателей развития бентоса в руслах водотоков. Особенно пострадали при этом донные сообщества загрязненных ручьев и участки основного русла р. Колва ниже их устьев, где произошло упрощение структуры донных биоценозов, а также снижение численности и биомассы. Многолетняя динамика развития бентоса свидетельствует об уменьшении его количественных показателей на второй и третий год после аварии. Лишь спустя 10 лет после аварийного разлива нефти структура донных сообществ реки приближается к естественной. В последние годы ведущей группой донных биоценозов становятся вновь личинки хирономид в отличие от послеаварийного периода, когда в донных сообществах в зоне нефтеразлива доминировали малощетинковые черви. При экстремальном загрязнении нефтепродуктами в зообентосе малых рек (притоков р. Колва) происходило сокращение числа таксонов зообентоса, наблюдалось либо аномально высокое развитие личинок хирономид, либо в составе донных сообществ преобладали устойчивые к загрязнениям виды олигохет с невысокой численностью и биомассой.

Направленные изменения рыбного населения затронули не только сообщества локальных акваторий, но оказались характерными для всего бассейна р. Колва и были вызваны комплексным антропогенным воздействием (в том числе антропогенным эвтрофированием). Снижение в уловах доли коммерчески важных видов (сиг, пелядь, чир, европейский хариус) прослеживалось на всех исследованных нами акваториях, прилегающих к осваиваемым нефтяным месторождениям, и было вызвано как загрязнением среды обитания рыб, так и высоким уровнем ее нелегитимного промысла. По истечении 10 лет после аварии на нефтепроводе «облик» рыбной части сообщества в бассейне р. Колва определяли уже не виды, относящиеся к арктическому ихтиокомплексу, преимущественно сиговые рыбы, а представители равнинного бореального фаунистического комплекса, такие как ерш, язь и окунь. В измененных условиях природной среды преимущество получили виды рыб, менее требовательные к качеству воды и донных субстратов (ерш и язь), чья толерантность к внешним воздействиям считается более высокой, нежели видов, представляющих группу лососеобразных рыб.

К последствиям усинских аварий относится потеря ресурсной значимости левобережных ручьев р. Колва, сток которых был зарегулирован. Это в свою очередь привело к их выпадению из ареала воспроизводства рыб и потере нагульных угодий. К числу адресных причин снижения рыбопродуктивности водоемов бассейна р. Колва можно отнести также техногенные изменения структуры естественных биотопов в зоне активного выброса эрозионных материалов, падение численности рыб в первые годы после аварии, снижение показателей роста и упитанности лососеобразных в этот период. К последствиям нефтяного загрязнения, несомненно, можно причислить повышение частоты встречаемости асимметрии билатеральных признаков у ряпушки местной экологической формы и проявление морфологических уродств у щук, обитающих в изолированных водоемах, а также положительный анализ большинства проб мышц рыб на нефтеуглеводороды и данные органолептического анализа в первые годы после аварии 1994 г. Все это позволяет констатировать, что аварии на нефтепроводе привели к снижению рыбопродуктивности загрязненных акваторий и к потере промысловой значимости нижнего течения р. Колва.

В то же время возможно благодаря «высокопарафинистому» составу усинской нефти и ее низкой растворяемости, катастрофических изменений в ихтиофауне не произошло. Гибели рыб не наблюдалось. Не были заблокированы миграции рыб и не изменились их поведенческие реакции. Негативные изменения биологических и популяционных параметров рыб, очевидно, начались еще до усинской аварии, в более ранний период освоения месторождений нефти. Сравнительный анализ ретроспективных материалов и наших данных показал, что, действительно, за прошедшие 50 лет произошло снижение общей рыбопродуктивности ранее промысловых акваторий, наблюдалось постепенное угасание численности лососеобразных рыб, ухудшение их биологических показателей. Последствия для биоты загрязнения нижнего течения рек Колва и Уса явились не прямым результатом самой аварии, а следствием накопления техногенного воздействия разведки и эксплуатации нефтяных месторождений за многие годы.

До настоящего времени природоохранные мероприятия в Усинском р-не были направлены преимущественно на локализацию техногенного загрязнения, реабилитацию территорий в поставарийный период, зачистку болот, водосборов малых водотоков и отдельных озерных систем. При этом предпочтение всегда отдавалось приемам инженерной экологии, таким как предотвращение и ликвидация аварийных выбросов нефтеуглеводородов, обустройство и эксплуатация гидротехнических сооружений, строительство дамб, укрепление переходов транспортных коммуникаций через водотоки и т.п.

Но подобные действия устраняют лишь первопричину загрязнения водных экосистем. В то же время биологическая составляющая проблемы реабилитации выпала из поля зрения экологических служб нефтяных и газовых компаний, а вопросы сохранения и восстановления водных биологических ресурсов так и не стали приоритетными. Оценка качества поверхностных вод или состояния окружающей среды должна определяться по конечному результату – благополучию и обилию животного населения, в том числе видов, требовательных к качеству среды и имеющих высокую коммерческую ценность. Мероприятия же по искусственному воспроизводству рыбных ресурсов имеют не только прогнозируемый экономический эффект, но и огромное, особенно для коренного населения, социально-экономическое значение.

Проблемы сохранения и восстановления водных биологических ресурсов должны решаться по таким основным направлениям, как усиление контроля над несанкционированной добычей рыбы, в том числе и браконьерством, и организация компенсаторных мероприятий, которые связаны с развитием комплекса услуг по искусственному воспроизводству различных популяций промысловых и коммерчески важных видов рыб.

В период подготовки этой монографии к изданию в феврале и марте 2010 г. произошли очередные крупные аварии на нефтепроводах в бассейне р. Колва, следы которых обнаружили лишь в мае, когда нефть с паводковыми водами начала мигрировать мимо населенных пунктов в р. Уса. Количество разлитой нефти официально не оценивалось. Рыбы из весенних уловов приобрели запах нефтеуглеводородов и стали непригодными для питания. Инцидент 2010 г. свидетельствует о продолжающихся нарушениях технологии транспортировки нефти. При сложившейся системе природопользования не приходится делать благоприятные прогнозы о восстановлении природной среды, поддержании качества поверхностных вод в естественном состоянии, а также сохранении или восстановлении биологического разнообразия животных и их ресурсного значения в районах освоения нефтяных месторождений на европейском северо-востоке России. Сходные процессы происходят на всех техногенных территориях Республики Коми и в Большеземельской тундре, где осваиваются геологические ресурсы.

ЛИТЕРАТУРА

Айсаев А.А., Колесников С.Г., Таразанов В.В., Семенов В.С. Сооружения биологической очистки // Фауна аэротенков (Атлас). – Л.: Наука, 1984. – С. 5–12.

Алабастер Дж., Ллойд Р. Критерии качества воды для пресноводных рыб / Пер. с англ. М.: Легкая и пищевая пром-ть, 1984. – 344 с.

Алексеев А.А., Степанова Н.Ю., Латыпова В.З. Особенности распределения нефтепродуктов в водных системах с различными типами донных отложений // Девятый съезд Гидробиологического общества РАН: Тез. докл. – Тольятти, 2006. – Т. 1. – С. 14.

Андронникова И.Н. Структурно-функциональная организация зоопланктона озерных экосистем. – СПб: Наука, 1996. – 189 с.

Арнольд И.Н. Загрязнение вод нефтяными продуктами и его влияние на рыбные богатства. – СПб, 1903. – С. 1–17.

Аршаница Н.М., Лесников Л.А. Паталого-морфологический анализ состояния рыб в полевых и экспериментальных токсикологических исследованиях // Методы ихтиотоксикологических исследований. – Л., 1987. – С. 7–9.

Атлас пресноводных рыб России. Т.1 / Под ред. Ю.С. Решетникова. – М.: Наука, 2002. – 380 с.

Атлас Коми АССР. – М., 1964. – 112 с.

Балушкина Е.В. Функциональное значение личинок хирономид в континентальных водоемах. – Л.: Наука, 1987. – 185 с.

Балушкина Е.В. Критерии и методы оценки уровня антропогенной нагрузки и качества воды // Малые реки: Современное экологическое состояние, актуальные проблемы: Тез. докл. Междунар. конф. – Тольятти, 2001. – С. 19–20.

