В. В. РУСАНОВ
А. Я. ЗЮСЬКО
В. Н. ОЛЬШВАНГ

СОСТОЯНИЕ ОТДЕЛЬНЫХ КОМПОНЕНТОВ ВОДНЫХ БИОГЕОЦЕНОЗОВ ПРИ РАЗРАБОТКЕ РОССЫПНЫХ МЕСТОРОЖДЕНИЙ ДРАЖНЫМ СПОСОБОМ

СВЕРДЛОВСК
1990

АКАДЕМИЯ НАУК СССР УРАЛЬСКОЕ ОТДЕЛЕНИЕ

В. В. РУСАНОВ, А. Я. ЗЮСЬКО, В. Н. ОЛЬШВАНГ

СОСТОЯНИЕ ОТДЕЛЬНЫХ КОМПОНЕНТОВ ВОДНЫХ БИОГЕОЦЕНОЗОВ ПРИ РАЗРАБОТКЕ РОССЫПНЫХ МЕСТОРОЖДЕНИЙ ДРАЖНЫМ СПОСОБОМ

СВЕРДЛОВСК 1990

УДК 628.394.1,574.632.

Русанов В. В., Зюсько А. Я., Ольшванг В. Н. **Состояние отдельных компонентов водных биогеоценозов при разработке россыпных месторождений дражным способом.** Свердловск: УрО АН СССР, 1990.

На примере разработок россыпных месторождений Иркутской области дражным способом проанализировано влияние стоков на гидрохимический режим и компоненты речных биоценозов: микрофлору, фито- и зоопланктон, бентос, ихтиофауну, водную и прибрежную энтомофауну. Обсуждено современное состояние нормирования количества взвешенных частиц в воде. По собственным экспериментальным исследованиям выдвинут дифференциальный подход к ПДК. Изложена разработанная авторами методика расчета ущерба, наносимого рыбному хозяйству. Предложены мероприятия по охране и рациональному использованию природных ресурсов при производстве дражных работ.
Табл. 48. Ил. 31. Библиогр. 199 назв.

Ответственный редактор

доктор биологических наук **Н. Н. Данилов**

Рецензент

кандидат биологических наук **Ф. А. Сейма**

Р $\frac{21006-1590-28(87)}{055(02)7}$ 25—1990

© УрО АН СССР, 1990

ВВЕДЕНИЕ

В нашей стране и за рубежом получили широкое развитие высокомеханизированные, обеспечивающие поточность производства дражный и гидравлический способы разработки россыпных месторождений полезных ископаемых. Как показали исследования на базе горнодобывающих объединений Урала и Сибири, полезные ископаемые добывают по долинам малых и средних рек. При этом уничтожают прибрежную растительность и почвенный покров, перемешивают почвенные и верхние геологические слои. В результате образуются дражные отвалы и техногенные водоемы [75]. Водной экосистеме наносится огромный ущерб, заключающийся не только в полном уничтожении биоценоза реки, на которой ведутся дражная и гидравлическая разработки, но и в загрязнении крупных рек мелкодисперсными минеральными взвесями, образующимися при измельчении и размыве перерабатываемых пород. Крупность частиц в сточных водах гидравлических разработок не превышает 0,05 мм; содержание частиц менее 1,5 мкм в пробах из дражных карьеров составляет от 23 до 70 % [62, 63, 64].

Основную массу взвесеобразующего материала при дражных разработках представляют глинистые минералы с примесью полевого шпата и других компонентов минерального происхождения.

Повышенное содержание взвешенных веществ в воде нарушает структуру населения речных биоценозов, динамику численности, трофические взаимоотношения гидробионтов, что в конечном итоге приводит к снижению продукционных возможностей водоема. Кроме того, естественное восстановление водных биоценозов после окончания работ затруднено из-за нарушения гидрологического режима рек и образования большого количества отвалов. Так, к 1980 г. только при добыче рудных ископаемых созданы отвалы общим объемом 1200 км^3, из них 77 % приходится на отвалы, образующиеся в результате добычи золота [79]. В последующие годы разработка россыпных месторождений получит дальнейшее развитие за счет освоения новых крупных полигонов и строительства более мощных дражных и гидравлических установок.

В нашей стране уделяется большое внимание вопросам охраны природы. Правовые основы их были заложены при непосред-

ственном участии В. И. Ленина. Еще в книге «Развитие капитализма в России», вышедшей в 1899 г., В. И. Ленин неоднократно касался вопросов рационального использования природных ресурсов [1]. Особенность ленинской природоохранной политики — комплексный научный подход к охране природы и использованию ее ресурсов [2]. В «Основных направлениях экономического и социального развития СССР на 1986—1990 годы и на период до 2000 года» говорится: «Более рационально использовать водные ресурсы. Развивать комбинированные производства, обеспечивающие полное и комплексное использование природных ресурсов, сырья и материалов, исключающие или существенно снижающие вредное воздействие на окружающую среду» [90]. Однако до настоящего времени во многих регионах страны еще имеют место случаи, когда природоохранительные цели заслоняются заботами о развитии промышленности, транспорта или сельского хозяйства. Аналогичная тенденция наблюдается и при разработке россыпных месторождений полезных ископаемых. На наш взгляд, это связано с двумя основными причинами:

1) отсутствием реальной научной оценки действия различных факторов при производстве работ, что тормозит внедрение передовой экологической технологии и не дает возможности сформулировать конкретную природоохранную концепцию;

2) недостаточным учетом принципиальной разницы в оценке стоимости неживых ресурсов и ресурсов живой природы; стоимость первых однозначно подсчитывается в предположении их однократного потребления, а стоимость вторых коренным образом зависит от режима эксплуатации: при неистощительном длительном режиме эксплуатации их итоговая (кумулятивная) стоимость многократно выше, чем при разовом (залповом) использовании по образцу неживых ресурсов [165].

На начальном этапе наших исследований состояние проблемы можно, по-видимому, охарактеризовать высказыванием американских исследователей: «...В настоящее время точную оценку влияния землечерпательных работ на степень загрязнения воды водотоков производить затруднительно, поскольку количественных характеристик подобного загрязнения не существует» [184].

Имеющиеся в настоящее время публикации по этому вопросу малочисленны и носят фрагментарный характер. Причем большинство из них относится к разработке нерудных (строительных) материалов гидромеханизированным способом, который, в отличие от разработок россыпей, имеет целый ряд специфических моментов [18, 112, 116].

В настоящей работе сделана попытка оценить влияние разработки россыпных месторождений на основные компоненты речных биогеоценозов (гидрохимический режим, микрофлору, фитопланктон, зоопланктон, бентос, ихтиофауну, водную и при-

брежную энтомофауну) на основании литературных источников и собственных десятилетних исследований, выполненных в различных регионах нашей страны.

Особая трудность здесь заключалась в том, что наряду с оценкой влияния дражных работ на указанные компоненты приходилось выполнять большие бонитировочно-фаунистические исследования, поскольку данные работы, как правило, производятся на малых реках, совершенно не изученных в гидробиологическом отношении.

Экологическая оценка влияния разработок россыпей, реальное взаимоотношение заинтересованных отраслей горнодобывающей промышленности и рыбного хозяйства, а также рациональное использование природных ресурсов в настоящее время невозможны без решения ряда вопросов, которые мы попытались осветить в последующих разделах книги. Сюда прежде всего следует отнести нормирование сбросов минеральных взвесей, влияющих в основном на состояние гидробионтов.

В заключительной части монографии сделана попытка обосновать новое направление — водную рекультивацию, которая будет способствовать сохранению продукционных показателей водоемов, ценных эндемичных гидробионтов и плановому рациональному вложению компенсационных средств при добычных работах.

Таким образом, задача данного исследования — анализ влияния разработок россыпных месторождений на основные звенья гидробиогеоценоза на примерах Уральского региона и Ленского бассейна. При этом нам хотелось акцентировать особое внимание на ряде вопросов, связанных с охраной и рациональным использованием природных ресурсов.

Авторы выражают глубокую благодарность заведующему кафедрой разработки россыпных и морских месторождений Свердловского горного института профессору А. А. Матвееву за постоянные технические консультации, заведующей сектором токсикологии Пермской лаборатории и ГосНИОРХ С. И. Головачевой, оказавшей большую помощь в работе по разделу «фитопланктон», а также старшему научному сотруднику кафедры РРММ Свердловского горного института В. М. Волковой за предоставленные материалы по гидрохимии и общие замечания по ряду разделов.

1. ХАРАКТЕРИСТИКА СТОКОВ РАЗРАБОТОК РОССЫПЕЙ

В технологическом процессе дражного производства водоснабжение имеет очень большое значение. Вода нужна для всех дражных аппаратов, связанных с обработкой и промывкой поступающей на драгу породы. Необходимое количество технологической воды определяется производительностью, гранулометрическим составом и степенью мывкости разрабатываемого грунта.

По данным практики, расход технологической воды на драгах достигает от 8 до 20 м^3 на 1 м^3 добываемой породы. Среднее отношение жидкого к твердому (Ж/Т) составляет от 8,4 до 18,5.

При изменении производительности драги это соотношение меняется и на отечественных драгах равно в среднем 10—20 [57, 58, 59].

В результате разработки россыпных месторождений способом гидромеханизации происходит загрязнение речных систем минеральными взвесями. Для понимания механизма их воздействия на речные экосистемы, постановки экспериментальных исследований, определения ПДК, а также изучения скорости разбавления и создания наиболее эффективных методов очистки необходимо прежде всего установить гранулометрический и химический составы взвешенных веществ.

Вещественный состав определяли в лаборатории охраны природы Свердловского горного института на материале глинистых пород россыпных месторождений и взвешенном материале из дражных разрезов на Урале [65, 67].

В табл. 1.1 приводятся результаты дисперсного анализа проб взвешенного материала из разрезов драг.

Как видим, материал, находящийся во взвешенном состоянии, не превышает по крупности 50 мкм. Исходя из этого, все дальнейшие исследования проводили на данной фракции. Табличные данные показывают, что во взвешенном состоянии находится значительное количество (от 22,5 до 70 %) очень тонких трудноосадимых частиц, размеры которых 1,5 мкм и менее.

Распределение материала по крупности во фракции 1,5 мкм исследовали методом электронной микроскопии и определили, что эта фракция также полидисперсна и представлена субколлоидными (1,5+0,2 мкм) и коллоидными (0,2 мкм) частицами. Содержание последних во фракции колеблется от 29 до 60 %.

Таблица 1.1

Гранулометрический состав взвешенного материала, %

№ пробы	Классы крупности, мкм				
	50—10	10—5	5—2	2—1,5	1,5
1	44,4	14,1	15,5	3,3	22,6
2	12,3	7,7	8,9	1,3	69,8
3	24,2	15,6	18,2	4,4	37,6
4	22,5	21,0	23,9	9,5	23,1
5	10,4	5,2	17,8	2,9	63,7
6	23,2	12,2	18,7	7,0	38,9

Водоотстойные и технологические пруды способствуют трансформации и дифференциации взвешенных минеральных частиц горных пород. Отстойные пруды длиной 1,5—2 км при зарегулированном объеме воды 3,5 — 4 млн м^3 позволяют улавливать от 50 до 90 % общего количества поступающего в них взвешенного материала, а каскад из 12 технологических прудов вместимостью от 17 до 500 тыс. м^3 каждый при общей длине около 3,5 км — до 99,8 % [57]. Взвеси, поступающие в отстойники, по своему гранулометрическому составу значительно отличаются от взвесей сливов плотин. Так, если содержание частиц мельчайших классов (—1,5 мкм) во взвесях при поступлении в отстойники не превышает 25—35 %, то содержание их в сливах составляет 50—88 %, поскольку интенсивность улавливания отдельных фракций снижается по мере уменьшения крупности классов. Особенно четко закономерности изменения гранулометрического состава наблюдаются при очистке на каскаде прудов. Содержание класса —1,5 мкм во взвеси при поступлении в первый пруд составляло 3,5 %, а в сливе последнего (тринадцатого) — уже 80 % (рис. 1.1).

При изучении вещественного состава материала установлено, что проба имеет преимущественно гидрослюдистый состав, причем самый тонкий глинистый класс 1,5 мкм имеет состав гидрослюдисто-монтмориллонитовый, а более крупные классы меняют состав на гидрослюдистый, причем в последних само количество гидрослюды резко уменьшается.

Из данных рентгенофизических исследований (табл. 1.2) следует, что в составе глинистого класса 1,5 мкм присутствуют кварц, минералы группы монтмориллонита, гидрослюда, хлорит. Все отражения, кроме кварца, очень слабые, размытые, что связано с меньшей чувствительностью рентгеновского метода по отношению к глинистым минералам, чем к неглинистым. По мере уменьшения размера частиц несколько увеличивается содержание гидрослюды и хлорита. Содержание кварца, полевого шпата слабо уменьшается. В более тонких классах резко снижается

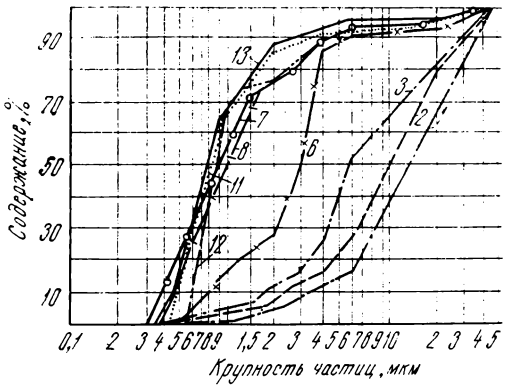


Рис. 1.1. Гранулометрический состав проб на водосливах.
1—3, 6—8, 11—13 — номера технологических плотин.

содержание кварца, полевого шпата, хлорита, разбухающего компонента — диоктаэдрического, являющегося плохо окристаллизованным смешанно-слойным соединением гидрослюды и монтмориллонита.

В табл. 1.3 приводится химический состав пробы в целом и по классам крупности. Приведенные в ней данные позволяют сделать выводы:

1) глина преимущественно гидрослюдисто-монтмориллонитового состава, отношение $R_2O_3 : SiO_2$ равно 1 : 2,6 (1 : 2,5), что несколько ниже, чем у чисто монтмориллонитовых глин. В классе +10 мкм отношение $R_2O_3 : SiO_2 = 1 : 4$, что соответствует гидрослюдистому составу глины;

2) количество SiO_2 высокое (от 64 до 75 %) и лишь в самом тонком глинистом классе (1,5 мкм) снижается до 48,6 % за счет уменьшения свободного кремнезема до 5,7 %;

3) количество Al_2O_3 колеблется от 11,0 до 20,7 %;

4) содержание магния и железа возрастает в более тонких классах до 3,17 и 10,47 % соответственно;

5) содержание H_2O более 1 %, что указывает на гидрослюдистый характер глин;

6) у гидрослюдистых глин содержание H_2O несколько ниже, чем у монтмориллонитовых, у которых содержание H_2O^- обычно выше, чем H_2O^+, и нередко достигает более 15 %. В исследуемой пробе количество воды пониженное.

Содержание редких и рассеянных элементов в глине определяли с помощью спектрального и химического анализов. Получены следующие результаты, %: Si, Fe — 10, Al — 3, Mg, Ca — 1, Ti — 0,7, Cu — 0,3, Pb, Zn — 0,1, Ba — 0,07, Sr — 0,03, V — 0,01; Mn, Ni, Co, Cr, Zr, Mo, Sn, Ag, Ga, Y, Se, Be — $<0,01$; Tl, As, W, Bi, Cd, Ge, Sb, P, Bb, Ta, Ce, In, Hl, Te, Li не обнаружены.

Оптическое изучение агрегатов тонкодисперсных глинистых классов показало, что гидрослюдисто-монтмориллонитовые глины представлены микрочешуйчатыми агрегатами и короткими волокнами, обладающими агрегативной поляризацией при скрещенных николях, имеющих показатели преломления от 1,561—1,571 до 1,579—1,587, двупреломление — от 0,010 до 0,028—0,030.

Результаты исследования минерального состава приведены

Таблица 1.2

Дифракционные данные

Проба грунта		Монтмориллонит		Проба грунта		Монтмориллонит	
I	*d*	*I*	*d*	*I*	*d*	*I*	*d*
8	14,73	10	15,4	2	2,30		
2	10,05			1	2,12*		
2	7,02			1—2	1,972*		
4	4,92			1—2	1,810*		
10	4,48	8	4,49	2	1,715	3	1,700
2	4,19			2	1,541*		
1—2	3,70			5	1,501	8	1,498
1—2	3,58**			1	1,450*		
9	3,35*			2	1,378*		
1—2	2,84	2	3,02	2	1,298	2	1,294
7	2,58	5	2,58	2	1,252	1	1,249
1	2,42						

* — кварц, ** — минерал группы хлорита.

Таблица 1.3

Химический состав пробы в целом и по классам крупности

Минерал	Общая глина	Классы крупности, мкм		
		1,5	+5 —2	+10 —5
SiO_2	64,22	48,59	68,53	75,12
$SiO_{2\,своб}$		5,68	45,0	42,42
TiO_2	0,88	0,86	1,32	1,10
Al_2O_3	15,59	20,73	12,94	11,07
Fe_2O_3	5,92	10,47	4,59	3,10
FeO	0,99	0,39	0,52	0,14
CaO	1,51	1,15	1,36	1,23
MgO	2,13	3,44	2,11	1,37
K_2O	1,82	2,0	2,74	2,18
Na_2O	1,22	0,56	1,97	2,47
MnO	0,06			
P	0,035			
Cr_2O_3	0,03			
BaO	0,10			
Zn	0,05			
п. п. п.	5,90	11,16	3,81	2,30
S	0,02			
H_2O^+	3,61	1,90	2,96	2,18
H_2O^-		7,98	1,38	
Co_2		0,12	0,05	0,13
Σ	100,37	99,35	99,89	100,08

Таблица 1.4

Минеральный состав пробы в целом и по классам крупности, %

Минерал	Классы крупности, мкм					Всего
	−5 +10	+10 −5	+5 −2	−2 +1,5	−1,5	
Кварц	65	45	25	15	5	27,5
Полевой шпат	10	20	10	10	10	12,0
Органика	5	5	5	8	10	7,5
Гидрослюда с монтмориллонитом	10	25	55	67	75	49,5
Окислы и гидроокислы железа	Зн.	Р. зн.	Зн.	Р. зн.	Р. зн.	Р. зн.
Амфиболы	»	»	Р. зн.	»	—	»
Эпидот-циозиты	»	»	»	»	—	»
Карбонат	Р. зн.	»	»	»	—	»
Хлорит-гидрохлорит	10	5	5	»	—	3,5
Итого	100	100	100	100	100	100

в табл. 1.4. Из приведенных данных следует, что в минеральном составе глины преобладают минералы группы гидрослюды — монтмориллонита (от 10 до 75 %), в более крупных классах состав изменяется на гидрослюдистый, причем количество гидрослюды резко уменьшается, а возрастает количество кварца (до 45—65 %). Количество полевого шпата в пробе значительно меньше (в среднем 12 %), органическое вещество составляет от 5 до 10 %, а минералы группы хлорита, амфибола, эпидот-циозита, окислов и гидроокислов железа присутствуют в незначительных количествах.

Результаты химического анализа проб, отобранных с полигона драг и из разрезов драг (табл. 1.5), свидетельствуют о том, что основными породообразующими компонентами являются кремний (SiO_2 в среднем 46 %), алюминий (Al_2O_3 в среднем 17 %), железо (Fe_2O_3 в среднем 11 %; FeO — 0,6 %), кальций, магний, калий, натрий — от 4 до 0,5 %.

Состав проб, отобранных с полигонов, аналогичен составу проб из разрезов.

Таким образом, исследования показали, что:

— глинистый материал россыпей состоит в основном из кварца, полевого шпата, глинистых минералов и включает небольшие количества окислов и гидроокислов железа, амфиболов, эпидот-циозитов и органических соединений;

— глинистые минералы представлены монтмориллонитом, вермикулитом, гидрослюдой и небольшими количествами хлорита и каолинита;

— содержание их в пробах колеблется от 15 до 70 % и опре-

Таблица 1.5

Химический состав проб (класс крупности 1,5 мкм), %

Проба	SiO_2	SiO_2 своб.	TiO_2	Al_2O_3	Fe_2O_3	FeO	CaO	MgO	K_2O	Na_2O	MnO	Cr_2O_3	BaO	ZnO	CO	П.п.п.	H_2O^+	H_2O^-	Σ
Из разрезов драг																			
1	45,56	—	0,72	18,49	10,07	0,53	0,40	2,96	1,52	0,53	0,08	0,02	Сл.	0,04	—	18,89	16,48	—	99,80
2	43,83	—	0,72	19,01	10,55	0,56	0,63	2,87	1,59	0,55	0,08	0,02	Сл.	0,10	—	19,71	18,0	—	100,22
3	46,21	—	1,05	23,25	7,07	0,68	0,46	1,73	0,94	0,71	0,03	0,03	Сл.	0,19	—	17,28	16,84	—	99,63
4	46,33	—	0,75	19,77	9,05	0,60	0,69	2,47	1,71	0,60	0,08	0,02	Сл.	0,14	—	17,93	17,00	—	100,14
5	45,71	—	0,75	19,51	8,77	1,01	0,29	2,22	1,59	0,71	0,06	0,02	Сл.	0,05	—	18,30	15,60	—	98,99
6	43,99	—	0,72	14,93	9,35	1,13	2,06	2,43	1,63	0,51	0,12	0,02	Сл.	0,05	—	19,06	17,20	—	96,00
7	47,26	5,0	0,92	22,58	10,56	0,32	1,56	2,32	1,46	0,96	—	—	—	—	0,02	11,66	6,84	6,88	99,66
8	46,07	3,36	1,66	15,93	15,26	1,44	3,98	4,32	1,45	1,93	—	—	—	—	0,02	11,40	6,57	7,83	99,58
9	47,44	10,44	0,89	20,99	10,52	0,63	1,33	3,52	1,99	0,87	—	—	—	—	0,14	7,95	6,12	3,69	99,99
10	47,06	7,52	0,91	21,25	10,60	0,39	1,62	3,10	2,26	0,78	—	—	—	—	0,05	11,56	4,63	7,25	99,53
11	47,79	11,4	0,89	20,69	10,38	0,39	1,45	3,38	2,16	0,93	—	—	—	—	0,12	11,38	7,40	7,64	99,44
С полигонов																			
С глубины, м																			
0,5—1,0	48,13	12,40	0,96	23,01	11,33	0,24	1,27	2,80	1,92	0,57	—	—	—	—	0,10	9,60	5,22	8,26	99,83
4—5	46,96	6,48	0,97	23,56	10,95	0,31	1,26	2,19	1,83	0,62	—	—	—	—	0,10	10,95	3,18	7,02	99,60
12—12,5	38,38	1,28	1,10	25,80	18,75	0,17	0,99	1,17	1,0	0,61	—	—	—	—	0,02	12,31	9,52	4,32	100,28

деляет количество тонких частиц (чем больше минералов глин, тем больше содержание мелких классов);

— сточные воды дражных разработок россыпей представляют собой минеральные суспензии, характеризующиеся высоким содержанием взвешенных частиц горных пород;

— физико-химические свойства суспензий в значительной мере определяются вещественным составом твердой фазы, ее дисперсионностью и структурой;

— твердая фаза сточных вод дражных предприятий представлена мельчайшими частицами, размеры которых колеблются от коллоидных до грубодисперсных, но не превышают 50 мкм;

— фракция 1,5 мкм — основной класс, трудно поддающийся улавливанию при естественном отстаивании промотходов в илоотстойниках или технологических прудах.

2. ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ВЛИЯНИЯ РАЗРАБОТКИ РОССЫПЕЙ НА ГИДРОХИМИЧЕСКИЙ РЕЖИМ И КОМПОНЕНТЫ ВОДНЫХ БИОЦЕНОЗОВ

По мнению одного из основателей отечественной гидробиологии В. И. Жадина [81], «взвеси быстро текущих рек оказываются более мощным экологическим фактором, чем само течение, воздействуя на флору и фауну как прямо, так и косвенно». Объем публикаций по данному вопросу довольно значителен, хотя количественные показатели влияния очень противоречивы. Особо следует отметить ценную работу Алабастера «Критерии качества воды для пресноводных рыб» [167]. Кроме гидробиологических таксонов, в главе анализируются состояния прибрежной энтомофауны, поскольку в отдельные периоды падающие насекомые составляют до 90 % рациона некоторых видов рыб и являются важной составной частью продукции речного биоценоза. В связи с равнозначностью результатов и для расширения анализа спектра гранулометрического состава взвешенных веществ в отдельных частях главы использованы результаты наблюдений при гидромеханизированных работах.

ОЦЕНКА ВЛИЯНИЯ ВЗВЕШЕННЫХ ВЕЩЕСТВ НА КАЧЕСТВО ВОДЫ ВОДОЕМОВ

Взвешенные вещества, поступающие в водоемы при производстве добычных работ,— основной фактор в формировании нового гидроценоза — среды обитания гидробионтов. Поэтому изучение изменения состава воды под воздействием данного загрязнения имеет первоочередное значение.

Довольно подробно эта тема рассмотрена в работах А. А. Матвеева, В. В. Русанова, В. М. Волковой [19, 68, 121].

Исследования проводили в лабораторных условиях и непосредственно в местах спуска сточных вод разработок россыпей в водоемы. Пробы воды на содержание взвесей отбирали батометром — бутылкой. Определение велось гравиметрическим методом с применением бумажных фильтров. Пробы воды на химический анализ отбирали по ГОСТу 4947—49. Анализ производила Свердловская областная санитарно-эпидемиологическая

станция в соответствии с ГОСТом 2874—82 «Вода питьевая» [17]. Всего было отобрано 163 пробы.

В табл. 2.1 приведены показатели качества воды по створам, расположенным выше и ниже места производства работ.

Данные химических анализов воды свидетельствуют о том, что разработка пород не оказывает влияния на такие физические свойства воды, как температура, вкус, запах. Изменения этих показателей не наблюдается.

Содержание взвешенных веществ в воде обусловливает ее прозрачность и оказывает частичное влияние на цветность. При этом существенную роль играет не только суммарное количество содержащихся в воде взвесей, но также их дисперсность, строение, состав и свойства.

Как видно из таблицы 2.1, цветность воды изучаемых объектов различна и колеблется от 20 до 95°. Эти результаты хорошо согласуются с литературными данными, показывающими ее снижение с увеличением жесткости воды, так как при этом содержание окрашенных гуминовых веществ, обусловливающих цветность воды, снижается [130]. При поступлении в воду взвесей при работе земснарядов увеличения цветности не происходит, этот показатель растет после дражных и гидравлических работ с поступлением высокодисперсных взвешенных частиц, имеющих на 80—90 % размеры менее 1,5 мкм и состоящих из окрашенных глинистых частиц и оксидов и гидрооксидов железа.

С увеличением содержания взвешенных веществ в целом наблюдается тенденция к увеличению цветности, при этом в пределах изменения содержания взвешенных веществ до 20 мг/л такое увеличение цветности происходит в 50 % (в основном за счет вышеуказанного обстоятельства) и составляет в среднем 5° (рис. 2.1).

Прозрачность с увеличением концентрации взвешенных веществ уменьшается (особенно резко при поступлении дражных промстоков). Прозрачность рек, на которых работают земснаряды, изменяется незначительно или не изменяется совсем (рис. 2.2). Известно, что прозрачность — функция количества тонкой взвеси, вызывающей рассеивание света и затрудняющей его прохождение через водный слой. Наличие большого по весу, но незначительного по количеству числа крупных частиц существенного влияния на прозрачность не оказывает. На рис. 2.3 представлена зависимость прозрачности от содержания взвесей, опытные точки содержат информацию по всем обследованным объектам. Связь прозрачности и количества взвесей в воде аппроксимируется гиперболическим уравнением

$$\text{Пр} = 8{,}84 + \frac{123{,}2}{S},$$

где Пр — прозрачность по Снеллену, см; S — содержание взвешенных веществ, мг/л.

Таблица 2.1

Санитарно-химические показатели качества воды по средним значениям

Место отбора проб, река	Число наблюдений	Взвешенные вещества, мг/л	Прозрачность, см	Цветность, град	Железо общее, мг/л	$БПК_{20}$, мг/л	pH
Сылва	5/4*	4,3/16,8	30/26	22/18	0,04/0,20	5,0/3,7	7,8/7,9
Ирень	3/3	6,4/14,2	30/30	18/18	0,02/0,09	2,8/2,4	8,0/8,0
Чусовая	6/2	14,5/12,1	19/18,5	30/30	0,65/0,42	2,9/2,6	7,7/7,7
Мулянка	1/1	—	30/30	25/25	0,08/0,08	2,0/3,2	8,0/8,0
Колва	5/5	13,8/82,0	30/17	93/90	1,06/1,73	2,0/2,0	—
Сосьва	18/18	11,2/67,6	28/24	51/53	0,41/1,2	2,6/3,4	7,6/7,5
Пышма	22/21	13,3/34,3	21/14	45/52	0,36/0,89	4,0/3,6	7,8/7,6
Вагран	2/2	—	30/30	35/35	0,04/0,04	1,1/1,1	7,5/7,1
Реж	5,5	3,7/39,4	25/21	42/32	0,70/1,06	2,6/3,6	7,4/7,4
Тура	6/6	13,1/57,8	20/11	28/107	0,23/1,63	6,4/3,6	7,9/7,5
Ляля	6/12	13,8/44,9	25/9,5	42/75	0,65/1,94	1,6/2,3	7,5/7,4

Место отбора проб, река	Щелочность, мг/л	Жесткость, мг-экв/л	Окисляемость, мг/л	Азот аммиака, мг/л	Растворенный кислород, мг/л	Плотный остаток, мг/л	Фтор, мг/л
Сылва	3,62/3,4	9,7/9,8	4,4/3,4	0,10/0,11	0,02/8,5	638/683	0,32/0,34
Ирень	3,7/3,6	16,9/17,5	2,9/3,1	0,05/0,05	11,7/11,2	834/835	0,58/0,54
Чусовая	1,6/1,8	2,2/2,4	6,5/5,6	0,07/0,06	8,5/9,0	154/158	0,22/0,25
Мулянка	4,0/3,5	5,5/4,7	7,4/7,0	9,12/0,12	—/14,7	400/381	0,20/0,20
Колва	—	—	—	—	—	—	—
Сосьва	—	—	7,6/8,8	—	10,3/9,8	152/170	—
Пышма	—	—	11,5/11,9	—	7,9/7,9	439/375	—
Вагран	—	—	4,6/4,4	—	—	56/59	0,09/0,03
Тура	—	—	8,3/7,0	—	7,7/8,6	—	—
Реж	—	—	7,5/10,8	—	9,1/8,6	—	—
Ляля	—	—	8,4/9,4	—	12,7/10,5	—	—

* В числителе — пробы, взятые выше створа, в знаменателе — ниже.

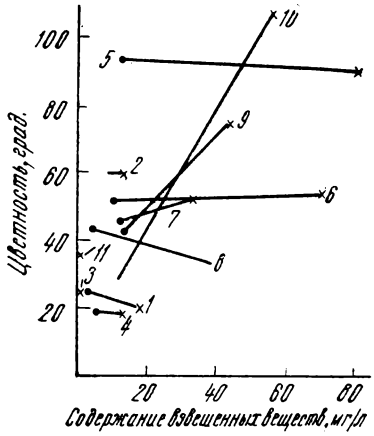
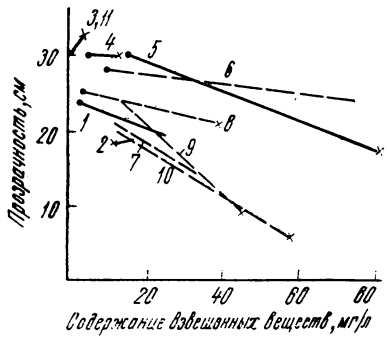


Рис. 2.1. Изменение цветности воды в зависимости от содержания взвешенных веществ.

Реки: *1* — Сылва, *2* — Чусовая, *3* — Мулянка, *4* — Ирень, *5* — Колва, *6* — Сосьва, *7* — Пышма, *8* — Реж, *9* — Ляля, *10* — Тура, *11* — Вагран.



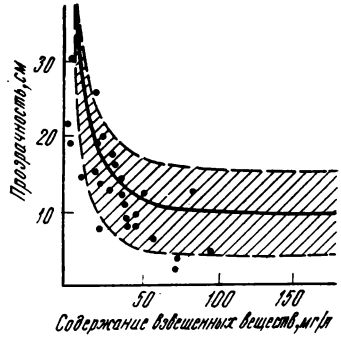


Рис. 2.2. Изменение прозрачности воды в створах выше и ниже работ в зависимости от содержания взвешенных веществ.

Условные обозначения см. на рис. 2.1.

Рис. 2.3. Зависимость прозрачности воды от содержания в ней взвешенных веществ.

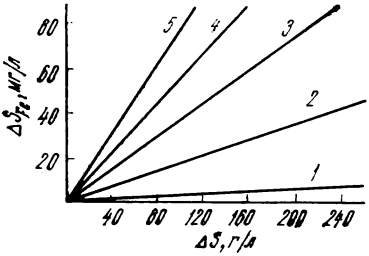


Рис. 2.4. Изменение концентрации железа в воде в зависимости от содержания тонких фракций.

Значения *P*, %: *1* — 1, *2* — 5, *3* — 10, *4* — 15, *5* — 20.

Большой разброс экспериментальных точек ($\sigma^2=32{,}5$) связан с неоднородностью частиц как по составу, так и по размерам.

Увеличение содержания породообразующих элементов в воде иллюстрируется изменением содержания железа. Его повышенное содержание связано с частичным растворением минералов и переходом в раствор железа ионно-солевого комплекса. Этот процесс имеет место во всех изучаемых створах. Особенно резкое увеличение концентрации железа наблюдается на реках, подверженных влиянию стоков, содержащих высокодисперсные частицы.

Увеличение содержания породообразующих элементов в воде с возрастанием количества тонких частиц объясняется повышением растворимости с увеличением дисперсности (по закону [146])

$$\lg\frac{C_g}{C_s}=\frac{2\sigma V_m}{RT_r},$$

где C_g и C_s — растворимость вещества в высокодисперсном состоянии и растворимость при равновесии с крупными частицами этого вещества; V_m — объем растворяемого вещества; σ — поверхностное натяжение; R — постоянная Больцмана; T — температура; r — размер частиц. При размыве пород происходит переход в воду солей поровых растворов [20, 85].

В изученных створах в пределах содержания взвешенных веществ до 30 мг/л только в одном из 40 случаев количество железа в створе ниже работ превысило нормативные требования.