Балушкина Е.В., Винберг Г.Г. Зависимость между массой и длиной тела планктонных ракообразных // Экспериментальные и полевые исследования биологических основ продуктивности озер. – Л.: Зоол. ин-т АН СССР, 1979. – С. 58–72.

Барановская В.К. Зоопланктон Харбейских озер Большеземельской тундры // Продуктивность озер восточной части Большеземельской тундры. – Л., 1976. – С. 90–101.

Барановская В.К. Зоопланктон реки Усы в зоне проектирования газопровода Ямал-центр // Биологические последствия хозяйственного освоения водоемов европейского Севера. – Сыктывкар, 1995. – С. 115–128. – (Тр. Коми НЦ УрО РАН; № 142).

Барановская В.К., Фефилова Е.Б. Зоопланктон рек Ухта и Ижма в условиях антропогенного загрязнения // Биологические последствия хозяйственного освоения водоемов европейского Севера. – Сыктывкар, 1995. – С. 103–114. – (Тр. Коми НЦ УрО РАН; № 142).

Баренбойм Г.М., Ерцев Г.Н., Таскаев А.И. и др. Мониторинг окружающей среды в зоне аварии // Опыт ликвидации аварийных разливов нефти в Усинском районе Республики Коми (Материалы реализации проекта). – Сыктывкар, 2000. – С. 83–146.

Батурина М.А. Малощетинковые черви (Oligochaeta) в условиях трансформации водных экосистем бассейна р. Печора (на примере рек Ухта и Колва): Дис. ... канд. биол. наук. – Сыктывкар, 2001. – 206 с.

Белкина Н.А., Рыжаков А.В., Тимакова Т.М. Распределение и трансформация нефтяных углеводородов в донных отложениях Онежского озера // Водные ресурсы, 2008. – Т. 35. – № 4. – С. 472–481.

Беляков В.П. Воздействие загрязнения нефтепродуктами на сообщества макрозообентоса озер Большеземельской тундры // Биологические ресурсы Белого моря и внутренних водоемов европейского Севера: Тез. докл. Междунар. конф. – Петрозаводск, 1995. – С. 122–123.

Бигон М., Харпер Дж., Таунсенд К. Экология. Особи, популяции и сообщества / Пер. с англ. М.: Мир, 1987. – Т. 2. – 447 с.

Биологическое разнообразие континентальных водоемов в естественных и трансформированных экосистемах европейского Северо-Востока / Рук. фонды Коми НЦ УрО РАН. – Сыктывкар, 2005. – 340 с.

Биологические последствия хозяйственного освоения водоемов Европейского Севера / Отв. редактор А.Б. Захаров. – Сыктывкар, 1995. – 134 с. – (Тр. Коми НЦ УрО РАН; № 142).

Богатов В.В. Экология речных сообществ российского Дальнего Востока. – Владивосток: Дальнаука, 1994. – 208 с.

Бознак Э.И., Захаров А.Б. Изменение структуры рыбного населения озер Большеземельской тундры в условиях хозяйственного освоения // Биологические ресурсы Белого моря и внутренних водоемов европейского Севера: Матер. докл. IV (XXVII) Междунар. конф. – Вологда, 2005. – Ч. 1. – С. 65–67.

Бреховских В.Ф., Волкова З.В., Колесниченко Н.Н. Проблемы качества поверхностных вод в бассейне Северной Двины. – М.: Наука, 2003. – 233 с.

Брусынина И.И., Смирнов Ю.Г., Добринская Л.А., Уварова В.И. К изучению нефтяного загрязнения притоков нижней Оби // Изучение экологии водных организмов восточного Урала. – Свердловск, 1992. – С. 3–19.

Бульон В.В. Первичная продукция планктона внутренних водоемов // Тр. ЗИН АН СССР. – Л., 1983. – Т. 98. – С. 32–61.

Варпаховский Н.А. Рыбный промысел в среднем течении р. Печоры. – СПб.: Департамент земледелия, 1900. – 56 с.

Винберг Г.Г. Первичная продукция водоемов. – Минск, 1960. – С. 5–47.

Винберг Г.Г. Биологическая продуктивность северных озер // Тр. ЗИН АН СССР. – Л., 1975. – Т. 56. – С. 207–218.

Виноградов Г.А., Березина Н.А., Лаптева Н.А., Жариков Г.П. Использование структурных показателей бактерио- и зообентоса для оценки качества донных отложений (на примере водоемов Верхневолжского бассейна) // Водные ресурсы, 2002. – Т. 29. – № 3. – С. 329–336.

Власова Т.А. Химизм поверхностных вод бассейна р. Усы // Рыбы бассейна р. Усы и их кормовые ресурсы. – М.-Л.: Изд-во АН СССР, 1962. – С. 16–38.

Власова Т.А. Газовый режим вод и соединения биогенных элементов в водоемах бассейнов рек Печоры и Вычегды // Биология северных рек на древнеозерных низинах. – Сыктывкар: Коми кн. изд-во, 1971. – С. 3–16.

Власова Т.А. Гидрохимия главных рек Коми АССР. – Сыктывкар, 1988. – 152 с.

Волкова К.Р. Восстановление качества поверхностных вод, загрязненных в результате аварийных сбросов растворенными нефтепродуктами: Автореф. дис. ... канд. техн. наук. – Екатеринбург, 2006. – 23 с.

Воробьев Д.С. Влияние нефти и нефтепродуктов на макрозообентос // Известия Томского политехнического ун-та. – Томск, 2006. – Т. 309. – № 3. – С. 42–45.

Воробьев Д.С., Залозный Н.А., Лушников С.В. Биоиндикационная оценка эффективности технологии очистки донных отложений от нефти: Тез. докл. Междунар. конф. – СПб, 2006. – С. 32–33.

Гидрологическая изученность. Ресурсы поверхностных вод СССР. Т. 3. Северный край. – Л.: Гидрометеоиздат, 1965. – С. 613.

Горбачкий Г.В. Северная полярная область. – Л.: Изд-во ЛГУ, 1964. – 233 с.

Горайнова Л.И., Карпичева О.В., Копытева Л.Н. и др. Неберджаевское водохранилище в первые восемь лет существования // Гидробиол. журн., 1969. – Т. 5. – № 6. – С. 56–63.

ГОСТ 17.1.4.01–80. Охрана природы. Гидросфера. Общие требования к методам определения нефтепродуктов в природных и сточных водах. – М.: Изд-во стандартов, 1993. – 15 с.

ГОСТ 17.1.3.07–82. Охрана природы. Гидросфера. Правила контроля качества воды водоемов и водотоков. – М.: Изд-во стандартов, 1982. – 12 с.

ГОСТ 17.1.5.05–85. Охрана природы. Гидросфера. Общие требования к отбору проб поверхностных и морских вод, льда и атмосферных осадков. – М.: Изд-во стандартов, 1993. – 3 с.

ГОСТ Р 51592–2000. Вода. Общие требования к отбору проб. – М.: ИПК Изд-во стандартов, 2000. – 32 с.

Государственный водный кадастр. Ежегодные данные о качестве поверхностных вод суши. – Т. 1 (28). – Вып. 9. – Архангельск, 1984, 1986–1992.

Государственный водный кадастр. Многолетние данные о режиме и ресурсах поверхностных вод суши. – Л.: Гидрометеоиздат, 1985. – Т. 1. – Вып. 9. – 150 с.

Государственный водный кадастр. Многолетние данные о режиме и ресурсах поверхностных вод суши. – Л.: Гидрометеиздат, 1998. – Т. 1(28). – Вып. 9. – 967 с.

Государственный доклад о состоянии окружающей природной среды Республики Коми в 1993 г. // Коллектив авторов. – Сыктывкар, 1994. – 85 с.

Государственный доклад о состоянии окружающей природной среды Республики Коми в 1994 г. // Коллектив авторов. – Сыктывкар, 1995. – 225 с.

Государственный доклад о состоянии окружающей природной среды Республики Коми в 1995 г. // Коллектив авторов. – Сыктывкар, 1996. – 200 с.

Государственный доклад о состоянии окружающей природной среды Республики Коми в 1996 г. // Коллектив авторов. – Сыктывкар, 1997. – 145 с.

Государственный доклад о состоянии окружающей природной среды Республики Коми в 1997 г. // Коллектив авторов. – Сыктывкар, 1998. – 81 с.

Государственный доклад о состоянии окружающей природной среды Республики Коми в 1998 г. // Коллектив авторов. – Сыктывкар, 1999. – 257 с.

Гидрохимический бюллетень. Материалы наблюдений за загрязненностью поверхностных вод на территории деятельности Северного управления гидрометслужбы. – Архангельск, 1982, 1983. – № 58–62.

Гримм О. О губительном влиянии нефти на рыб и мерах противодействия этому // Вестник рыбопромышленника, 1891. – Т. 6. – № 12. – С. 7–12.

Губинова М. В. Проблемы восстановления поверхностных водных объектов как среды обитания гидробионтов Усинского района // Экологические работы на месторождениях нефти Тимано-Печорской провинции. Состояние и перспективы: Матер. III науч.-практ. конф. – Сыктывкар, 2004. – С. 135–139.

Данилевский Н.Я. Рыбные и звериные промыслы в Белом и Ледовитом морях // Исследование о состоянии рыболовства в России. – СПб., 1862. – Т. VI. – 257с.

Драбкова В.Г. Продукционно-гидробиологические исследования во внутренних водоемах. – Л., 1986. – С. 39–43.

Дубовская О.П. Не связанная с хищниками смертность планктонных ракообразных, ее возможные причины (обзор литературы) // Журн. общей биологии, 2009. – Т. 70. – № 2. – С. 168–192.

Ерофейчев И.П. Рыбный промысел Печоры Архангельской губернии. – Архангельск: Изд-во кооперативного товарищества «Призыв», 1926. – С. 1–92.

Жильцова Л.А., Тесленко В.А. Веснянки (Plecoptera) // Определитель пресноводных беспозвоночных России и сопредельных территорий. – СПб., 1997. – Т. 3. – С. 248–264.

Захаров А.Б., Крылова В.Д., Осипова Т.С. Итоги и перспективы интродукции северодвинской стерляди *Acipenser puthenus* в бассейн Печоры // *Вопр. ихтиологии*, 1998. – Т. 38. – № 6. – С. 825–829.

Захаров А.Б., Пархачев А.Н., Туманов М.Д., Камалов В.Ш. Влияние гидрозатворов на рыбное население малых водотоков в условиях техногенного загрязнения // *Вест. ИБ*, 2002. – № 3(53). – С. 7–11.

Захаров А.Б., Пономарев В.И., Таскаев А.И. Рыбные ресурсы крупных речных систем европейской части Арктики России и перспективы развития рыбного хозяйства // *Север: арктический вектор социально-экологических исследований* / Отв. ред. В.Н. Лаженцев (Научный совет РАН по вопросам рационального развития; Коми научный центр УрО РАН). – Сыктывкар, 2008. – С. 329–349.

Захаров А.Б., Сидоров Г.П. Рыбы // *Состояние изученности природных ресурсов Республики Коми*. – Сыктывкар, 1997. – С. 65–72.

Захаров А.Б., Таскаев А.И. Рыбные ресурсы континентальных водоемов Республики Коми в районах добычи и транспортировки нефтеуглеводородов // *Теоретическая и прикладная экология*, 2009. – № 2. – С. 23–29.

Захаров А.И., Таскаев А.И., Шубин Ю.П. Состояние водных экосистем в районах добычи и транспортировки нефтеуглеводородов // *Экологические работы на месторождениях нефти Тимано-Печорской провинции. Состояние и перспективы: Матер. Науч.-практ. конф. (19–20 декабря 2000 г., Сыктывкар)*. – Сыктывкар, 2000. – С. 36–38.

Захаров А.Б., Таскаев А.И., Осипова Т.С. Рыбное хозяйство Республики Коми. Состояние и перспективы // *Биологические ресурсы Белого моря и внутренних водоемов европейского Севера: Матер. третьей (XXVI) Междунар. конф.* – Сыктывкар, 2005. – С. 86–100.

Захаров А.Б., Туманов М.Д., Шалаев С.Н. Сибирский осетр *Acipenser baerii* Brandt в реке Печора // *Вопр. ихтиологии*, 2007. – Т. 47. – № 2. – С. 196–201.

Захаров А.Б., Шубин Ю.П., Лоскутова О.А., Фефилова Е.Б. Экологическая эффективность мероприятий по механической очистке водотоков при аварийных разливах нефти // *Водные организмы в естественных и трансформированных экосистемах Европейского Северо-Востока*. – Сыктывкар, 2002. – С. 84–89. – (Тр. Коми НЦ УрО РАН; № 170).

Захаров В.М. Асимметрия животных (популяционно-фенетический подход). – М.: Наука, 1987. – 215 с.

Захаров В.М. Описание методологии биотест // *Биотест: интегральная оценка здоровья экосистемами отдельных видов*. – М., 1993. – 79 с.

Захаров В.М., Жданова Н.П., Кирик Е.Ф., Шкиль Ф.Н. Онтогенез и популяция: оценка стабильности развития в природных популяциях // *Онтогенез*, 2001. – Т. 32. – № 6. – С. 404–421.

Захаров В.М., Чубинишвили А.Т., Дмитриев С.Г. и др. *Здоровье среды: практика оценки*. – М.: ЦЭПР, 2000. – 317 с.

Зверева О.С. Гидрографическое описание речных бассейнов // *Производительные силы Коми АССР*. – М.: Изд-во АН СССР, 1955. – Т. II. – Ч. II. Водные ресурсы. – С. 27–45.

Зверева О.С. Гидробиологическая характеристика р. Усы и озер ее долин // Рыбы бассейна р. Усы и их кормовые ресурсы. – М.-Л.: Изд-во АН СССР, 1962. – С. 253–263.

Зверева О.С. Особенности биологии главных рек Коми АССР. – Л.: Наука, 1969. – 279 с.

Зверева О.С., Кучина Е.С., Остроумов Н.А. Рыбы и рыбный промысел среднего и нижнего течения Печоры. – М.: Изд-во АН СССР, 1953. – 230 с.

Зверева О.С., Кучина Е.С., Соловкина Л.Н. Особенности гидробиологии бассейна р. Усы и его рыбохозяйственное значение // Рыбы бассейна реки Усы и их кормовые ресурсы. – М.-Л.: Наука, 1962. – С. 269–275.

Иванова Е.Н., Полинцева О.А. Почвы Европейских тундр // Тр. Коми фил. АН СССР, 1952. – Вып. 1. – С. 15–22.

Камшилов М.М., Флеров Б.А. Экспериментальное исследование фенольного отравления гидробионтов и деструкции фенола в модельных биоценозах // Влияние загрязняющих веществ на гидробионтов и экосистемы водоемов. – Л.: Наука, 1979. – С. 168–176.

Корпакова И.Г., Кленкин А.А., Павленко Л.Ф., Губинова М.В. Загрязнение водотоков усинского района, находящихся под влиянием нефтяных разработок // Биологические ресурсы Белого моря и внутренних водоемов европейского Севера: Матер. четвертой (XXVII) Междунар. конф. Ч. 1. – Вологда, 2005а. – С. 211–214.

Корпакова И.Г., Кленкин А.А., Цыбульский И.Е., Виноградов А.Ю. Связь биохимических показателей бентосоядных рыб с уровнем загрязнения компонентов экосистемы бассейна р. Колва // Биологические ресурсы Белого моря и внутренних водоемов европейского Севера: Матер. четвертой (XXVII) Междунар. конф. Ч.1. – Вологда, 2005б. – С. 214–216.

Кашулин Н.А., Лукин А.А., Амудсен П.А. Рыбы пресных вод субарктики как биоиндикаторы техногенного загрязнения. – Апатиты, 1999. – 142 с.

Кирьянова Е.С. Нематоды (Nematodes) и волосатики (Nematomorpha) в пище рыб // Рыбы бассейна р. Усы и их кормовые ресурсы. – М.-Л.: Изд-во АН СССР, 1962. – С. 212–219.

Клюге Н.Ю. Поденки (Ephemeroptera) // Определитель пресноводных беспозвоночных России и сопредельных территорий. – СПб., 1997. – Т. 3. – С. 176–220.

Кононова О.Н. Зоопланктон реки Вычегда (Республика Коми) // Биология внутренних вод, 2009. – № 2. – С. 47–55.

Красная книга Республики Коми / Под ред. А.И. Таскаева. – Сыктывкар, 2009. – 792 с.

Красная книга Российской Федерации: (Животные). – М.: АСТ, Астрель, 2001. – 860 с.