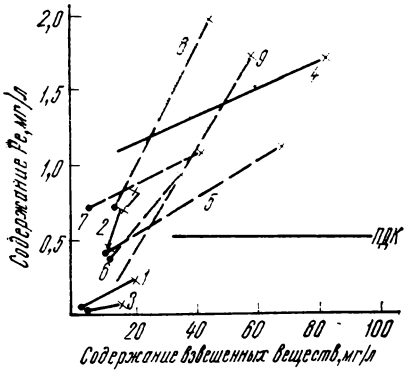
Степень изменения прозрачности и концентрации породообразующих элементов, в частности железа, зависит от дисперсности и состава твердой фазы промстоков. Как видно из рис. 2.2, 2.4, угол наклона прямых, связывающих изменение прозрачности (ΔПр) и содержания железа (ΔS_{Fe}) в створах выше и ниже работ с изменением содержания взвешенных веществ, в этих створах различен, он зависит от количества тонких фракций в разрабатываемых породах. Зависимости эти описываются уравнениями:

$$\frac{\Delta\,\text{Пр}}{\Delta S}=-(0{,}74P-3{,}55)\cdot10^{-2},\quad \sigma=0{,}0062;$$

$$\frac{\Delta S_{Fe}}{\Delta S}=(3{,}8P-0{,}68)\cdot10^{-5},\quad \sigma=0{,}0548,$$

где P — содержание в разрабатываемой породе фракции — 0,05 мм, %; ΔS — изменение содержания взвешенных веществ, мг/л; ΔПр — изменение прозрачности, см; ΔS_{Fe} — изменение содержания железа общего, мг/л.

Графики связи приведены на рис. 2.5, 2.6. Использование относительных изменений показателей позволило исключить их



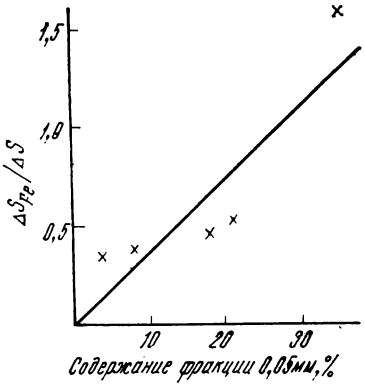


Рис. 2.5. Концентрация железа в воде створов в зависимости от содержания взвешенных веществ.

Реки: *1* — Сылва, *2* — Чусовая, *3* — Ирень, *4* — Колва, *5* — Сосьва, *6* — Пышма, *7* — Реж, *8* — Ляля, *9* — Тура.

Рис. 2.6. График интенсивности изменения концентрации железа в зависимости от содержания глинистости пород.

зависимость от разбавления, фоновых значений и других факторов. Полученные зависимости дают возможность прогнозировать глубину изменения данных показателей качества воды при разработке пород различного состава (рис. 2.7).

Плотный остаток, характеризующий минерализацию воды и включающий в себя сумму ионных примесей и коллоидно-растворенные вещества, прошедшие через плотный фильтр, а также связанная с ним жесткость воды не имеют четко выраженной зависимости от содержания взвесей. Следует отметить высокие минерализацию и жесткость воды рек Ирень и Сылва, влияющие на особенности поведения взвешенных частиц, поступающих с промстоками. За счет коагулирования под воздействием ионов кальция на взвесь уменьшается зона ее повышенной концентрации. Повышенная жесткость воды в этих реках, превышающая санитарные нормативы, ни в коей мере не связана с поступлением взвесей. Для остальных объектов показатели минерализации и жесткости в пределах нормативных требований.

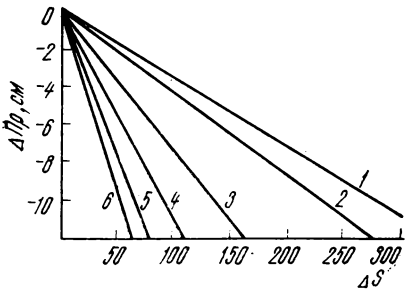


Рис. 2.7. Изменение прозрачности воды (ΔПр) при изменении в зависимости от количества тонких фракций (0—0,05 мм) содержания взвешенных веществ (ΔS) в разрабатываемой породе.

Значения *P*, %: *1* — 0, *2* — 1, *3* — 5, *4* — 10, *5* — 15, *6* — 20.

Следующая группа показателей качества воды связана с присутствием в природных водах ионов водорода, гидроксида и гидрокарбонатных ионов и характеризуется активной реакцией pH и щелочностью. Исследованиями установлено, что изменений этих показателей в створах ниже гидромеханизированных работ нет. Все значения укладываются в рамки санитарных и рыбохозяйственных норм.

Из растворенных в воде газов наибольшее значение имеют кислород, аммиак, сероводород и углекислый газ. Присутствующий в воде кислород создает условия для биологического самоочищения водотоков. Углекислый газ в сочетании с гидрокарбонатами обусловливает буферную емкость воды. Содержащиеся в ней аммиак и сероводород свидетельствуют о возможном загрязнении воды. В обработанных в ходе выполнения исследований пробах сероводород не обнаружен, аммиак присутствует в допустимых концентрациях (не более 0,2 мг/л), его содержание после работы не увеличилось. Исключение составляет р. Пышма, где наблюдается резкое повышение азота аммиака, особенно в весенне-зимний период, вызванное загрязнением воды городскими стоками. Связывать его с работами по переработке грунта не следует, тем более, что повышение идет в обоих створах.

Растворенный кислород имеет наибольшее значение для нормального протекания биологических процессов в водоеме. Содержание его в пробах близко к максимально возможному, связь с содержанием минеральных примесей не наблюдается.

О поступлении в воду органических примесей свидетельствуют окисляемость и биохимическое потребление кислорода. $БПК_{20}$ по требованиям [72] должно составлять 3—6 мг O_2/л и не более. Средние значения $БПК_{20}$ за пределы нормативных требований не выходят, однако наблюдается повышенное потребление кислорода в реках Сылва, Пышма, Тура. С точки зрения влияния добычных работ можно с удовлетворением отметить, что ниже по течению эти показатели улучшились. В целом же четкой связи между содержанием минеральных взвесей и $БПК_{20}$ нет. Не наблюдается корреляции между концентрацией взвешенных веществ и окисляемостью. К окисляемым веществам можно отнести органические примеси и закисное железо. Однако отсутствие связи между концентрацией железа и окисляемостью в обсуждаемых пробах указывает на то, что основная роль в формировании величины окисляемости принадлежит органическим примесям. А наличие связи между окисляемостью и цветностью свидетельствует о том, что последняя в пробах определяется органическими окрашенными соединениями, содержащимися в природных водах, и увеличение количества минеральных примесей со стоками гидромеханизированных работ незначительно повышает этот показатель.

Из микроэлементов определяли фтор, медь, цинк, мышьяк. Во всех пробах обнаружен фтор в пределах нормы. В ряде слу-

чаев имеет место уменьшение его концентрации за счет адсорбирования взвешенными частицами. Как показывают анализы, вода рек Пышмы, Сылвы качественно улучшается после гидромеханизированных работ и в тех случаях, когда в разбавляющей воде присутствуют медь и мышьяк, за счет улавливания последних минеральными взвесями.

Таким образом, из вышеизложенного можно сделать следующие выводы:

— повышение концентрации взвешенных веществ вызывает изменение прозрачности в сторону ее уменьшения и увеличивает содержание железа;

— степень изменения прозрачности и концентрации железа зависит от дисперсности и состава твердой фазы промстоков (чем тоньше частицы, тем сильнее ухудшается качество воды при одних и тех же количествах взвешенных веществ, глинистые взвешенные частицы вызывают более глубокое изменение качества воды);

— на остальные физические и химические показатели качества воды взвешенные частицы влияния не оказывают;

— при содержании взвешенных веществ в пределах 12—24 мг/л прозрачность соответствует ГОСТу на питьевую воду, до 30 мг/л выдерживается ПДК для железа;

— промстоки гидромеханизированных работ оказывают положительное влияние на очистку воды от токсичных микроэлементов (мышьяк, медь, фтор) в связи с адсорбцией и соосаждением их с частицами взвеси [72, 73].

МИКРОБИОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ

Влияние взвешенных веществ на водную микрофлору в настоящее время практически почти не изучено. Так, в работах В. И. Романенко [102] и А. В. Иватина [37] рассматривается влияние взвешенных веществ на численность бактериопланктона. Отмечена корреляционная связь между общей численностью бактерий и количеством взвешенных веществ. С уменьшением взвесей в воде уменьшается и количество бактериальных клеток. А. В. Иватин [37] отмечает также, что на повышенное содержание бактерий в водной толще оказывает существенное влияние взмучивание донных отложений.

Изучение влияния гидромеханизированных разработок на бактериопланктон проводилось на реках Ирень, Мулянка, Сылва, Чусовая. Полученные данные количественной оценки развития микроорганизмов и основные микробиологические показатели отражены в табл. 2.2. Как показали наши исследования при работе земснарядов, общая закономерность практически по всем рекам сводится к увеличению общей численности и биомассы бактериопланктона.

Численность бактерий в исследуемых реках довольно высокая

Таблица 2.2

Микробиологические показатели и оценка степени загрязненности воды исследуемых рек

Место и дата отбора			Численность бактерий, млн кл/мл	Биомасса, мг/л	Взвешенные вещества, мг/л	Окисляемость по Кубелю, мг O_2/л	Степень загрязненности (по Э. М. Амбрезене [37])
Р. Ирень	Д. Сухая речка	02.1979	11,5/14,7*	4,28/5,43	7,1/13	3,9/3,4	III/III
		03.1979	9,2/13,8	3,4/5,11	4,3/15,3	2,6/2,4	II—III/III
		10.1979	0,2/2,4	0,66/0,89	3,8/13,6	2,2/3,5	II—III/III
		05.1980	3,93/7,71	1,45/2,85	—	—	I/I
		08.1980	7,62/8,48	2,82/3,14	—	—	II/III
	Д. Турка	05.1980	3,68/7,26	1,36/2,68	—	—	II/II—III
		08.1980	7,62/11,86	2,82/4,89	—	—	II—III/III
Р. Мулянка	Чистый участок	09.1979	4,13/7,83	1,52/2,90	—	—	II/II—III
		05.1980	5,88/8,12	2,18/3,00	—	—	II/II—III
		06.1980	7,83/8,10	2,9/3,00	—	7,0/7,4	II—III/II—III
		07.1980	5,76/10,4	2,13/3,85	—	—	II/III
	Отраб. карьер	05.1980	5,88/5,29	2,18/1,95	—	—	II/II
		02.1980	5,76/6,38	2,13/2,36	—	—	II/II
Р. Сылва		05.1980	10,21/—	3,78/—	—/4,2	—	III/—
		17.06.1980	5,60/5,96	2,07/2,2	—/47,4	3,6/2,0	II—III/II—III
		28.06.1980	2,68/7,76	0,99/2,87	6,4/68,3	—	I/II—III
		07.1980	9,42/9,67	3,48/3,58	—	3,6/3,9	II—III/II—III
		09.1980	—	—	14,0/7,6	3,4/2,8	I/I
Р. Чусовая		05.1979	10,7/—	3,96/—	38,4/—	—	III/—
		07.1979	12,1/19	4,49/7,02	—/19,8	—	III/III
		08.1979	8,6/	—	29/—	—	III/III
		09.1979	3,9/4,3	1,44/1,60	—/5,2	—	II/II
		09.07.1980	5,13/—	1,90/—	—/4,3	—	II/—
		08.07.1980	5,00/—	1,85/—	—/6,5	—	II/—
Р. Сосьва		04.1980	2,24/10,1	0,83/3,73	12,6/48,3	7,7/11,2	I/III
		05.1980	3,31/9,2	11,22/3,41	63,2/160	12,1/13,0	I/III
		06.1980	5,94/13,11	2,2/4,85	—/116	6,4/6,2	II/III
		08.1980	9,28/19,40	3,4/7,17	4,0/21,2	4,7/5,2	II—III/III

* В числителе — до разработок, в знаменателе — после.

Таблица 2.3

Количественное развитие бактериопланктона р. Ирень

Месяц	Численность бактерий, млн кл/мл	Сапрофитов, тыс. кл/мл	Биомасса, мг/л	Отношение сапрофитов к общему числу бактерий, %
VII	11,5/14,7*	1,3/70	4,23/5,43	0,011/0,48
VIII	9,2/13,8	—	3,4/5,11	—
IX	0,2/2,4	6,0/6,0	0,66/0,89	3,57/0,25

* В числителе — до разработок, в знаменателе — после.

и колеблется в широких пределах (см. табл. 2.2). Так, в летний период в 1 мл содержалось микроорганизмов, млн: в Ирени — 7,6—9,2; в Мулянке — 5,8—7,8; в Сылве — 2,7—5,6; в Сосьве — 5,9—8,2; в Чусовой — 5,1—12,1; в Пышме — 5,7—8,2. Значительное количество микроорганизмов указывает на общее органическое загрязнение обследованных рек.

Численность бактерий в реках подвержена сезонным колебаниям. Сезонная динамика бактериопланктона исследуемых рек сохраняет общую тенденцию к увеличению численности в летний период (рис. 2.8). Однако по рекам максимум численности и биомассы микроорганизмов приходится на разные месяцы: Ирень — июль; Сосьва — сентябрь, Чусовая — август. К концу сентября на всех реках развитие бактерий замедляется и биомасса их значительно убывает.

В зоне действия земснаряда сезонные колебания численности и биомассы сохраняются, но протекают на более высоком уровне.

Поступление сточных вод в речные системы приводит, как показали наблюдения, к увеличению общей численности микроорганизмов. Так, минимальное расхождение с контрольной цифрой было следующим, млн кл/мл: на Чусовой до разработок 3,9, после — 4,3; Сылве — 5,6 и 5,96 соответственно; Ирени — 7,62 и 8,5. Максимальное различие в численности бактериопланктона наблюдалось в осенний период на следующих реках: Ирень (в 12 раз) до разработок — 0,2, пос-

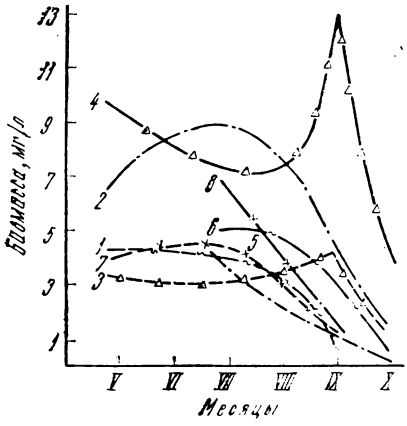


Рис. 2.8. Динамика биомассы бактериопланктона.

Реки: *1* — Пышма до работ, *2* — Пышма после работ, *3* — Сосьва до работ, *4* — Сосьва ниже работ, *5* — Ирень до работ, *6* — Ирень ниже работ, *7* — Чусовая до работ, *8* — Чусовая ниже работ.

ле — 2,4; Мулянка (в 1,9 раза) — 4,1 и 7,83 соответственно. На р. Чусовой летом предыдущего года численность бактерий в 1 мл доходила до 19 млн (после земснаряда), что превышало численность до разработок (12,1 млн) в 1,5 раза.

При изучении бактериопланктона на р. Ирени наряду с общей биомассой определялось количественное содержание сапрофитной группы. Результаты наблюдений представлены в табл. 2.3, из которой следует, что биомасса бактерий достигает максимальной величины (5,43 мг/л) в июле. При этом наблюдается резкое возрастание численности сапрофитов (70 000). Осенью численность бактериопланктона резко уменьшается, а численность сапрофитной группы микроорганизмов сохраняется до и после разработок. При этом значительно возрастает показатель процентного соотношения между количеством сапрофитов и общей численностью бактерий [40, 56].

Таким образом, проведенные исследования показали, что взвешенные вещества стоков разработок россыпных и нерудных месторождений стимулируют рост как общего количества микроорганизмов, так и сапрофитной группы. Повышение численности, по-видимому, связано с извлечением микроорганизмов из донных отложений, а также увеличением площади субстрата.

ФИТОПЛАНКТОН

Влияние минеральных взвесей на фитоценоз водоемов пока не нашло должного отражения в литературе. С. Н. Черкинский [152] отмечал безжизненный вид р. Медведки на протяжении 7 км после впадения нетоксичных сточных вод фосфоритного рудника. Взвесь может влиять на фитопланктон чисто механически, увлекая водоросли в придонные слои при осаждении [36]. Кроме того, она оказывает косвенное влияние на водоросли, изменяя световые условия и соответственно снижая интенсивность фотосинтеза [39, 13]. Поскольку взвешенные частицы содержат органические и минеральные вещества, выщелачиваемые водой, они способны изменять химизм водной среды, что отражается на развитии фитопланктона [28]. Ряд других авторов [29, 35, 148, 155, 166] в своих исследованиях неоднократно констатировали факт снижения численности водорослей под воздействием повышенных концентраций минеральных взвесей, однако количественный аспект и состояние отдельных таксонов при этом не исследовались.

Изучение влияния стоков разработок россыпей на водные фитоценозы проводили в ряде уральских притоков р. Оби [21, 109, 120, 147, 148, 151]. В основном это чистые горные речки с хорошим кислородным режимом (8—14 мг/л), слабой минерализацией и довольно низким содержанием взвешенных веществ в межпаводковый период (0,4—5 мг/л). Станции располагали по следующей схеме: 1) чистая река до работ; 2) пруд-отстойник,

расположенный ниже работ, предназначенный для очистки стоков; 3) река ниже отстойника или впадения водотока, загрязненного сточными водами дражных или гидравлических разработок.

Типичные изменения в фитоценозе можно проанализировать на примере р. Тура.

ВЛИЯНИЕ ДРАЖНЫХ РАЗРАБОТОК НА ФИТОЦЕНОЗ РЕКИ

Всего в фитопланктоне р. Туры за период исследований отмечено 49 таксонов, относящихся к шести типам: диатомовые — 21, зеленые — 15, эвгленовые — семь, сине-зеленые — три, пирофитовые — два, золотистые — один. Однако число таксонов, постоянно встречающихся в пробах, невелико: на условно чистом участке реки — от 17 до 29; ниже дражных разработок (в отстойном пруду и ниже пруда) — от восьми до 16.

В течение всего вегетационного сезона доминирующая группа в фитопланктоне чистого участка р. Туры (до работ) — диатомовые. В весенний период в одном литре воды содержится до 1250 тыс. клеток водорослей, из которых 95,2 % приходится на диатомовые. На долю зеленых, эвгленовых, пирофитовых, золотистых приходится 4,8 % общей численности, а их биомасса равна 0,010 мг/л (табл. 2.4).

Летом происходит увеличение численности, биомассы и видового разнообразия всех групп водорослей, но основное значение имеют зеленые и диатомовые. Видовой состав последних остается таким же, как и весной, с преобладанием *Stephanodiscus* (91,7 %). Интенсивное развитие получают зеленые водоросли, численность которых увеличивается по сравнению с весенним периодом в 135 раз (см. табл. 2.4). Среди зеленых по численности доминируют протококковые (девять видов) — 78,4 %. Однако по биомассе преобладают вольвоксовые — 67,5 % (от общей биомассы зеленых).

Осенью количество фитопланктона в реке уменьшается, но преобладающей группой (94,7 % по численности) по-прежнему являются диатомовые водоросли.

В течение всего сезона встречаются эвгленовые водоросли, представленные в пробе двумя-тремя видами; сине-зеленые отмечены летом и осенью.

Для частичной механической очистки стоков от взвеси сооружен отстойный пруд объемом 4 млн м^3, средней глубиной 2 м. Количество взвешенных веществ в нем в 5—6 раз выше по сравнению с незагрязненным участком реки. Взвесь состоит из трудноседающих мелкодисперсных глинистых частиц, поэтому прозрачность пруда небольшая (4—10 см). Суммарное содержание минеральных форм азота и концентрация фосфатного фосфора в отстойном пруду увеличивается, по сравнению с условно чи-

Таблица 2.4

Количественные показатели развития фитопланктона в районе горных работ на р. Тура

Группа водорослей	Чистый участок			Отстойный пруд			Ниже отстойного пруда		
	Взвесь, мг/л	Концентрация		Взвесь, мг/м	Концентрация		Взвесь, мг/л	Концентрация	
		а	б		а	б		а	б
Весна									
Диатомовые	180	1190 / 0,228	95,2 / 95,9	720	480 / 0,030	80 / 76,9	—	—	—
Зеленые . .	—	30 / 0,001	2,4 / 0,4	—	102 / 0,005	17 / 12,8	—	—	—
Эвгленовые	—	25 / 0,008	2,0 / 3,4	—	18 / 0,004	3 / 10	—	—	—
Прочие . .	—	5 / 0,001	0,4 / 0,4	—	—	—	—	—	—
Общая . .	180	1250 / 0,238	100,0 / 100,0	—	600 / 0,039	100,0 / 100,0	—	—	—
Лето									
Диатомовые	76	4180 / 0,462	49,9 / 51,0	472	54 / 0,018	9,6 / 32,4	496	403 / 0,042	46,3 / 24,9
Зеленые . .	—	4050 / 0,411	48,4 / 45,4	—	396 / 0,025	70,2 / 45,5	—	351 / 0,076	40,3 / 45,0
Эвгленовые	—	120 / 0,010	1,4 / 1,10	—	48 / 0,009	8,5 / 16,4	—	104 / 0,045	11,9 / 26,6
Прочие . .	—	20 / 0,023	0,3 / 2,5	—	66 / 0,003	11,7 / 5,4	—	13 / 0,006	1,5 / 3,50
Общая . .	76	8370 / 0,906	100,0 / 100,0	472	564 / 0,055	100,0 / 100,0	496	871 / 0,169	100,0 / 100,0
Осень									
Диатомовые	127	2916 / 0,302	94,7 / 92,4	617	50 / 0,008	29,4 / 23,4	620	224 / 0,038	73,1 / 623
Зеленые . .	—	96 / 0,003	3,1 / 0,9	—	105 / 0,020	61,8 / 58,8	—	54 / 0,011	17,3 / 18,0
Эвгленовые	—	52 / 0,022	1,7 / 6,7	617	15 / 0,006	8,8 / 17,7	620	30 / 0,012	9,6 / 19,7
Прочие	—	16 / 0	0,5 / 0	—	—	—	—	—	—
Общая	127	3080 / 0,327	100,0 / 100,0	617	170 / 0,034	100,0 / 100,0	620	312 / 0,061	100,0 / 100,0

Примечание. Данные о концентрации: а — $\frac{\text{тыс. кл/л}}{\text{м}^2\text{/л}}$, б — $\frac{\text{\% численности}}{\text{\% биомассы}}$.

Таблица 2.5

Коэффициенты сходства видового состава фитопланктона (в целом) в зоне работ на р. Туре

Участок	Весна	Лето	Осень
I. Чистый участок — отстойный пруд . . .	0,67	0,57	0,44
II. Чистый участок — ниже отстойного пруда	Нет свед.	0,77	0,53
III. Отстойный пруд — ниже отстойного пруда	Нет свед.	0,47	0,52

стым участком реки, летом до 0,136 мг N/л, 0,014 мг P/л, осенью — до 0,176 мг N/л, 0,085 мг P/л (на условно чистом участке реки — соответственно 0,100 мг N/л, 0,007 мг P/л и 0,147 мг N/л, 0,072 мг P/л). Несмотря на увеличение биогенных элементов, количество фитопланктона в пруду уменьшается в 2—18 раз (в зависимости от сезона) по сравнению с незагрязненным участком.

Коэффициент сходства видового состава между отстойным прудом и чистым участком реки наиболее высок в весенний период (0,67), когда фитопланктон почти полностью представлен диатомовыми. Летом коэффициент сходства снижается (0,57) за счет сокращения видового разнообразия диатомовых (0,60) и увеличения числа видов эвгленовых (0,25). Наибольший коэффициент сходства летнего фитопланктона отмечен для зеленых (0,73). Соотношение между группами водорослей в пруду изменяется за счет увеличения удельного веса зеленых (см. табл. 2.4, 2.5).

Осенний фитопланктон пруда, как и летний, характеризуется протококково-диатомовым комплексом. Коэффициент сходства видового состава равен 0,44 (см. табл. 2.5).

Повышение удельного веса зеленых в фитопланктонном сообществе отстойного пруда по сравнению с чистым участком реки, возможно, связано с изменением гидрологических условий, лучшей прогреваемостью и увеличением количества биогенов.

В реке, ниже отстойного пруда, прозрачность воды повышается до 10—15 см. Количество биогенов по сравнению с прудом не изменяется. Наблюдается небольшое увеличение численности и биомассы водорослей. Соотношение между группами водорослей сходно с условно чистым участком реки (см. табл. 2.4). Коэффициент сходства видового состава между условно чистым участком реки и ее участком ниже отстойного пруда имеет более

высокие значения, чем между отстойным прудом и участком ниже него (см. табл. 2.5).

Следует отметить, что после дражных разработок отсутствуют сине-зеленые водоросли. Число видов протококковых на участке ниже отстойного пруда летом сокращается в 2 раза, а осенью протококковые не встречаются. Увеличивается разнообразие вольвоксовых, представленных тремя видами, тогда как на условно чистом участке реки этот род представлен одним.

В аналогичных исследованиях, выполненных на других водоемах, сохраняется общая тенденция. Однако количественные показатели различаются в зависимости от объема отстойного пруда. Сравнительный анализ сезонного развития фитоценозов в районах работ на реках Туре, Аяти и Реж показал, что ниже Черемисского пруда (на р. Аять, Реж) в речной системе содержание фитопланктона (0,415 мг/л — летом, 0,300 мг/л — осенью) увеличивается по сравнению с условно чистым участком реки выше производства работ (соответственно 0,356 и 0,061 мг/л), тогда как ниже Туринского пруда аналогичные показатели уменьшаются. Это объясняется тем, что Черемисский пруд по своему объему (60 млн м^3) значительно больше Туринского и вода на вытоке значительно чище. Взвешенные вещества при работе драг на прямоточной схеме (без отстойников) и при впадении загрязненных водотоков транспортируются по реке на большие расстояния. На примере р. Ляля был рассмотрен процесс восстановления фитоценоза после впадения загрязненных притоков рек Мурзинка (замкнутый цикл водоснабжения) и Большая Нясьма (отстойник — 3—5 млн м^3). Ниже впадения р. Мурзинки количество взвешенных веществ возрастает в 3 раза по сравнению с чистым участком. Это приводит к снижению биомассы летнего фитопланктона от 2,01 до 0,662 мг/л. С уменьшением концентрации взвеси вниз по течению через 15—20 км биомасса фитопланктона увеличивается до 1 мг/л. Коэффициент видового сходства массовых форм фитопланктона между участком ниже впадения притока и чистым участком реки имеет высокие значения (0,81).

Ниже впадения притока, на котором в этот период работала драга с прямоточным водоснабжением, содержание взвесей по сравнению с контролем увеличивается в 10—12 раз, биомасса фитопланктона понижается до 0,14 мг/л. В фитоценозе наблюдаются не только количественное, но и качественное изменение фитопланктона. Преобладают виды рода *Pteromonas*, численность которых составляет 144 тыс. кл/л. Увеличивается количество эвгленовых. На протяжении 40 км восстановления фитоценоза не происходит, коэффициент видового сходства с фитопланктоном чистого участка реки составляет 0,36.

В планктоне незагрязненных участков исследованных рек преобладают по видовому разнообразию диатомовые водоросли. Второе место по количеству видов занимают зеленые, третье —

эвгленовые. В остальных типах число видов невелико. Фитопланктон рек, кроме собственно планктонных видов, представлен бентическими и перифитонными диатомовыми и зелеными водорослями.

Для исследуемых рек характерен один летний максимум вегетации фитопланктона.

Взвешенные вещества, поступающие в результате дражных работ, оказывают на фитоценоз рек механическое действие: засыпают перифитонные виды водорослей, нарушают целостность клеточных оболочек, разбивают крупные и колониальные формы водорослей, способствуют быстрейшему оседанию водорослей, увеличивая их удельную массу.

Кроме того, увеличение содержания взвешенных веществ влияет на прозрачность воды, ослабляет проникновение солнечной радиации, необходимой для фотосинтеза водорослей, а колебание интенсивности фотосинтеза при одной и той же солнечной радиации зависит от колебания мутности [39].

Ниже дражных разработок, а также притоков, вносящих их сточные воды, увеличивается содержание железа. В районе дражных разработок при вскрытии драгой поверхностного слоя грунта, содержащего органические и минеральные вещества, выщелачиваемые водой, в воде повышается концентрация биогенов, способных влиять на развитие фитопланктона.

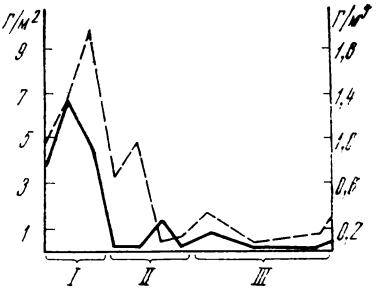
В. В. Бульон [12] на примере р. Тюн показал обратную зависимость между прозрачностью воды и концентрациями общего минерального азота и фосфора, а также связанную с ней скорость фотосинтеза фитопланктона. Значение мутности как химического фактора, вызывающего изменение состава водных масс, а следовательно, косвенно отражающегося на развитии водорослей, показано и в работе К. А. Гусевой [28]. Но, как правило, угнетение развития водорослей присутствующей в большом количестве взвесью превалирует над стимулирующим влиянием биогенных элементов.

В результате воздействия всех этих факторов, вызванных увеличением содержания минеральных взвешенных веществ в водоеме, изменяются функционально-структурные характеристики фитоценозов рек. Многие авторы [29, 35, 150, 151, 155] констатировали факт снижения численности водорослей под воздействием повышенных концентраций минеральных взвесей, однако количественный аспект этого воздействия специально не изучали.

Приняв величины количественных показателей развития фитопланктона незагрязненных районов различных рек за единицу, рассчитали относительное изменение этих показателей при увеличении концентрации взвешенных веществ (рис. 2.9).

На рис. 2.9 видно, что численность фитопланктона характеризуется более высокой вариабельностью, чем биомасса, поскольку одним из следствий воздействия взвесей является из-

Рис. 2.9. Схема отбора проб на р. Ляля и некоторые показатели.
Объяснения в тексте.



мельчание размеров клеток. Отсюда следует, что для характеристики состояния фитопланктона следует использовать показатель биомассы водорослей, так как он наиболее точно отражает изменения, происходящие из-за неблагоприятных факторов, в данном случае — взвешенных веществ. Концентрация последних в 100—400 мг/л снижает биомассу водорослей на 50—70 %, а присутствие взвеси в количестве более 400 мг/л — на 80—90 % относительно чистого участка водоема.

ЗООПЛАНКТОН

Видовой состав, структура и пространственное распределение зоопланктона при повышенных концентрациях минеральных взвесей разработок россыпей изучались на тех же водоемах, что и фитопланктон [41, 110, 115, 119].

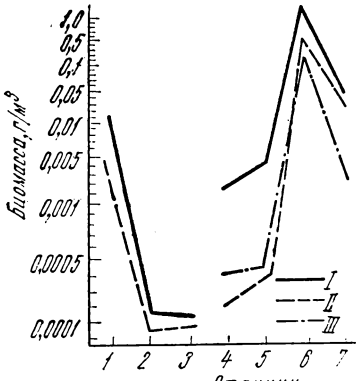
Зоопланктон рек Сосьва, Реж, Аять и Тура представлен 42 формами, из которых ветвистоусых 26 видов, веслоногих — семь и коловраток — девять.

Из приведенного списка в течение всего открытого периода только весной были встречены пять видов, летом — 11, в летне-осенний период — 14. В основном это полициклические виды, очевидно, вследствие холодной весны начинающие свое развитие с началом биологического лета. Из 42 форм на речных участках после драг и отстойных прудов обнаружено 14 видов (33,4 %).

Такое резкое обеднение видового состава отчетливо проявляется весной, когда мутность воды особенно высока.

На реках Тура и Аять видовой состав зоопланктона насчитывает 12 видов, а биомасса — тысячные доли грамма. В р. Туре на участках выше дражных разработок биомасса зоопланктона больше на один порядок, чем в отстойном пруду и ниже. Однако в большем по объему Черемисском пруду она значительно выше, чем на остальных участках реки (рис. 2.10). Здесь развит доминирующий комплекс *Bosmina longirostris*, *Mesocyclops oithoides*, *Cyclops vicinus* и копеподитные стадии.

Во второй половине июля зоопланктон резко улучшается качественно и увеличивается количественно. На незагрязненных участках рек наибольшую биомассу наблюдали на р. Тура — 1,303 г/м³ (рис. 2.11). Доминирующими формами становятся хищные — *Leptodora kindtii*, *Asplanchna priodonta*, в относитель-



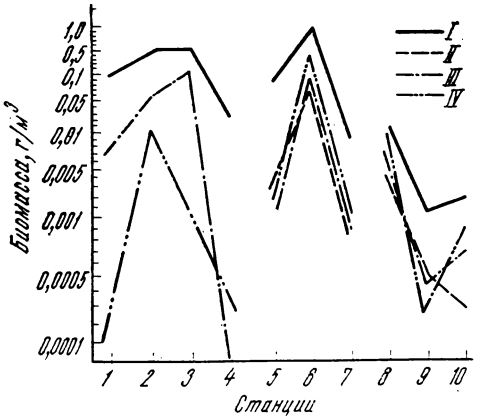


Рис. 2.10. Биомасса зоопланктона вдоль обследованных рек до и после дражных разработок (весна 1975).

1 — р. Тура до драги; *2* — отстойный пруд; *3* — р. Тура ниже пруда; *4, 5* — р. Аять до драги; *6* — отстойный (Черемисский) пруд; *7* — р. Реж ниже отстойного пруда. *I* — общая биомасса, *II* — копеподиты, *III* — *Bosmina longirostris*.

Рис. 2.11. Биомасса зоопланктона вдоль русла обследованных рек (лето 1975 г.).

1 — р. Тура до драги, *2* — верхняя часть отстойного пруда, *3* — нижняя его часть, *4, 5* — р. Аять до драги, *6* — отстойный пруд, *7* — р. Реж ниже пруда, *8* — р. Сосьва выше Волчанки, *9, 10* — р. Сосьва ниже Волчанки. *I—III* — см. на рис. 2.10, *IV* — *Daphnia cucullata*.

но большом количестве имеются *Polyphemus pediculus, Mesocyclops oithonoides* и копеподитные стадии. В целом доминирующий комплекс составляет 45,1 %. Значительно меньше биомассы зоопланктона на реках Аять и Сосьва — соответственно 0,0348 и 0,0278 г/м³. Если на чистом участке р. Аять ясно выражено доминирование *A. priodonta* (67,2 %), то на р. Сосьва 58 % составляют фильтраторы — *Daphnia longispina, Bosmina longirostris.*

На отстойных прудах количество зоопланктона летом значительно выше и соотношение компонентов другое. В верхней и нижней части пруда на р. Тура зоопланктон распределен равномерно. Доминируют теплолюбивые *M. oithonoides* и копеподитные стадии этого вида.

Из ветвистоусых в большом количестве встречаются *Bosmina longirostris*, из веслоногих — *Cyclops vicinus*.

Средняя биомасса для этого пруда 0,540 г/м³. Максимальной в этот период является биомасса зоопланктона Черемисского отстойного пруда на р. Реж, достигающая 1,574 г/м³.

Руководящие формы — *Daphnia cucullata* (0,41 г/м³) и *A. priodonta, Daphnia graciloides, M. oithonoides, B. longirostris*. Этот доминирующий комплекс составляет 98,6 %.

Лето — благоприятный период для развития зоопланктона в отстойных прудах, причем в большем по объему и более чистом Черемисском пруду видовой состав более разнообразен,

чем в чистом проточном участке реки. В обоих прудах доля веслоногих увеличивается, что связано с лучшим прогреванием воды и замедлением течения.

Осенью на незагрязненных участках р. Туры биомасса имеет те же величины, что и весной, но видовое разнообразие значительно выше (рис. 2.12). В отличие от весеннего периода четко выделяется доминирующий компонент — *B. longirostris* (42,6 %). Значительное количество составляют *Chydorus sphaericus*, *Daphnia graciloides*, *Bosmina obtusirostris*. Остальные виды представлены единичными экземплярами.

В отстойном пруду биомасса также ниже, чем в летний период, но превышает весенние показатели и распределена по акватории равномерно. Руководящие формы — *C. vicinus*, *B. longirostris*, *D. graciloides* и копеподитные.

На незагрязненном участке реки Аять зоопланктон беден, как и на р. Тура. Руководящий комплекс видов сохраняется, но абсолютный доминант — не *A. priodonta*, как летом, а *Ch. sphaericus*, *Pleuroxus uncinatus*, *C. vicinus*. В целом эти формы составляют 67,2 %. Видовой состав более разнообразен, впервые за все время появляются *Lecane* sp., *Simocephalus vetulus*, *Alona costata* sp.

В Черемисском пруду биомасса зоопланктона в этот период наиболее высока во все сезоны (см. рис. 2.12). Осенний период, следовательно, характеризуется резким спадом биомассы и численности планктона в реках, но в отстойных прудах эти показатели еще достаточно велики.

При летнем обследовании р. Ляли и ее притоков обнаружены 24 вида зоопланктона, из них: 13 — *Cladocera*, шесть — *Cyclopidae*, пять — *Rotatoria*. Наиболее развиты в рассматриваемом биоценозе ветвистоусые.

Максимальные численность и биомасса зоопланктона нами были отмечена на р. Большой Нясьме после впадения в нее р. Малой Нясьмы (7620 экз/м³ и 0,085 г/м³ соответственно). Зоопланктонные организмы сосредоточиваются в прибрежной части реки среди высшей водной растительности — в литоральной зоне. Основу литорального комплекса составляют *Cladocera*. Доминирующие виды: *B. obtusirostris* — типичная литоральная форма, обитающая

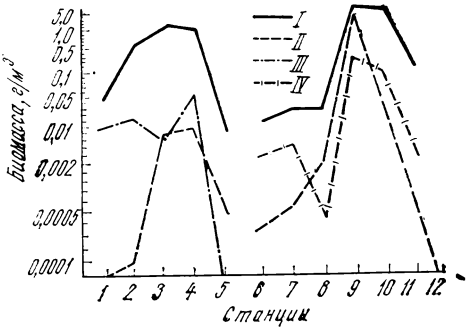


Рис. 2.12. Биомасса зоопланктона осенью 1975 г.

1, 2 — р. Тура до драги, *3* — верхняя часть отстойного пруда, *4* — нижняя его часть, *5—8* — р. Тура ниже пруда, *9, 10* — нижняя и верхняя части отстойного пруда. *11* — р. Реж после отстойного пруда. *I — III* — см. на рис. 2.10, *IV — Cyclops vicinus*.

в зарослях осоки, *D. longispina* — среди плесов и мелководных заливов, *Macrotrix laticornis* — на илистых участках поймы. Этот комплекс на чистых участках составляет 70 % от общей численности. Из веслоногих развит комплекс *Mesocyclops leuckarti* — эврибионтный вид, населяющий различные биотопы, *Paracyclops fimbriatus* — обитатель песчаных грунтов. На чистых участках реки значительную часть зоопланктона составляют копеподитные и науплиальные стадии веслоногих. Их численность доходит до 5,5 тыс. экз/м^3.

После дражных разработок, ниже по течению реки, состав зоопланктона полностью меняется. Из существующих комплексов выпадает целый ряд видов: *D. longispina*, *Peracantha truncata* — литоральные; *D. cucullata, B. longispina, B. coregoni, Ceriodaphnia pulchella, Polyphemus pediculus* — пелагические; *Alona quadrangularis* — придонный.

Из веслоногих — *C. vicinus, Eurytemora velox*. Копеподитные и науплиальные стадии появляются только в нижнем течении р. Ляля, после отстойных прудов. Общая численность и биомасса зоопланктона после дражных притоков — 10—20 экз/м^3 и 0,0015—0,0025 г/м^3. Можно предположить, что существовавшие зоопланктонные комплексы полностью разрушены. На этих участках были отмечены только три-пять видов. Постепенное восстановление речных комплексов присходит после отстойных прудов в нижнем течении реки.

У пос. Новая Ляля в составе зоопланктона уже насчитывается 14 видов с общей численностью 3340 экз/м^3 и биомассой 0,045 г/м^3 (см. рис. 2.9).

Влияние минеральной взвеси на биоценозы водоемов многофакторно. Чтобы проследить, как действует ее повышенная концентрация на зоопланктон, необходимо знать его состав, структуру и экологические условия в данной речной системе.

Зоопланктон ручьев и малых рек с быстрым течением состоит в основном из трех групп: *Cladocera, Cyclopidae, Rotatoria*, а также личинок бентосных организмов и насекомых.

Из всех форм нельзя назвать ни одного организма — типичного реофила, т. е. такого, который бы обитал только на течении. Как правило, все они эврибионтны и могут существовать как в стоячих водоемах, так и на течении, но в последнем случае встречаются только прикрепленные, закапывающиеся или ползающие по субстрату формы.

Основные места обитания в водоеме — литораль с высшей водной растительностью, сублитораль (каменистая, песчаная или илистая) и пелагиаль (вся толща воды). Строгая приуроченность отсутствует, и некоторые виды могут переходить с одного биотопа в другой. Особенно это характерно для рек с быстрым течением. Таким путем происходит миграция планктеров на большие расстояния (планктосток). В реке во временное пелагическое состояние (в русловом течении) могут попадать

прибрежные или донные формы, а также их личиночные стадии (науплиусы, копеподиты). Видовой состав зоопланктона более разнообразен в прибрежных участках рек с замедленным течением, на плесах в заливах. Здесь происходит массовое развитие доминирующих форм, и такие участки реки являются «питомником» и основным поставщиком зоопланктонных организмов. Часть материала поступает с береговым стоком из болот, временных дождевых водоемов и притоков.

Таким образом, зоопланктонные комплексы на малых реках с быстрым течением формируются в прибрежных участках и пойме реки.

В связи с повышенным содержанием минеральной взвеси, в результате дражных разработок и гидромеханизационных работ происходит рарушение основных естественно сложившихся биотопов речной системы.

Турбулентный поток замедляется в прибрежной части, на плесах и глубоких участках реки, где происходит оседание ила и глинистых частиц. Вся литоральная зона с высшей водной растительностью покрывается минеральными осадками, причем происходит постоянное поступление взвеси, препятствующее восстановлению разрушенного биотопа.

Размер илистых, глинистых и пылевато-песчаных частиц составляет 0,001—0,05—0,1 мм. Оседания этих фракций в русловой части реки не происходит, поэтому сносить такую взвесь вниз по течению может на десятки километров.

Отстойные пруды, сооружаемые после дражных разработок, отчасти аккумулируют крупные фракции взвеси, но оседания частиц крупностью 0,001—0,05 мм в таких прудах, видимо, не происходит. Наиболее трудноседаемый класс частиц (1,5 мк) почти полностью состоит из глинистых минералов монтмориллонита и гидрослюды. Для этой взвеси достаточно конвективного перемешивания, которое существует в любом водоеме. При небольших объемах прудов-отстойников (3,5—4,0 млн м^3) длиной 1,5—2 км улавливается до 50—90 % общего количества поступающих взвесей. Сливы отстойников на 50—90 % содержат частицы 1,5 мк, независимо от механического состава россыпей.

Естественная коагуляция и другие процессы самоочищения в таких прудах из-за интенсивного водообмена играют небольшую роль.

В связи с этим интересно рассмотреть, как влияют новые специфические условия с повышенной концентрацией минеральной взвеси на зоопланктонные комплексы в целом и на индивидуальные организмы ведущих видов в системе река — пруд.

Основу рассматриваемых нами сообществ зоопланктона составляют пресноводные рачки Cladocera, Cyclopidae. Меньшую роль играют Rotatoria, хотя некоторые виды при благоприятных условиях могут давать большие вспышки численности. У всех этих форм размножение и цикл развития происходят в воде.

При изменении естественных условий среды (в данном случае — повышении концентрации минеральной взвеси) нарушается цикличность размножения, гибнут яйца и личиночные стадии в результате заиления литоральной зоны реки.

Подавляющее большинство организмов из указанных групп — фильтраторы. Небольшую часть составляют хищники. Все устройство и действие фильтровального аппарата исключают возможность активного отбора частиц в соответствии с их пищевой ценностью. Отсутствие возможности такого отбора у фильтраторов отмечается в [28, 29, 140]. Пищей для них служат нанносестон — одноклеточные водоросли, частицы детрита, мелкие простейшие и ультрасестон — бактерии, мелкий детрит и коллоидные частицы в фазе дисперсии. Бактерии и детрит признаются многими авторами важной пищей *Cladocera* [168, 187, 189, 190].

Пищевое значение водорослей велико, однако многие из них не могут быть захвачены при фильтрации из-за их величины. Большинство водорослей (*Fragillaria*, *Asterionella*, *Melosira*, *Dinobrion*, *Anabacha*, *Aphanizomenon*, *Microcystis*), являющиеся основными массовыми формами пресных водоемов, не захватываются фильтраторами из-за крупных размеров [140]. Для кладоцер основу пищевого рациона составляют бактерии, мелкий детрит, коллоидные частицы, простейшие. Размер указанных пищевых частиц составляет 0,001—0,5 мм. В эти же пределы указывается размер частиц минеральной взвеси.

Экспериментально было установлено, что концентрация бактерий в воде 0,5 млн/см^3 не обеспечивает выживаемости фильтраторов. Для нормального их существования концентрация пищевых частиц должна быть 1 млн/см^3 [124]. По нашим данным, мутность на реках после дражных разработок изменяется на различных участках от 0,2 до 3,0 г/л. При мутности в 1 см^3 концентрация составит: для частиц 0,001 мм — 1200 млн/см^3, для частиц 0,05 — 7,5 млн/см^3. Пищевые частицы этих же размерностей растворяются в огромном числе минеральных.

При питании фильтраторам приходится пропускать через кишечник огромную массу частиц, не представляющих питательную ценность. При работе «впустую» фильтровальный аппарат прекращает работу. Так, у дафний было отмечено, что автоматический характер действия аппарата обеспечивает непрерывность фильтрации лишь в чистой воде, содержащей относительно небольшое количество взвесей [176].

При микроскопическом исследовании босмин нами были отмечены засорение фильтровального аппарата и комочки взвеси в кишечнике и в выводковых сумках.

В прудах-отстойниках условия среды резко отличаются от речных. Здесь большие глубины, значительно замедлено течение, лучший прогрев воды, относительно большая литоральная зона и происходит оседание крупных фракций взвеси. В таких прудах формируются озерно-прудовый тип зоопланктона. Вдоль

береговой линии пруда развивается высшая водная растительность, восстанавливается типичный литоральный комплекс, основу которого составляют роды: *Bosmina, Cyclops, Mesocyclops* и копеподитные стадии. Появляются пелагические формы, причем они распределены по всей акватории пруда, доминируют *Daphnia cucullata, C. vicinus, A. priodonta, B. longirostris, M. leuckarti.*

В естественных условиях зоопланктон совершает суточные миграции. Особенно резко они выражены у *Bosmina, Cyclops, Mesocyclops*. В сумерки и ночью эти виды находятся в самых верхних слоях воды, днем опускаются на некоторую глубину, которая у разных видов различна и зависит от световой адаптации. В условиях пруда-отстойника, где с глубиной резко падает освещенность, амплитуда миграции зоопланктона минимальна. В этих условиях основная масса его распределяется в поверхностных слоях воды. Поэтому для многих видов благоприятным местом обитания служат затопленный лес, плавающие бревна, прибрежные заросли. Подобная структура зоопланктонного комплекса может быть устойчива при достаточно большой величине пруда.

Таким образом, под влиянием повышенной концентрации взвешенных минеральных веществ в системе река — отстойные пруды происходят два противоположных процесса.

Разрушаются речные биотопы с подавлением литоральных комплексов зоопланктонных организмов. При этом нарушается цикличность размножения, гибнут личиночные формы планктеров. На участках с замедленным течением, являющихся основными биотопами, происходит аккумуляция взвеси. Повышенная концентрация минеральных частиц ухудшает условия питания зоопланктона. Речные комплексы восстанавливаются даже после отстойных прудов лишь через десятки километров ниже по течению реки.

Формируется специфический биоценоз в отстойных прудах с образованием пелагического и литорального комплексов зоопланктона озерно-прудового типа. Восстановление и относительное увеличение литоральной зоны позволяет развиться в ней литоральному комплексу зоопланктона. Частичное оседание крупных фракций взвеси при замедленном течении освобождает верхние слои водной массы для пелагического комплекса зоопланктона.

При достаточно большом отстойном пруде развивается устойчивое зоопланктонное сообщество, которое может быть питомником планктона русловой части реки.

БЕНТОС

В течение 1975—1985 гг. был обследован бентос ряда рек Урала и притоков бассейна р. Чара, загрязняемых стоками горнодобывающей промышленности [81, 115, 121, 124].

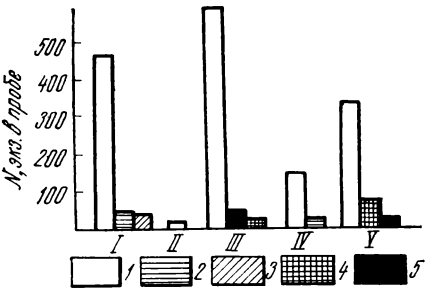


Рис. 2.13. Распределение основных групп бентоса в р. Жуя.

I — хирономиды, *II* — поденки, *III* — веснянки, *IV* — ручейники, *V* — прочие. Реки: *1* — Вача до Угахана, *2* — Вача (устье), *3* — Жуя до Вачи, *4* — Жуя до Баллаганаха, *5* — Чара.

Донное население исследованных рек принадлежит к типичной реофильной фауне. Характерным для данной группы гидробионтов является то, что они живут в постоянно меняющихся гидрологических условиях (колебания уровня воды, скорости течения, температуры, изменения рельефа дна вследствие наносов и размывания берегов, количества растворенных и взвешенных минеральных и органических веществ).

Водные животные, тем более реофилы, способны переносить кратковременное воздействие повышенных концентраций взвесей (например, в паводки). Однако работа драг и, следовательно, сброс в реки мутных вод продолжаются в течение всего открытого периода, и гидробионты оказываются в отличных от нормальных условиях обитания. Взвеси же в жизни водных животных, в частности бентосных, играют важную роль, определяя условия их существования в водоемах [27, 44, 103, 131].

Полученные данные по бентосу на загрязненных участках сравнивались с контрольными пробами из чистых участков реки. На реках Аять, Реж, Тура, Нясьма отбор проб производили по схеме: чистый участок, отстойный пруд, участок реки после отстойного пруда. На р. Ляля (рис. 2.13) было прослежено состояние бентоса на протяжении всего загрязненного участка (около 100 км), пробы брали через каждые 7—13 км. На Сосьве выяснялось влияние небольшого правого притока — р. Волчанки, приносящей в р. Сосьву мутные воды.

Бентос в обследованных реках распределяется мозаично — по биотопам и представлен лито-, псаммо-фитореофилами. Характерная черта данной фауны — большое видовое разнообразие (15—20 групп). Естественная мутность рек выше мест работы драг была в разные сезоны года от 3 до 80 мг/л.

Донная фауна здесь наиболее богата как качественно, так и количественно (табл. 2.6) и представляет собой исторически сложившийся комплекс реофильных организмов, характерный, видимо, для всей реки в целом до начала загрязнения ее сточными водами дражных разработок.

Определение животных до вида проводилось во всех группах, за исключением *Oligochaeta*, *Nematoda*, *Hydracarinae*, *Hydrozoa*. Комплекс доминирующих групп и видов в отдельных реках одинаков. Преобладают в бентофауне личинки насекомых:

Таблица 2.6

Изменения биомассы и численности бентоса на чистых и загрязненных участках рек

Участок	Водоемы			
	Аять-Реж	Тура	Нясьма	Мурзинка
Чистый (до драги) . .	12 257* / 8,3	3158 / 8,5	32 200 / 16,2	560 / 0,3
Отстойный пруд . . .	1230 / 3,6	1243 / 1,14	1360 / 1,7	—
Ниже плотины отстойного пруда	4293 / 3,1	34 153 / 14,9	3280 / 0,3	760 / 0,1

* В числителе — численность, экз/м², в знаменателе — биомасса, г/м².

Таблица 2.7

Распределение донной фауны р. Ляли по точкам (1—15) и участкам (I—IV)

Показатель	I			II			
	1	2	3	4	5	6	7
Биомасса, г/м²	3,57	7,05	4,01	0,37	0,37	1,65	0,12
Численность, экз/м² . .	7820	25520	11500	2840	1740	3900	220
Колич. видов	105			46			
Мутность, мг/л (летом)	2,3			25,8			

Показатель	III				IV			Пруд
	8	9	10	11	12	13	14	15
Биомасса, г/м²	0,84	0,04	1,83	0,35	0,28	3,94	1,06	99,84
Численность, экз/м² . .	1540	100	4360	1240	1440	3800	2860	61540
Колич. видов	65				61			—
Мутность, мг/л (летом)	—				29			—

Примечание. Средние значения биомассы по участкам: I — 5,1; II — 6,6; III — 0,765; IV — 1,76, пруд — 99,84 г/м². Средняя численность: 14 280, 2175, 1840, 2700, 61 540 экз/м² соответственно.

Chironomidae (60—83 видов), *Ephemeroptera* (10—12), *Trichoptera* (15—20), *Plecoptera* (4—5), кроме того, обычны в инфауне моллюски (9—10 видов), малощетинковые черви, личинки других двукрылых, клопы, пиявки.

Основа биомассы бентоса — крупные личинки веснянок, поденок, ручейников. Хирономиды, составляя 20—30 % биомассы бентоса, являются ведущей группой по численности и количеству видов. Встречаясь во всех биотопах, они на фоне большого видового разнообразия могут служить показателем состояния донной фауны в водоеме. В свою очередь, среди хирономид доминируют рода — *Tanytarsus, Cricotopus, Micropsectra,* виды — *Micropsectra curvicornis, Stichochironomus histrio, Paratendipes albimanus, Psectrocladius psilopterus.* Численность каждого из этих видов колеблется от 2 до 12 тыс. экз/м^2, что соответствует 30—70 % плотности личинок комаров. Многочисленны также хищники родов *Ablabesmyia, Procladius, Cryptochironomus.*

Средние количественные значения бентоса рек Аять, Тура, Нясьма, Мурзинка за открытый период приведены в табл. 2.6. Колебания биомассы и численности по сезонам незначительны. В реке Аять, например, максимум развития животных приходится на лето (13,62 г/м^2 и 16272 экз/м^2), минимум — на весну (4,92 и 5046 соответственно) и осень (6,34 и 15453 соответственно).

Для удаления части взвесей из воды на упомянутых реках сооружены специальные отстойные пруды. Из них самым крупным и наиболее чистым является Черемисский пруд на р. Аять — Реж. Аккумуляция взвесей происходит в основном в верхней части пруда, но примесь дражных глинистых илов имеется и в приплотинном участке. Эти илы, видимо, имеют малую питательную ценность, в связи с чем биомасса донных животных в верховьях пруда не превышала 1,5 г/м^2, тогда как в приплотинном участке она повышалась до 5,5 г/м^2 (в среднем за весну, лето и осень составила 3,6 г/м^2). В пруду развивается пелофильный комплекс организмов из четырех групп: *Oligochaeta, Chironomidae, Mollusca, Nematoda.* По численности и биомассе преобладают малощетинковые черви (40—100 %). Видовой состав хирономид сильно обеднен (шесть видов против 78 в р. Аять) и представлен в основном пелофилом *Chironomus f. l. plumosus* (до 760 экз/м^2). Остальные виды, за исключением хищника *Procladius ferrugineus*, единичны.

Отстойные пруды по Туре и Нясьме еще более загрязнены: концентрация взвешенных веществ в воде в отдельные периоды составляет от 400 до 720 мг/л. Бентос в них еще более беден как количественно, так и качественно (см. табл. 2.6). Видовая скудность бентоса в прудах прежде всего связана с формированием комплекса видов стоячего водоема, а низкие количественные значения биомассы и численности, вероятно, с загрязнением сточными водами дражных разработок.

Т. Д. Слепухина [131] описывает подобную картину в прудах Северного Кавказа, содержащих много взвешенных наносов. Ряд авторов [27, 44, 89] также отмечают, что в водохранилищах, построенных на мутных реках, где выпадают на дно осадки, бентос отсутствует или очень беден. Поиск пищи в этих условиях затруднен, и в водоеме развиваются илолюбивые эврибионты и хищные формы.

После плотины отстойного пруда, как правило, видовой состав инфауны частично восстанавливается (до 50 % видов незагрязненного участка). Из ее состава исчезают многие поденки, веснянки, хирономиды, ручейники. Комплекс доминирующих видов хирономид сохраняется лишь частично (*Tanytarsus*, *Cricotus*), к их числу добавляются личинки Eukiefferiella. Кроме того, на участках с замедленным течением и отложениями илов начинают встречаться типичные пелофилы (*Chironomus f. l. plumosus*, *Limnochironomus tritomus*).

В массовых количествах появляются хищники — как из числа двукрылых, так и других насекомых (ручейники, жуки). Очевидно, что все эти животные существуют за счет биостока с отстойных прудов. Параллельно с уменьшением числа видов донных животных в 2—3 и более раз снижаются их численность и биомасса (см. табл. 2.6). Только в одном случае — осенью на р. Туре ниже плотины отстойного пруда — в «наносных» участках на заиленном песке отмечено превышение количественных показателей бентоса над контрольными данными. Весной и летом биомасса донных животных здесь не превышала 2—3 г/м^2 при численности 7—8 тыс. экз/м^2. Доминировали хирономиды *Tanytarsus* и хищник *Ablabesmyia lentiginosa*. Участок реки выше места сбора проб проходит по выходам скальных пород, обросших нитчатыми водорослями, служащими субстратом для развития фитофильной фауны. Осенью же происходит отмирание водной растительности, а животные сносятся в нижележащие участки, оседая в местах с замедленным течением. В результате биомасса бентоса здесь поднимается до 39,2 г/м^2, причем главенствующая роль среди хирономид переходит к фитофильным личинкам *Cricotopus holsatus* (до 62 тыс. экз/м^2), а 78,3 % биомассы дают хищные ручейники двух видов: *Chaumatopsiche lepida, Hydrosyche angustipennis*.

Учитывая, что в «наносных» зонах животные сконцентрированы течением, следует предположить, что средняя биомасса бентоса для всего участка реки будет значительно ниже полученных величин.

Мутность воды в р. Сосьве до впадения загрязняющего дражного притока равняется в среднем 12 мг/л, через 1 км после его устья она повышается в 4—6 раз и достигает иногда 480 мг/л. Однако различий как в качественных, так и в количественных показателях бентоса не проявляется. Это связано, вероятно, с тем, что сток р. Сосьвы во много раз превышает сток р. Вол-

чанки и мутные воды подвергаются многократному разбавлению, не оказывая заметного влияния на гидробионтов.

Правый приток р. Сосьвы — р. Ляля — загрязняется мелкодисперсными взвесями вследствие поступления в нее за открытый период 1 млн м^3 сточных дражных вод: 0,4 млн м^3 поступает с р. Мурзинкой и 0,6 млн м^3 — с р. Нясьмой (см. рис. 2.9).

Для рассмотрения вопроса о бентосе целесообразно разделить реку на участки, отличающиеся величиной загрязнения (см. рис. 2.9). Из 125 видов донных организмов, обнаруженных в р. Ляле, 106 форм и видов встречается на чистом (I) участке. Основу биомассы бентоса (5,1 г/м^2) здесь составляют поденки (в основном *Paraleptophlebie submarginata*, *Ephemerella* sp.) численностью 14260 экз/м^2 — хирономиды, комплекс доминирующих видов которых остается прежним.

На участке II (от устья р. Мурзинки до впадения р. Большой Нясьмы) мутность воды повышается до 600 мг/л. Из-за загрязнения уменьшаются почти в 10 раз биомасса (0,6 г/м^2) и численность донных гидробионтов, обедняется их видовой состав (46 видов).

Максимальное количество взвесей в воде р. Ляли содержится после впадения р. Большой Нясьмы. Во время залповых сбросов воды из отстойных прудов или во время паводков количество взвешенных веществ может достигать 3,6 г/л из-за усиленного выноса отстоянных илов. Причем концентрация взвесей через 50 км понижается незначительно — 3,4 г/л. На участках III и IV биомасса на некоторых станциях понижалась до 0,04 г/м^2, а в среднем на участке III составила 0,765 г/м^2, на IV — повысилась до 1,76 г/м^2 (см. рис. 2.9, табл. 2.7). Следовательно, оседания мелкодисперсных взвесей в быстротекучих водах практически не происходит и их отрицательное влияние на бентофауну прослеживается на всем протяжении загрязненного участка.

Анализ коэффициентов видового сходства (КВС), рекомендованных И. С. Строгановым [138], показал, что между чистым и загрязненными участками существует большое различие в видовом составе (в среднем КВС равен 52 %). Однако столь же велики различия по этому показателю и между загрязненными участками (в среднем 62,3 %), что свидетельствует о нарушении экосистемы и донного биоценоза реки в целом. Исчезновение из состава гидрофауны ряда видов донных беспозвоночных вызвано не только прямым уничтожением животных загрязнением, но и косвенным [27] — засыпанием субстрата, растительности, уменьшением количества фитопланктона вследствие увеличенной мутности воды. На рис. 2.13 показана зависимость биомассы бентоса от биомассы фитопланктона, т. е. между наличием пищи и ее потребителями.

Е. В. Балушкина [7] рекомендует для определения степени загрязнения вод использовать соотношения численностей представителей трех подсемейств хирономид: *Orthocladiinae*, *Tani-*

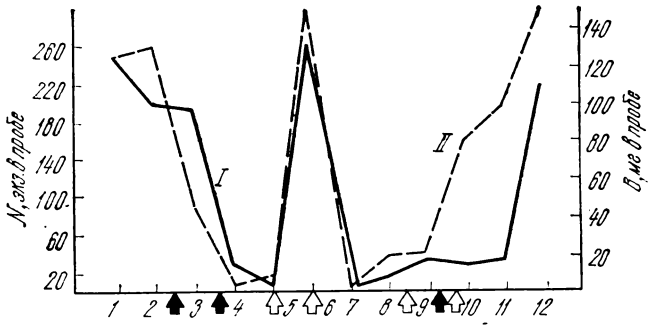


Рис. 2.14. Численность и биомасса бентоса р. Жуя по данным 1982 г.

Реки: *1, 2* — Вача до Угахана, *3* — Вача ниже Угахана, *4* — Вача ниже драги, *5* — устье Вачи, *6* — Жуя до Вачи, *7—12* — Жуя от устья Бугорихты до устья Хомолхо. *I* — численность, *II* — биомасса. Светлыми стрелками указаны чистые притоки, темными — загрязняемые.

podinae, *Chironominae*. По этому показателю все участки реки являются умеренно загрязненными ($K=1{,}5—3{,}9$), а пруд у пос. Новая Ляля — сильно загрязненным ($K=9{,}6$). В отличие от обследованных рек Урала притоки р. Чара характеризуются более высокими скоростями течения (до 4 м/сек), большими перепадами уровней и низкими температурами. В таких речках и ручьях значительную роль играет истинный бентос — черви и моллюски. Преобладает в ритроне «семибентос» — личинки амфибиотических насекомых, которые периодически поднимаются в толщу воды и совершают микромиграции, имеющие суточный ритм и сезонную периодичность — дрифт. Амфибиотические насекомые обладают большим видовым разнообразием, образуя основную биомассу ритрона. Ведущую роль играют отряды поденок, веснянок и ручейников, а также отчасти диптера. По данным Иллиеса, в неарктике в холодных реках обитает веснянок 83 вида из 88; ручейников — 87 из 144, поденок — 18 из 59. Как показала И. М. Леванидова [55], список ритрона дальневосточных рек еще более разнообразен. Полученные нами результаты свидетельствуют о том, что ведущее место в бентофауне горных притоков реки Чары занимают поденки, веснянки и ручейники (см. рис. 2.13, 2.14). Однако в отличие от других районов основной группой в ритроне обследованных рек являются хирономиды. Типичную картину влияния стоков дражных разработок на бентофауну бассейна р. Жуя можно проанализировать на примере данных 1982 г., поскольку они охватывают наиболее значительный район исследований. На участке до впадения ключа Угахан (чистый участок) бентофауна р. Вачи представлена пятью-шестью группами, хирономиды — до 459 экз., поденки — 15, веснянки — 7 экз. в пробе. Ручейники, олигохеты и водные клещи присутствуют в единичных экземплярах. Общая численность составила 482 экз. в пробе с биомассой 141 мг (см. рис. 2.14).

После впадения ключа загрязненных стоков Угахан численность и количество донных организмов снижается почти в 2 раза, резко уменьшается видовое разнообразие. В пробе, как на верхнем участке реки, большую часть составляют хирономиды (316 экз. при общей численности 343 экз.). Несмотря на загрязненность воды, относительная численность и биомасса бентоса на этой точке продолжают оставаться высокими. По-видимому, это объясняется постоянным дрифтом личинок, насекомых с чистых участков реки. После впадения стоков бентосные организмы в реке практически полностью исчезают. В пробах присутствуют единичные (1—3) экземпляры хирономид. Река Жуя до впадения Вачи имеет довольно богатую бентофауну: 593 экз. в пробе с весом 315,5 мг. Здесь также преобладают хирономиды (581 экз.). В отличие от чистых участков Вачи встречаются большие количества олигохет (21 экз.). После впадения загрязненных стоков р. Вачи в Жую наблюдается резкое снижение (в несколько сот раз) как биомассы, так и численности донных организмов, что, несомненно, объясняется влиянием дражных стоков. Пониженное количество бентоса наблюдается практически на всем обследованном участке р. Жуи, что связано с плохим оседанием взвешенных частиц на всем участке реки (точки: Баллаганах, Тигалан, Барчик, Баракун, Ченча). Видовой состав бентоса р. Чары представлен аналогичными группами животных, хотя в отдельных местах наблюдается большое количество ручейников, которое создает более высокие биомассы.

Результаты, полученные в предыдущие и последующие годы, полностью подтверждают общий характер влияния дражных стоков на бентофауну бассейна р. Жуи, хотя в зависимости от сезона наблюдаются значительные изменения численности и биомассы донных организмов на одних и тех же станциях. В этом плане интересно отметить данные 1984 г., когда с уменьшением содержания взвесей в воде наблюдалось резкое увеличение численности и биомассы бентоса по сравнению с предыдущими годами.

В целом можно считать, что сточные воды дражных разработок, загрязненных большим количеством минеральных взвесей, разрушают естественные реофильные биоценозы. На загрязненных участках реки бентофауна разнокачественна как по видовому составу, так и по биомассе и численности. Снижение численности и видового состава донных организмов связано с прямым воздействием взвесей: они «бомбардируют» животных на камнях, засыпают типичные реофильные биотопы, засоряют ловчие и дыхательные аппараты. Косвенное влияние заключается в уменьшении трофности субстратов, что вызывает затруднение поиска пищи, ухудшение трофических связей в водоеме. Так, в проведенных исследованиях установлена определенная зависимость между биомассами бентоса и фитопланктона (см. рис. 2.14). Частичное восстановление биомассы донных организ-

мов в речных системах даже осветленных стоков от одной — двух драг средней производительности при работе на глинистых грунтах происходит на расстоянии 100 и более километров.

ПРИБРЕЖНАЯ ЭНТОМОФАУНА

При разработках россыпных месторождений на реках, помимо изменения состояния водных биоценозов, происходят изменения растительности и животного населения поймы. Нарушаются или изменяются связи между наземными и водными экосистемами. Насекомые — очень важный животный компонент биогеоценозов — в какой-то мере осуществляют эти связи. С вылетом имаго, развитие которых в фазе личинки проходит в воде, в наземные экосистемы поступает большое количество органических веществ, включающихся затем в трофические связи животных прибрежных экосистем [88]. Наземные же насекомые, попадая в воду, осуществляют обратный поток органики в водные сообщества, включаясь в трофические цепи водных животных.

Наземные насекомые составляют существенную часть рациона лососевых (сиговые, хариусовые). Хант [180], например, показывает, что наземные насекомые преобладают в корме форели в конце лета — начале осени. На большую роль наземных насекомых в питании лосося, ленка и хариуса указывают и отечественные авторы [133, 141, 163].

Количественная оценка дрифта в водных потоках наземных беспозвоночных показала, что практически все группы насекомых, пауков, клещей, многоножек могут попадать в водный сток и переноситься течением.

По данным Эллиота [173], исследовавшего дрифт беспозвоночных в Англии, наземные беспозвоночные в солнечную погоду по количеству доминируют над водными. До 2469 экз. наземных беспозвоночных в сутки проносил водный поток шириной 1,2 м. Часть попавших в воду насекомых тонут, и их сносит донный дрифт [174]. Показано [169], что доля наземных насекомых в корме лососевых прямо коррелирует с их количеством в дрифте.

Таким образом, изменение прибрежных экосистем в результате дражных и гидравлических разработок должно сказываться и на потоке органических веществ «берег — водоем», количественную оценку этого потока в исследуемых водоемах (реках) не делали.

В настоящем разделе приведены данные по влиянию разработок россыпных месторождений на состояние прибрежной энтомофауны как кормовой базы рыб.

Анализ содержимого желудков ряда видов рыб показал, что у хариуса в конце лета в питании преобладают наземные насе-

комые, а иногда в их рацион входят исключительно беспозвоночные прибрежных биоценозов. До 50 % рациона валька также составляли наземные насекомые.

В июне — августе 1982—1984 гг. производили количественные учеты насекомых и пауков, обитающих в пойме реки, на поверхности почвы, в моховой дернине, в травостое и на кустарниках. Также учитывали насекомых и пауков, попавших в воду и увлекаемых водным потоком, т. е. потенциальный корм рыб. Сравнивали учеты беспозвоночных на реках и ручьях, где проводят разработку месторождений дражным способом с подобными водоемами, на которых естественная природная обстановка не нарушена.

В качестве объектов исследования были взяты две малые реки — Тигалан (разрабатываемая река) и Ключ Мариинский, относящиеся к бассейну рек Жуя, Лев. Накатами (разрабатываемая) и Долголдын (чистая) из бассейна р. Бодайбо. Все это малые реки и ключи шириною не более 20 м, скорость течения около 4 км/ч.

Обследованы крупные реки шириной около 70 м — Чара и Нечера — и ключ Джегдакар (ширина около 20 м, скорость течения 3—5 км/ч).

В чистых малых реках вода была прозрачной, на камнях местами развит покров водорослей. Берега покрыты растительностью. Развиты моховой покров, злаки и разнотравье, из древесных и кустарниковых пород — ивы, береза, ольха, лиственница и ель.

В разрабатываемых реках вода мутная, желтовато-коричневая, пойма — галечная пустошь с отвалами, которая достигает ширины 300 м. Местами сохранились куртины растительности — заросли ивы, участки хвоща, злаков и молодых, двух-трехлетнего возраста, растений ивы.