Крылов А.В., Малин М.И., Цветков А.И. и др. Краевой эффект в зоне выклинивания подпора вод малого притока равнинного водохранилища // Проблемы изучения краевых структур биоценозов: Матер. 2-й Всерос. науч. конф. с междунар. участием. – Саратов, 2008. – С. 50–54.

Кряжева Н.Г., Чистякова Е. К., Захаров В.М. Анализ стабильности развития березы повислой в условиях химического загрязнения // Экология, 1996. – № 6. – С. 441–444.

Кудерский Л.А. Экология и биологическая продуктивность водохранилищ. – М., 1986. – 64 с.

Кузнецов С.И. Роль микроорганизмов в круговороте веществ в озерах. – М.: Изд-во АН СССР, 1952. – С. 250–266.

Куликова Т.П. Зоопланктон водных объектов бассейна Онежского озера. – Петрозаводск: Кар. НЦ РАН, 2007а. – 223 с.

Куликова Т.П. Бассейн реки Каменной. Характеристика биоценозов. Зоопланктон // Состояние водных объектов Республики Карелия. По результатам мониторинга 1998–2006 гг. – Петрозаводск: Кар. НЦ РАН, 2007б. – С. 131–133.

Кутикова Л.А. Класс Коловратки // Фауна аэротенков (Атлас). – Л.: Наука, 1984. – С. 187–242.

Кучина Е.С. Химизм поверхностных вод // Производительные силы Коми АССР. – М.: Изд-во АН СССР, 1955. – Т. II. – Ч. II. – С. 138–170.

Кучина Е.С. Ихтиофауна притоков р. Усы // Рыбы бассейна р. Усы и их кормовые ресурсы. – М.-Л.: Изд-во АН СССР, 1962. – С. 176–211.

Кучина Е.С., Соловкина Л.Н. Особенности биологии и промысел рыб реки Колвы // Тр. Коми фил. АН СССР, 1959. – № 8. – С. 85–100.

Лазарева В.И. Сравнительный анализ состава и обилия летнего зоопланктона Рыбинского водохранилища в 1987–1988 и 1997–2004 гг. // Биологические ресурсы пресных вод: беспозвоночные. – Рыбинск: Изд-во ОАО «Рыбинский дом печати», 2005. – С. 182–224.

Лазарева В.И., Лебедева И.М., Овчинникова Н.К. Изменение в сообществе зоопланктона Рыбинского водохранилища за 40 лет // Биология внутренних вод, 2001. – № 4. – С. 62–73.

Лоскутова О.А. Веснянки тиманских и уральских рек в условиях техногенного загрязнения // Биологические последствия хозяйственного освоения водоемов Европейского Севера. – Сыктывкар, 1995. – С. 91–102. – (Тр. Коми НЦ УрО РАН; № 142).

Лоскутова О.А. Воздействие загрязнения нефтепродуктами на сообщества зообентоса рек бассейна Печоры: Тез. докл. науч.-техн. конф. – Екатеринбург, 1999. – С. 90–91.

Лоскутова О.А., Фефилова Е.Б. Зоопланктон и зообентос рек Печорского бассейна в условиях аварийного загрязнения нефтепродуктами // Водное хозяйство России: проблемы, технологии, управление, 2004. – Т. 6. – Вып. 2. – С. 146–162.

Лукин А.А., Даувальтер В.А., Новоселов А.П. Экосистема Печоры в современных условиях. – Апатиты, 2000. – 192 с.

Лукьяненко В.И. Токсикология рыб. – М.: Наука, 1967. – 247 с.

Лукьяненко В.И. Общая ихтиотоксикология. – М.: Легкая и пищевая пром-сть, 1983. – 320 с.

Лукьяненко В.И. Экологические аспекты в ихтиотоксикологии. М.: Агропромиздат, 1987. – 240 с.

Лушников С.В., Воробьев Д.С., Фадеев В.Н. Экспериментальные работы по очистке донных отложений и воды озера Щучье от нефтепродуктов, загрязненных в результате аварийных разливов нефти (Усинский район, Республика Коми) // Экологические работы на месторождениях нефти

Тимано-Печорской провинции. Состояние и перспективы: Матер. III науч.-практ. конф. – Сыктывкар, 2004. – С. 139–142.

Макарцева Е.С., Прилежаев И.Д. Зоопланктон и его продукция // Особенности структуры экосистем озер Крайнего Севера (на примере озер Большеземельской тундры). – СПб.: Наука, 1994. – С. 146–168.

Макарченко Е.А. Семейство Chironomidae – комары-звонцы // Определитель насекомых Дальнего Востока России. Т. VI. Двукрылые и блохи. Ч. 4. – Владивосток: Дальнаука, 2006. – С. 204–734.

Макрушин А.В. Библиографический указатель по теме «Биологический анализ качества вод» с приложением списка организмов – индикаторов загрязнения. – Л., 1974. – 52 с.

Метелев В.В., Канаев А.И., Дзасохова Н.Г. Водная токсикология. – М.: Агропромиздат, 1971. – 248 с.

Мина М.В. Микроэволюция рыб. – М.: Наука, 1986. – 207 с.

Мионов О.Г. Биологические проблемы нефтяного загрязнения морей // Гидробиол. журн., 2000. – Т. 36. – № 1. – С. 82–96.

Михайлова Л.В. Разработка нормативов загрязняющих веществ в донных грунтах (на примере нефти) // Восьмой съезд Гидробиологического общества РАН: Тез. докл. – Калининград, 2001. – Т. II. – С. 152–153.

Михайлова Л.В., Жерновникова Г.А., Рукосуева Г.П. Влияние нефти на рыбу и водных беспозвоночных // Рыбное хозяйство, 1977. – № 6. – С. 34–36.

Михайлова Л.В., Исаченко-Боме Е.А. Изменение качественного и количественного состава зообентоса реки Ватинский Еган в связи с антропогенным воздействием // Чистая вода: Тез. докл. науч.-практ. семинара. – Тюмень, 1998. – С. 42–43.

Монаков А.В. Питание и пищевые взаимоотношения пресноводных копепоид. – Л.: Наука, 1976. – 170 с.

Нельсон-Смит А. Нефть и экология моря. – М.: Прогресс, 1977. – 302 с.

Никольский Г.В. Экология рыб. – М.: Высшая школа, 1974. – 367 с.

Никольский Г.В., Громчевская Н.А., Морозова Г.И., Пикулева В.А. Рыбы бассейна Верхней Печоры. – М.: Изд-во МОИП, 1947. – 224 с.

Новоселов А.П. Современное состояние рыбной части сообществ в водоемах европейского северо-востока России: Автореф. дис. ... докт. биол. наук. – М., 2000. – 50 с.

Оберман Н.Г., Шеслер И.Г., Рубцов А.И. Экогеология Республики Коми и восточной части Ненецкого автономного округа / Под ред. Н.Г. Обермана, А.И. Таскаева, В.М. Макова. – Сыктывкар: Пролог Плюс, 2004. – 256 с.

Определитель зоопланктона и зообентоса пресных вод Европейской России. Т. 1. Зоопланктон / Под ред. В.Р. Алексеева, С.Я. Цалолихина. – М.: Товарищество научных изданий КМК, 2010. – 495 с.

Определитель пресноводных беспозвоночных России и сопредельных территорий. Т. 2. Высшие насекомые. – СПб.: Наука, 2001. – 836 с.

Оценить состояние среды и биоты речной системы печорского бассейна (р. Колва) в районе эксплуатируемого Усинского месторождения нефти // Отчет о научно-исследовательской работе ФГУП «АзНИИРХ». – Ростов-на-Дону, 2003. – 84 с.

Оценка многофакторного антропогенного загрязнения на состояние экосистем поверхностных вод Республики Коми. Экология. Токсикология. Водопользование / Рук. фонд Коми НИЦ УрО РАН. – Сыктывкар, 1993. – 85 с. – (Ф. 3. Оп. 2. Д. 566).

Патин С.А. Влияние загрязнений на биологические ресурсы и продуктивность Мирового океана. – М.: Пищевая пром-сть, 1979. – 304 с.

Пареле Э.А. Олигохетофауна как показатель сапробности малых рек // Гидробиологический режим малых рек в условиях антропогенного воздействия. – Рига, 1981. – С. 127–135.

Пареле Э.А., Астапенко Е.Б. Тубифициды (*Oligochaeta: Tubificidae*) – индикаторы качества водоема // Известия АН Латв. ССР, 1975. – № 9. – С. 44–49.