По берегам рек Чара и Нечера растительность представляла собой редкостойный лиственничник, в нижнем ярусе — мхи, брусничник, багульник.

Для количественной оценки дрифта наземных насекомых водными потоками была разработана специальная методика учета с помощью водных ловушек. Ловушка представляла собой две пластмассовые ленты шириной 40 м, которые с помощью веревок и досок натягивались поперек реки. Они образовывали острый угол с вершиной, направленной по течению, в которой укрепляли сетку-накопитель из мельчайшего газа. Ленту устанавливали таким образом, чтобы половина ее ширины выступала над водой. Ленты направляли поверхностный водный поток к центру ловушки, и все предметы (и насекомые), плывущие по течению; попадали в сетку-накопитель. Содержимое уловов извлекалось через 1 ч после установки.

Учет насекомых на кустарниках и травостое в прибрежных биоценозах проводили с помощью воздушного сачка для ко-

шения стандартного размера с диаметром обруча 30 см и длиной ручки 1 м. Количество насекомых определяли на 25 взмахов сачка.

Для учета насекомых в моховой дернине и в почве вырезали серии проб дернины размером 25×25×10 см. Содержимое проб исследовали в лабораторных условиях, всех попавших беспозвоночных подсчитывали и взвешивали. Всего за время учетов указанными методами собрано более 30 тыс. насекомых.

Для того, чтобы определить расстояние переноса водными потоками насекомых, их метили и сериями по 100 экз. бросали в воду за 100, 200 и 300 м до ловушки. Для этой же цели выпускали мелкие пенопластовые шарики. Было установлено, что только 10—20 % насекомых (живые объекты) и 40 % шариков (неживые объекты), выпущенных за 100 м, достигают места учета. Большая часть их прибивается течением к берегу и застревает. Некоторые насекомые, например жуки и муравьи, оставаясь сравнительно долго в воде живыми, активно выбираются из воды. Прибитых к берегу насекомых часто растаскивают муравьи. Таким образом, можно полагать, что большинство насекомых, оказавшихся в ловушке, не дрейфовали достаточно долго и попали в водный поток вблизи нее. Поэтому количественную оценку населения беспозвоночных прибрежных биогеоценозов проводили по возможности ближе к ловушкам, выше по течению.

Обследование р. Тигалан. На не подвергавшихся разработке участках, примыкающих к пойме реки, численность членистоногих в моховой дернине и верхнем слое почвы составляла 182 экз/м^2, а биомасса — 554 мг/м^2 в живой массе. Основу биомассы составляли личинки и имаго жесткокрылых. Это стафилины (*Staphylinidae*), щелкуны (*Elateridae*), мягкотелки (*Cantharidae*) и пилильщики (*Byrrhidae*), а также муравьи (представители рода *Camponotus* и подсемейства *Myrmicinae*) и многоножки: кивсяки (*Juliformis*), геофилы (*Geophilomorpha*) и костянки (*Lithobiomorpha*). По числу особей доминировали многоножки, пауки и личинки щелкунов и мягкотелок. Среди пауков преобладали мелкие виды сем. *Micryphantidae* и *Thomisidae*. Процентное соотношение групп беспозвоночных моховой дернины приводится в табл. 2.8.

В кустарниковом и травяном ярусах растительности по биомассе преобладали жуки, главным образом листоеды, *Galeruca* sp. и *Phyllodecta* sp. (сем. *Chrysomelidae*). Часто встречались в травостое мягкотелки *Podabrus*, на цветах — усачи *Evodinus* sp. (Cerambycidae), клопы сем. Miridae, пилильщики (Tenthredinidae), гусеницы бабочек. Двукрылые были относительно малочисленны. На отдельных участках разработанной поймы, заросших хвощом, злаками и молодыми ивами, доминировали листоеды *Galeruca* sp., мелкие двукрылые (журчалки Syrphidae, толкунчики Empididae, зеленушки Dolichopodidae. Около 40 %

Таблица 2.8

Биомасса (числитель) и обилие (знаменатель) беспозвоночных в пойме р. Тигалан

Группа	Попавшие в ловушку, % в час	Учет кошением %,		
		хвоща, ивы	кустарников	моховой дернины
Веснянки	1,4 / 2,4	—	—	—
Равнокрылые	1,8 / 14,3	2,2 / 9,2	—	0,4 / 2,2
Жуки	17,2 / 19,0	58,8 / 20,0	52,7 / 51,8	4,3 / 11,0
Муравьи	36,6 / 11,9	—	10,4 / 3,7	20,2 / 5,5
Наездники	1,3 / 7,1	0,4 / 3,7	0,5 / 7,4	—
Мухи	7,7 / 9,5	6,2 / 21,8	1,0 / 3,7	—
Комары	5,0 / 7,2	8,9 / 39,9	1,0 / 7,5	—
Прочие насекомые	27,2 / 26,2	11,1 / 3,7	32,8 / 18,6	66,4 / 45,0
Пауки	1,8 / 2,4	12,4 / 1,8	1,6 / 7,4	8,7 / 36,3
Всего, экз/м² и мг/м²	221 / 42	226 / 55	192 / 27	554 / 182

по обилию составляли комары, в основном хирономиды. Общая численность и биомасса членистоногих в травостое и кустарниках при учете сачком достигала 192 мг и 27 экз. на 25 взмахов. (Учет сачком не может показать количество беспозвоночных на единицу площади, но хорошо отражает соотношение отдельных групп.) В зарослях хвоща с ивой численность и биомасса насекомых были несколько выше — 226 мг и 55 экз. на 25 взмахов (см. табл. 2.8). Большую часть «улова» в водных ловушках составляли муравьи Camponotus, преимущественно крупные, крылатые и бескрылые, самцы и самки. Часто попадали цикадки, из равнокрылых (Cicadellidae), из жуков — стафилиниды и листоеды, регулярно встречались перепончатокрылые — наездники (Ichneumonidae и Chalcidoidea) и пилильщики. Несколько раз отмечали даже таких крупных насекомых, как пилильщики

Trichiosoma sp. весом до 500 мг. Из мух в водных ловушках чаще всего обнаруживали толкунчиков, зеленущек, настоящих мух; из длинноусых двукрылых преобладали комары Limoniidae, галлицы Cecidomyidae и хирономиды. Бабочки попадали в ловушки редко, чаще всего это были листовертки Tortricidae, и различные моли. Несколько раз, однако, отмечались и высшие чешуекрылые (желтушка *Colias tyche*, перламутровочка *Boloria frigga*). В среднем за 1 ч водным потоком р. Тигалан сносилось 150—220 мг биомассы наземных насекомых, или 40—80 экз/ч. Дрифт водных личинок насекомых в р. Тигалан незначителен, в среднем составлял 7 экз/ч (в основном личинки хирономид).

Обследование реки Мариинский Ключ. Численность членистоногих в моховой дернине и верхнем слое почвы составляла 192 экз/м^2, а биомасса — 810 мг/м^2. Общий облик и структура населения этого яруса очень сходны с таковыми р. Тигалан. Можно отметить только достаточно большую численность червецов из равнокрылых (*Arctorthesia cataphracta*, Ortheziidae) — характерных представителей населения моховой дернины северо-таежных и тундровых биогеоценозов. Среди муравьев преобладали мелкие виды подсемейства Myrmicinae. В кустарниковом и травяном ярусе по численности доминировали равнокрылые: цикадки (Cicadellidae), медяницы (Psyllidae) и муравьи (подсем. Myrmicinae). По биомассе преобладали муравьи, жуки, листоеды Galeruca, мягкотелки Podabrus и медяницы. Общий облик населения травостоя и кустарников также сходен с таковым в пойме р. Тигалан.

Состав насекомых, попадающих в воду Мариинского Ключа, почти такой же, что и в р. Тигалан. Доминируют по численности и биомассе муравьи и короткоусые двукрылые комары — долгоножки, хирономиды, галлицы. Характерная особенность «чистой» р. Мариинский Ключ — наличие бентоса, 45 % насекомых, сносимых водным потоком, составляли по численности личинки хирономид и веснянок. Всего за 1 ч сносилось течением 411 мг биомассы насекомых.

Обследование р. Лев. Накатами. Проводили анализ только дрифта насекомых. В среднем за 1 ч по реке проносилось 26 экз. насекомых, составляющих биомассу 47 мг. Большинство насекомых (80 %) — это двукрылые, толкунчики (Empididae) и настоящие мухи (Muscidae) (табл. 2.9). Бентос не был обнаружен. Состав населения насекомых в травостое и кустарниках приводится при описании населения р. Долголдын.

Обследование р. Долголдын. Численность и биомасса насекомых в травянистом и кустарниковом ярусе поймы рек Долголдын и Накатами более высокие, чем в других обследованных сообществах,— 129 экз. на 25 взмахов сачка. Многочисленны тли (Aphididae), медяницы и цикадки из равнокрылых, клопы сем. слепняков (Miridae) и хищнецов (Reduviidae). Из жуков доминировали листоеды Galeruca, мягкотелки Podabrus, коров-

Таблица 2.9

Средние значения биомассы (числитель) и обилия (знаменатель) в поймах рек Лев. Накатами и Долголдын в июне — июле 1982—1983 гг.

Группа	Дрифт, % в час				В прибрежной растительности, % на 25 взмахов сачка	
	Лев. Накатами		Долголдын			
	1982 г.	1983 г.	1982 г.	1983 г.	1982 г.	1983 г.
Веснянки	—	15,1/2,2	12,3/6,8	8,2/1,8	—	45,8/8,4
Равнокрылые	2,1/4,8	5,7/2,2	17,5/9,6	9,7/2,7	15,0/36,6	4,4/14,3
Жуки	2,1/4,8	15,7/4,4	7,2/5,2	8,9/2,2	4,5/1,3	6,6/2,5
Муравьи	—	—	10,2/1,7	10,9/0,6	0,7/1,6	—
Наездники	2,1/4,8	2,8/13,0	0,4/0,9	0,5/1,1	1,1/4,5	1,9/5,0
Мухи	89,5/80,8	50,0/2,2	30,9/59,5	22,7/19,3	43,3/30,2	19,3/24,4
Комары	4,2/4,8	10,7/76,0	23,7/12,6	11,2/31,1	1,3/7,3	3,5/36,1
Прочие насекомые	—	—	12,0/3,1	27,9/41,2	23,2/15,6	18,5/9,3
Пауки	—	—	0,8/0,4	—	10,9/2,9	—
Всего насекомых, мг/экз.:						
наземных	47/26	70/46	2918/457	2573/872	330/129	316/119
водных	—	704/146	1006/755	4864/8049	—	—

ки *Coccinella* sp., пестряки *Trichoides ircutensis*. Из бабочек в кустарниковом ярусе доминировали гусеницы пяденниц Geometridae. В травостое лугов и на прибрежных кустарниках очень многочисленны двукрылые — настоящие мухи, журчалки, скатофагиды, зеленушки и особенно толкунчики. Из комаров часто встречались долгоножки, лимонииды, галлицы. Характерным для данного сообщества было наличие имаго веснянок в травостое.

В водном потоке р. Долголдын за 1 ч проносилось относительно много беспозвоночных; биомасса их была на порядок

Таблица 2.10

Учет биомассы (числитель) и обилия (знаменатель) дрифта беспозвоночных на реках Джегдакар, Нечера, Чара, % в час

Группа	Джегдакар (29—30.07.1983)	Нечера (02.07.1984)	Чара (16.07.1984)
Веснянки	—	40,0 / 17,9	4,0 / 1,5
Поденки	51,4 / 29,2	—	2,7 / 1,5
Равнокрылые	4,0 / 3,4	6,6 / 5,8	—
Жуки	—	10,0 / 5,0	30,6 / 9,6
Муравьи	0,4 / 1,1	—	43,8 / 19,2
Наездники	—	—	—
Мухи	2,2 / 5,6	23,4 / 40,8	5,9 / 9,8
Комары	7,6 / 10,1	20,0 / 30,5	9,4 / 57,4
Прочие наземные беспозвоночные	0,7 / 2,2	—	3,6 / 1,4
Водные насекомые	33,7 / 48,3	—	—
Всего, мг/экз. в час	623 / 89	698 / 393	3831 / 1028

больше, чем в естественных сообществах поймы рр. Тигалан и Мариинский Ключ, и в среднем составляла 3924 мг и 1212 экз/ч; 26 % по биомассе и 63 % по численности составляли бентосные насекомые — личинки хирономид и веснянок. Максимальные значения — 12,4 г и 5820 экз/ч были отмечены 26 июня в 19 ч. Из наземных насекомых в водном потоке доминировали те же группы, что и в травостое и кустарниках,— равнокрылые, цикадки и медяницы и двукрылые, среди которых абсолютно преобладали толкунчики. Биомасса последних достигала 1,8 г, а численность — 550 экз/ч. Численность веснянок в сносе достигала 83 экз. (995 мг), а хирономид — 258 экз. (377 мг).

Обследование р. Чара. По результатам количественного кошения, в прибрежных биотопах доминировали муравьи рода Camponotus (табл. 2.10).

На водной поверхности р. Чара за 1 ч проносилось более 1000 экз. насекомых, преобладали муравьи Camponotus и жуки, главным образом листоеды подсем. Galerucinae. Биомасса наземных насекомых в дрифте составляла 3,8 г в живом весе.

Обследование р. Нечера. Учеты проводили в районе ключа Каро. В дрифте преобладали веснянки и двукрылые. Всего за 1 ч проносилось 393 экз. насекомых, их биомасса составляла 0,6 г (см. табл. 2.10).

Обследование р. Джегдакар. В августе 1983 г. за 1 ч по водной поверхности проносилось 89 экз., биомасса 0,6 г. Преобладали имаго поденок, а также личинки хирономид.

Оценивая состояние энтомофауны и количественные характеристики насекомых в дрифте, можно отметить, что на протяжении трех сезонов наблюдений доминировали практически одни и те же группы насекомых в наземных биоценозах (по берегам рек). Отдельные наиболее многочисленные группы, особенно те, которые склонны к миграциям или роениям, попадают в воду чаще всего (например, муравьи рода *Camponotus*, толкунчики *Empididae*). Эти насекомые и составляют иногда значительную долю рациона рыб, особенно хариусов. Иногда, в период вылупления, в дрифте в значительных количествах присутствуют имаго водных насекомых — веснянок, поденок, хирономид и ручейников.

Исследование суточной динамики дрифта насекомых по водной поверхности показало, что количество насекомых, попавших в водный поток, зависит от характера их суточной активности. Больше всего их попадает в воду днем, с 12 до 15 ч, т. е. в период максимальной активности. Отмечается также и увеличение попадания насекомых в воду в 19—24 ч, когда возрастает активность сумеречных видов. Так как количество наземных насекомых в дрифте зависит от их количества и активности, то, анализируя литературные данные, можно сказать, что и сезонная динамика дрифта будет зависеть от этих же причин и максимум насекомых в дрифте будет наблюдаться в июле — начале августа.

В 1983 г. в ловушках отмечалось довольно большое количество водных, бентосных насекомых, главным образом личинок хирономид. В р. Долголдын количество бентоса увеличилось по сравнению с 1982 г. более чем в 10 раз, в р. Накатами отмечалось 146 экз. хирономид в час (в 1982 г. бентоса не было совсем).

Для сравнения данных по рекам Бодайбинского района были получены аналогичные материалы по энтомофауне и дрифту насекомых в районе, где никогда не было никаких промышленных воздействий на подобные реки. Были обследованы в 1983 г. две реки п-ова Камчатка: Половинка (приток р. Авача) и Быстрая в верхнем течении, в местах нереста лососевых рыб. В р. Половинка за 1 ч сносилось 800—2000 мг наземных насекомых

(до 228 экз/ч), в р. Быстрая — 300—400 мг/ч (80—90 экз/ч). Следует отметить, что в крупных реках (Чара, Нечера) количество земных насекомых в дрифте (относительное) соответствует таковому в нешироких (до 20 м) речках и ключах. При расчете количества насекомых, проносимых на 1 м^2 водной поверхности за 1 ч, получали величины одного порядка, различающиеся не более чем в 3 раза. Только в р. Долголдын, там, где дражные разработки не проводят (и не проводили более 100 лет), количество насекомых в дрифте было на порядок выше.

Количество насекомых в дрифте обследованных рек и ручьев следующее (в скобках — ширина водоема, м), экз. м^2/ч:

Чара (70)	0,0029	Тигалан (10)	0,0011—0,0022
Нечера (70)	0,0018	Долголдын (10)	0,024—0,084
Джегдакар (20)	0,0015	Мариинский (5)	0,0030
Лев. Накатами (20)	0,0012		

Таким образом, результаты исследования показали, что в водные потоки попадает довольно большое количество наземных насекомых. Происходит обогащение водных биоценозов органическим веществом с прибрежных сообществ. Важное биоценотическое значение этого явления заключается в установлении цепи питания «наземные насекомые — рыбы». По данным учетов, в малых реках (чистых) шириной до 10—15 м переносится в среднем до 3 г зоомассы наземных насекомых в час и 0,04—0,15 г/ч — в разрабатываемых. При пересчете на площадь поверхности в разрабатываемых реках на 1000 м^2 приходится 1 экз. насекомых (или 6—7 мг) в час. В чистых реках за 1 ч по поверхности воды перемещается 5—10 экз. насекомых на 1000 м^2 (17—70 мг). В разное время суток количество насекомых, поступающих в воду, неодинаково. Максимальное их количество наблюдалось на воде в 14—18 ч при наивысшей активности насекомых в прибрежных сообществах. Всего, по ориентировочным подсчетам, за сутки на 1000 м^2 в разрабатываемых реках на поверхность воды попадает около 150 мг биомассы насекомых, а в чистых реках — до 1,5 г. Показано, что насекомые не дрейфуют по течению далее 100—200 м, большинство их прибиваются течением к берегу. В такой реке, как Тигалан, на отрезке в 100—200 м попадает в воду около 130 г биомассы насекомых, в чистых реках, соответственно, больше.

Причины, по которым насекомые попадают в водные потоки, различны. Одних смывают волны с берега, с прибрежного валежника или растений (муравьи, жуки-стафилины, цикадки, листоеды, коровки, клопы). Другие оказываются в воде при полете и роении над поверхностью водоема (хирономиды, толкунчики). Хищные околоводные мухи, зеленушки и толкунчики попадают в поток при охоте на водных насекомых. Насекомых, развитие которых проходит в воде, часто сносит течением во время или после откладки яиц. Количество насекомых около

воды зависит от состояния растительности на берегах, так как большинство насекомых тесно связаны с растениями трофическими или топическими связями. Большинство видов мигрируют на очень незначительные расстояния и избегают открытых, лишенных растений пространств. В разрабатываемых реках количество насекомых на воде зависит от наплыва достаточно больших островов (участков) растительности на берегах. Там, где такие участки сохранились (р. Тигалан), насекомых значительно больше, чем там, где сплошная, широкая разработанная пойма (р. Накатами). Необходимо также отметить, что в разрабатываемых реках при сокращении количества или даже полном отсутствии бентоса наземные насекомые могут быть единственным кормом рыбы. Количество этого корма прямо зависит от состояния прибрежной энтомофауны.

ИХТИОФАУНА

В период с 1981 по 1986 г. проводили исследования состояния ихтиофауны некоторых водоемов Бодайбинского района для оценки ущерба, наносимого рыбному хозяйству при разработке россыпных месторождений полезных ископаемых. Исследовали реки и их притоки с различной степенью загрязнения минеральными взвешенными веществами, параллельно изучали ихтиоценозы контрольных водоемов с подобными гидрологическими параметрами стока. За период исследований изучено более 6,5 тыс. экз. рыб, в том числе на систематику — около 450. Материал собран с помощью анализа контрольных сетных уловов (ячея 24—45 мм) и изучения рыб промысловых уловов из водоемов системы р. Чары. Сборы с рек системы р. Жуи, испытывающей влияние стоков дражных разработок, составили немногим более 300 экз. рыб. Материалы обрабатывали по общепринятой методике [8, 9, 161]. Аналогичные исследования были проведены в 1975—1980 гг. на реках Урала, где проанализировано 2045 рыб, отловленных сетями и 10-метровым неводом.

Речная система Бодайбинского района хорошо развита. Водотоки относятся к левобережным притокам р. Олёкмы (Чара, Нечера, Жуя), бассейну рек Большой Патом и Малый Патом.

Особенность рек Патомского нагорья и Лено-Алданского плоскогорья — формирование их стока под влиянием вечной мерзлоты. Горный характер территории, узкие долины, выходы слаборазмываемых пород, большое скопление крупнообломочного материала на дне долин и в руслах рек ограничивают деформации русел и их глубинный врез.

Реки протекают как по горным территориям, так и межгорным понижениям. На последних они образуют обильные рукава и протоки, часто имеют широкие заболоченные поймы и сравнительно спокойное течение. В пределах горных хребтов реки имеют типичный горный характер.

В целом для Сибири характерно питание рек за счет талых снеговых вод. Главную роль в питании рек Саяно-Байкальского станового нагорья, находящихся в теплое время года под влиянием дальневосточного муссона, играет дождевой сток, отличающийся крайней неравномерностью. Так, за три зимних месяца его величина обычно не превышает 2—5 % годового объема, возрастая лишь у отдельных рек до 9—10 %. И наоборот, даже за один месяц объем стока некоторых рек достигает 40—45 %, особенно это относится к малым рекам. Доля дождевого питания в формировании стока колеблется от 40 до 70 % [93]. Наибольший объем стока приходится на июнь — август, что обусловлено резким преобладанием летних осадков и поздним снеготаянием в высокогорных районах.

На большей части территории сток зимой вообще отсутствует. Реки с площадью водосбора менее 10 тыс. км^2, как правило, промерзают с середины ноября до начала апреля. Зимний меженный период со сложной ледовой обстановкой является наряду с летним одним из лимитирующих факторов, играющих существенную роль в распределении рыб и колебаниях их численности, особенно для водотоков малой водности. Характеристика меженных периодов некоторых крупных рек приведена в табл. 2.11. Резкое уменьшение стока в зимний период приводит к промерзанию рек с конца ноября до начала апреля. Более крупные системы, даже такие, как Ингода, Витим, Онон, с площадями водосборов 35—70 тыс. км^2 промерзают на перекатах на 3—4 месяца [31]. Длительная и холодная зима вызывает своеобразные ледовые явления: кроме обычных («сало», забереги, ледоход), на многих горных реках с большими скоростями течения, препятствующими установлению ледового покрова, наблюдается образование внутриводного льда (шуги). Огромные массы шуги образуют осенний ледоход. Ледовые скопления на препятствиях образуют заторы, зачастую сопровождающиеся подъемом уровня воды.

Описанные явления создают сложную экологическую обстановку обитания и условий естественного воспроизводства рыб, особенно осенне-нерестующих видов (сига, валька, тугуна).

Анализ данных гидрометеослужбы и собственных наблюдений за динамикой взвешенных веществ в воде позволил выявить следующую картину: максимальный сток приходится на июнь, минимальный — на зимние месяцы. Фоновое содержание взвешенных веществ в воде естественных (не загрязняемых стоками горных разработок) водоемов составляет до 2,0—5,0 мг/л для летнего периода и 0,2—0,4 мг/л — для зимнего (декабрь, март). Стоки дражных и гидравлических разработок вызывают увеличение концентрации взвешенных веществ в воде. Наибольшее их содержание (до 170—200 мг/л) отмечено для отдельных участков загрязняемых рек. В связи с большими скоростями течения мелкие фракции стоков переносятся на

Таблица 2.11

Характеристика меженных периодов

Показатель	Река — пункт			
	Б. Патом — Патом	Чара — Чара	Чара — Токко	Жуя — Светлый
Зимняя межень				
Начало	Октябрь	Октябрь	Октябрь	Октябрь
Конец	Май	Май	Май	Май
Продолжительность, дни	207	199	193	201
Q (в среднем), м³	104	6,15	93,8	4,81
Наиболее маловодный период межени				
Продолжительность, дней	28	14	42	22
Средний расход воды, м³/с	51,1	2,39	45,7	2,04
Летне-осенняя межень				
Начало	Июль	Август	Август	Июль
Конец	Сентябрь	Сентябрь	Сентябрь	Сентябрь
Продолжительность, дней	62	23	33	45
Средний расход воды, м³/с	337	44,8	648	43,9
Наиболее маловодный период межени				
Продолжительность, дней	20	10	12	11
Средний расход воды, м³/с	289	40,5	520,0	35,8
Площадь водосбора, км²	27600	4150	62500	4790

значительные расстояния, концентрация стоков снижается главным образом за счет их разбавления.

Реки, в бассейнах которых расположено несколько добычных объектов, обычно сохраняют повышенное содержание взвешенных веществ в течение всего летнего сезона на всем протяжении водотока.

Преимущественно дождевой сток, малая роль подземных вод в его формировании, высокая сопротивляемость размыву кристаллических пород, низкие температуры воды — все это определяет незначительную ее минерализацию. Для малых водотоков и верхних течений рек она составляет до 100 мг/л. По составу солей большая часть рек относится к кальциевой группе карбонатного класса. Речные воды в естественном состоянии отличаются хорошим качеством. Источники загрязнения, кроме стоков разработок, отсутствуют.

Сведения по ихтиофауне рек данного региона приводятся для наиболее крупных — таких, как Лена, Витим [10, 42, 47,

48, 91]. Отсутствуют опубликованные данные по рыбам систем рек Жуя, Чара, за исключением данных по верхнему течению последней [141] и наших собственных публикаций [34, 122].

Состав ихтиофауны и соотношение видов рыб в реках зависят от мощности водотоков. Основные обследованные реки района (Жуя, Чара) имеют более сложный и разнообразный состав ихтиофауны. В него входят хариус, ленок, таймень, сиг, валек, налим, гольян, широколобки, в нижнем течении встречаются щука, плотва, елец, в пойменных озерах — озерный гольян, серебряный карась. Отмечены тугун, осетр. Ихтиофауна водотоков, относящихся к придаточной системе Жуи и Чары, ограничивается тремя основными видами (хариус, ленок, валек).

Доминирует хариус, составляющий до 95 % численности рыб в уловах.

В исследованных нами водотоках встречались особи хариуса длиной тела (по Смитту) до 370 мм и массой до 600 г. Предельный наблюдаемый возраст 9 лет. Хариусы рек Чара, Торго, Джелинда близок к типичной речной форме восточносибирского хариуса, описанного Ю. Е. Калашниковым для бассейна р. Витим [42] (табл. 2.12). В уловах преобладают четырех-шестилетки (табл. 2.15). Майские и июньские уловы характеризуют репродукционную часть популяции (табл. 2.13).

Обычно хариус нерестится в придаточной системе, хотя отдельные особи отмечены непосредственно в р. Чара. Половое соотношение в районе нерестилищ обычно 1 : 1. Половозрелым хариус становится на 4—5 году жизни при достижении длины тела (по Смитту) 200 мм и веса 100 г. Чарский хариус по темпу роста не отличается от витимского (табл. 2.14).

Сравнение темпа ростов хариусов из чистых и загрязняемых минеральными взвешенными веществами водоемов выявило отставание в росте у рыб в водоемах с повышенным содержанием взвесей. Однако следует отметить, что хариус вообще избегает мутной воды и все экземпляры рыб этого вида в р. Жуе были выловлены в устьевых участках чистых притоков. Мутная вода резко снижает способности к питанию у хариуса из-за изменения условий освещенности. Особенно это имеет значение в первые годы жизни [193].

Плодовитость хариуса бассейна р. Чара значительно ниже по сравнению с рыбами из р. Витим, шт.:

Река, источник данных	Возраст, лет			
	3	4	5	6
Витим (Калашников, 1966)	2249	4122	4749	7657
Чара				
Верхнее течение (Тугарина, Пронин, 1966)	2056	2568	3783	5020
Среднее течение (наши данные)	1878	2670	3655	5326

Таблица 2.12

Морфологические признаки хариуса р. Чара ($n=30$)

Признак	M	$\pm m$	CV	σ
Длина тела (по Смитту), мм	269,2	5,28	0,14	37,58
Чешуй в боковой линии	94,23	0,82	0,05	4,44
Жаберных тычинок	18,38	0,21	0,06	1,10
Лучей:				
в D неветвистых	8,00	0,10	0,07	0,52
ветвистых	13,33	0,20	0,08	1,08
в A неветвистых	3,37	0,09	0,14	0,48
ветвистых	9,43	0,11	0,07	0,61
в P неветвистых	1,00	—	—	—
ветвистых	14,13	0,16	0,06	0,85
в V неветвистых	1,07	0,06	0,23	0,25
ветвистых	8,93	0,10	0,06	0,51
В % к длине тела (по Смитту)				
Предглазничное расстояние	5,57	0,06	0,06	0,34
Диаметр глаза	4,17	0,04	0,05	0,23
Заглазничный отдел головы	9,74	0,07	0,04	0,39
Длина средней части головы	13,62	0,09	0,03	0,47
Длина головы	18,54	0,09	0,03	0,54
Высота головы у затылка	13,29	0,01	0,04	0,55
Ширина лба	5,33	0,07	0,07	0,37
Длина верхней челюсти	6,85	0,07	0,06	0,38
Ширина верхней челюсти	1,80	0,03	0,09	0,16
Длина нижней челюсти	8,47	0,31	0,19	1,64
Наибольшая высота тела	19,55	0,35	0,09	1,86
Наименьшая высота тела	6,49	0,23	0,19	1,23
Антедорсальное расстояние	32,76	0,31	0,05	1,66
Постдорсальное расстояние	40,93	0,20	0,03	1,08
Антевентральное расстояние	45,60	0,23	0,03	1,24
Антеанальное расстояние	70,70	0,24	0,02	1,29
Длина хвостового стебля	15,54	0,16	0,06	0,87
Длина основания D	23,70	0,32	0,07	1,74
Наибольшая высота D	12,89	0,32	0,13	1,70
Длина основания A	10,45	0,16	0,08	0,86
Наибольшая высота A	10,37	0,21	0,11	1,18
Длина P	15,83	0,14	0,05	0,75
Длина V	15,95	0,63	0,21	3,40
Расстояние $P-V$	28,49	0,21	0,04	1,14
Расстояние $V-A$	26,07	0,19	0,04	1,02
Толщина тела	10,78	0,09	0,04	0,46
В % к длине головы				
Предглазничные расстояния	30,08	0,28	0,05	1,48

Окончание табл. 2.12

Признак	M	±m	CV	σ
Диаметр глаза	22,50	0,21	0,05	1,13
Заглазничный отдел головы	52,40	0,28	0,03	1,51
Длина средней части головы	73,48	0,36	0,03	1,95
Высота головы у затылка	71,54	0,56	0,04	3,04
Ширина лба	28,76	0,38	0,07	2,05
Длина верхней челюсти	36,93	0,35	0,05	1,87
Ширина верхней челюсти	9,61	0,16	0,08	0,85
Длина нижней челюсти	47,29	0,39	0,04	2,07

Таблица 2.13

Возрастной состав хариуса нерестовых участков

Водоем, время лова	Возраст, лет					
	4	5	6	7	8	9
Нечера, май 1984	145*/30,74	176/38,10	127/27,49	11/2,39	4/0,86	2/0,43
Торго, июнь 1983	65/15,05	236/54,63	102/23,61	15/3,47	12/2,78	2/0,46

* В числителе — количество, шт; в знаменателе — %. Для Нечеры n=462, для Торго — 432.

Таблица 2.14

Показатели линейного и весового роста хариуса из некоторых рек Бодайбинского района

Река, время лова	Возраст, лет						Колич., шт.
	2	3	4	5	6	7	
Жуя, август	—	209*/101	228/134	252/178	—	—	38
Торго, сентябрь — октябрь	168/44	219/116	239/165	254/186	306/347	—	33
Нечёра, июнь	145	203	240	265	301	—	33
Патом, июль	164/44	209/87	244/133	268/195	290/273	—	52

* В числителе — длина тела, мм; в знаменателе — масса тела, г.

Таблица 2.15

Возрастной состав уловов хариуса (сети с ячейками 26—36 мм) в 1982—1984 гг.

Водоем, дата лова	Возраст, лет						
	3	4	5	6	7	8	9
Торго, май — октябрь	10* / 2,03	115 / 23,37	236 / 47,97	102 / 20,73	15 / 3,05	12 / 2,44	2 / 0,41
Джелинда, июнь	2 / 1,12	38 / 21,35	65 / 36,52	52 / 29,21	17 / 9,55	4 / 2,25	—
Нечера, июнь (Лонгдор-Карс)	12 / 2,54	142 / 30,08	176 / 37,29	127 / 26,91	11 / 2,33	4 / 0,85	—
Чара							
Май — июнь	19 / 5,4	82 / 23,29	141 / 40,06	91 / 25,85	15 / 4,26	4 / 1,14	—
Сентябрь — октябрь	3 / 0,55	143 / 26,09	271 / 49,45	102 / 18,61	26 / 4,75	3 / 0,55	—
Всего	22 / 2,44	225 / 25,00	412 / 45,78	193 / 21,44	41 / 4,56	7 / 0,78	—

* Здесь и в табл. 2.16: в числителе — количество, шт.; в знаменателе — %.

Таблица 2.16

Возрастной состав уловов валька *

Водоем, время лова	Возраст, лет									
	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Торго, май — октябрь	—	2 / 1,17	60 / 35,09	56 / 32,75	29 / 16,96	10 / 5,85	5 / 2,92	6 / 3,51	3 / 1,75	—
Джелинда, июнь	—	3 / 13,04	3 / 13,04	3 / 13,04	5 / 21,75	3 / 13,04	3 / 13,04	2 / 8,70	1 / 4,35	—
Нечера, июнь (Лонгдор — Каро)	—	2 / 4,44	7 / 15,57	8 / 17,78	8 / 17,78	6 / 13,33	6 / 13,33	5 / 11,11	2 / 4,44	1 / 2,22
Жуя, август	14 / 38,90	12 / 33,33	6 / 16,66	4 / 11,11	—	—	—	—	—	—
Чара										
Май — июнь	—	57 / 18,87	148 / 49,01	70 / 23,18	22 / 7,28	4 / 1,33	—	—	—	1 / 0,33
Сентябрь — октябрь	5 / 2,78	30 / 16,67	56 / 31,10	61 / 33,89	27 / 15,00	—	—	1 / 0,56	—	—
Всего	5 / 1,04	87 / 18,05	204 / 42,32	131 / 27,18	49 / 10,17	4 / 0,84	—	1 / 0,20	—	1 / 0,20

* В числителе — количество экз., шт., в знаменателе — %.

Хариус — доминирующий вид во всех реках системы р. Чара. Он составляет от 59 до 95 % численности рыб в уловах. Это особенно характерно для малых водотоков, в которых кроме хариуса обитают только валек и ленок.

Валек имеет на территории СССР ареал значительной протяженности, но нигде не является промысловым: уловы его невелики, за исключением крупных рек, где в среднем и нижнем течении встречаются только неполовозрелые особи [48]. Половозрелая часть популяции обитает в горных реках. По нашим наблюдениям, в притоках р. Чара валек представлен только половозрелыми рыбами (табл. 2.16), длиной тела (по Смитту) до 48 см и массой до 1300 г.

Предельный наблюдаемый возраст для рек Торго, Джелинда, Нечера, Жуя (в верхнем течении) — 12 лет. Наиболее многочисленные в уловах рыбы длиной тела 26—36 см и массой 170—500 г (средний возраст 5—7 лет), что характерно и для валька системы р. Витим [42].