Перечень рыбохозяйственных нормативов: предельно допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно безопасных уровней воздействия (ОБУВ) вредных веществ для воды водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение. – М.: Изд-во ВНИРО, 1999. – 304 с.

Пономарев В.И. Разнообразие рыбного населения реки Печора (Печоро-Ильчский заповедник) // Труды Печоро-Ильчского заповедника. – Сыктывкар, 2005. – Вып. 14. – С. 268–276.

Пономарев В.И., Захаров А.Б., Шалаев С.Н. О нахождении речной камбалы *Platichthys flesus* L. в реке Печоре // Вопросы ихтиологии, 1998. – Т. 38. – № 2. – С. 278–279.

Пономарев В.И., Сидоров Г.П. Обзор ихтиологических и рыбохозяйственных исследований в бассейне реки Печора // Водные организмы в естественных и трансформированных экосистемах европейского Северо-Востока. – Сыктывкар, 2002. – С. 5–33. – (Тр. Коми НИЦ УрО РАН; № 170).

Пономарев В.И., Юркин О.М. Новые данные по ихтиофауне бассейна реки Уса // Экологические аспекты сохранения видового разнообразия на Европейском Севере. – Сыктывкар, 1996. – С. 86–89. – (Тр. Коми НИЦ УрО РАН; № 148).

Попова Э.И. Сравнительная гидробиологическая характеристика рек Колвы и Косью (бассейн р. Печоры) по исследованиям 1955–1956 гг. // Тр. VI совещ. по проблемам биологии внутренних вод. – М.-Л.: Изд-во АН СССР, 1959а. – С. 182–188.

Попова Э.И. Материалы к гидробиологии р. Колвы // Тр. Коми фил. АН СССР. – Сыктывкар, 1959б. – № 8. – С. 69–83.

Попова Э.И. Результаты гидробиологических исследований в системе притоков р. Усы // Рыбы бассейна р. Усы и их кормовые ресурсы. – М.-Л.: Изд-во АН СССР, 1962. – С. 136–175.

Правдин И.Ф. Руководство по изучению рыб. – М.: Пищевая пром-сть, 1966. – 376 с.

Производительные силы Коми АССР. АН СССР, 1955. – Т. II. – Ч. II. Водные ресурсы. – 191 с.

Протасов А.А. Речной и озерный континуумы: попытка анализа и синтеза // Биология внутренних вод, 2008. – № 2. – С. 3–11.

Ратушняк А.А., Андреева М.Г., Латыпова В.З., Гарипова Л.Г. Токсическое действие нефти и продуктов ее переработки на *Daphnia magna* Straus // Гидробиол. журн., 2000. – Т. 36. – № 6. – С. 92–101.

Решетников Ю.С., Попова О.А., Стерлигова О.П. и др. Изменение структуры рыбного населения эвтрофируемого водоема. – М.: Наука, 1982. – 247 с.

Рыжков Л.П. Морфофизиологические закономерности и трансформация вещества и энергии в раннем онтогенезе пресноводных лососевых рыб. – Петрозаводск: Карелия, 1976. – 288 с.

Сафаров А.М., Колчина А.А., Сафарова В.И., Кудашева Ф.Х. Особенности локализации нефтяных загрязнений на реках, связанные с последствиями аварий на подводных нефтепроводах // Нефтегазовое дело, 2005. – <http://www.ogbus.ru>. – 12 с.

Север европейской части СССР. – М.: Наука, 1966. – 450 с.

Семенченко В.П. Принципы и системы биоиндикации текучих вод. – Минск, 2004. – 124 с.

Семенченко В.П., Мороз М.Д., Тищиков И.Г. Использование структурных показателей сообщества макрозообентоса для биоиндикации качества текучих вод // Гидробиол. журн., 2006. – Т. 42. – № 5. – С. 57–65.

Сидоров Г.П. Рыбные ресурсы Большеземельской тундры. – Л.: Наука, 1974. – 164 с.

Сидоров Г.П. Влияние разработки рассыпных месторождений на ихтиофауну // Влияние разработки россыпных месторождений Приполярного Урала на природную среду. – Сыктывкар, 1994. – С. 120–124.

Сидоров Г.П. Управление ресурсами лососевидных рыб в бассейне Печоры // Биологические последствия хозяйственного освоения водоемов европейского Севера. – Сыктывкар, 1995. – С. 5–19. – (Тр. Коми НЦ УрО РАН; № 142).

Сидоров Г.П. Ихтиофауна Большеземельской тундры и ее рыбохозяйственные возможности // Возобновимые ресурсы водоемов Большеземельской тундры. – Сыктывкар, 2002. – С. 79–94. – (Тр. Коми НЦ УрО РАН; № 169).

Скворцов В.В. Сообщества мейобентоса озер Большеземельской тундры в условиях воздействия нефтяного загрязнения // Биологические ресурсы Белого моря и внутренних водоемов европейского Севера: Тез. докл. Междунар. конф. – Петрозаводск, 1995. – С. 164–165.

Смирнов Н.Н. Биология ветвистоусых ракообразных. Зоология беспозвоночных. – М., 1975. – Т. 3. – 118 с.

Соловкина Л.Н. Материалы по ихтиофауне р. Усы // Тр. Коми филиала АН СССР. Сыктывкар, 1956. – № 4. – С. 132–141.

Соловкина Л.Н. Особенности ихтиофауны бассейна р. Усы в связи с его четвертичной историей // Тр. Коми фил. АН СССР, 1960. – № 9. – С. 37–47.

Соловкина Л.Н. Рыбы Коми АССР, их рациональное использование и охрана // Охрана природы Коми АССР. – Сыктывкар, 1961. – С. 106–112.

Соловкина Л.Н. Рыбы среднего и нижнего течения р. Усы // Рыбы бассейна р. Усы и их кормовые ресурсы. – М.-Л.: Изд-во АН СССР, 1962. – С. 88–135.

Соловкина Л.Н. Рыбные ресурсы Коми АССР. – Сыктывкар, 1975. – 168 с.

Старобогатов Я.И., Прозорова Л.А., Богатов В.В., Саенко Е.М. Определитель пресноводных беспозвоночных России и сопредельных территорий. Т. 6. Моллюски. – СПб., 2004. – С. 9–439.

Столбунова В.Н. Зоопланктоценозы прибрежных мелководий водохранилищ Верхней Волги // Биологические ресурсы пресных вод: беспозвоночные. – Рыбинск: Изд-во ОАО «Рыбинский дом печати», 2005. – С. 357–373.

Таскаев А.И., Шубин Ю.П., Попов А.Н. и др. Изменения в сообществах гидробионтов бассейна реки Колва после аварии на нефтепроводе // Экологические работы на месторождениях нефти Тимано-Печорской провинции. Состояние и перспективы: Матер. III науч.-практ. конф. (г. Ухта, 6–9 сентября 2004 г.). – Сыктывкар, 2004. – С. 215–228.

Таскаев А.И., Захаров А.Б., Хорошкеев Н.И. Водные биологические ресурсы континентальных водоемов в районах добычи и транспортировки нефтеуглеводородов // Региональная экологическая политика в условиях существующих приоритетов развития нефтегазодобычи: Матер. I съезда экологов нефтяных регионов. – Ханты-Мансийск, 2007. – С. 187–196.

Тимм Т. Малощетинковые черви (Oligochaeta) водоемов Северо-Запада СССР. – Таллин, 1987. – 298 с.

Тимакова Т.М., Белкина Н.А. Последствия аварийного загрязнения нефтепродуктами донных отложений Петрозаводской губы Онежского озера // Девятый съезд Гидробиологического общества РАН: Тез. докл. – Тольятти, 2006. – Т. 1. – С. 191.

Тойкка М.А. Микроэлементы в горных и почвообразующих породах северо-запада и севера европейской части СССР // Микроэлементы в биосфере Карелии и сопредельных районов. – Петрозаводск, 1976. – С. 5–66.

Толмачев В.А. Гидрохимическая характеристика поверхностных вод Коми АССР и опыт их районирования // Рук. фонды Коми фил. АН СССР. – Сыктывкар, 1946. – 527 с.