Начиная с августа валек скапливается в районах нерестилищ и может преобладать в уловах на отдельных участках.

По диагностическим признакам валек в реках системы среднего течения р. Чара не отличается от приводимых Л. С. Бергом [8] и Ю. Е. Калашниковым для системы реки Витим [42]. Морфологические показатели представлены в табл. 2.17. Рост неравномерный и ниже, чем у витимского (табл. 2.18), что, по-видимому, связано с наличием быстро и медленно растущих особей. Следует отметить, что темпы весового и линейного роста у валька выше, чем у сига. Созревает валек на пятом — шестом году жизни при достижении длины тела (по Смитту) 32—34 см и массы 300—400 г. Отмечены особи с незрелыми половыми продуктами в возрасте 7 лет, это могли быть рыбы, пропускающие нерестовый сезон. Нерест происходит в притоках р. Чара 6—14 октября на участках с каменисто-галечным субстратом, при температуре воды 0,3—0,5 °С, осенью 1983—1986 гг.— совпадал с началом появления шуги. В р. Чара в период нереста отмечено лишь несколько половозрелых отнерестившихся особей в устьях рек Торго, Оттах 3—10 октября 1983 г. Плодовитость такая же, как и у валька системы реки Витим:

Водоем	Дата	Длина тела (по Смитту), мм	Возраст, лет	Масса гонад, г	Плодовитость икринок, шт.
Чара	9.10.1982	320	4	48	3087
	9.10.1982	310	4	43	3207
	10.10.1983	344	5	49	3655
	1.10.1983	347	6	59	4401
Торго	16.08.1982	351	6	60	4488
	8.10.1982	360	7	85	5372
	3.10.1982	366	7	77	5744
	9.10.1986	401	8	125	7800
	16.08.1982	406	9	130	10369
	8.10.1986	430	10	175	13000

Таблица 2.17

Морфологические признаки валька системы р. Чара ($n=50$)

Признак	M	$\pm m$	CV	σ
Длина тела (по Смитту), мм	316,28	2,78	0,08	27,6
Чешуй в боковой линии	99,97	0,35	0,03	3,33
Жаберных тычинок	19,53	0,10	0,05	0,98
Лучей:				
в D неветвистых	3,29	0,06	0,17	0,57
ветвистых	11,85	0,06	0,05	0,56
в A неветвистых	3,13	0,03	0,11	0,34
ветвистых	9,37	0,14	0,15	1,38
в P неветвистых	1,00	—	—	—
ветвистых	14,30	0,05	0,03	0,46
в V неветвистых	1,04	0,03	0,24	0,25
ветвистых	10,05	0,05	0,04	0,39
Пилорических придатков	83,26	1,99	0,11	8,47
В % к длине тела (по Смитту)				
Предглазничные расстояния	5,46	0,03	0,05	0,29
Диаметр глаза	3,29	0,02	0,07	0,21
Заглазничный отдел головы	9,58	0,03	0,03	0,32
Длина средней части головы	12,79	0,14	0,11	1,35
Длина головы	17,70	0,04	0,02	0,41
Высота головы у затылка	11,19	0,06	0,05	0,60
Ширина лба	4,94	0,06	0,11	0,56
Длина верхней челюсти	4,32	0,03	0,06	0,25
Ширина верхней челюсти	1,66	0,01	0,08	0,14
Длина нижней челюсти	5,41	0,03	0,06	0,32
Наибольшая высота тела	17,87	0,09	0,05	0,93
Наименьшая высота тела	6,31	0,03	0,04	0,25
Антедорсальное расстояние	41,40	0,09	0,02	0,88
Постдорсальное расстояние	44,44	0,12	0,03	1,14
Антевентральное расстояние	46,70	0,11	0,02	1,10
Антеанальное расстояние	72,22	0,15	0,02	1,46
Длина хвостового стебля	16,76	0,09	0,05	0,86
Длина основания D	11,71	0,05	0,05	0,53
Наибольшая высота D	12,24	0,05	0,04	0,48
Длина основания A	7,77	0,05	0,06	0,46
Наибольшая высота A	10,22	0,04	0,04	0,42
Длина P	13,79	0,05	0,04	0,50
Длина V	12,79	0,06	0,04	0,57
Расстояние $P-V$	29,21	0,11	0,04	1,08
Расстояние $V-A$	26,44	0,99	0,04	0,93
Толщина тела	11,70	0,06	0,05	0,56
В % к длине головы				
Предглазничное расстояние	30,94	0,16	0,05	1,61
Диаметр глаза	18,64	0,12	0,06	1,19
Заглазничный отдел головы	54,15	0,14	0,03	1,37
Длина средней части головы	73,11	0,18	0,02	1,79

Окончание табл. 2.17

Признак	M	±m	CV	σ
Высота головы у затылка . .	63,17	0,33	0,05	3,31
Ширина лба	28,19	0,15	0,05	1,46
Длина верхней челюсти . . .	24,47	0,12	0,05	1,15
Ширина верхней челюсти . .	9,36	0,08	0,09	0,80
Длина нижней челюсти . .	30,56	0,17	0,06	1,67

Таблица 2.18

Линейный и весовой рост валька в бассейне р. Чара

Водоем, время	Показатель*	Возраст, лет									
		3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Нечера,	А	—	—	—	326	349	382	399	429	—	483
май	Б	—	—	—	361	435	593	668	949	—	1300
1984 г.	В	—	—	—	3	11	7	6	3	—	1
Чара,	А	—	272	304	329	359	—	396	404	—	—
июнь	Б	—	194	283	368	503	—	638	720	—	—
1984 г.	В	—	13	31	20	7	—	1	1	—	—
Чара,	А	249	282	322	354	—	—	—	—	—	—
октябрь	Б	150	237	351	456	—	—	—	—	—	—
1982 г.	В	6	11	19	4	—	—	—	—	—	—
Торго,	А	—	—	—	344	369	—	—	404	—	—
август	Б	—	—	—	435	554	—	—	720	—	—
1983 г.	В	—	—	—	9	2	—	—	1	—	—
Витим	А	274	312	338	371	389	446	425	—	—	—
(Калашников,	Б	187	280	371	539	692	939	815	—	—	—
1966	В	48	73	48	18	10	5	1	—	—	—
[43])											

* А — длина тела (по Смитту), мм; Б — масса тела, г; В — колич. экз., шт.

Принимая во внимание тот факт, что половозрелая часть популяции валька постоянно обитает в верхнем течении рек и в притоках, где производится разработка россыпей, этот вид, наряду с хариусом, необходимо учитывать в первую очередь при разработке природоохранных мероприятий.

Ленок р. Чара составляет в уловах от 90 до 20 % количества рыб. В притоках численность его еще ниже, и в них обитают преимущественно половозрелые рыбы. Довольно равномерно распределен по акватории рек, не образует больших скоплений,

не подвержен массовым миграциям. Относительно большую численность имеет в крупных реках (Чара, Б. Патом). В системе р. Чара встречаются рыбы длиной тела (по Смитту) до 630 мм и массой до 3500 г. Все исследованные особи можно отнести к длиннорылой форме, морфологическая характеристика которой приведена в табл. 2.19. В Витиме встречаются как длиннорылая, так и короткорылая формы [42]. Линейные и весовые показатели роста выше, чем у витимского, хотя для последнего приведена абсолютная длина (табл. 2.20).

Ленок нерестится в притоках р. Чара, в которые заходит ранней весной. В конце мая сразу после раскалывания льда в р. Чара и нижнем течении ее притоков (Торго, Джелинда) не отмечено ни одного половозрелого ленка. В возрастном составе уловов для р. Чара преобладают группы рыб четырехшестилетнего возраста:

Возраст, лет	3	4	5	6	7	8
Колич., шт.	26	75	76	69	25	9
%	9,29	26,79	27,4	24,64	8,93	3,21

Половозрелым ленок р. Чара становится на шестом году жизни при достижении длины тела (по Смитту) 450—500 мм и массы тела 1 кг. Плодовитость по нескольким экземплярам длиной 553—611 мм (в возрасте 8—10 лет) составляла 8745—13 780 икринок. Это несколько выше данных, приводимых Ф. Н. Кирилловым [49] для бассейна р. Лена (от 2240 до 8118).

Для ленка рек Чара, Торго, Джелинда характерно питание преимущественно личинками водных беспозвоночных. Из обследованных 120 экз. только 10 имели в желудке рыбу, ее остатки, либо мышевидных грызунов.

Таймень в среднем течении р. Чара в отдельные годы бывает довольно многочисленным. Встречаются рыбы длиной тела (по Смитту) до 1400 мм и массой 18—21 кг. Обитает только в крупных реках (Чара, Жуя, Б. Патом), в притоки заходит лишь в устьевые участки и их нижнее течение на нерест. Преобладающими в уловах на р. Чара были рыбы длиной тела (по Смитту) 400—650 мм и массой 700—2600 г. Темпы роста чарского тайменя достаточно высоки (табл. 2.21), не отличаются от показателей других рек ленского бассейна [10, 42, 48]. Морфологическая характеристика приводится по 24 экз. из реки Чара (табл. 2.22). Плодовитость по нескольким некрупным экземплярам составляет 10—12 тыс. икринок, сведений по рыбам старших возрастных групп получить не удалось, однако при сравнении данных по имеющимся возрастным группам можно предположить, что у них этот показатель выше значений, отмеченных для рек Вилюя [47] и Енисея [42]. Нерест происходит в конце мая в верхнем течении реки Чара, сведения по нересту ограничены. По характеру питания — хищник, в первые годы жизни значительна доля крупных форм личинок водных беспозвоночных.

Таблица 2.19

Морфологическая характеристика ленка системы р. Чара ($n=26$)

Признак	M	$\pm m$	CV	σ
Длина тела (по Смитту), мм	437,15	15,50	0,17	77,5
Чешуй в боковой линии	119,38	0,66	0,03	3,31
Жаберных тычинок	25,81	0,25	0,05	1,24
Лучей:				
в D неветвистых	4,46	0,09	0,11	0,49
ветвистых	10,69	0,11	0,05	0,54
в A неветвистых	4,08	0,05	0,07	0,27
ветвистых	9,81	0,06	0,11	0,56
в P неветвистых	1,0	—	—	—
ветвистых	14,77	0,10	0,03	0,50
в V неветвистых	1,0	—	—	—
ветвистых	9,0	—	—	—
В % к длине тела (по Смитту)				
Предглазничное расстояние	7,77	0,08	0,05	0,39
Диаметр глаза	3,93	0,06	0,07	0,28
Заглазничный отдел головы	11,52	0,07	0,03	0,37
Длина средней части головы	16,44	0,11	0,03	0,56
Длина головы	22,10	0,14	0,03	0,72
Высота головы у затылка	13,58	0,18	0,07	0,92
Ширина лба	5,74	0,06	0,05	0,28
Длина верхней челюсти	8,97	0,08	0,05	0,42
Ширина верхней челюсти	2,43	0,03	0,07	0,16
Длина нижней челюсти	10,54	0,08	0,04	0,42
Наибольшая высота тела	21,13	0,26	0,06	1,30
Наименьшая высота тела	7,50	0,07	0,05	0,34
Антедорсальное расстояние	45,33	0,19	0,02	0,95
Постдорсальное расстояние	40,58	0,24	0,03	1,22
Антевентральное расстояние	51,98	0,23	0,02	1,13
Антеанальное расстояние	73,37	0,31	0,02	1,56
Длина хвостового стебля	14,91	0,21	0,07	1,05
Длина основания D	11,31	0,24	0,11	1,20
Наибольшая высота D	11,20	0,11	0,05	0,56
Длина основания A	8,79	0,16	0,09	0,79
Наибольшая высота A	11,81	0,12	0,05	0,60
Длина P	14,52	0,16	0,05	0,78
Длина V	12,17	0,15	0,06	0,74
Расстояние $P-V$	31,68	0,20	0,03	1,04
Расстояние $V-A$	21,49	0,20	0,05	0,98
Толщина тела	11,62	0,13	0,06	0,64
В % к длине головы				
Предглазничное расстояние	35,17	0,27	0,04	1,39
Диаметр глаза	17,76	0,22	0,06	1,09
Заглазничный отдел головы	51,96	0,34	0,03	1,70
Длина средней части головы	74,37	0,23	0,02	1,15
Высота головы у затылка	61,43	0,79	0,06	3,97
Ширина лба	25,88	0,32	0,06	1,62
Длина верхней челюсти	40,60	0,35	0,04	1,74
Ширина верхней челюсти	10,98	0,14	0,06	0,68
Длина нижней челюсти	47,52	0,37	0,04	1,85

Таблица 2.20

Показатели весового и линейного роста ленка

Показатель	Возраст, лет										
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Чара											
Длина тела (по Смитту), мм	—	115	273	323	375	410	477	—	550	602	611
Масса тела, г	—	—	235	390	661	787	1385	—	2126	2700	2955
Колич., шт.	—	1	5	6	4	9	9	—	3	1	1
Б. Патом											
Длина тела (по Смитту), мм	—	—	255	318	353	384	456	518	541	578	—
Масса тела, г	—	—	157	332	456	628	990	1650	1628	2100	—
Колич., шт.	—	—	3	6	8	4	2	2	5	2	—
Витим (Калашников, 1966 [43])											
Абсолютная длина тела, мм	212	258	302	345	403	446	523	527	532	658	—
Масса тела, г	100	188	322	472	816	1066	1678	1633	1781	2800	—
Оз. Леприндокан (Турагина, Пронин, 1966 [141])											
Абсолютная длина тела, мм	—	—	246	268	325	348	416	450	—	—	—
Масса тела, г	—	—	145	228	327	401	680	823	—	—	—

Таблица 2.21

Показатели роста тайменя р. Чара

Показатель	Возраст, лет													
	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
Длина тела (по Смитту), мм	331	397	472	524	624	696	766	847	—	—	1290	1310	—	1450
Масса тела, г	200	660	875	1376	2176	3153	4100	5980	—	—	14000	18000	—	21000
Колич., шт.	1	4	6	9	16	3	1	3	—	—	1	1	—	1

Таблица 2.22

Морфологическая характеристика тайменя р. Чара ($n=27$)

Признак	M	$\pm m$	CV	σ
Длина тела (по Смитту), мм	658,54	37,66	0,27	180,62
Чешуй в боковой линии	142,38	0,91	0,03	4,38
Жаберных тычинок	14,17	0,21	0,07	1,03
Лучей:				
в D неветвистых	4,21	0,08	0,09	0,41
ветвистых	10,38	0,10	0,05	0,48
в A неветвистых	4,17	0,13	0,15	0,62
ветвистых	8,79	0,08	0,05	0,41
в P неветвистых	1,0			
ветвистых	14,8	0,12	0,03	0,51
в V неветвистых	1,05	0,05	0,21	0,22
ветвистых	8,95	0,11	0,06	0,50
В % к длине тела (по Смитту)				
Предглазничное расстояние	6,65	0,07	0,05	0,33
Диаметр глаза	2,81	0,06	0,10	0,28
Заглазничный отдел головы	14,02	0,14	0,05	0,68
Длина средней части головы	17,72	0,15	0,04	0,72
Длина головы	22,59	0,21	0,04	0,99
Высота головы у затылка	11,73	0,22	0,09	1,04
Ширина лба	5,78	0,06	0,05	0,28
Длина верхней челюсти	10,68	0,12	0,05	0,57
Ширина верхней челюсти	2,22	0,02	0,05	0,11
Длина нижней челюсти	13,57	0,14	0,05	0,67
Наибольшая высота тела	16,31	0,25	0,07	1,19
Наименьшая высота тела	5,93	0,06	0,05	0,30
Антедорсальное расстояние	45,64	0,34	0,04	1,63
Постдорсальное расстояние	39,50	0,40	0,05	1,93
Антевентральное расстояние	54,65	0,43	0,04	2,07
Антеанальное расстояние	74,06	0,57	0,04	2,71
Длина хвостового стебля	13,93	0,19	0,06	0,90
Длина основания D	10,30	0,13	0,06	0,64
Наибольшая высота D	9,68	0,12	0,06	0,59
Длина основания A	7,41	0,08	0,05	0,40
Наибольшая высота A	9,74	0,08	0,04	0,40
Длина P	12,48	0,14	0,05	0,69
Длина V	9,93	0,10	0,05	0,50
Расстояние $P-V$	33,03	0,33	0 05	1,60
Расстояние $V-A$	19,68	0,19	0,05	0,93
Толщина тела	10,45	0,14	0,06	0,64
В % к длине головы				
Предглазничное расстояние	29,49	0,20	0,03	0,94
Диаметр глаза	11,93	0,58	0,23	2,76
Заглазничный отдел головы	62,12	0,33	0,03	1,57
Длина средней части головы	78,45	0,25	0,02	1,18
Высота головы у затылка	51,90	0,78	0,07	3,75
Ширина лба	25,62	0,21	0,04	1,00
Длина верхней челюсти	47,22	0,23	0,02	1,12
Ширина верхней челюсти	9,86	0,11	0,05	0,51
Длина нижней челюсти	60,06	0,25	0,02	1,21

Сиг-пыжьян имеет сравнительно невысокую численность, однако встречаются в уловах на реке Чара повсеместно. Представлен рыбами до 446 мм длины тела (по Смитту), массой до 1250 г. Преобладают особи длиной 23—35 см и массой тела 230—600 г, в возрасте шести-восьми лет. Все сиги отловлены в реках Чара, Жуя, в притоках отмечен только в самых крупных (Ченча, Нечера) только единичными экземплярами. По морфологическим признакам соответствует малотычинковому ледовитоморскому сигу-пыжьяну (табл. 2.23). Представлен речной формой. В системе р. Витим имеет озерные формы, в том числе карликовую в озере Баунт [42]. Сиги р. Чара отличаются достаточно высокими показателями роста:

Возраст, лет	4	5	6	7	8	9	10	11
Длина тела (по Смитту), мм	246	299	318	343	366	367	380	430
Масса тела, г	155	281	341	480	520	625	840	1380
Колич., шт.	16	19	17	14	3	3	1	1

В среднем течении р. Чара сиг относительно малочислен. В промысловых уловах он встречается в небольших количествах. Массовых нерестовых скоплений не обнаружено. Отдельные нерестящие особи сига зарегистрированы здесь 24—27 сентября 1983 г. Половозрелым сиг становится достигая длины тела (по Смитту) 350 мм и массы тела 350—400 г. Плодовитость сига длиной тела 370 мм и массой 600 г — 12 168 икринок.

Сборы других видов незначительны. В начале июня в реке Чара (район устья Джелинды) отмечены нерестующие особи плотвы, окуня. В проточных и полупроточных озерах встречается щука. В пойменных озерах распространены озерный гольян и серебряный карась. В незначительных количествах встречается налим. Елец отсутствует в р. Чара, тогда как в загрязняемой Жуе встречается до пос. Светлого (выше устья Нечеры).

Сложные гидрологические условия, особенно в летне-осенние и зимние меженные периоды в малых реках, заставляют рыб покидать их в этот период или собираться в глубоких незамерзаемых участках. Малые водотоки, как правило, пригодны для нереста хариуса, ленка, тайменя и валька. Однако не все из них равномерно населены или используются для захода на нерест вследствие различных гидрологических параметров.

Исследования показали, что большинство рыб обитают в крупных водотоках с относительно стабильным гидрологическим режимом (табл. 2.24).

Сравнительный анализ ихтиофауны чистых и подверженных влиянию стоков дражных разработок рек дает основание говорить о снижении численности рыб лососевого комплекса и прогрессирующем распространении в системах рек с повышенным содержанием минеральных взвесей карповых рыб и особенно ельца (рис. 2.15).

Таблица 2.23

Морфологическая характеристика сига ($n=52$)

Признак	M	$\pm m$	CV	σ
Длина тела (по Смитту), мм	328,15	6,31	0,14	45,50
Чешуй в боковой линии . . .	82,38	0,41	0,04	2,94
Жаберных тычинок	19,90	0,18	0,06	1,24
Лучей:				
в D неветвистых	3,81	0,08	0,15	0,56
ветвистых	10,94	0,08	0,05	0,60
в A неветвистых	3,60	0,07	0,14	0,49
ветвистых	11,75	0,11	0,06	0,76
в P неветвистых	1,00	—	—	—
ветвистых	14,76	0,14	0,06	0,88
в V неветвистых	1,02	0,02	0,15	0,15
ветвистых	10,85	0,08	0,05	0,57
В % к длине тела (по Смитту)				
Предглазничное расстояние .	6,17	0,05	0,06	0,35
Диаметр глаза	4,06	0,05	0,08	0,33
Заглазничный отдел головы .	10,55	0,06	0,04	0,42
Длина средней части головы	15,08	0,08	0,04	0,58
Длина головы	20,30	0,09	0,03	0,64
Высота головы у затылка . .	13,23	0,11	0,06	0,79
Ширина лба	5,68	0,04	0,04	0,25
Длина верхней челюсти . . .	6,24	0,05	0,06	0,38
Ширина верхней челюсти . .	2,27	0,03	0,08	0,19
Длина нижней челюсти . . .	7,52	0,06	0,06	0,42
Наибольшая высота тела . .	22,49	0,17	0,05	1,20
Наименьшая высота тела . .	7,46	0,05	0,04	0,33
Антедорсальное расстояние . .	44,77	0,16	0,03	1,12
Постдорсальное расстояние .	42,12	0,19	0,03	1,32
Антевентральное расстояние .	48,73	0,16	0,02	1,11
Пантеанальное расстояние . .	73,23	0,21	0,02	1,48
Длина хвостового стебля . .	13,48	0,12	0,06	0,85
Длина основания D	11,48	0,09	0,06	0,66
Наибольшая высота D . . .	17,00	0,12	0,05	0,86
Длина основания A	10,89	0,11	0,07	0,81
Наибольшая высота A . . .	10,71	0,09	0,06	0,67
Длина P	15,50	0,10	0,05	0,72
Длина V	15,58	0,12	0,05	0,86
Расстояние $P-V$	29,00	0,16	0,04	1,11
Расстояние $V-A$	25,51	0,16	0,05	1,17
Толщина тела	11,73	0,09	0,05	0,64
В % к длине головы				
Предглазничное расстояние .	29,81	0,62	0,15	4,41
Диаметр глаза	20,00	0,20	0,07	1,43
Заглазничный отдел головы .	51,94	0,22	0,33	1,58
Длина средней части головы	74,34	0,27	0,03	1,90
Высота головы у затылка . .	65,24	0,64	0,07	4,59
Ширина лба	28,00	0,19	0,05	1,34
Длина верхней челюсти . . .	30,60	0,27	0,06	1,92
Ширина верхней челюсти . .	11,17	0,12	0,08	0,85
Длина нижней челюсти . . .	37,02	0,28	0,05	2,09

Таблица 2.24

Видовой состав рыб в контрольных водоемах различной мощности, % к численности

Вид	Чара	Нечера	Торго, Джелинда	Ключи с глубокими плесами
Хариус	59,2	85,7	87,9	100,0
Валёк	17,6	6,4	10,4	—
Сиг	8,3	0,2	—	—
Ленок	8,4	4,8	1,2	—
Таймень	2,2	2,0	0,5	—
Налим	1,3	0,2	—	—
Прочие (окунь, плотва, щука)	3,0	—	—	—

Примечание. В непостоянных водотоках рассматриваемые виды не найдены. Не учтены речной гольян, щиповка, подкаменщик, так как применялись сети с ячеей крупнее 24 мм.

В настоящее время в связи с длительным воздействием стоков р. Жуя потеряла рыбохозяйственное значение. В составе ихтиофауны загрязненных участков чаще других встречаются сиг, ленок, налим. Но и их численность чрезвычайно мала, и увеличение доли этих видов рыб в загрязняемых реках по сравнению с чистыми водоемами происходит лишь по причине крайне низкой численности других видов и почти полного отсутствия в уловах хариуса (доминирующего в контрольных водотоках).

В водоемах с повышенным содержанием взвешенных веществ вследствие загрязнения отмечается резкое снижение показателей относительного обилия рыб на единицу промыслового усилия (количество экз. рыб на одну сеть в час). На рис. 2.16 и 2.17 обобщены данные по всем видам рыб.

Снижение численности в загрязняемых водоемах, особенно характерное для лососевых и хариуса, наблюдается вследствие избегания рыбами участков рек с повышенной мутностью воды. Река Жуя, потерявшая свое рыбохозяйственное значение, находится под влиянием загрязнения более 60 лет. Уловы снизились практически до нуля, в то время как в прошлые годы добывалось по несколько тонн в год. Хариус и ленок и сейчас обитают в боковых чистых притоках, но лишь в самых крупных, причем в тех из них, на которых не проводились добычные работы. Численность этих рыб ограничена.

Средние значения относительного обилия, приведенные на рис. 2.16, свидетельствуют о снижении численности рыб в 4—11 раз в загрязняемых реках. Аналогичные данные о снижении численности сигов и лосося имеются в литературе [193, 194]. Были проанализированы собственные данные, результаты контрольных сетных уловов (ячея 24—45 мм) и промысловых уловов рыбаков Бодайбинского госпромхоза. Интенсивность про-

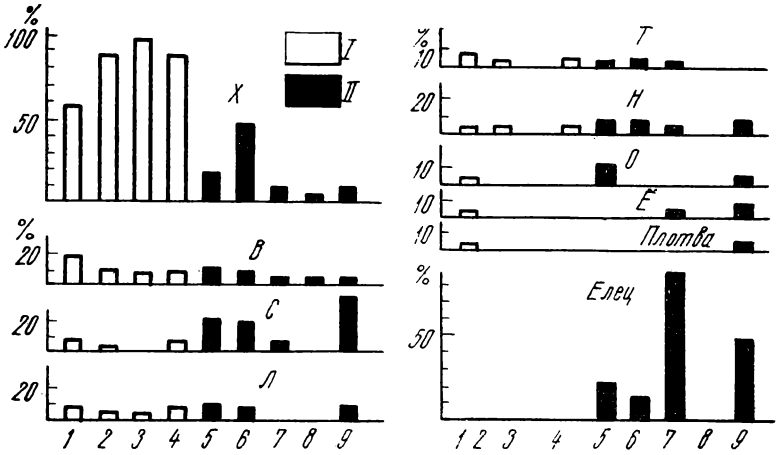


Рис. 2.15. Соотношение видов рыб в водоемах различной мощности и загрязненности.

Реки: *I* — чистые, *II* — загрязненные; *1* — Чара, *2* — Торго, *3* — Джелинда, *4* — Нечера, *5* — Жуя (1983 г.), *6* — Ченча, *7* — Ченча (устье), *8* — Вача, *9* — Жуя (1985 г.).

X — хариус, *В* — валёк, *С* — сиг, *Л* — ленок, *Т* — таймень, *Н* — налим, *О* — окунь, *Е* — ёрш.

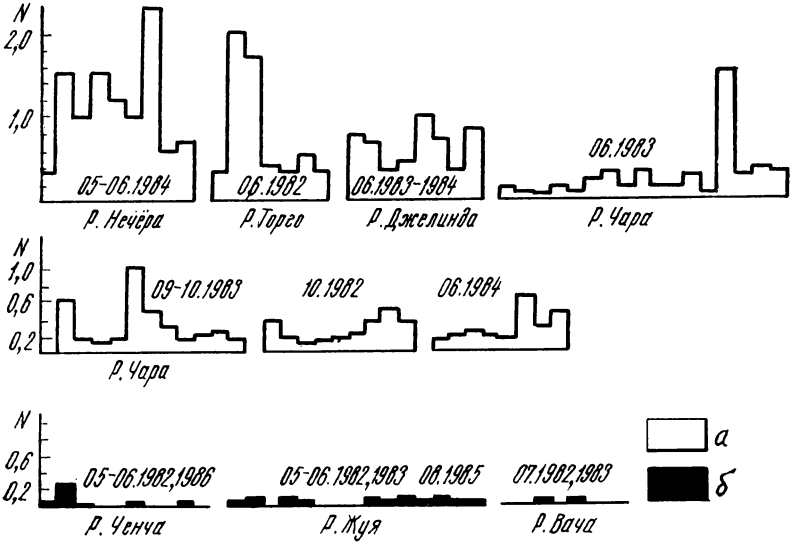


Рис. 2.16. Показатели относительного обилия рыб на единицу промыслового усилия.

а — контрольные реки, *б* — загрязняемые.

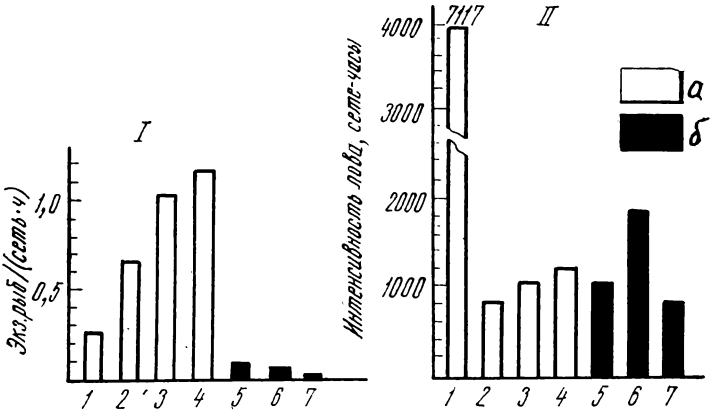


Рис. 2.17. Средние показатели относительного обилия рыб в водоемах различной степени загрязненности (*I*) и интенсивность лова (*II*).

Реки: *1* — Чара, *2* — Джелинда, *3* — Торго, *4* — Нечера, *5* — Ченча, *6* — Жуя, *7* — Вача. *а*, *б* — то же, что на рис. 2.16.

ведения лова для отдельных водоемов характеризуется следующими показателями:

Река	Интенсивность лова, сете-часов	Колич. периодов наблюдений	Средн. колич. рыб. на 1 сеть в час
Чара	7117	57	0,26
Джелинда . . .	795	8	0,64
Торго	962	11	1,01
Нечера	1152	9	1,15
Ченча	984	8	0,048
Жуя	1776	26	0,06
Вача	784	16	0

Сопоставление морфологических характеристик рыб из загрязняемых и контрольных водоемов дает основание предполагать отсутствие достоверных различий, и в настоящее время мы можем говорить лишь о направлении изменчивости признака (табл. 2.25).

В загрязненных реках материал по всем видам представлен неполовозрелыми, или впервые созревающими, рыбами. Поэтому вопрос об их изменчивости в связи с периодическим (летним) загрязнением водоемов минеральными взвесями может быть решен только после подробного анализа возрастной изменчивости меристических и пластических признаков для всех видов рыб естественных водоемов.

Однако работы, выполненные на уральских карповых рыбах, быстрее приспосабливающихся к жизни в мутной воде и обитающих в ней постоянно, позволили выявить ряд различий по сравнению с теми же видами в чистых реках.

Таблица 2.25

Направление изменчивости морфологических признаков рыб, обитающих в периодически загрязненных минеральными взвесями водоемах, по сравнению с рыбами из контрольных водоемов

Признак	Виды			
	Сиг	Валек	Ленок	Таймень
Чешуй в боковой линии	+	+	+	0
Жаберных тычинок	+	—	+	+
Лучей:				
в *D* неветвистых	—	+	—	—
ветвистых	+	+	+	+
в *A* неветвистых	+	—	—	—
ветвистых	+	—	+	+
в *P* неветвистых	0	0	0	0
ветвистых	+	—	—	—
в *V* неветвистых	+	0	0	0
ветвистых	—	0	0	0
В % к длине тела (по Смитту)				
Предглазничное расстояние	—	—	—	+
Диаметр глаза	—	+	+	+
Заглазничный отдел головы	—	—	+	—
Длина средней части головы	—	—	+	—
Длина головы	—	+	+	—
Высота головы у затылка	—	—	—	—
Ширина лба	—	—	—	—
Длина верхней челюсти	—	—	—	—
Ширина верхней челюсти	—	—	—	+
Длина нижней челюсти	—	—	+	—
Наибольшая высота тела	—	—	—	—
Наименьшая высота тела	—	—	—	—
Антедорсальное расстояние	—	—	—	+
Постдорсальное расстояние	—	—	—	—
Антевентральное расстояние	—	—	+	+
Антеанальное расстояние	—	—	—	+
Длина хвостового стебля	—	+	+	—
Длина основания *D*	+	—	—	+
Наибольшая высота *D*	+	+	+	+
Длина основания *A*	+	—	—	+
Наибольшая высота *A*	—	—	—	+
Длина *P*	—	+	—	—
Длина *V*	—	—	—	—
Расстояние *P* — *V*	—	—	—	+
Расстояние *V* — *A*	—	—	—	+
Толщина тела	—	—	—	—

Примечание. «+» — увеличение показателя, индекса, «—» — уменьшение, 0 — индекс, показатель не изменяется.

Таблица 2.26

Морфологические признаки ельца (р. Ляля, 1976 г.) *

Признак	Чистый участок (n=25)		Загрязненный участок (n=25)		M_{diff}
	Колебания	$M \pm m$	Колебания	$M \pm m$	
Постдорсальное расстояние	35,5—39,3	37,6±0,21	37,0—41,0	39,4±0,24	5,70
Длина хвостового стебля	19,5—24,9	27,1±0,32	21,0—24,0	22,5±0,17	12,78
Наибольшая высота тела	20,5—23,6	22,2±0,16	22,2—26,1	23,8±0,20	6,32
Наименьшая высота тела	8,1—9,5	8,7±0,06	8,7—10,4	9,5±0,09	7,41
Длина головы	21,1—23,2	22,5±0,02	21,8—24,2	23,3±0,15	5,53
Ширина лба	7,0—8,5	7,7±0,08	7,5—8,7	8,3±0,07	5,66
Расстояние $P—V$	23,8—26,4	25,2±0,15	23,1—26,2	24,2±0,17	3,59

* Здесь и в табл. 2.27 приводятся признаки только с достоверным отличием.

При исследовании 50 экз. ельца, выловленных в р. Ляле, различий в меристических признаках не обнаружено. При анализе пластических признаков реальные различия выявлены у ельцов, обитающих в загрязненных участках реки: увеличились постдорсальное расстояние, наибольшая и наименьшая высота тела, а также ширина лба и длина головы. Увеличение ширины лба проявляется и по отношению к длине головы. У особей из загрязненного участка отмечено уменьшение длины хвостового стебля и пектовентрального расстояния (табл. 2.26).

Высокая пластичность ельца в отношении изменения морфологических признаков и его способность к образованию обособленных экологических форм в различных водоемах или их участках имеет большое значение для приспособляемости вида. Это было отмечено еще В. В. Кафановой [45, 46] и Ф. Н. Кирилловым [49] для уральских водоемов.

Различий в меристических признаках плотвы, обитающей в различных условиях р. Нясьмы, обнаружить не удалось. Изучение пластических признаков показало (см. табл. 2.26), что по большинству из них плотва из загрязненного участка сохранила свои пропорции тела и реальные различия проявились лишь в уменьшении наибольшей высоты тела и заглазничного отдела головы. По отношению к длине головы наблюдается уменьшение ширины лба, а также заглазничного отдела.

Всякое изменение условий среды обитания оказывает на популяцию определенное воздействие: вызывает со стороны организма ответную реакцию, выражающуюся в изменении некоторых физиологических функций, проявляющихся не только в усилении или ослаблении внутренних процессов, но и в увеличении (уменьшении) относительных размеров тех или иных органов.

Наши данные подтверждают выводы С. С. Шварца [157], который на различных представителях высших позвоночных показал, что животные, производящие интенсивные энергетические траты, обладают наиболее высоким индексом сердца.

Сравнительный анализ морфофизиологических показателей ельца, плотвы и пескаря из чистых и загрязненных участков рек позволил установить ряд интересных закономерностей (табл. 2.27).

Сердце. Зависимость относительной величины сердца от условий обитания у различных видов рыб установлена рядом авторов [9, 157].

В наших исследованиях индекс сердца у всех обследованных видов в загрязненных участках рек был значительно выше, чем в чистых. Так, у плотвы из загрязненного участка этот показатель равен 0,106, а из чистого — 0,090 (M_{diff}=5,09), у ельца — соответственно 0,136 и 0,115 (M_{diff}=3,89), у пескаря — 0,162 и 0,135 (M_{diff}=3,37).

Авторы упомянутых выше работ объясняют различия в размерах сердца разницей в трофности водоемов и соотношением обитающих видов. Выявленные нами различия связаны с приспособительной реакцией организма на новые условия. Ухудшение условий дыхания в какой-то степени компенсируется увеличенными размерами сердца, так же как и повышение двигательной активности, связанное с поиском пищи, запасы которой в районах загрязнения меньше [157].

Печень. Печень рыб выполняет в организме важнейшие функции, связанные с процессами синтеза белков, углеводов, жиров, наряду с почками она участвует в удалении из крови вредных веществ. При таком разнообразии функций размеры органа существенно зависят и от физиологического состояния организма.

В полученных нами данных по индексу небольшие различия выявились у ельца. Так, рыбы из чистого участка реки имели индекс печени 0,934, а из загрязненного — 1,380 ‰ (M_{diff}=9,49). Аналогичные результаты получены и для плотвы (0,778 и 0,447 ‰, M_{diff}=4,07). Указанные различия скорее всего связаны с изменением спектра питания и, следовательно, изменением интенсивности обменных процессов. Такие различия отмечены для позвоночных животных в [153]. Исследования показали, что присутствие повышенного количества взвешенных веществ нарушает работу печени рыб и приводит к серьезным заболеваниям, например циррозу печени.

Почки. Относительный вес почек — индикатор уровня обмена веществ. Размеры почек рассматриваются в качестве масштаба обмена веществ животного [9, 87, 158]. В наших исследованиях по индексу почек установлены достоверные различия между рыбами из чистого и загрязненного участков реки: средний индекс у ельца из загрязненного участка — 0,560, из чи-

Таблица 2.27

Морфологические и физиологические показатели рыб

Признак	Чистый участок			Загрязненный участок			M_{diff}
	n	Колебания	$M \pm m$	n	Колебания	$M \pm m$	
Елец (р. Ляля)							
Общий жир, % от сырой массы	30	4,8—5,9	5,6±0,35	30	1,3—2,8	2,4±0,41	6,1
Плотва (р. Нясьма)							
Масса тела	17	9,4—73,5	42,3±12,7	25	1,76—74,1	4,35±3,8	0,01
В % к массе тела							
печень	15	0,259—1,39	0,447±0,021	25	0,222—0,721	0,118±0,074	4,07
глаза	17	0,427—0,880	0,633±0,032	25	0,228—0,595	0,381±0,061	6,58
сердце	17	0,086—0,119	0,090±0,003	25	0,073—0,113	0,106±0,001	5,09
почки	17	0,025—0,083	0,051±0,003	25	0,045—0,088	0,067±0,003	3,77
жабры	17	1,34—2,49	1,97±0,07	25	1,95—2,42	1,88±0,05	1,05
Коэффициент упитанности по Фультону	17	1,64—2,07	1,81±0,030	25	1,39—2,27	1,70±0,067	3,54
Наибольшая высота тела	—	25,6—30,9	28,9±0,36	—	25,0—30,0	26,8±0,20	4,89
Заглазничный отдел головы	—	10,0—11,5	10,6±0,09	—	9,4—11,3	9,8±0,10	7,41
Пескарь (р. Нясьма)							
Масса тела	30	6,4—14,7	9,4±0,40	16	5,2—13,8	8,2±0,53	2,92
В % к массе тела							
сердце	30	0,080—0,182	0,135±0,004	16	0,115—0,211	0,162±0,007	3,37
печень	30	0,830—7,17	1,97±0,071	16	0,535—1,45	0,978±0,049	4,40
жабры	30	1,12—1,66	1,57±0,071	16	1,11—1,87	1,49±0,004	0,84
Коэффициент упитанности по Фультону	30	1,15—1,81	1,51±0,020	16	1,28—1,83	1,55±0,041	0,86
Гемоглобин	9	8,0—11,2	8,82±0,21	14	7,0—11,0	3,72±0,32	0,16

стого — 0,008 ‰ (M_{diff}=6,7). Полученные различия, по-видимому, как и для печени, можно объяснить изменением спектра питания.

Жабры, глаза. Сравнивая индексы жабр и глаза, мы сталкиваемся с интересными явлениями специализированной адаптации рыб, попавших в новые условия (фактор загрязнения). Затруднения, связанные с ухудшением условий дыхания, вызвали увеличение веса жаберного аппарата. Так, у ельца из чистого участка реки индекс жабр равен 1,88, а из загрязненного — 2,03 ‰ (M_{diff}=3,03).

Большое количество взвешенных веществ в воде оказывает на глаза рыб прямое механическое воздействие и косвенное — посредством уменьшения освещенности и тем самым снижения роли зрения, в связи с чем происходит уменьшение размера глаз. Небольшой размер глаз характерен для живущих в мутных водах лопатоносов, гольцов и различных сомов [4, 179]. В наших исследованиях индекс глаза ельца в чистой воде был равен 0,679, в загрязненной — 0,615 ‰ (M_{diff}=4,0), плотвы — соответственно 0,633 и 0,381 ‰ (M_{diff}=6,58).

Общая жирность. Исследования по данному вопросу [161, 162, 182] показали, что по содержанию жира в теле рыб, интенсивности жиронакопления, зависимости между жирностью и возрастом рыбы можно судить об обеспеченности кормом, темпах нагула, подготовленности к миграциям и зимовке. Согласно результатам наших исследований, пескари из чистого участка реки имеют содержание жира 5,6 %, а из загрязненного — 2,4 %, т. е. вдвое меньше, что, несомненно, связано с ухудшением кормовой базы.

По содержанию гемоглобина пескари из чистого и загрязненного участков различий не имели. Это связано с тем, что в водоемах процесс адаптации был более длительным и, по-видимому, шел по пути увеличения размеров сердца и кислородной емкости крови, а также усиленного развития дыхательного аппарата, что соответствует полученным нами результатам.

Таким образом, существующая практика разработки россыпных месторождений оказывает существенное влияние на ихтиофауну, которое в первую очередь происходит из-за увеличения в воде минеральных взвесей. Взвешенные вещества могут оказывать прямое воздействие на рыб, ухудшая среду обитания, что ведет к затруднению ориентации, дыхания икры и рыб, а в отдельных случаях — к их гибели. В результате осаждения взвесей нарушается структура нерестовых субстратов, уменьшается фильтрационная способность грунта, и, как показали исследования, для данных рыб и молоди, питающейся планктоном так же, как и для планктеров — фильтраторов, личинок хирономид и олигохет, при загрязнении кормовых субстратов и воды минеральными взвесями характерно вынужденное пропускание большого количества непищевых частиц через пище-

вой тракт. Такое воздействие взвешенных веществ на организмы можно назвать фактором «пищевого балласта». Кроме того, при производстве работ непосредственно на дражном полигоне происходит механическое изъятие рыбохозяйственных площадей. Строительство различных технологических гидросооружений в зоне горного отвода зачастую приводит к нарушению естественных миграционных путей, изоляции верхнего чистого участка реки и обеднению ихтиофауны. В результате такого многофакторного воздействия изменяется распределение рыб, в зависимости от содержания взвешенных частиц, ухудшается рост молоди, уменьшается численность. При длительном воздействии стоков происходит разрушение исторически сложившегося ихтиоценоза, в первую очередь, лососевого комплекса. В загрязненных водотоках, как правило, встречаются «временные» группировки лососевых рыб, представленные неполовозрелыми, молодыми возрастными группами. В связи с временным нахождением в загрязненных участках у лососевых достоверных различий систематических и морфобиологических признаков с рыбами из чистых водоемов не установлено. У карповых (елец, плотва), которые заменяют лососевых рыб в реках с повышенной мутностью, происходят определенные морфофизиологические изменения.

3. НОРМИРОВАНИЕ СБРОСА ВЗВЕШЕННЫХ ВЕЩЕСТВ В ВОДОЕМЫ

Как было показано в предыдущих разделах, сточные воды, образующиеся при разработке россыпных месторождений, загрязнены в основном взвешенными инертными частицами песка и глины. Мутность воды после промывки породы в дражных разрезах может достигать 100—300 г/л, а в нижележащих водотоках после осветления 1 г/л [159].

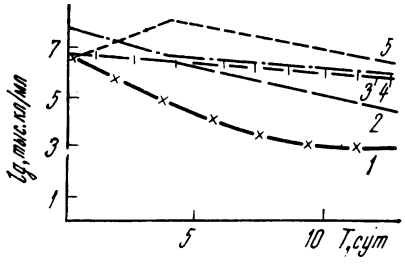
Существующими в настоящее время требованиями по допустимому увеличению содержания взвешенных веществ в контрольном створе, расположенном не далее чем в 500 м ниже места выпуска сточных вод, установлено, что при естественной мутности воды в межени менее 30 мг/л допускается увеличение относительного содержания не более чем на 0,25 мг/л на водоемах I категории водопользования и 0,75 мг/л — для II категории [92].

Для водоемов, где содержание взвешенных частиц в межени превышает 30 мг/л, допускается увеличение содержания взвеси в воде до 5 %. Кроме того, запрещается сбрасывать в проточные воды стоки, содержащие частицы со скоростью осаждения более 0,4 мм/с, и в водохранилище — более 0,2 мм/с (скорость осаждения 0,4 мм/с соответствует размеру частиц более 0,025—0,03 мм, а 0,2 мм/с — более 0,015—0,02 мм).

Имеющиеся в литературе количественные данные о влиянии взвесей в большей части фрагментарны и относятся к наблюдениям, выполненным в естественных условиях [83, 171, 177, 178, 181].

Экспериментальные исследования по влиянию взвешенных веществ на гидробионтов единичны. Достаточно отметить, что на совещании «Дноуглубительные работы и проблемы охраны рыбных запасов...» (Астрахань, 1984 г.) из 130 докладов, большинство которых в том или ином плане касалось вопроса взвешенных веществ, экспериментальные данные представлены лишь в одном сообщении [24].

Лабораторией охраны природы Свердловского горного института совместно с Пермской лабораторией ГосНИОРХ и кафедрой гидробиологии Пермского госуниверситета были выполнены комплексные экспериментальные исследования по оценке влияния взвешенных веществ на основные звенья гидроценоза [40,



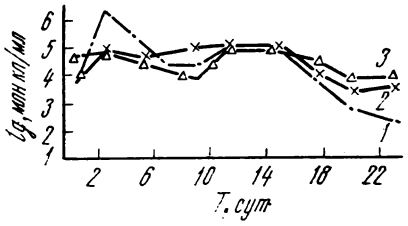


Рис. 3.1. Зависимость численности бактериопланктона от концентрации взвешенного вещества.

1 — контроль, *2—5* — концентрация взвеси, мг/л: *2—5*, *3—5* — соответственно 50, 250 и 1000.

Рис. 3.2. Динамика численности бактериопланктона в воде с различной концентрацией взвешенных веществ, мг/л: *1* — менее 1, *2* — 10, *3* — 20.

56, 105, 113, 125, 147, 151]. Опыты проводились согласно методическим указаниям по установлению ПДК для рыбохозяйственных водоемов [76].

МИКРОБИОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ

Данные экспериментальных исследований представлены на рис. 3.1, 3.2 и в табл. 3.1. Как показали результаты опыта, высокие концентрации взвеси (50, 100, 250 мг/л) оказывают значительное влияние на численность сапрофитной группы микроорганизмов, которое выявляется на 3-й день эксперимента и сохраняется до его окончания.

В опытах с концентрациями взвешенных веществ от 5 до 25 мг/л развитие бактерий сапрофитной группы первые 10 сут подвержено значительным колебаниям. Обусловлено это, видимо, периодом адаптации микрофлоры к условиям повышенной мутности. На 12—14-е сут численность сапрофитов в контроле, как и во всех вариантах опыта, остается довольно высокой. В последующие дни намечается четкое различие численности бактерий в зависимости от концентрации взвеси (10 мг/л — 1,3 тыс. кл/мл; 15 мг/л — 2,5; 20 мг/л — 6,0; 25 мг/л — 6; контроль — 0,5 тыс. кл/мл).

Таким образом, как результаты натурных исследований, так и экспериментальные данные свидетельствуют о том, что повышение содержания в воде минеральных взвешенных веществ стимулирует развитие микроорганизмов, вызывает рост как общего количества бактерий, так и сапрофитной группы микроорганизмов. При увеличении взвеси до 20 мг/л общее количество микроорганизмов и величина сапрофитной группы не отличаются от контроля.

Таблица 3.1

Развитие сапрофитных микроорганизмов в различных концентрациях взвеси, тыс. кл/мл

Концентрация взвеси, мг/л	Сутки развития								
	1	3	5	7	9	12	15	20	23
Контроль	6	25	25	25	25	60	60	0,5	0,25
10	6	60	60	25	60	60	60	1,3	2,5
15	60	25	25	25	6	50	60	2,5	2,5
20	25	60	25	25	50	60	60	6,0	6,0
25	25	25	25	130	25	60	2,5	6,0	13
Контроль	1,3	6,0	6,0	6,0	1,1	71,1	6,0	2,5	2,5
50	2,5	70	70	25	25	25	70	60	60
100	6,0	70	70	25	50	50	70	25	25

Таблица 3.2

Численность водорослей *S. quadricauda* при различных концентрациях крупной фракции кварца (песок)

Сутки опыта	Концентрация, мг/л					
	0	50	250	600	1000	2000
0	140* / 1,0	140 / 1,0	140 / 1,0	140 / 1,0	140 / 1,0	140 / 1,0
3	397 / 1,0	405 / 1,02	412 / 1,04	383 / 0,96	397 / 1,0	375 / 0,94
8	602 / 1,0	613 / 1,02	596 / 0,99	585 / 0,97	591 / 0,98	585 / 0,97
13	837 / 1,0	878 / 1,05	878 / 1,05	902 / 1,08	902 / 1,08	902 / 1,08
16	1165 / 1,0	1223 / 1,05	1258 / 1,08	1340 / 1,15	1340 / 1,15	1351 / 1,16
19	1548 / 1,0	1722 / 1,11	1943 / 1,26	1943 / 1,26	1833 / 1,18	1659 / 1,07
25	1926 / 1,0	1966 / 1,02	2046 / 1,06	2125 / 1,10	2125 / 1,10	2046 / 1,06
30	2313 / 1,0	2412 / 1,04	2587 / 1,12	2701 / 1,19	2711 / 1,17	2313 / 1,0
35	2844 / 1,0	2787 / 0,98	2758 / 0,97	2729 / 0,96	2701 / 0,95	2587 / 0,91

* Здесь и в табл. 3.3: в числителе—численность, млн кл/л; в знаменателе—ее индекс (отношение численности водорослей в концентрации к контрольной).

ФИТОПЛАНКТОН

Данных о связи между содержанием различных типов взвешенных веществ и развитием фитопланктона в литературе нет. При увеличении содержания взвешенных веществ в водоемах уменьшается прозрачность воды, ослабляется проникновение солнечной радиации — важного фактора, влияющего на сезонную динамику, интенсивность развития и продуктивность водорослей [15, 29, 30]. В настоящее время существуют методы расчета первичной продукции водорослей и содержания хлорофилла «а» по прозрачности воды, измеренной диском Секки [12, 28, 38, 53], но в них основная роль в поглощении света в естественных условиях отводится взвешенным органическим веществам, в частности фитопланктону. Для вод, содержащих большое количество минеральной взвеси, связь между прозрачностью воды и содержанием хлорофилла «а» нарушается.

Опыты были выполнены на культуре *Scenedesmus quadricauda*. За основной критерий токсичности принимали изменение численности клеток, поскольку воздействие взвеси связано не только с их осаждением, но и частичным блокированием фазы деления.

Проведенные эксперименты показали, что при освещенности 5000 лк фотосинтезирующая активность водорослей более устойчива к действию взвесей различного минералогического состава, чем их численность. В пределах испытанных концентраций кварцевой взвеси (до 2500 мг/л), а также при действии глинистой взвеси до концентрации 200 мг/л интенсивность фотосинтеза водорослей не отличалась от контроля, хотя глинистая взвесь, осаждаясь, ингибирует интенсивность фотосинтеза водорослей в большей степени, чем во взвешенном состоянии (рис. 3.3).

При равной освещенности и одинаковой концентрации взвешенных веществ изменение численности водорослей определяется гранулометрическим и минералогическим составом взвеси. Мелкая фракция кварца оказывает большее отрицательное воздействие на популяцию водорослей, чем крупная (табл. 3.2).

Популяция водорослей проявляет различную устойчивость к действию мелких фракций взвеси разного минералогического состава. Для сравнительного анализа воздействия мелких фракций различных взвесей на численность водорослей были рассчитаны концентрации взвесей, снижающие численность водо-

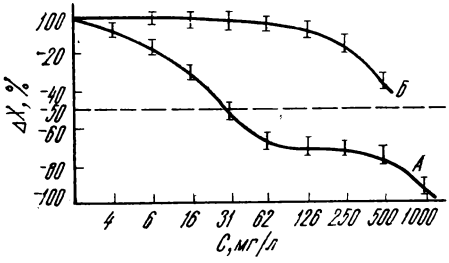
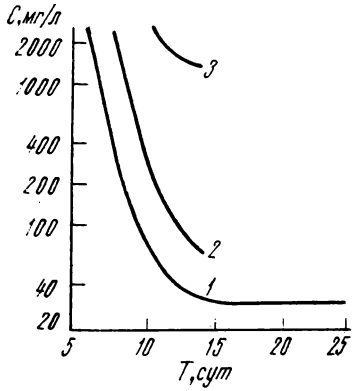


Рис. 3.3. Изменение интенсивности фотосинтеза водорослей в зависимости от концентрации каолиновой глины в осаждаемом (*А*) и взвешенном (*Б*) состоянии.



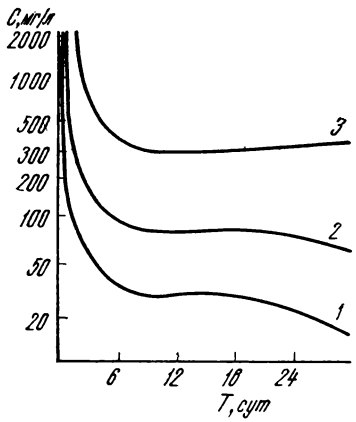


Рис. 3.4. Изменение концентрации мелкой фракции кварцевой взвеси, снижающей численность популяции *Scenedesmus quadricauda*, %: *1* — на 10, *2* — на 25, *3* — на 50.

Рис. 3.5. Изменение концентрации смешанно-слойной глины, снижающей численность *Scenedesmus quadricauda*, %: *1* — на 10, *2* — на 25, *3* — на 50.

рослей на заданную величину, в зависимости от времени действия. Тенденции зависимости «концентрация — время» при действии кварцевой и каолиновой взвеси имеют сходный характер, выражающийся в частичном или полном приспособлении популяции водорослей к заданным концентрациям в конце опыта (рис. 3.4, 3.5). До определенного времени (15 сут) кварцевая взвесь ингибирует численность водорослей в прямой зависимости от концентрации и времени действия, после 15 сут снижение численности водорослей при всех испытанных концентрациях не превышает 20 % от контроля (рис. 3.4). При действии каолиновой глины относительная численность также частично возрастает к концу опыта, причем чем выше концентрация, тем позднее наступает приспособительный эффект (рис. 3.5). Токсичность смешанослойной и монтмориллонитовой глины для *S. quadricauda* усиливается в прямой зависимости от времени действия (рис. 3.6). Причем при действии смешанослойной глины наблюдается стабильное снижение относительной численности, более продолжительное при высоких уровнях.

В естественных условиях свой-

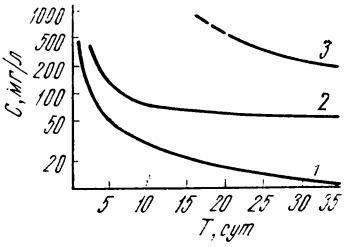


Рис. 3.6. Динамика содержания монтмориллонитовой взвеси, снижающей количество водорослей, %: *1* — на 10, *2* — на 25, *3* — на 50.

ства глинистых минералов могут меняться в зависимости от присутствия в обменном комплексе тех или иных катионов [25]. Например, гумус, адсорбируясь на глинистых и минеральных частицах суспензий, защищает их от коагуляции, повышая стабильность гумусо-минеральных систем [22]. Так как реки, на которых работают драги, в большинстве случаев содержат гуминовые кислоты, были поставлены опыты с использованием дражных стоков.

Сточную воду драг разбавляли от 1/2 до 1/64 раза соответственно с содержанием взвеси от 3,48 до 0,109 г/л. Начальная численность клеток сценедесмуса в опыте была около 100 млн кл/л. На 11-е сутки опыта наблюдалась стимуляция развития водорослей в разбавлениях 1/64, 1/32, 1/16 — 109, 218, 436 мг/л соответственно, численность клеток была больше контроля на 27, 13 и 7 % соответственно. В восьмикратном разбавлении она почти не отличалась от контрольной, а в четырехкратном и меньших разбавлениях наблюдалось ингибирование деления клеток на 18—30 %. На 17 и 24-е сутки опыта стимулирующее действие продолжали оказывать те же разбавления, что и в начале опыта, уровень стимуляции оставался прежним. Угнетающее действие на водоросли оказывало уже восьмикратное разбавление стоков. К концу опыта стимуляция снижалась тем быстрее, чем меньше была разбавлена сточная вода, и на 40-е сутки опыта угнетение роста наблюдалось уже при всех разбавлениях (табл. 3.3). Наибольшее ингибирование отмечено в восьмикратном и меньших разбавлениях, где численность популяции водорослей была ниже, чем в контроле (50 %).

Таким образом, предельно допустимой, не действующей на сценедесмус концентрацией данной взвеси является 109 мг/л (или разведение сточной воды не менее чем в 64 раза). Минимальная концентрация, снижающая численность популяции водорослей на 10 % [148], была 218 мг/л. Концентрации в диапазоне 2600—870 мг/л (в зависимости от времени) ингибировали численность популяции водорослей на 50 %.

Сумма хлорофиллов «а» и «в» в разбавлениях 1/64 и 1/32 была выше, чем в контроле. В 16-кратном разбавлении общее содержание пигментов мало отличается от контроля. В восьмикратном и меньших разбавлениях содержание пигментов растет относительно начала опыта, но существенно меньше по сравнению с контролем.

Пороговыми и токсичными принято считать наименьшие из концентраций, ингибирующих численность водорослей, для каждого уровня NC, несмотря на последующее к ним приспособление, хотя в водоеме этого может не произойти из-за совокупности различных загрязнителей. В табл. 3.4 приведены эффективные концентрации исследованных нами природных взвесей для фитопланктона.

Глинистая взвесь оказывает более сильное ингибирующее

Таблица 3.3

Рост популяции водорослей в зависимости от времени и содержания сточных вод дражных разработок

Сутки опыта	Разбавления (концентрация взвеси, г/л)						
	Контроль	1/64 (0,109)	1/32 (0,218)	1/16 (0,436)	1/8 (0,872)	1/4 (1,741)	1/2 (3,482)
0	100 / 1,0	100 / 1,0	100 / 1,0	100 / 1,0	100 / 1,0	100 / 1,0	100 / 1,0
11	289 / 1,0	367 / 1,27	332 / 1,15	309 / 1,07	291 / 1,01	237 / 0,82	203 / 0,70
17	555 / 1,0	685 / 1,23	625 / 1,13	595 / 1,07	480 / 0,86	365 / 0,66	260 / 0,47
24	984 / 1,0	1226 / 1,26	1187 / 1,21	1062 / 1,08	791 / 0,80	502 / 0,51	290 / 0,29
30	1647 / 1,0	1663 / 1,01	1505 / 0,91	1346 / 0,82	998 / 0,61	618 / 0,38	317 / 0,19
40	2591 / 1,0	2459 / 0,95	2327 / 0,90	1877 / 0,72	1322 / 0,51	767 / 0,30	344 / 0,13

Таблица 3.4

Эффективные концентрации природных взвешенных веществ для фитопланктона, мг/л

Минерал ППТ	Диапазон	Недействующие		
		По Леснико-ву [56], Хвиневич [150]	По Строганову [137]	Токсичные
Кварцевая взвесь				
крупная фракция	50—2000	1000	—	—
мелкая фракция	52—2590	25	33	1200
Глинистая взвесь				
каолин	6—5000	25	30	680
смешанослойная	3—2500	5	16	340
монтмориллонит *	0,04—400	1	10	180

* Действие концентраций усиливается во времени.

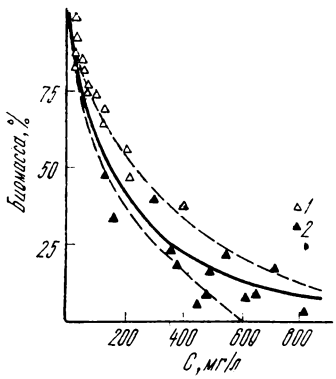


Рис. 3.7. Зависимость между концентрацией глин монтмориллонитовой группы и относительной биомассой водорослей.
1 — экспериментальные, *2* — полевые.

действие на водоросли, чем кварцевая, хотя в природных условиях, в зависимости от гидрохимического состава воды, этот эффект может маскироваться действием других веществ, например гумифицированных вод, что показано нами в случае со сточной водой дражных разработок (см. табл. 3.3).

Сравнение действия различных глин на численность показало, что их токсичность для водорослей возрастает в зависимости от адсорбционной активности, поскольку глины классифицируются по емкости катионного обмена. Наибольшей поглотительной способностью обладает монтмориллонит, минимальной — каолинит.

В отечественной литературе и практике в настоящее время существует два критерия оценки токсичности. Н. С. Строганов [137] считает безвредными концентрации, вызывающие изменения показателей по сравнению с контролем в пределах ±5—15 %, Л. А. Лесников ± 5% [56]. Таким образом, недействующей концентрацией каолиновой глины для фитопланктона, по Л. А. Лесникову и С. И. Хвиневич [56, 150], можно считать 25 мг/л, для смешанослойной 5 мг/л, монтмориллонитовой 1 мг/л; по Н. С. Строганову [137] — соответственно 30, 16 и 10 мг/л. Монтмориллонитовая взвесь, по-видимому, в силу своей высокой адсорбционной активности оказалась более токсичной, чем другие природные взвеси, и по характеру действия ближе к взвешенным веществам антропогенного происхождения.

В природных водоемах глинистые взвеси в основном представлены монтмориллонитовой группой, в которую входит и смешанослойная глина. На основании данных, полученных в экспериментальных и полевых условиях (рис. 3.7), выведено уравнение зависимости между концентрацией взвеси глин монтмориллонитовой группы и относительной биомассой фитопланктона

$$B = \frac{(3350)^2}{335+C},$$

где B — доля биомассы водорослей относительно условно чистого участка с недействующими концентрациями взвеси, %; C — концентрация глинистой взвеси, мг/л. Данное уравнение можно использовать для ориентировочного расчета ущерба рыбному хозяйству, вызванного воздействием глинистых взвесей.

ЗООПЛАНКТОН

Эксперименты проводили с использованием в качестве взвесей мелкой фракции глины и кварца при концентрациях 5—640 мг/л, что позволило охватить диапазон острых и хронических опытов. В качестве тест-объекта использовали *Daphnia magna*. Основным критерием токсичности было взято медианное время выживания. Полученные результаты представлены в табл. 3.5.

Достоверное влияние для глинистой взвеси отмечается при концентрации 80 мг/л, где у некоторых самок отмечена задержка полового созревания на 2—3 сут. Для более крупных кварцевых частиц подобная картина наблюдается при концентрации 320 мг/л.

В литературе имеется ряд данных, сходных с нашими результатами. Так, Стефан [195], изучая представителей Cladocera и Copepoda, высказал предположение, что критические концентрации для этих животных составляют 300—500 мг/л. Наибольшую опасность представляет глина. Наименее вредны земля и песок. Робертсон [192] в экспериментальных условиях установил на *Daphina magna* опасные концентрации суспензий для ряда веществ: каолинита — 392 мг/л, монтмориллонита — 102 мг/л, древесного угля — 82 мг/л.

А. В. Горбунова [23, 24] на ветвистоусых ракообразных выяснила, что при мутности воды 300 мг/л у дафний через 6 сут происходит полная гибель, при 150 мг/л замедляется рост. Животные при концентрации 75 мг/л не отличались по темпу роста от контроля более чем на 4,5 %.

БЕНТОС

Материалом для изучения послужили личинки хирономид (*Chironomus plumosus*) и олигохеты (*Tubifex tubifex*) [40]. Эксперименты ставились в 60-литровых аквариумах при наличии фито- и зоопланктона. Грунтом служил песок из водоема. Концентрация взвеси поддерживалась микрокомпрессорами в следующих диапазонах, мг/л: 40—60, 70—100, 100—150, контроль 10—20. В качестве взвеси использовали глину и кварц (песок). Результаты опытов на хирономидах представлены в табл. 3.6 и 3.7.

Как показали результаты исследований, песчаная взвесь до 70 мг/л не оказывает влияния на выживаемость личинок. Однако наблюдаются изменения в поведении и питании. В связи с неравномерным распределением взвеси в аквариуме происходит миграция личинок в относительно чистые участки, в то время как в контроле хирономиды распределяются равномерно. Кроме того, в опытных аквариумах наблюдается увеличение размеров домиков, что свидетельствует об ухудшении условий дыхания. В ки-

Таблица 3.5

Выживаемость дафний в различных концентрациях взвешенных веществ, %

Сутки опыта	Контроль (1 мг/л)	Концентрации, мг/л							
		5	10	20	40	80	160	320	640
6	—	1*/1	2/1	3/0	4/3	4/2	5/5	12/12	22/21
12	3	2/1	2/3	1/2	3/2	5/2	10/1	17/5	30/17
18	1	3/0	0/1	2/1	3/3	9/2	6/0	16/5	17/20
24	2	0/1	4/4	3/2	2/0	1,0/0	8/1	5/2	20/4
30	3	1/0	1/0	2/2	0/2	5/0	10/2	8/5	3/5
Средн. выживаемость за период опыта	91	93/97	91/91	89/93	88/90	81/92	69/91	47/71	8/48

* В числителе— глина (мелкие фракции), в знаменателе — кварц (песок).

Таблица 3.6

Зависимость выживаемости *Chironomus plumosus* от различных концентраций минеральной взвеси

Вариант опыта (концентрация, мг/л)	Число особей	Выживаемость, %
Контроль (4—8)	153/115 *	75
Кварц (20—72)	150/113	75
Крупная глина		
(40—60)	146/14	9,3
(70—100)	150/7	4,3
(100—150)	150/8	2,3

* Здесь и в табл. 3.8: в числителе — начало опыта, в знаменателе — конец.

Таблица 3.7

Зависимость состояния рациона хирономид от концентрации взвесей, %

Компонент рациона	Концентрация, мг/л					
	Естественные условия	(контроль)	20—72	40—60	70—100	100—150
Водоросли	42,0	2,9	—	6,7	3,2	3,3
Органический детрит	37,5	64,6	46,0	42,5	33,3	18,6
Минеральный детрит	20,5	32,5	54,0	50,8	63,5	78
Преобладающие виды водорослей, экз.	25	25	30	14	7	8

шечниках «опытных» личинок увеличивается содержание минеральных частиц (до 54 %), в то время как у контрольных животных 64,6 % приходится на органический детрит.

Увеличение концентрации глинистых частиц приводит к снижению выживаемости хирономид. При концентрации 40—60 мг/л выживаемость составила 9,3 %, а при 100—150 мг/л — 2,3 %.

Результаты опытов на олигохетах представлены в табл. 3,8, 3.9.

Концентрации глинистых взвесей до 60 мг/л не влияют на выживаемость малощетинковых червей, увеличение взвеси до 150—170 мг/л приводит к гибели 70 % животных. Анализ кишечника трубочника показывает, что при увеличении концентраций взвеси в воде наблюдается, аналогично полевым наблюдениям, эффект пищевого балласта.

Значительно увеличилось содержание минерального (непищевого) компонента (до 77,4 %). На карстовом ручье и р. Сылва была проведена серия опытов по изучению влияния минеральных взвесей на дрифт бентосных организмов. Для экспериментов выбрали участок реки с песчано-галечным грунтом, спокойным течением (0,2 м/сек) и глубиной 30 см. Экспериментальную площадку вдоль по течению разгораживали металлическими конструкциями на секции размером 1×10 м. Нижние части перегородок заглублялись в грунт на 10—15 см, верхние оставались над водой. Маточный раствор взвеси из емкости с перемешивающим устройством непрерывно подавался в блок-смеситель, расположенный в верхней части секций. Речная вода, втекая в сектор смесителя через отверстие большого диаметра и вытекая в экспериментальную секцию через четыре от-

Таблица 3.8

Зависимость выживаемости олигохет от различных концентраций глинистой взвеси

Концентрация, мг/л	Число особей	Выживаемость, %
4—6 (контроль)	450/410	91
20—30	450/415	92
30—60	450/423	94
150—170	400/120	30

Таблица 3.9

Зависимость состава рациона олигохет от концентрации взвесей, %

Компонент рациона	Концентрация, мг/л			
	4—6 (контроль)	20—30	30—60	150—170
Органический детрит	57,6	34,5	19,5	10,1
Минеральный детрит	42,4	65,5	80,5	89,9
Песок	33,5	54,0	36,0	12,5
Глина	8,9	11,5	44,5	77,4
Обследовано животных (n)	20	10	10	10

Таблица 3.10

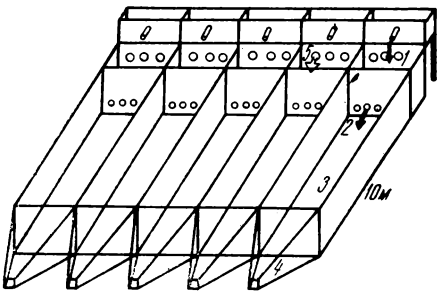
Интенсивность дрифта бентосных организмов при воздействии различных концентраций глинистой взвеси, % к исходной численности

Группа организмов	Контроль	Концентрация					
		5	10	20	40	80	160
Гаммариды	3*/6	4/—	28/—	90/20	95/92	94/97	98/97
Веснянки	5/4	2/—	10/—	40/8	51/29	57/46	69/58
Поденки	3/6	2/—	15/—	47/11	60/34	78/62	86/68
Ручейники	—	—	5/—	22/9	40/—	59/—	—
Хирономиды	5/—	4/—	10/—	20/12	59/20	68/46	71/57
Олигохеты	4/8	3/—	5/—	6/4	29/12	44/31	58/46

* В числителе — контроль равен 3 мг/л, в знаменателе — 15 мг/л.