Туманов М.Д., Шубин Ю.П. Оценка экологической ситуации в бассейне р. Усы (приток Печоры I порядка) после аварии нефтепровода по данным анализа флуктуирующей асимметрии // Биологические ресурсы Белого моря и внутренних водоемов европейского Севера: Тез. докл. II Междунар. конф. – Петрозаводск, 1999. – С. 64–65.

Унифицированные методы исследования качества вод. Часть IV. Методы биологического и микробиологического анализа вод. Раздел 2. – М., 1966. – 171 с.

Устойчивое развитие Печорского региона в изменяющихся условиях природы и общества / Под ред. П. Кури, В. Пономарева, О. Хабэка. – Сыктывкар, 2005. – 74 с.

Фальковская Л.Н., Каминский В.С., Пааль Л.Л., Грибовская И.Ф. Основы прогнозирования качества поверхностных вод. – М., 1982. – 181 с.

Фефилова Е.Б., Лоскутова О.А., Соколова Н.П. Влияние гидротехнических сооружений на развитие водных беспозвоночных в малых водотоках бассейна реки Колвы // Экология северных территорий России. Проблемы, прогноз ситуации, пути развития, решения: Матер. Междунар. конф. – Архангельск, 2002. – Т. 1. – С. 851–856.

Финогенова Н.П. *Oligochaeta* // Определитель пресноводных беспозвоночных России и сопредельных территорий. – СПб., 1994. – Т. 1. – С. 112–134.

Финогенова Н.П. К изучению малоцетинковых червей бассейна р. Усы // Рыбы бассейна реки Усы и их кормовые ресурсы. – М.-Л.: Изд-во АН СССР, 1962. – С. 219–225.

Холмогорова Н.В. Динамика структуры макрозообентоса в условиях нефтяного загрязнения донных отложений малых рек Удмуртии // Вестн. Томского ун-та, 2007. – № 304. – С. 187–190.

Хохлова Л.Г. Современное состояние водотоков бассейна р. Мезень // Трансформация экосистем Севера в зоне заготовки древесины. – Сыктывкар, 1997. – С. 100–117. – (Тр. Коми НЦ УрО РАН; № 154).

Хохлова Л.Г. Гидрохимическая изученность поверхностных вод Большеземельской тундры // Возобновимые ресурсы водоемов Большеземельской тундры. – Сыктывкар, 2002. – С. 5–14. – (Тр. Коми НЦ УрО РАН; № 169).

Хохлова Л.Г., Лешко Ю.В. Гидрохимические и гидробиологические особенности ручьев в зоне влияния нефтеперерабатывающего завода // Вестн. ИБ, 2002. – № 10(60). – С. 29–30.

Хохлова Л.Г., Стенина А.С. Экологическое состояние поверхностных вод в бассейне реки Новая Нерута (район мыса Болванский Нос) // Биоразнообразие наземных и водных экосистем охраняемых территорий Малоземельской тундры и прилегающих районов. – Сыктывкар, 2005. – С. 77–87. – (Тр. Коми НЦ УрО РАН; № 176).

Цаллолихин С.Я. *Gastrotricha, Nematoda* // Определитель пресноводных беспозвоночных России и сопредельных территорий. – СПб., 1994. – Т. 1. – С. 84–100.

Шилова А.И. Хирономиды Рыбинского водохранилища. – Л., 1976. – 251 с.

Шитиков В.К., Розенберг Г.С., Зинченко Т.Д. Количественная гидроэкология: методы, критерии, решения. – М.: Наука, 2005. – Кн. 1. – 281 с.

Шубин Ю.П., Пономарев В.И. Холлистическая оценка состояния ихтиофауны тиманской реки Ухта (бассейн реки Печора) // Биологические последствия хозяйственного освоения водоемов европейского Севера. – Сыктывкар, 1995. – С. 20–29. – (Тр. Коми НЦ УрО РАН; № 142).

Шубин Ю.П., Туманов М.Д., Захаров А.Б. Динамика численности разных видов рыб на загрязненном нефтью приустьевом участке реки Колва // Биологические ресурсы Белого моря и внутренних водоемов европейского Севера: Тез. докл. Междунар. конф. – Сыктывкар, 2003. – С. 98.

Шубин Ю.П., Таскаев А.И., Захаров А.Б. и др. Состояние рыбных ресурсов и их искусственное воспроизводство в зоне дислокации объектов нефтяной и газовой промышленности // Экологические работы на месторождениях нефти Тимано-Печорской провинции. Состояние и перспективы: Матер. III науч.-практ. конф. (г. Ухта, 6–9 сентября 2004 г.). – Сыктывкар, 2004. – С. 205–210.

Шубина В.Н. Гидробиология лососевой реки Северного Урала. – Л.: Наука, 1986. – 157 с.

Шубина В.Н. Бентос лососевых рек Урала и Тимана. – СПб: Наука, 2006. – 402 с.

Actual state of the Pechora basin ecosystems: biological richness of an undisturbed river flow / A. Taskaev, B. Fokkens, I. Lavrinenko, ... O. Lavrinenko, V. Ponomarev // Dealing with nature in Deltas: Proceedings of Wetland Management Symp. / Ed. H.J. Nijiland. – Lelystad (the Netherlands), 1998. – P. 81-91.

Allan J.D., Castillo M.M. Stream ecology. Structure and function of Running Waters. Second Edition. The Netherlands: Springer, 2007. – 436 pp.

Atlas, R.M. Microbial degradation of petroleum hydrocarbons: an environmental perspective // Microbiol., 1981. – Rev. 45. – P. 180–209.

Barton D.R., Wallace R.R. Effects of eroding oil sand and periodic flooding on benthic macroinvertebrate communities in a brown-water stream in Northeastern Alberta, Canada // Canadian J. of Zool., 1979. – Vol. 57. – P. 533–541.

Barton D.R., Wallace R.R. The effects of an experimental spillage of oil sands tailings sludge on benthic invertebrates // Environ Pollut, 1979. – Vol. 18. – P. 305–312.

Batten S. D., Allen R. J. S., Wotton C. O. M. The effects of the Sea Empress oil spill on the plankton of the Southern Irish Sea // Marine Pollution Bulletin, 1998. – V. 36, Issue 10. – P. 764–774.

Borisov A.S., Baranov A.S. Valetsky A.V., Zakharov V.M. Developmental stability of the mink *Musterla vison* under the impact of PSB // Acta Theriol., 1997. – Suppl. 4. – P. 17–27.

Busdosh M. Long-term effects of the water soluble fraction of prudhoe bay crude oil on survival, movement and food search success of the arctic amphipod *Boeckosimus* (= *Onisimus*) *affinis* // Marine Environmental Research, 1981. – V. 5 (3). – P. 167–180.

Cairns J. Jr, Buikema AL Jr. Restoration of Habitats Impacted by Oil Spills. – Butterworth Publications: Stoneham, MA., 1984.

Calfee R.D., Little E.L., Cleveland L., Barton M.G. Photoenhanced Toxicity of a Weathered Oil on *Ceriodaphnia dubia* Reproduction // Environ. Sci. & Pollut. Res., 1999. – Vol. 6 (4). – P. 207 – 212.

Carr J.F., Hiltonen J.K. Changes in the bottom fauna of western lake Erie from 1939–1961 // Limnol. and Oceanogr., 1965. – Vol. 10. – P. 551 – 569.

Cushman R.M., Goyert J.C. Effects of a synthetic crude oil on pond benthic insects // Environ Pollut., 1984. – Vol. 33. – P. 163–186.

Dutka B.J., Kwan K.K. Study of long term effects of oil and oil-dispersant mixtures on freshwater microbial populations in man made ponds // The Science of The Total Environment. 1984.V. 35. Issue 2. P. 135–148.

Engelhardt F.R., Gifillan E.C., Boehm P.D., Mageau C. Metabolic effects and hydrocarbon fate in arctic bivalves exposed to dispersed petroleum // Mar. environ. Res., 1985. – Vol. 17. – № 2–4. – P.245–249.

Extent, environmental impact and long-term trends in atmospheric contamination in the Usa basin of East-European Russian Arctic / N. Solovieva, V.J Jones, P.G Appleby, B.M Kondratenok // Water, air, and soil pollution, 2002. – № 139. – P. 237–260.

Frithsen J.B., Elmgren R., Rudnick D.T. Responses of benthic meiofauna to long-term, low-level additions of No.2 fuel oil // *Mar.Ecol.Prog. Ser.*, 1985. – Vol. 23. – P. 1–14.