Рис. 3.8. Установка для учета дрифта беспозвоночных при различных концентрациях взвешенных веществ в воде.

1 — дозированная подача взвешенных веществ, *2* — вода с определенной концентрацией взвешенного вещества, *3* — субстрат (дно реки) с расположенными на нем беспозвоночными, *4* — ловушки из мельничного газа; *5* — чистая вода реки.



верстия малого диаметра, равномерно смешивалась со взвешенными частицами. Заданной концентрации достигали с помощью дозирующего устройства, установленного на конце шланга из емкости с маточным раствором. Учет объектов дрифта производился ловушками (из мельничного газа), которые устанавливали на вытоке каждой секции (рис. 3.8). В разных вариантах опытов в качестве тест-объектов использовали как естественную бентофауну, так и веснянок, поденок, ручейников и хирономид, отловленных на других участках реки. Результаты экспериментов показали, что при воздействии мелких фракций глинистой взвеси в концентрациях от 20 мг/л уже в первые часы опыта наблюдается интенсивный дрифт гаммарид, веснянок и поденок (табл. 3.10).

Хирономиды и олигохеты покидают экспериментальные участки при более длительном воздействии взвесей и значительно больших концентрациях. Интересно отметить, что при различных фоновых показателях взвешенных веществ в речной воде (контроль равен 3 и 15 мг/л) наблюдается разная интенсивность дрифта не только одних и тех же групп, но и видов. Так, *Gammarus lacustris*, обитающий в карстовом ручье, где содержание взвесей 3 мг/л, начинает мигрировать из зоны загрязнения уже при концентрации 10 мг/л, а при 20 мг/л 90 % животных покидают опытную площадку, в то время как гамарусы, живущие в р. Сылве при фоновом содержании взвесей в период опыта 15 мг/л, начинают дрифт только при 20 мг/л. Аналогичные результаты получены для хирономид.

Таким образом, при увеличении концентрации минеральных взвесей свыше 40 мг/л изменяются поведение олигохет и личинок хирономид, характер их питания. Концентрация 40—60 мг/л глинистых взвесей приводит к гибели 90 % хирономид, но не оказывает существенного влияния на выживаемость личинок. Концентрация глины 150 мг/л является летальной для хирономид и вызывает гибель 70 % олигохет. С увеличением в воде содержания глинистых взвесей усиливается скорость дрифта бентосных организмов. Наиболее чувствительны к увеличению взвешенных частиц гаммариды и веснянки. Даже у одних и тех же видов, оби-

тающих в различных естественных концентрациях взвесей, наблюдаются разные пороги чувствительности к увеличению их концентрации.

ИХТИОФАУНА

Влияние глинистых взвесей на рыб. Исследования влияния взвешенных веществ сточных вод дражных разработок на икру и рыб проводились в 1975—1977 гг. Опытные данные получены на экспериментальном участке Пермской лаборатории ГосНИОРХ «Шерья». Для опытов использовали глину с полигона драги. Различный гранулометрический состав получали отмучиванием. В опытах с икрой использовали проточную воду с содержанием кислорода 10—11 мг/л и температурой 5 °С. Объектами изучения служили икра форели и молодь окуня, форели, плотвы, пеляди, карпа. В работе с икрой использовали концентрацию взвешенных веществ от 10 до 50 мг/л, а с молодью — от 1 до 20 г/л. Интенсивность дыхания устанавливали по Н. С. Строганову [136], в миллиграммах O_2 на 1 г живого веса объекта за 1 ч, для икры — 20 повторностей в варианте (по 12 икринок в каждом сосудике), для молоди — 15. Стадии развития определяли визуально. Икра развивалась при постоянном поступлении взвесей с водой. Интенсивность осаждения взвешенных веществ оценивали по количеству осевших частиц в миллиграммах на одну икринку. Каждую икринку (по 200 шт. в варианте) взвешивали до и после опыта. Опыты по определению скорости распространения грибка сапролегнии в заиленной икре проводили в чашках Петри. В центр чашек помещали икру, зараженную гифами, отмечали время и процент поражения икры грибком. Результаты вычисляли по общепринятым методам статистической обработки.

Влияние взвесей на икру форели. Опыты показали, что гибель икры зависит от таких факторов, как размер частиц, интенсивность их осаждения и концентрация взвешенных веществ в воде. Более крупные частицы покрывают икру толстым рыхлым слоем, однако при промывке под душем легко смываются, после чего икра развивается без особых отклонений от нормы. Мелкие частицы (менее 50 мкм) более прочно удерживаются оболочкой икры. Двухчасовое воздействие взвесей в концентрации 20 мг/л вызывает различную степень осаждения частиц в зависимости от диаметра икры и ее состояния (табл. 3.11). На оболочках погибшей икры взвесей осаждается меньше, и они легко смываются водой. В результате «активного» осаждения взвесей на живой икре даже после длительной отмывки остается тонкий налет частиц.

Постоянная обработка икры мелкими и крупными фракциями частиц в концентрациях 15, 20 и 40 мг/л (табл. 3.12) показала, что на ранних стадиях развития отход ниже, чем на поздних стадиях, связанных с возникновением кровообращения, а от-

Таблица 3.11

Интенсивность осаждения взвешенных веществ при концентрации 20 мг/л, мг на 1 икринку (в течение 2 ч)

Размер частицы, мкм	Диаметр икры, мм	
	5,2	4,1
Менее 50 . . .	2,0±0,07/2,3±0,12(4,2) *	1,75±0,09/1,2±0,07(5,5)
Более 50	3,64±0,16/2,97±0,14(3,2)	2,5±0,12/1,9±0,09(4,0)

* В числителе — живая икра, в знаменателе — погибшая. В скобках — значения M_{diff}.

Таблица 3.12

Влияние взвесей на величину отхода икры в период развития, %

Стадия развития	Контроль	Концентрация взвешенных частиц, мг/л					
		крупных			мелких		
		15	20	40	15	20	40
После закрытия бластопора	8	38,4	32,2	52,6	48	60	68
Пигментация глаз . .	—	69	74	90	57	100	100
Перед выклевом . . .	11	78	96,8	100	86	100	100

Таблица 3.13

Изменение интенсивности дыхания икры (мг O_2/г·ч) под воздействием взвесей

Стадия развития	Контроль	Концентрация взвесей, мг/л		
		10	20	40
Обрастание желтка . .	0,025±0,018	0,022±0,0015	0,015±0,0021	0,09±0,005
Закрытие бластопора .	0,027±0,0012	0,023±0,001	0,018±0,0011	0,008±0,0009
Пигментация глаз . .	0,045±0,0020	0,32±0,0017	0,030±0,0024	0,022±0,0013
Перед выклевом . . .	0,052±0,0021	0,040±0,0009	0,040±0,0019	0,026±0,0008

Таблица 3.14

Влияние осевших взвесей на выживаемость и интенсивность дыхания икры форели

Колич. частиц		Выживаемость, %	Интенсивность дыхания в отношении к контролю (К=1)
на одной икринке, мг	на 1 см²		
20	136	39	0,49
15	93,0	48	0,46
10	62,0	36	0,78
5	31,0	62	0,90
3	18,6	67	0,93
1	6,2	75	1,0
Контроль	—	83	1,0

ход при действии тонкодисперсных частиц выше отходов икры в варианте с крупными фракциями взвесей при одинаковых концентрациях.

Помимо прямого действия взвешенных веществ на икру, они способствуют распространению грибкового заболевания — сапролегнии. Исследования начинали со стадии пигментации глаз. Как показали эксперименты, скорость распространения гифов грибка в заиленной икре в 3 раза выше, чем в чистой. Через 48 ч доля пораженной икры в опыте составила 37, в контроле 11, через 60 ч — соответственно 73 и 19 %.

Данные по интенсивности дыхания показывают, что взвешенные вещества влияют и на газообмен икры. Потребление кислорода ею снижается во всех концентрациях взвесей, а при 40 мг/л — в 2—3 раза ниже контрольного (табл. 3.13). Следует отметить, что наблюдался преждевременный выклев личинок, составивший 30 % при концентрации взвешенных веществ 40 мг/л и 19 % при 20 мг/л. Очевидно, это также связано с ограниченным доступом кислорода.

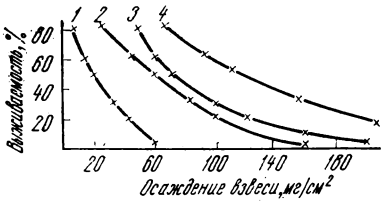
Исследования по количественной оценке осевших глинистых частиц на икру форели (табл. 3.14) показали, что при содержании глинистых веществ до 300 мг/л и проточности 0,5 л в минуту на одну икринку за час оседает около 1 мг взвешенных частиц, что в пересчете на 1 см^2 составляет 6,2 мг.

При оседании взвесей в количестве 15 и 20 мг/л в расчете на одну икринку интенсивность дыхания икры снижается почти в 2 раза относительно контроля. В эксперименте также установлено, что если на 1 см^2 выпадает 60 мг и более взвешенных веществ, отход икры составляет 50 %.

Отмытая под душем через 15 сут с начала опытов икра помещалась на 5 сут в условия контроля. Гемолитическая активность ее остается выше, чем в контроле, что объясняется повышенным содержанием перекисных соединений в липидах, количество которых увеличилось в результате нарушения нормального обмена с окружающей средой, на что также указывает снижение интенсивности дыхания икры.

Особый интерес представляет оценка влияния взвешенных частиц на икру весенне-нерестующих рыб с малым периодом эмбрионального развития. Как показывают полученные данные, наиболее чувствительной к оседаемой взвеси оказалась икра окуня (50 % ее погибает при осаждении 20 мг/см^2), в то время как у карпа и леща гибель икры наблюдается при выпадении 46 мг/см^2, а у щуки — при 52 мг/см^2.

В связи с тем, что при дражных и гидромеханизированных работах во взвешенное состояние переходит значительное количество почвенной органики и песка, на икре форели и карпа были поставлены дополнительные опыты (рис. 3.9). Наиболее токсичными для икры форели оказались взвеси почвенной органики, их влияние обнаруживается уже при осаждении 3 мг/см^2.



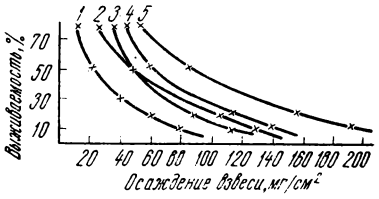


Рис. 3.9. Зависимость выживаемости икры форели от интенсивности оседания взвешенных частиц.

1 — почва, *2* — глины мелкой фракции (менее 0,05 мкм), *3* — глины крупной фракции (более 5 мкм), *4* — песок.

Рис. 3.10. Зависимость выживаемости икры весенне-нерестующих рыб от интенсивности оседания глинистых взвесей размером менее 0,05 мкм.

1 — окунь, *2* — карп, *3* — лещ, *4* — щука, *5* — карп (песчаная взвесь).

При воздействии песчаной взвеси на икру карпа 50 %-й отход наблюдался при осаждении 81 мг/см², полная гибель — при 200 мг/см², что соответствует ее полному засыпанию (рис. 3.10). У форели аналогичный показатель составил: 50 % при 100—110 мг/см² и 100 % при 230—250 мг/см².

Данные по влиянию глинистых взвесей на икру весенне-нерестующих рыб представлены на рис. 3.10. Наиболее чувствительной к осевшим глинистым частицам оказалась икра окуня (гибель 50 % при 20 мг/см²), что, по-видимому, связано с формой кладки, где в результате воздействия взвеси изолируется группа икринок от доступа кислорода и происходит кумулятивный эффект.

Большую роль, особенно для лососевых рыб, играет гранулометрический состав нерестового субстрата, который под влиянием осевших частиц претерпевает значительные изменения в сторону увеличения количества мелких фракций. В литературе имеются сведения, подтверждающие избегание заиленных субстратов лососевыми [175, 196]. В наших наблюдениях при активном нересте карпа в заиленном пруду-отстойнике производителями со дна поднималось большое количество глинистой взвеси концентрацией до 600 мг/л, оседание которой приводило к полной гибели икры, отложенной на элодее. Пригодность субстрата для нереста лососевых может быть оценена через коэффициент фильтрации, который находится в прямой зависимости от доступности кислорода для икры. Расчет коэффициента фильтрации для грунтов с различным гранулометрическим составом может быть произведен по формуле [80]

$$K_ф = \frac{g \cdot n^3 \cdot d_{10}}{183 \cdot \nu \cdot \alpha^2 (1 - n^2)},$$

где $g = 981$ см/с²;

n — пористость грунта, доли ед.;

d_{10} — эквивалентный (эффективный) диаметр частиц породы, см;

ν — кинематическая вязкость фильтрующей жидкости (для воды при 0 °С $\nu=0{,}0179$ см²/с; при 20 °С $\nu=0{,}01$ см²/с $=10^{-6}$ м²/с);

α — коэффициент формы частиц грунта (для речного окатанного песка $\alpha=1{,}17$, для песка с очень неоднородными частицами $\alpha=1{,}7\div1{,}87$).

Зависимость коэффициента фильтрации от крупности грунта следующая, м/сут: 5—10 мм — 600; 5—2,5 — 580; 2—2,5 — 560; 2—1,5 — 420; 1—1,5 — 120; 0,5—1 — 60—65; 0,1—0,5 — 38—45.

Исследования нерестовых субстратов дальневосточных лососей показали, что коэффициент фильтрации субстрата гнезд горбуши, при котором обеспечивается благоприятный режим для развития икры, равен 86,4 м/сут [132]. Следует учесть, что взвешенные частицы дражных разработок значительно мельче приведенных выше величин.

Таким образом, взвешенные вещества механически повреждают оболочку икры, снижают процесс газообмена, уменьшают защитные функции оболочки и ее способность противостоять грибковым заболеваниям, а в целом создают неблагоприятные условия для инкубации и вызывают значительную гибель икры.

Влияние взвешенных веществ на молодь рыб. Минеральные взвеси сточных вод дражных разработок оказывают на молодь рыб как прямое, так и косвенное воздействие. Факты, касающиеся непосредственной гибели рыб от взвешенных веществ, довольно малочисленны. Во всех описанных случаях концентрация взвесей в воде в период гибели рыб достигала значительных величин (для мальков форели — до 20 г/л). В проведенных нами опытах на молоди различных видов полная гибель в течение 48 ч наблюдалась при содержании взвесей: для личинок пеляди и форели — 1,2, для мальков плотвы — 2,5, окуня — 5 и форели — 10 г/л. Мальки карпа способны выживать при концентрации взвешенных веществ более 20 г/л.

В связи с этим становится совершенно очевидным, что такие величины, полученные в «острых» опытах, не могут служить даже приближенными критериями для оценки влияния данного загрязнения на рыб. Оценка контрольных уловов на р. Нясьме позволяет считать, что обитание молоди рыб в условиях загрязненности вод минеральными взвесями затруднено, о чем свидетельствуют прямое уменьшение и изменение видового состава (табл. 3.15).

Несомненно, что в данном случае распределение рыб в загрязненной зоне зависит не только от непосредственного воздействия взвешенных частиц на организм рыб, но и от уменьшения кормовой базы, на что указывают гидробиологические исследования. Кроме того, отмечается [54], что возникают затруднения в поиске пищи. Некоторые авторы [84, 167] ука-

Таблица 3.15

Влияние разных концентраций взвесей в воде на распределение молоди рыб (в возрасте 1+), экз.

Вид	Концентрация взвешенных веществ, мг/л				
	6—8	20—30	40—50	60—70	100 и более
Окунь	70	40	11	—	—
Щука	60	30	16	3	2
Плотва	100	115	40	15	6
Елец	160	105	30	6	10
Ерш	105	65	16	—	—
Пескарь	400	218	30	—	—
Хариус	6	—	—	—	—

Примечание. Данные приведены по 100 контрольным ловам.

зывают на ухудшение условий дыхания в связи с засорением жаберного аппарата и кожной поверхности мелкими частицами, однако конкретных исследований в этом плане не проводилось.

В опытах по выявлению влияния взвешенных веществ на интенсивность дыхания было установлено, что в первый период нахождения рыб (верховки, щуки, леща, окуня, плотвы, форели) в воде с концентрацией минеральных взвесей от 0,5 до 2,5 г/л происходит некоторое увеличение потребления кислорода, а затем наблюдается резкое снижение его до определенного уровня. Такие данные приведены по форели, плотве и окуню (табл. 3.16, рис. 3.11). Однако при более высоких концентрациях (5 г/л и выше) сразу происходит снижение газообмена. Изменение интенсивности дыхания зависит как от концентрации взвесей в воде, так и от вида рыб. У окуня при содержании взвешенных веществ в воде 5 г/л через 6 ч газообмен снижается на 53 %, при 2,5 г/л — на 47 %, а у форели — соответственно на 45 и 29 % по отношению к контролю. У рыб (окуня, верховки, плотвы), содержавшихся в течение 12—24 ч в воде с концентрацией взвесей 5 г/л и выше, а затем переведенных в чистую воду, интенсивность дыхания и через 2 ч оставалась пониженной, а через 4—5 ч 40 % окуней погибали. В опытах по электрофизиологической оценке дыхания были использованы объекты, относящиеся к различным экологическим группам: карась, обитающий в придонных слоях и постоянно соприкасающийся с илистыми частицами, и форель — житель чистых вод с малым содержанием взвесей. Опыты проводили на двухлетних рыбах. Работа выполнена на электрометрической установке кафедры зоологии и физиологии Калининградского рыбного института.

«Токсикантом» служили мелкие фракции глины сточных вод прииска. В качестве регистрирующего прибора использовали электроэнцефалограф ИСН-1 с чернильно-перьевой записью.

Таблица 3.16

Изменение интенсивности дыхания молоди рыб под влиянием взвесей, мг O_2/г·ч

Продолжительность опыта, ч	Контроль	Концентрация взвесей, г/л			
		0,5	1	2,5	5
Форель					
Один	0,38±0,02	0,41±0,012	0,41±0,014	0,56±0,02	0,29±0,01
Шесть	—	—	—	0,30±0,01	0,21±0,015
Два (в чистой воде)	—	—	—	—	0,27±0,03
Плотва					
Один	0,15±0,012	0,17±0,01	0,165±0,02	0,19±0,009	0,126±0,015
Шесть	—	—	—	0,115±0,03	0,09±0,03
Два (в чистой воде)	—	—	—	—	0,13±0,02
Окунь					
Один	0,33±0,012	0,35±0,013	0,38±0,011	0,30±0,03	0,26±0,014
Шесть	—	—	—	0,18±0,015	0,15±0,03
Два (в чистой воде)	—	—	—	—	0,19±0,02

Анализ пневмограмм показывает, что у форели с увеличением в воде концентрации взвешенных частиц главным образом изменялись амплитуда (глубина) дыхания и дыхательный коэффициент. Частота дыхательных движений оставалась практически на одном уровне в пределах 2,7—2,9 гц.

Амплитуда дыхания имеет тенденцию к снижению от 216,6 мкв (контроль) до 41,5 мкв. Затем, по-видимому, в связи с недостатком кислорода, проникновение которого в жаберный аппарат снижалось за счет заиливания жабр, организм пытается восстановить его недостаточность за счет увеличения глубины дыхания. При концентрации 70 мг/л амплитуда дыхания увеличивается до 252,3 мкв, а при 80 мг/л — до 360 мкв, после чего наступает асфиксия.

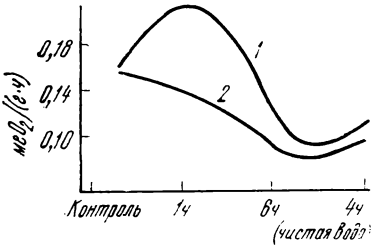


Рис. 3.11. Изменение интенсивности дыхания плотвы при разной концентрации взвешенных веществ в воде, г/л: *1* — 2,5; *2* — 5,0.

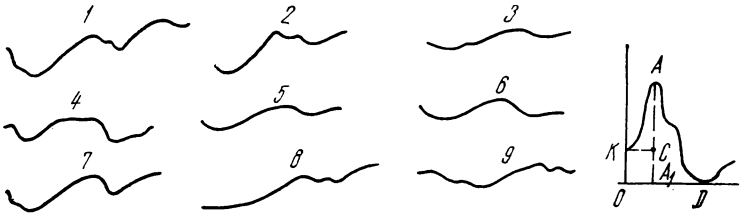


Рис. 3.12. Электрофизиологические характеристики дыхания карася при разных концентрациях (*1—9*) взвешенных веществ (электропневмограммы).

Расшифровка электропневмограммы: $n(AA_1)$ — амплитуда (глубина) дыхания, мкв; $t_ц(OD)$ — время полного дыхательного цикла; t вдоха (KC) — время вдоха; t выдоха (A) — время выдоха. Расчетные величины: A — частота дыхания (количество полных дыхательных циклов в 1 с), гц; K — дыхательный коэффициент $\left(\frac{t\ \text{вдоха}}{t\ \text{выдоха}}\right)$.

1 — C=0,5 мг/л: n=387,1; $t_ц$ =0,47; A=2,1; K=3,24;
2 — C=5 мг/л: n=452,4; $t_ц$ =0,54; A=1,8; K=2,21;
3 — C=10 мг/л: n=113,1; $t_ц$ =0,53; A=1,8; K=1,84;
4 — C=20 мг/л: n=326,3; $t_ц$ =0,51; A=2,0; K=0,53;
5 — C=40 мг/л: n=187,1; $t_ц$ =0,58; A=1,7; K=2,60;
6 — C=50 мг/л: n=178,4; $t_ц$ =0,60; A=1,6; K=1,08;
7 — C=60 мг/л: n=352,4; $t_ц$ =0,47; A=2,1; K=4,92;
8 — C=70 мг/л: n=228,4; $t_ц$ =0,48; A=2,1; K=6,32.
9 — C=80 мг/л: n=190,5; $t_ц$ =0,42; A=2,4; K=7,06;

Следует отметить, что уже при концентрации 20 мг/л у рыб отмечается своеобразный аритмичный кашель, который с концентрации 50 мг/л становится частым и постоянным до конца опыта (рис. 3.12, 3.13).

Дыхательный коэффициент с увеличением концентрации взвеси в воде постоянно снижается.

Характер пневмограммы карася более сложен и состоит как бы из трех отдельных дыхательных движений. С изменением концентраций взвеси можно отметить незначительное колебание всех характеристик. В отдельные периоды наблюдается задержка дыхания. Кашель полностью отсутствует. Параметры показателей дыхания при повышенных концентрациях близки к норме, что указывает на высокую приспособленность вида.

В настоящее время определение реальных нормативов для взвешенных веществ имеет большое значение, поскольку здесь затрагивается экономическая деятельность таких ведущих отраслей, как горнодобывающая, строительная, водный транспорт, рыбное хозяйство, мелиорация и др.

По мнению ряда авторов [64, 118, 153], в настоящее время можно уверенно утверждать, что нормативные данные по взвешенным веществам недостаточно обоснованы научно и практически.

Как отмечалось ранее, действующими правилами по охране водоемов от загрязнения в нашей стране допускается увеличение концентрации взвесей в воде после спуска стоков не более

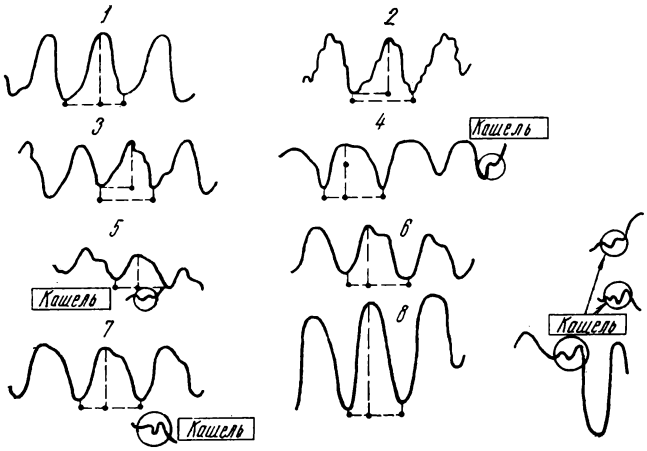


Рис. 3.13. Электропневмограммы дыхания форели при разных концентрациях (*1—8*) взвешенных веществ в воде.

1 — C=0,5 мг/л: n=216,1; $t_ц$ =0,36; A=2,7; K=1,74;
2 — C=5 мг/л: n=174,3; $t_ц$ =0,34; A=2,4; K=2,03;
3 — C=10 мг/л: n=146,6; $t_ц$ =0,34; A=2,9; K=2,03;
4 — C=20 мг/л: n=132,8; $t_ц$ =0,35; A=2,8; K=0,61;
5 — C=50 мг/л: n=84,6; $t_ц$ =0,43; A=2,9; K=0,77;
6 — C=60 мг/л: n=152,7; $t_ц$ =0,35; A=2,8; K=0,35;
7 — C=70 мг/л: n=187,6; $t_ц$ =0,35; A=2,8; K=0,68;
8 — C=80 мг/л: n=360,2; $t_ц$ =0,33; A=3,0; K=0,67.

Расшифровка электропневмограмм приведена на рис. 3.12.

0,25—0,75 мг/л к естественной, что совершенно не обосновано научно. Ввиду отсутствия конкретных количественных показателей влияния на водоемы данного вида загрязнения в большинстве зарубежных стран [143, 144, 156] нормативами служат абсолютные величины концентрации взвешенных веществ, характеризующих степень начального загрязнения водоемов.

Допустимые концентрации загрязнения водоемов взвесями, принятые за рубежом, следующие, мг/л:

	ПДК	Отклонения
Англия	30	5
США	20	5
Франция	30	
ФРГ	Нет норм	—
Польша	500	—
Япония	25—50	—
Скандинавские страны	Нет норм	—

На наш взгляд, в настоящее время существуют две группы причин, дающих основания для пересмотра существующего ПДК по взвешенным веществам: технико-методические и достаточное количество экспериментальных и экологических наблюдений по влиянию взвешенных веществ на гидробионтов. Что

касается технико-методического аспекта пересмотра ПДК, то здесь следует отметить следующее.

Распределение мутности в поперечном сечении рек отличается крайней неравномерностью, и ее отклонения в близко расположенных точках даже при естественной мутности составляют несколько мг/л, а в загрязненных участках реки — десятки и сотни мг/л.

При таких условиях уловить разницу в 0,25—0,75 мг/л при единичных отборах проб не представляется возможным. К тому же величина 0,25 мг/л при современных методах отбора и анализе проб на мутность [61] находится ниже предела точности измерения последней.

В литературе существует несколько подходов к нормированию взвешенных веществ. Так, С. И. Хвиневич [151] считает возможным использование в качестве ПДК аналогично абсолютных величин: мелкие фракции песка и каолиновой глины — 25 мг/л, смешанослойной — 5 мг/л и 1 мг/л для монтмориллонитовой глины.

Однако такой подход, как отмечают ученые США, принявшие в качестве предельно допустимой концентрации по взвесям 30 мг/л, зачастую приводит к парадоксальным явлениям [199], поскольку в естественных условиях этот показатель бывает значительно выше. В. М. Волкова [19], посвятившая большое количество исследований стокам дражных и гидравлических разработок, предлагает в качестве критерия оценки по взвешенным веществам использовать величину прозрачности. Аналогичного мнения придерживается Агентство по охране окружающей среды США, которое за основу принимает величину, уменьшающую на 10 % глубину проникновения света от компенсационной точки. Использование этого критерия, на наш взгляд, затруднительно практически, поскольку требует нахождения компенсационной точки для каждого водоема. Кроме того, наличие планктонных организмов приводит к искажению истинных результатов.

Что касается количественных величин оценки влияния минеральных взвесей, то кроме параметров, предлагаемых С. И. Хвиневич [149], лабораторией токсикологии ГосНИОРХ выдвигается недействующая величина песчаной взвеси, полученная для личинок пеляди в 1 мг/л [21].

Отсутствие широких экологических исследований и разработка ПДК только в экспериментальных условиях довольно часто приводят к значительному завышению нормативов, а следовательно, к необоснованным затратам.

Как показали расчеты по рекам Эстонской ССР [3], отказ от учета факторов самоочищения по некоторым веществам приводит к пятикратному завышению средств при планировании природоохранительных мероприятий.

С этой точки зрения предлагаемые величины не вносят ясно-

сти в решение вопроса, поскольку содержание взвешенных частиц для чистых уральских притоков р. Оби в первые недели развития (паводковый период) в десятки раз выше, а водоросли Scenedesmus хорошо развиваются при 20 мг/л и более. Кроме того, минеральные взвеси, по нашим данным [123, 128], личинки переносят даже лучше, чем более взрослые рыбы, что, по-видимому, связано со значительным объемом кожного дыхания в этот период.

Алабастер, основываясь на данных комиссии ЕИФАК, обобщившей большое количество исследований по влиянию взвешенных веществ на гидробионтов, приходит к выводу, что «концентрация взвесей ниже 25 мг/л, по-видимому, не оказывает вредного влияния на рыбный промысел» [167].

Проведенные исследования и анализ литературного материала показывают, на наш взгляд, что при разработке ПДК по взвешенным веществам необходимо учитывать следующие факторы.

1. **Первоначальное загрязнение.** Принцип, положенный в основу регулирования сброса в водоемы взвешенных веществ, вызывает споры. Достаточно отметить, что, ограничивая допустимое увеличение взвешенных веществ в мг/л воды водоема, правила не учитывают первоначальную степень загрязнения воды взвешенными веществами и при последовательном расположении предприятий по течению рек, как это бывает обычно при работе драг, не исключается возможность наложения зоны загрязнения одного объекта на другой.

2. **Естественный фон.** Величина наименьшей естественной мутности водоемов колеблется в значительных пределах в силу различных климатических, почвенных и гидрологических условий. Так, среднегодовая мутность Амударьи составляет 3500 г/м^3, Ангары — 24 г/м^3. В наших исследованиях для рек восточного склона Урала она равняется 5—10 г/м^3, горных притоков Лены 1—5 г/м^3. Вопросу изучения естественной мутности рек в СССР посвящено большое количество исследований. К. Н. Лисициной [60] составлена карта мутности рек СССР, полученная на основании наблюдений по стоку наносов в 1740 пунктах, которая может быть использована в качестве определения региональных фоновых характеристик.

3. **Химический состав.** Различные взвешенные вещества (даже только минерального происхождения) имеют разный химический состав и активность, в результате чего оказывают на гидробионтов неоднородное воздействие.

4. **Гранулометрический состав.** Как установлено рядом исследований, наибольшее влияние на водоемы оказывают мелкие частицы размером менее 2—1,5 мкм. В связи с этим размерность частиц должна быть одним из основных факторов.

5. **Временной фактор.** Кратковременное воздействие минеральных взвесей на водный биоценоз даже в больших количе-

ствах в очень редких случаях приводит к гибели водных организмов, что связано с длительной адаптивной способностью гидробионтов переносить период паводка, тогда как длительное воздействие взвешенных частиц, с которым мы сталкиваемся при дражных и гидромеханизированных разработках, постепенно приводит к разрушению сложившихся экологических взаимоотношений.

6. **Методические особенности.** Полученные экспериментальные результаты необходимо обязательно соотнести с натурными наблюдениями в природе, поскольку минеральные взвеси — постоянный экологический фактор, воздействующий на гидробионтов.

На основании этих факторов, вопрос нормирования взвешенных веществ, по нашему мнению, может быть решен следующим образом.

1. Прежде всего, необходимо разделить ПДК для органических [118, 149] и минеральных взвесей. Сброс органических частиц может быть нормирован через БПК.

2. Поскольку в природных условиях глины и другие минералы не встречаются в чистом виде, а более узкая их дифференцировка по ПДК может вызвать большие методические затруднения как со стороны проектных, так и контролирующих организаций, целесообразно в качестве нормативов для минеральных взвесей установить следующие параметры: для рек с фоновым содержанием взвесей до 10 мг/л и рек высшей категории — добавку в 1 мг/л. Для рек с фоновым содержанием взвеси выше 10 мг/л — добавку в 10 % от меженных показателей.

Различия в гранулометрическом составе (глина — кварц) могут быть устранены двумя путями: увеличением расстояния контрольного створа до 1000 м или введением добавки при добыче ПГС на реках с фоновым содержанием 10 мг/л до 15 %. Все предлагаемые величины находятся в пределах допустимых концентраций, установленных в экспериментах и полевых исследованиях.

3. Учет временного фактора можно произвести через ПДС, соотнесенную с изменением коэффициента фильтрации или гранулометрического состава донных грунтов в контрольном створе.

4. В подходе к нормированию взвешенных веществ мы не затрагиваем вопроса вторичного загрязнения, поскольку разработка россыпных месторождений нерудных материалов связана с незагрязненными грунтами.

Вопрос же вторичного загрязнения, по нашему мнению, должен решаться в самостоятельных разделах [111, 127], начиная с бонитировки и классификации загрязненных грунтов, а также определения коэффициентов выхода в воду тех или иных токсичных элементов при заборе и перемещении подводных грунтов.

4. ОХРАНА И РАЦИОНАЛЬНОЕ ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ВОДНЫХ РЕСУРСОВ

Охрана водных экосистем при разработке россыпных месторождений — это прежде всего сохранение чистоты воды — среды обитания гидробионтов.

В предыдущих разделах нашей работы основное внимание было уделено оценке ведущего фактора, влияющего на водные сообщества при разработке россыпей,— увеличению в воде содержания взвешенных веществ, поскольку вопрос их нормирования носит не просто ведомственный характер, а имеет большое народнохозяйственное значение.

Технические аспекты очистки вод от взвешенных веществ широко разрабатываются рядом научных учреждений и обобщены в монографиях [67, 33] и статьях [5, 6, 154, 160].