Goodnight C.I., Whitley L.S. Oligochaetes as indicators of pollution // *Proc. 15-th Ind. Waste Conf. Purdue Univ., Ext. ser.*, 1961. – Vol. 106. – P. 139–142.

Grassle, J.F., Elmgren, R., Grassle, J.P. Response of benthic communities in MERL experimental ecosystems to low-level chronic additions of No. 2 fuel oil // *Mar. environ. Res.*, 1981. – Vol. 4 – P. 279–297.

Guiney P.D., Sykora J.L., Keleti G. Environmental impact of an aviation kerosene spill on stream water quality in Cambria County // *Environ Toxicol Chem. Pennsylvania*, 1987. – Vol. 6. – P. 977–988.

Harrel R.C. Effects of a crude oil spill on water quality and macrobenthos of a southeast Texas stream // *Hydrobiologica*, 1985. – Vol. 124. – P. 223–228.

Hoen R.C., Stauffer J.R., Masnik M.T., Hocutt C.H. Relationships between sediment oil concentrations and the macroinvertebrates present in a small stream following an oil spill // *Environm Letters*, 1974. – Vol. 7(4). – P. 345–352.

Kuzmina Y. Distribution, phenology and habitat characteristics of Chironomidae (Diptera) of the northeastern part of European Russia // *Norw. J. Entomol.*, 2001. – N 48. – P. 199–212.

Leea R.F., Pageb D.S. Petroleum hydrocarbons and their effects in subtidal regions after major oil spills // *Marine Pollution Bulletin*, 1997. – Vol. 34(11). – P. 928–940.

Loskutova O.A., Baturina M.A. Using some groups of macro-invertebrates for water quality Assessment by oil contamination: *Proc. of the XI inter. Symp. on bioindicators. – Syktyvkar*, 2003. – P. 247–253.

Loskutova O., Zakharov A., Fefilova E., Baturina M. The role of Small Dams in the Zone of the Oil Spill in the Rivers of the European North (Russia) // *Abstract of International Conference: «Arctic Frontiers. Challenges for oil and gas development in the Arctic»*. Tromso, Norway, 2008. – P. 110.

Lukin A., Sharova J., Christensen G., Dahl-Hansen G., Novoselov A., Studenov I., Zacharov A., Loskutova O. The Application of Biomarkers in Assessment of Permanent Influence of Oil Spill on Water Ecosystems // *Abstract of International Conference: “Arctic Frontiers. Challenges for oil and gas development in the Arctic”*. Tromso, Norway, 2008. – P. 96.

Masnik M.T., Stauffer J.R., Hocutt C.H., Wilson J.H. The effects of an oil spill on the macroinvertebrates and fish in a small southwestern Virginia creek // *J Environ Sci Health*, 1976. – Vol. 4(5). – P. 281–296.

Muller H. Hydrocarbons in the freshwater environment: a literature review // *Archiv Hydrobiol Advances in Limnology*, 1987. – Vol. 24 – P. 1–69.

Novikova E.A., Kluge N.J. Mayflies (Ephemeroptera) of the West Siberian lowland and Oil pollution. // *Ephemeroptera and Plecoptera (Biology-ecology-systematics)*. Fribourg, Switzerland, 1977. – P. 269–274.

Nauman J.W., Kernodle D.R. The effect of a fuel oil spill on benthic invertebrates and water quality on the Alaskan arctic slope, Happy Valley

Creek near Sagwon, Alaska // *J Res US Geol Surv*, 1975. – Vol. 3(4) – P. 495–500.

Oviatt, C., Frithsen, J., Gearing, P. Low chronic additions of No.2 fuel oil: chemical behavior, biological impact and recovery in a simulated estuarine environment // *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 1982. – Vol. 9. – P. 121–136.

Palmer A.R., Strobeck C. Fluctuating asymmetry: measurement, analysis, patterns // *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 1986. – Vol. 17. – P. 391–421.

Pechora Delta: Structure and dynamics of the Pechora Delta ecosystems (1995–1999). (Eds. M.R. van Eerden). – Lelystad (The Netherlands), 2000. – 367 p.

Percy J. A., Mullin T. C. Effects of crude oil on the locomotory activity of Arctic marine invertebrates // *Marine Pollution Bulletin*. 1977. – Vol. 8(2). – P. 35–40.

Petroleum in the Marine Environment // National Academy of Science. – Washington, 1975. – P. 175–210.

Physiological responses to hydrocarbons // *Inst. Mar. environ. Res. Plymouth, s.a.*, 1984. – P. 34–38.

Poulton B.C., Finger S.E., Humphrey S.A. Effects of Crude Oil Spill on the Benthic Invertebrate Community in the Casconade River, Missouri // *Arch. Environ. Toxicol.*, 1997. – Vol. 33. – P. 268–276.

PRIMER-5 for Windows. Version 5.5.2. Copyright 2001.

Rabalais Nancy N., Means Iay C., Boesch Donald F. Fate and effects of produced water discharges in coastal environments // *Proc. Inst. Int. Symp. Oil and Gas Explor. and Prod. Waste Manag. Pract.*, New Orleans, LA, 1990. – P.503–514.

Rise S.D. Effects of oil on fish // *Petroleum effects in the Arctic environment*. – London, 1985. – P. 157–185.

Rice S.D., Short J.W., Karinen J.F. Comparative oil toxicity and comparative animal sensitivity. In *Fate and effects of petroleum hydrocarbons in marine organisms and ecosystems* /Edited by D.A. Wolfe. – Pergamon Press, New York, 1977. – P. 78–94.

Rice, S.D., Thomas, R.E., Carls, M.G., Heinz, R.A., Wertheimer, A.C., Murphy, M.L., Short, J.W., and Moles, A. Impacts to pink salmon following the Exxon Valdez oil spill: persistence, toxicity, sensitivity, and controversy // *Rev. Fish. Sci.*, 2001. – Vol. 9. – P. 165–211.

Rosenberg D.M., Wiens A.P. Community and species responses of Chironomidae (Diptera) to contamination of fresh waters by crude oil and petroleum products, with special reference to the Trail River, Northwest Territories // *J Fish Res Board Can.*, 1976. – Vol. 33. – P. 1955–1963.

Ruttner-Kolisko A. Suggestions for biomass calculation of plankton rotifers // *Arch. Hydrobiol.*, 1977. – Vol. 8. – P. 71–76.

Samain J. F., Moal J., Coum A., Le Coz J. R. & Daniel J. Y. Effects of the «Amoco Cadiz» oil spill on zooplankton. A new possibility of ecophysiological survey // *Helgolander Meeresunters*, 1980. – Vol. 33. – P. 225–235.

Sorensen T. A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content and its application to analyses of the vegetation on Danish commons // *Biol. Skr.*, 1948. – Bd. 5. – P. 1–34.

The Pechora river: a natural-functioning river ecosystem or needs for restoration / V. Ponomarev, O. Loskutova, L. Khokhlova, H. Leummens // River Restoration 2004. Principles, processes, practices: Proc. 3rd European Conference on River Restoration. – Zagreb, Croatia, 2004. – P. 383–392.

Vandermeulen J.H., Ross C.W. Oil spill response in freshwater: assessment of the impact of cleanup as a management tool // Journal of environmental management, 1995. – Vol. 44(4). – P. 297–308.

Vandermeulen J.H., Hrudley S.E. Oil in freshwater: chemistry, biology, and countermeasure technology // Proc. of a Symposium on Freshwater Oil Pollution. Alberta, Canada. – New York: Permagon Press, 1987.

Walker T.R., Yonng S.D., Zhang H. Anthropogenic metal enrichment of snow and soil in north-eastern European Russia // Environmental Pollution, 2003. – Vol. 121. – P. 11–21.

Wangersky P.O., Zika R.G. The analysis of organic compounds in sea water // National Research Council of Canada, 1978. – Report № 3. – № 16566. – 178 p.

Waters T.F. The drift of stream insects // Ann. Rev. Entomol., 1972. – Vol. 17. – P. 253–272.

Werner M.D., Adams V.D., Lamarra V.A., Winters N.L. Responses of model freshwater ecosystems to crude oil // Water Research, 1985. – Vol. 19, Issue 3. – P. 285–292.

Woodiwiss F.S. The biological system of stream classification used by the Trent River // Board. Chemistry and Industry, 1964. – № 11. – P. 443–447.

Zackarov V.M. Graham J.H. (ed). Developmental stability in natural populations // Acta Zool. Fennica, 1992. – Vol. 191. – 200 p.

Приложение

Список гидрофильной растительности реки Колва

Семейство	Вид
Equisetaceae	<i>Equisetum arvense</i> L. Хвощ полевой <i>Equisetum fluviatile</i> L. Хвощ топяной
Sparganiaceae	<i>Sparganium anugustifolium</i> Michx. Ежеголовник узколистный <i>Sparganium emersum</i> Rehm. Ежеголовник простой
Potamogetonaceae	<i>Potamogeton alpinus</i> Bald. Рдест альпийский <i>Potamogeton berchtoldii</i> Fieb. Рдест Берхтольда <i>Potamogeton natans</i> L. Рдест плавающий <i>Potamogeton perfoliatus</i> L. Рдест стеблеобъемлющий <i>Potamogeton praelongus</i> Wulf. Рдест длиннейший
Poaceae	<i>Agrostis stolonifera</i> L. Полевика побегообразующая <i>Alopecurus aequalis</i> Sobol. Лисохвост равный <i>Calamagrostis epigeios</i> (L.) Roth Венчик наземный <i>Calamagrostis purpurea</i> (Trin.) Trin. Вейник пурпурный <i>Phalaroides arundinacea</i> (L.) Rausch. Канареечник тростниковидный <i>Poa palustris</i> L. Мятлик болотный
Cyperaceae	<i>Carex acuta</i> L. Осока острая <i>Carex aquatilis</i> Wahlenb. Осока водная <i>Carex vesicaria</i> L. Осока пузырчатая <i>Carex rostrata</i> Stokes Осока бутылчатая <i>Carex elongate</i> L. Осока удлинённая <i>Carex juncella</i> Th. Fries Осока ситничек <i>Scirpus lacustris</i> L. Камыш озерный
Lemnaceae	<i>Lemna minor</i> L. Ряска малая

Семейство	Вид
Juncaceae	<i>Juncus filiformis</i> L. Ситник нитевидный <i>Juncus bufonius</i> L. Ситник лягушачий
Polygonaceae	<i>Persicaria amphibian</i> (L.) S.F.Gray <i>Rumex pseudonatronatus</i> (Borb.) Borb. exMurb. Щавель ложносолончаковый
Caryophyllaceae	<i>Stellaria hebecalux</i> Fenzl. Звездчатка пушисточашечковая
Ranunculaceae	<i>Ranunculus auricomus</i> L. Лютик золотистый <i>Ranunculus gmelinii</i> DC Лютик Гмелина <i>Ranunculus repens</i> L. Лютик ползучий
Cruciferae	<i>Rorippa amphibian</i> (L.) Bess. Жерушник земноводный <i>Rorippa polustris</i> (L.) Bess. Жерушник болотный <i>Erysimum cheiranthoides</i> L. Желтушник левкойный
Callitrichaceae	<i>Callitriche palustris</i> L. Болотник болотный
Hippuridaceae	<i>Hippuris vulgaris</i> L. Хвостник обыкновенный
Apiaceae	<i>Cicuta viros</i> L. Вех ядовитый
Menyanthaceae	<i>Menyanthes trifoliata</i> L. Вахта трехлистная
Lamiaceae	<i>Prunella vulgaris</i> L. Черноголовка обыкновенная <i>Mentha arvensis</i> L. Мята полевая
Lentibulariaceae	<i>Utricularia intermedia</i> Hayne Пузырчатка средняя <i>Utricularia vulgaris</i> L. Пузырчатка обыкновенная
Rubiaceae	<i>Galium boreale</i> L. Подмаренник бореальный <i>Galium palustre</i> L. Подмаренник болотный
Asteraceae	<i>Petasites frigida</i> (L.) Fsie Белокопытник холодный <i>Filaginella uliginosa</i> (L.) Opiz. Сушеница топяная <i>Petasites radiatus</i> (J.Gmel.) Holub Белокопытник гладкий <i>Petasites spurious</i> (Retz.) Reichenb. Белокопытник ложный <i>Thephroseris palustris</i> (L.) Reichenb. Крестовник скученный <i>Aster sibiricus</i> L. Астра сибирская

Научное издание

Александр Борисович Захаров
Ольга Александровна Лоскутова
Елена Борисовна Фефилова
Людмила Геннадьевна Хохлова
Юрий Павлович Шубин

СООБЩЕСТВА ГИДРОБИОНТОВ
НЕФТЕЗАГРЯЗНЕННЫХ АКВАТОРИЙ БАССЕЙНА РЕКИ ПЕЧОРА

*Рекомендовано к изданию
ученым советом Института биологии Коми НЦ УрО РАН*

Редактор О.А. Гросу
Оригинал-макет Е.А. Волкова

Лицензия № 0047 от 10.01.99.

Компьютерный набор. Подписано в печать 25.04.2011. Формат 60×90^{1/16}.
Бум. офсетная. Печать офсетная. Усл. печ. л. 17.0. Уч.-изд. л. 17.0.
Тираж 200. Заказ № 21.

Редакционно-издательский отдел Коми НЦ УрО РАН.
167982, ГСП, г. Сыктывкар, ул. Первомайская, 48.



Пойма и русло безымянного ручья, притока Большого Кеню, после очистных работ, 1998 г.



Загрязненные малые водотоки в период очистных работ (притоки разного порядка р. Колва, 1995 г.).



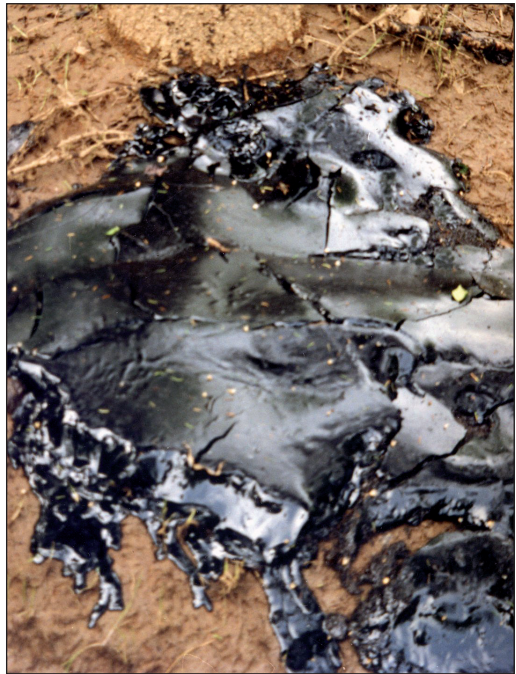
Эрозионные выносы в р. Колва после очистных работ в устье руч. Безымянный, 1998 г.



Трансформированное русло и пойма одного из безымянных ручьев, притоков р. Колва, после очистных работ, 1998 г.



Заиление мелкими эрозийными фракциями прибрежной части русла р. Колва, 1998 г.



Нефтяные «битумные» комки, оставшиеся по берегам водотоков после очистных работ в 1996 г., наблюдались повсеместно.



Следы нефти на стволах березы в пойме руч. Малый Кеню, 1998 г.



Берега безымянного ручья на левобережье р. Колва после очистных работ. Источник поступления в реку эрозийного материала.



Боновое ограждение для задержания нефти в русле руч. Малый Кеню, 1998 г.



Отбор проб на анализ грунтов специалистами «ХАРТЭК». Нижний бьеф гидрозатвора безымянного ручья, 1995 г.



Отбор гидробиологических проб на р. Колва в августе 1998 г. Контрольный участок на 14-м километре от устья.



Отбор проб зообентоса на фоновом безымянном ручье, 1998 г.



Боновое заграждение для сбора легких фракций нефти в устье руч. Большой Кеню, 1996 г.



Аварийные разливы нефти на нефтепроводе «Возей–Головные Сооружения», 1996 г.



Разливы нефтесодержащей жидкости на болотистой местности на аварийных участках нефтепровода «Возей–Головные Сооружения», 1996 г.



Верхний бьеф гидрозатвора на руч. Большой Кеню, 1998 г.



Один из многочисленных гидрозатворов, построенных в период очистных работ для улавливания нефти (руч. Пальник-шор, 1998 г.). Нижний бьеф.



Ручей Ниедзель выше зоны разлива нефти.



Верхний бьеф гидрозатвора на руч. Ниедзьель.



Гидрозатвор на руч. Ниедзьель.