В настоящем разделе затронут ряд других специфических моментов, связанных с охраной и рациональным использованием водных ресурсов при разработке россыпных месторождений. При проведении работ на площади забоя происходит механическое изъятие водных организмов, кроме того, уничтожаются нерестилища. Как показали проведенные нами исследования, отработанные карьерные и техногенные водоемы [112, 125] восстанавливаются в различные сроки, в зависимости от региона, глубины выработки, характера расположения забоя. По сравнению с рекой течение в карьерах и прудах-отстойниках резко замедляется, благодаря чему происходит активное выпадение на дно биогенных элементов, что, в свою очередь, способствует формированию гидробиокомплекса озерно-прудового типа. Таким образом, под термином «биологическое восстановление карьеров» следует понимать восстановление не старого реофильного комплекса, а продукционных возможностей водоема, которые зачастую по состоянию фито-зоопланктона и бентоса бывают выше, однако не всегда совпадают со спектром питания аборигенных видов рыб. Так, в одной из уральских рек содержание бактерий в 1 мл до работ составляло 3,6—3,9 млн клеток, в карьере трехлетнего «возраста» 7,7 млн. Продукционные показатели зоопланктона и бентоса достигают в выработках фоновых (контрольных) величин за 2—3 года, в карьерах 15—20-летней давности эти величины втрое выше, чем в реке. Что касается ихтиофауны, то ее восстановление зависит от величины площади

отработки и расстояния до притока со сходной ихтиофауной и практически не зависит от состояния кормовой базы. Наши наблюдения на водоемах Бодайбинского района показали, что отработка водотоков 2, 3 и 4-го порядков на $^1/_3$ их длины без рекультивации русла практически полностью выводит их из рыбохозяйственного оборота. Это накладывает особую ответственность на людей, создающих проекты, и инстанции, их согласующие. Отмечено, что отработанные ручьи хариус заселяет значительно быстрее, если на расстоянии 1 км имеется приток с нетронутой ихтиофауной. В связи с этим при проектировании работ не следует планировать сплошную отработку месторождений, расположенных на соседних водотоках. Необходимо введение своеобразного рекультивационного рыбооборота с созданием своеобразных резервных (буферных) зон, которые должны иметь состав ихтиофауны, полностью соответствующий таковой на отрабатываемом водотоке. При необходимости отработки нерестовых площадей, имеющих значение для бассейна основной реки, работы следует вести ступенчатым методом, с постоянным сохранением в действии не менее $^2/_3$ нерестовых площадей и обеспечением прохода на них производителей и последующим восстановлением на отрабатываемом участке всех гидрологических параметров, включая гранулометрический состав грунтов. На резервных (буферных) водоемах целесообразно введение запрета на лов рыбы в период ее попадания в водозаборные сооружения. Большинство разработок россыпей в нашей стране производится на реках, относящихся к водоемам первой категории. Рыбопродуктивность обследованных горных притоков р. Лены невелика и колеблется от 5 до 10 кг/га, что не приводит к образованию больших скоплений рыб. Скат личинок осенне-нерестующих рыб также очень разрежен, в результате чего вероятность попадания рыб в водозаборные сооружения невелика. Однако, как показали наши последние наблюдения, такие явления могут иметь место в период ледостава, когда при движении больших масс шуги с верхних горных участков могут образовываться значительные концентрации хариуса. По-видимому, при производстве работ на более продуктивных водоемах роль данного фактора возрастает. В связи с этим установка рыбозащитных устройств на водозаборных сооружениях обязательна.

РАСЧЛЕНЕНИЕ БИОТОПА

В целях предохранения рек от загрязнения взвешенными веществами водоснабжение дражного разреза необходимо осуществлять таким образом, чтобы отбрасываемая мутная вода имела строго определенные параметры. Это достигается проведением нагорной и руслоотводной канав; руслоотводной канавы и устройством пруда-отстойника; руслоотводной канавы и устройством водоотстойника с оборотным водоснабжением;

сооружением по долине россыпи продольной дамбы и поочередным переносом речного потока с одной части россыпи на другую; сооружением водоотстойников с оборотным водоснабжением и использованием коагулянтов [33].

При строительстве такой сложной системы гидросооружений связь верхнего и нижнего участков реки осуществляется посредством руслоотводной канавы. В настоящее время требования к ней определяются лишь ее способностью пропускать паводок. Скорости потока в руслоотводной канаве лимитируются лишь породами, образующими профиль (при наличии скальных грунтов — до 8 м/с, причем скорость по всей канаве практически одинакова). В таких условиях рыбам трудно одолевать зоны руслоотводных канав. В результате создается своеобразное разделение биотопа на верхний и нижний участки.

При изучении распределения рыб в потоке чешские исследователи [179] пришли к выводу, что гидрологический режим, в особенности скорость течения, оказывает решающее влияние на закономерность распределения рыб в реке. Скорость 0,2 м/с является критической для отдельных популяций. Дальнейшее повышение скорости приводит к изменению ихтиоценоза и сносу рыб вниз по течению. В наших наблюдениях имели место факты, когда после ливневых дождей при скоростях течения до 4 м/с наблюдался массовый снос хариуса из притоков 3—4-го порядка в более крупную реку.

Аналогичные условия создаются при отработке пойменных месторождений бульдозерным способом без руслоотводной канавы, когда в результате работ происходит деформация русла: исчезают плесовые и глубинные участки, где рыба могла кормиться и отстаиваться. Увеличиваются скорости, река практически превращается в спрямленный канал. Наблюдения производили на притоке 1-го порядка р. Лены, где на расстоянии 100—120 км от устья производилась отработка пойменного месторождения бульдозерным способом. В первые годы при протяженности деформированного русла в 1 км и загрязненности нижнего участка реки взвешенными веществами до 30—40 мг/л в верхний чистый участок протяженностью 60—70 км и боковые притоки отмечался заход хариуса и ленка (отсутствуют валек и сиг, ранее обычные для водоема виды). При дальнейших работах и увеличении деформированного русла до 5 км в верхнем участке отмечен лишь хариус в незначительном количестве, бычок и гольян. В 1985 г. при доведении протяженности фронта работ до 15—20 км рыба полностью исчезла в верхнем участке реки и ее притока, в то время как в ключах, впадающих ниже зоны работ, отмечался заход хариуса и ленка.

Изучение ихтиофауны р. Мамакан — крупного отчлененного притока р. Витим — в 1986 г. показало наличие местных популяций хариуса и ленка. По данным Красноярского отделения ВостСибрыбНИИпроект (частное сообщение), на изолированном

участке имеется и валек. В условиях небольших зарегулированных участков при наличии зимовальных ям обычно образуются короткоцикловые популяции хариуса, описанные Е. А. Зиновьевым [31, 32] для мелких рек Урала.

Разделение (отделение) речной системы может происходить и по другим причинам. Так, на ряде уральских приисков при прокладке дорог через обводные канавы в основании закладываются трубы различных диаметров, которые засыпаются грунтовой перемычкой. Зачастую создаются условия, когда выток из трубы имеет значительное превышение над уровнем водотока. При проведении бульдозерных работ по удалению промытой породы имеют место случаи перекрытия устьевых участков, впадающих речек и ключей галечными отвалами.

Таким образом, своеобразная изоляция верхнего участка реки, в зависимости от его величины, наличия мест зимовки, может привести к следующим последствиям: 1) исчезновению отдельных видов из состава ихтиофауны; 2) образованию локальных популяций; 3) полному исчезновению ихтиофауны.

В связи с этим при проектировании отработки месторождения, расположенного в устьевой или центральной части реки, параллельно с решением технологических задач должен быть решен вопрос беспрепятственного пропуска рыб к местам нереста, нагула и обратно, в более крупные водоемы. На наш взгляд, данный вопрос можно решить посредством соблюдения следующих параметров на обводных каналах и других водотоках, проходящих через зону работ: скорость водотока, согласно требованиям, предъявляемым к рыбоходам [134], не должна превышать 1,0 м/с (для хариуса).

Для создания микрозон отстоя на дне канавы следует через 25—30 м разместить крупные валуны из расчета 2—3 шт. на 10 м поперечного сечения; через 300—500 м необходимо воссоздать расширенные плесовые участки протяженностью 50—100 м и скоростью течения 0,2—0,4 м/с [174], предназначенные для более длительного отдыха и нагула рыб.

Первый, наиболее важный этап планирования охраны природной среды должен быть рассмотрен на стадии проектирования. Согласно современным требованиям Главрыбвода, проект на отработку любого месторождения должен иметь «рыбохозяйственный раздел» (заключение экологической экспертизы). В настоящее время он в большинстве случаев разрабатывается после создания проекта и сводится лишь к расчету ущерба рыбному хозяйству при выполнении работ по его реализации. По нашему мнению, разработка «рыбохозяйственного раздела» должна вестись параллельно и даже с некоторым опережением технической части проекта, поскольку заключение экологической экспертизы не только может увеличить себестоимость отработки месторождения, но и должно определить наиболее компромиссный вариант отработки.

При экологической экспертизе должны быть оценены не только биологические, но и технические параметры с привлечением соответствующих специалистов-экспертов, поскольку известны случаи, когда при расчетах очистных сооружений исходят не из технических возможностей, а от требуемой конечной концентрации стоков. При составлении раздела «Экологической экспертизы» («рыбохозяйственный раздел») для проектов по отработке россыпных месторождений должны быть оценены следующие показатели.

1. Характеристика гидрофауны. Видовой состав ихтиофауны, наличие эндемичных, редких и ценных видов рыб и других гидробионтов. Значение отдельных видов рыб или других водных животных (локальное, местное, региональное *).

2. Характеристика нерестилищ. Видовой состав нерестящихся рыб, площадь и воспроизводственные возможности; значение (локальное, местное, региональное).

3. Характеристика нагульных участков. Продуктивность, значение (локальное, местное, региональное).

4. Характеристика зимовальных ям (участков). Видовой состав зимующих рыб. Значение зимовального участка (локальное, местное, региональное).

5. Оценка планируемых производственных водоводов в рыбопроходном отношении.

6. Оценка вероятности попадания рыб в водозаборные сооружения.

7. Оценка расчета водоочистных сооружений.

8. Расчет ущерба рыбному хозяйству.

9. План компенсационных, рекультивационных мероприятий, выполняемых в ходе отработки месторождения и после окончания работ.

Если первые восемь выдвинутых положений обычно не вызывают разногласий и требуют лишь проведения научных исследований или обобщения имеющихся материалов, то в вопросах расчета ущерба и рекультивации до настоящего времени имеется много противоречий. Существующие методики расчета ущерба рыбному хозяйству [77, 78] носят скорее статистический характер, без учета временных показателей: сроков воздействия фактора, сроков восстановления биоценозов. Кроме того, отсутствует продукционный подход при определении натуральных величин ущерба. В основу расчетов зачастую закладывают фрагментарные исследования, что приводит к противоречивым результатам. В качестве примера можно привести расчеты, выполненные при добыче нерудных материалов. Так, Пермской лабораторией ГосНИОРХ [97] был выполнен расчет ущерба рыбному хозяйству при отработке Алдыбарского месторождения

* Значения характеристик: локальное — только для водотока, где ведутся работы; местное — для водотоков верхнего порядка; региональное — для всего бассейна реки.

ПГС на р. Чусовая объемом 5,7 млн м^3. Аналогичный расчет был произведен Татарским отделением ГосНИОРХ по намыву подходов к автодорожному мосту через р. Волгу в районе Казани. За основной критерий влияния был взят фактор попадания личинок в водозаборные сооружения. Причем плотность личинок для Чусовой была принята 2 экз/м^3, Волги — 1,89. В результате проведенных расчетов общий ущерб составил по Алдыбарскому месторождению 68 тыс. руб., Казанскому — 820. При выполнении предварительного расчета ущерба рыбному хозяйству от добычи песка на озерах Киш и Югла [99] основным влияющим на гидроценозы фактором также принято всасывание песка в водозаборное устройство. В основу исходного количественного показателя было положено равномерное распределение рыб по всей акватории озера.

Проведенные нами расчеты показывают, что при таком механическом подходе (в сопоставлении его со сроками работ земснарядов) на данных водоемах вся рыба должна быть полностью уничтожена, в то время как, по данным добывающих организаций, уловы рыб на оз. Киш довольно стабильны. В настоящее время разрабатывается новая общая методика, но и она, видимо, не сможет решить всех возникших противоречий. На наш взгляд, даже при наличии единого интегрального показателя количественной оценки различных загрязнений необходим дифференцированный подход к его определению. По всей видимости, должна быть разработана серия методов расчета экономического ущерба применительно к той или иной отрасли или группе отраслей, сходных по характеру воздействия на биогеокомплексы. Что касается методики расчета ущерба при разработке россыпей, то она вполне подходит для гидромеханизированных и дноуглубительных работ.

В связи с тем, что при расчете ущерба для разработок россыпей приходится прежде всего давать оценку очистных возможностей отстойников, рассчитывать зону распределения взвешенных частиц в водотоке и т. д., методика состоит из двух частей — гидрологической и биолого-экономической. В литературе существует большое количество различных методов [43, 68, 100] гидрологического расчета, однако при обсчете одного и того же объекта разными способами отмечаются различия в десятки раз [67], а иногда и отрицательные величины. Несходимость результатов, по-видимому, связана с тем, что наличие большого количества эмпирических коэффициентов позволяет применять ту или иную формулу в довольно узких пределах. Это еще раз указывает на необходимость дифференцированного подхода к методам расчета ущерба.

На основании проведенных нами десятилетних исследований была разработана методика расчета ущерба $У_{п(рх)}$, наносимого рыбному хозяйству при производстве гидромеханизированных работ [105, 107, 113], которая при отсутствии аналогов в МРХ

СССР была апробирована на различных объектах: Лензолото, Уралзолото, Забайкалзолото и треста «Трансгидромеханизация».

Настоящая методика составлена на базе «Методики подсчета ущерба, нанесенного рыбному хозяйству в результате сброса в рыбохозяйственные водоемы сточных вод и других отходов», утвержденной министром рыбного хозяйства СССР 19 марта 1969 г. применительно к влиянию гидромеханизированных работ. Методика рассчитана на определение прогнозируемого ущерба при проведении проектно-изыскательских работ и включает следующие положения.

1. Под взвешенными веществами при разработке подводных грунтов подразумевают инертные (не токсичные) частицы различного гранулометрического состава минерального происхождения, которые прямой гибели рыб при увеличении содержания в воде не вызывают.

2. При наличии в грунтах элементов вторичного загрязнения (нефтепродуктов, солей тяжелых минералов и др.) расчет дополнительного загрязнения производят по общепринятой методике, согласно существующим ПДК.

3. Зону шлейфа мутности и величину осаждающихся частиц определяют по формуле А. А. Матвеева [66]

$$S_k = A \cdot S_{ст} + B \cdot S_e,$$

где S_k — содержание взвешенных веществ в контрольном створе, мг/л,

$S_{ст}$ — содержание взвешенных веществ в промстоках, мг/л,

A, B — эмпирические коэффициенты.

4. При расчете ущерба от всасывающего действия молодь принимают за половозрелую рыбу, личинок и икру — с учетом естественной смертности.

5. Расчет потерянного потомства ведется по количеству самок, их плодовитости, коэффициенту промыслового возврата и среднему весу рыб, кратности нереста.

6. Для оценки величины ущерба в денежном выражении выполняют расчет стоимости продукции, получаемой из 1 ц(кг) рыбы-сырца, по действующим нормативам, стоимость — по прейскуранту розничных цен № 010.

7. Коэффициенты восстановления и снижения биопродуктивности определяют на основании многолетних натурных и экспериментальных исследований сотрудниками Пермской лаборатории ГосНИОРХ и лаборатории охраны природы Свердловского горного института.

Расчет $У_{п(рх)}$ выполняется в следующей последовательности:

$$У_{п\,(рх)} = У_1 + У_2 + У_3 + У_4 + У_5, \quad (1)$$

$$У_1 = У_0 \frac{р_б \cdot t \cdot k_1 \cdot S_k}{k_2}, \quad (2)$$

$$У_2 = \frac{(р_{б.нач} - р_{б.кон} t \cdot k_3 \cdot S_3)}{k_2}, \quad (3)$$

$$У_3 = У_{за} + У_{зб}, \quad (4)$$

$$У_{за} = У_0 \frac{Б \cdot V}{k_2 \cdot 1000}, \quad (5)$$

$$У_{зб} = У_0 b (nV + n \cdot 2x_n \cdot k_4 + n_1 k_5 V), \quad (6)$$

$$У_4 = У_0 n_2 S_n \cdot k_4 \cdot b \cdot k_6, \quad (7)$$

где $У_1$, $У_2$, $У_3$, $У_4$ — ущерб рыбному хозяйству при разработке карьера, в зоне загрязненности водоема, при гидротранспорте (в пульпопроводе) на изолированных участках и нерестилищах, руб.;

$У_0$ — стоимость 1 кг рыбы (по прейскуранту розничных цен № 010), руб.;

$р_б$, $р_{б.нач}$, $р_{б.кон}$ — годовая биологическая продукция (бентос, зоо- и фитопланктон) по площади карьера, в зоне загрязненности до начала производства гидромеханизированных работ и после их выполнения, кг;

Б — биомасса бентоса и зоопланктона, г/м^3, г/м^2;

k_1, k_3 — коэффициенты восстановления биопродуктивности карьеров (в южных районах $k_1 = 2$, в средней полосе $k_1 = 3—4$, в северных районах $k_1 = 6$) и зоны загрязненности в одном забое;

k_2 — кормовой коэффициент соответствующего вида рыб;

k_4, k_5 — коэффициенты промвозврата для икры и личинок;

k_6 — коэффициент восстановления нерестилищ;

t — время работы гидромеханизации, год;

$У_{за}$, $У_{зб}$ — ущерб рыбному хозяйству от потери зоопланктона и рыб при гидротранспорте, руб.;

V — объем используемых средствами гидромеханизации водных ресурсов за время t, м^3;

n, n′, n_1 — количество рыбы, погибшей на карте намыва, количество погибших самок ($n' = \frac{n}{2}$) и погибших личинок в 1 м^3 воды, шт.;

b — средний вес одной рыбы, кг;

x_n — средняя плодовитость одной самки (количество икринок), шт.;

n_2 — количество икры на 1 м^2 нерестилища, шт.;

S_n, S_k, $S_з$ — площади нерестилища, забоя в карьере, зоны загрязнения, м^2.

ТЕОРЕТИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ ВОДНОЙ РЕКУЛЬТИВАЦИИ

Как отмечалось в предыдущих разделах, интенсивное развитие горнодобывающей промышленности оказывает отрицательное воздействие на существующие природные комплексы. Наибольший вред природе наносит разработка полезных ископаемых открытым способом. Так, к 1980 г. только при добыче рудных ископаемых созданы отвалы общим объемом 1200 км^3, из них 77 % приходится на отвалы, образующиеся в результате добычи золота [79]. Выпуск нерудных материалов за этот же период приблизился к 1 млрд м^3, что сопряжено с изъятием на длительное время из оборота ежегодно до 10 тыс. га земли [145]. Наряду с отвалами на карьерных выработках и дражных полигонах образуются многочисленные техногенные водоемы. В нашей стране значительная часть месторождений золота сосредоточена в районах Северо-Востока, где практически все большие и малые реки относятся к водоемам I категории, биоценозы которых наиболее чувствительны к антропогенному воздействию, а основная масса ценных рыб (валек, даватчан, ленок, таймень и др.) не освоена в рыбоводном отношении, т. е. пока не имеет маточных стад. Разработка россыпных месторождений, как правило, производится в поймах и долинах рек, включая непосредственно русло. Технологические разрезы тянутся на всем протяжении средних, малых рек и ручьев. В результате этих работ природный гидрологический режим полностью нарушен, русла смещены в отработанные разрезы, спрямлены и перегорожены дамбами и отвалами, уровень грунтовых вод и базис эрозии понижены, меняется природная турбулентность рек. Гидрохимический режим изменяется по отдельным показателям только в период проведения работ. В зоне отработки происходит полное механическое уничтожение бентоносных организмов. Повышенное содержание минеральных взвешенных частиц в воде приводит к снижению кормовой базы нижележащих участков, заилению нерестилищ и полной перестройке ранее существовавших биоценозов. В конечном итоге существующий лососевый комплекс рыб (хариус, ленок, таймень, сиг) полностью исчезает и заменяется менее ценными видами (плотва, елец, окунь, щука), в то время как гидрохимический режим техногенных водоемов остается вполне пригодным для обитания исчезнувших видов, однако восстановления ихтиоценоза реки не происходит в связи с изменением гидрологических параметров.

Теоретические и практические вопросы рекультивации горных отвалов в настоящее время разрабатываются довольно широко как в нашей стране, так и за рубежом [52, 82, 86, 139, 164, 170, 186, 188].

Преобразованные земли используют под лесные и сельскохозяйственные угодья, в то время как техногенные водоемы чаще всего остаются в своем неизменном состоянии или, в луч-

шем случае, используются для облагораживания ландшафта [135, 181, 187, 197]. В такой ситуации возникает прямая необходимость в создании нового направления в охране и рациональном использовании водоемов — водной рекультивации.

Основная цель водной рекультивации — восстановление продукционных процессов водоемов, подвергнутых антропогенному воздействию, с разработкой и внедрением мероприятий по сохранению видового состава и численности гидробионтов и мест их обитания до начала и в период проведения работ.

Объекты водной рекультивации — реки (участки), подвергнутые горно-технической разработке, карьеры, образовавшиеся в результате открытых горных работ, технологические водоемы, пруды-отстойники, подводные выработки, донные участки, содержащие токсичные вещества, береговая зона.

Аналогично наземной [139] водная рекультивация подразделяется на два составных элемента: горно-техническая и биологическая, или гидробиологическая. Горно-техническая рекультивация — это комплекс технических мероприятий, включающий создание гидрологических условий, обеспечивающих пропуск рыб в руслоотводных канавах, восстановление русла, планировку и очистку от глинистых и иловых фракций отстойников и технологических водоемов, планировку ложа карьеров, отсыпку гравийных нерестилищ, строительство дамб, плотин, изъятие токсичных грунтов и т. д. Гидробиологическая рекультивация включает в себя комплекс рыбоводных мероприятий, акклиматизацию и интродукцию ценных видов.

При отсутствии бонитировочных биологических данных на участках, заявленных для проведения горных работ, необходимо провести инвентаризацию животного и растительного мира до выдачи какого-либо разрешения. В целях сохранения генофонда редких видов рыб, обнаруженных в зоне работ, следует проводить исследования по рыбоводному освоению данных видов с созданием самовоспроизводящегося стада в условиях рыбопитомника или другого естественного бассейна, откуда данные виды после окончания горных работ и рекультивации могут быть интродуцированы в материнские водоемы.

В результате водной рекультивации должно быть достигнуто следующее.

1. Полное восстановление реки или ее участка, включая гидрологические параметры, гранулометрический состав донных отложений, первоначальный видовой состав гидробионтов и продуктивности биоценоза.

2. Частичное восстановление водоема с дальнейшим гидробиологическим самовосстановлением.

3. Частичное восстановление водоема с созданием на нем культурного рыбоводного хозяйства.

4. Частичное восстановление водоема с акклиматизацией новых видов.

5. Частичное восстановление водоема с целью создания рекреационного ландшафта [108, 126, 129].

Водную рекультивацию целесообразно проводить в три этапа.

На первом (проектном) проводят бонитировку биологических объектов в зоне работ, определяют резервные (буферные) зоны, планируют природоохранные мероприятия и конечный уровень рекультивации.

На втором (рабочем) — создают гидрологические условия для прохода рыб в верхние участки реки, при ступенчатой отработке восстанавливают нарушенные площади нерестилищ, создают дополнительные нерестовые каналы, устанавливают рыбозащитные сооружения.

На третьем этапе (после окончания работ) проведением горнотехнических и гидробиологических работ достигают проектно-запланированного уровня рекультивации, ухаживают за рекультивационной территорией.

Несомненно, что водная рекультивация должна осуществляться в едином плане с наземной, поскольку продуктивность водных биоценозов находится в тесной связи с наземными биоценозами. Как показывает опыт, все виды рекультивации должны быть подчинены одной цели — рациональному использованию территорий и существующих природных ресурсов, созданию гармоничного ландшафта, полностью соответствующего хозяйственным эстетическим и санитарно-гигиеническим потребностям региона с учетом перспектив его развития.

Что касается решения вопроса водной рекультивации при разработке россыпных месторождений, то здесь прежде всего необходим региональный подход к природоохранным мероприятиям с долгосрочным планированием вложения компенсационных средств. Кроме того, требуется создание специальных региональных экспериментально-производственных рекультивационных центров, которые должны не только проводить научно-производственные работы, но и иметь свою производственную базу, включая рыбоводные хозяйства, построенные на компенсационные средства, предназначенные обеспечивать рекультивируемые водоемы рыбопосадочным материалом.

Только такой подход, на наш взгляд, позволит выйти из создавшегося сегодня положения, когда денежные компенсационные средства по единичным объектам передаются из одного министерства в другое, никак не способствуя улучшению состояния конкретных нарушенных водоемов. Практическое решение вопросов водной рекультивации с созданием региональных рекультивационных центров необходимо в самое ближайшее время, поскольку освоение новых месторождений на Востоке и Северо-Востоке страны, где каждый водоем уникален, несомненно, потребует решения этих вопросов в более жестких рамках природоохранной технологии.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Ленин В. И. Полн. собр. соч. Т. 43. С. 174.

2. Ленин В. И. Полн. собр. соч. Т. 31. С. 166.

3. Айтсам А. И., Вельнер А. Х., Пааль Л. Л. Об инженерном расчете допустимых нагрузок загрязнения водотоков // Материалы по вопросам самоочищения водоемов и смешения сточных вод. Таллинн, 1965. С. 23—28.

4. Алеев Ю. Г. Функциональные основы внешнего строения рыб. М.: Изд-во АН СССР, 1963. С. 240.

5. Багазеев В. К., Ворончихин Г. Н., Ваганов П. В. Расчет характеристики взвесей дражного карьера // Изв. вузов. Горн. журн. 1976. № 8.

6. Багазеев В. К., Ворончихин Г. Н., Ваганов П. В. Технико-экономические зависимости осветления дражных стоков в отстойных прудах // Изв. вузов. Горн. журн. 1977. № 4. С. 22—25.

7. Балушкина Е. В. Хирономиды как индикаторы степени загрязнения воды. Л.: АН СССР, 1976. С. 28.

8. Берг Л. С. Рыбы пресных вод СССР и сопредельных стран. Ч. I. М.; Л., 1948. 466 с.

9. Божко А. М. Опыт применения морфофизиологических индикаторов в экологии рыб: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Петрозаводск, 1969.

10. Борисов П. Г. Рыбы реки Лены // Тр. комиссии по изучению Якутской АССР. М.; Л., 1928. Т. 9. 181 с.

11. Бочкарев А. И. Гидрохимия рек Восточной Сибири. Иркутск: Вост.-Сиб. кн. изд-во, 1957. 154 с.

12. Бульон В. В. Взаимосвязь между хлорофиллом «а» в планктоне и прозрачностью воды по диску Секки // ФАН СССР. 1977. Т. 236. С. 505—508.

13. Бульон В. В. Первичная продукция планктона в Тюнском заливе озера Иссык-куль // Гидробиологические исследования на реке Тюп и Тюнском заливе озера Иссык-куль. Л., 1977. С. 20—30.

14. Бульон В. В. Первичная продукция планктона // Общие основы изучения водных экосистем. Л., 1979. С. 187—199.

15. Винберг Г. Г. Первичная продукция водоемов. Минск: Наука и техника, 1960. 329 с.

16. Влияние дноуглубления и отвала грунта на гидробиоценозы Балтийского моря / Под ред. Г. И. Андрушайтис. Рига: Зинатне, 1982. 144 с.

17. Вода питьевая. Методы анализа (ГОСТ 2874—82, ГОСТ 17.1.3.03—77). М., 1984. 239 с.

18. Водоснабжение и очистка сточных вод при разработке россыпных месторождений / Под ред. В. В. Назарова, Ю. М. Чикина, В. Р. Личаева и др. М.: Недра, 1975. 150 с.

19. Волкова В. М. Повышение эффективности дражных разработок глинистых россыпей путем реагентной обработки полигонов и совершенствования схем водоснабжения: Автореф. дис. ... канд. техн. наук. М., 1987.

20. Геохимические особенности поровых растворов горных пород / П. А. Удодов, Е. С. Коробейников, А. Д. Назаров и др. М.: Недра, 1983. 240 с.

21. Головачева С. И. Особенности влияния различных типов взвешенных веществ на фитопланктон: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Л., 1984.

22. Гончарова Т. О., Колесов И. В., Каплин В. Т. Сорбция фульвокислот в монтмориллоните // Гидрохимические материалы. 1977. Т. 65. С. 89—95.

23. Горбунова А. В. Влияние повышенной мутности воды на зоопланктон // Гидромеханизация и проблемы охраны окружающей среды. М., 1981.

24. Горбунова А. В. Влияние повышенной мутности воды на зоопланктон // Дноуглубительные работы и проблемы рыбных запасов и окружающей среды рыбохозяйственных водоемов. Астрахань, 1984. С. 144—145.

25. Грим Р. Е. Минералогия глин. М.: ИЛ, 1959. 454 с.

26. Гусев А. Г. Мероприятия по очистке и нормированию сброса сточных вод гидролизных предприятий в водоемы // Изд. ВНИОРХ. 1948. Т. 25, вып. 2. С. 149—170.

27. Гусев А. Г. Охрана рыбохозяйственных водоемов от загрязнения. М.: Пищ. пром-сть, 1975. С. 120.

28. Гусева К. А. Методы эколого-физиологического исследования водорослей // Жизнь пресных вод. М.: АН СССР, 1956. Т. 4, ч. 1. С. 122—157.

29. Гусева К. А. Мутность и цветность воды Рыбинского водохранилища как химические факторы развития фитопланктона // Тр. Ин-та биол. внутренних вод АН СССР. 1966. Вып. 11(14).

30. Гусева К. А. Мутность и цветение воды Рыбинского водохранилища как химические факторы в развитии фитопланктона // Растительность волжских водохранилищ. М.; Л., 1966. С. 76—99.

31. Зиновьев Е. А. Характеристика разнотипных популяций хариуса и некоторые методические вопросы изучения внутривидовой дифференциации рыб // Там же. С. 115—148.

32. Зиновьев Е. А., Михель А. Е. Эколого-географические особенности роста хариуса // Вид и его продуктивность в ареале. Вильнюс, 1976. С. 35—48.

33. Зубченко Г. В., Сулин Г. А. Рациональное использование водно-земельных ресурсов при разработке россыпей. М.: Недра, 1980. 238 с.

34. Зюсько А. Я., Матвеев А. А. Состояние ихтиоценозов рек в зонах горных работ // Тез. докл. 5 съезда Всесоюзного гидробиологического общества. Тольятти, 15—19 сентября 1986 г. Куйбышев, 1986. Ч. 2. С. 60—62.

35. Иванов А. И. Особенности фитопланктона Днестра и влияние его на формирование фитопланктона Днестровского лимана // Тр. зонального совещания по типологии и биологическим особенностям рыбохозяйственного использования внутренних (пресноводных) водоёмов южной зоны СССР. Кишинев, 1962. С. 28—47.

36. Иванов А. И. Влияние мутности воды на фитопланктон устьевых областей северо-западной части Черного моря // Биология, экология, география споровых растений Средней Азии. Ташкент, 1971. С. 66—68.

37. Иватин А. В. Численность бактерий в воде Куйбышевского водохранилища и их связь с количеством органо-минеральных взвесей // Микробиология. 1973. Вып. 42, № 3. С. 525.

38. Иконников Ф. Ф. Зависимость световых условий в водоемах от содержания в воде хлорофилла // Общие основы изучения водных экосистем. Л., 1979. С. 199—207.

39. Ильинский А. А. Влияние цветности и мутности воды на фотосинтез водорослей // Тр. Ин-та биологии внутренних вод АН СССР, 1966. Вып. 11(14). С. 27.

40. Исследование влияния процессов работы земснарядов на окружающую среду: Отчет о НИР (заключительный). Пермь. 1985. 80 с.

41. Кайгородов Н. Е., Русанов В. В., Волкова В. М. Влияние повышения концентрации минеральных взвесей на зоопланктон малых рек // Круговорот вещества и энергии в водоемах. Антропогенное влияние на водоемы. Лиственничное-на-Байкале, 1977. С. 177—180.

42. Калашников Ю. Е. Рыбы бассейна реки Витим. Новосибирск: Наука, 1978. 189 с.

43. Караушев А. В. Турбулентная диффузия и метод смешения // Гидрология суши. Л., 1973. Сер. IV, вып. 30. С. 21—26.

44. Касымов Ю. Г. Бентофауна Мингечаурского водохранилища // Тр. VI совещ. по пробл. биологии внутр. вод. М.; Л., 1957. С. 44—48.

45. Кафанова В. В. Материалы по систематике сибирского ельца. Возрастная изменчивость // Тр. Томского ун-та. 1950. Т. 15. С. 213—215.
46. Кафанова В. В. Материалы по систематике сибирского ельца. Экологическая изменчивость // Там же. 1956. Т. 142. С. 26—28.
47. Кириллов Ф. Н. Ихтиофауна бассейна р. Вилюя // Фауна рыб и беспозвоночных. М., 1962. С. 5—71 (Тр. Ин-та биологии Якутск. фил. СО АН СССР. Вып. 8.)
48. Кириллов Ф. Н. Рыбы Якутии. М.: Наука, 1972. 359 с.
49. Кокуричева М. П., Калиничева В. Г., Бикунова Л. П. и др. Влияние взвешенных веществ при добыче песка на водные организмы // Гидромеханизация и проблемы охраны окружающей среды. М., 1981. С. 46—48.
50. Константинов А. С. Общая гидробиология. М.: Высш. шк., 1972. С. 38—39.
51. Котов М. М. Пресные воды Восточной Сибири. Иркутск, 1960. 367 с.
52. Крючков В. В. Рекультивация нарушенных земель на Севере // Природа. 1985. № 7. С. 68—77.
53. Кузьмичева В. И. Первичная продукция планктона при использовании минеральных удобрений в рыбоводных прудах: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. М., 1970.
54. Лавровский В. В. Влияние прозрачности на рост радужной форели // Тр. ВНИИПРХ. 1975. Вып. 14, 41 с.
15. Леванидова И. М. Амфибиотические насекомые горных областей Дальнего Востока СССР. Л.: Наука, 1982. 214 с.
56. Лесников Л. А. Методические указания по установлению предельно допустимых концентраций вредных веществ в воде рыбохозяйственных водоемов. Л.: ГосНИОРХ, 1973. 22 с.
57. Лешков В. Г. Пути повышения эффективности дражных разработок // Цветная металлургия. 1962. № 10. С. 1—5.
58. Лешков В. Г. Дражные работы на россыпях глубокого залегания. М.: Недра, 1980. 352 с.
59. Лешков В. Г. Теория и практика разработки россыпей многочерпаковыми драгами. М.: Недра, 1980. 351 с.
60. Лисицина К. Н. Изучение стока наносов и первичной гидрографической сети // Труды ГГИ. М., 1966. С. 100—122.
61. Лурье О. Ю. Унифицированные методы анализа вод. М.: Химия, 1973. 200 с.
62. Матвеев А. А. Исследование гравитационных методов очистки сточных вод дражных разработок: Автореф. дис. ... канд. техн. наук. Свердловск, 1972.
63. Матвеев А. А., Ваганов П. В. Исследование распределения скоростей течения в дражных илоотстойниках // Горн. журн. 1972. № 7. С. 35—39.
64. Матвеев А. А., Волкова В. М. О необходимости частичного пересмотра санитарных норм на взвешенные вещества в сточных водах разработок россыпей // Человек и окружающая среда: Межвузовский научный сборник. Л., 1977. С. 46.
65. Матвеев А. А., Волкова В. М. Вещественный состав твердой фазы дражных сточных вод // Разработка россыпных месторождений: Межвузовский научный сборник. М., 1981. № 2. С. 111—119.
66. Матвеев А. А., Волкова В. М. К вопросу влияния сточных вод дражных разработок на водоемы // Колыма. 1975. № 7. С. 25—27.
67. Матвеев А. А., Волкова В. М. Повышение эффективности очистки промстоков при разработке россыпей. М.: Недра, 1981. 135 с.
68. Матвеев А. А., Волкова В. М., Лезгинцев Е. Г., Русанов В. В. Методика расчета смешения и разбавления дражных сточных вод в водоемах // Изв. ГосНИОРХ. Рыбохозяйственные исследования водоемов Урала. Л., 1979. Вып. 2. С. 141—153.
69. Матвеев А. А., Волкова В. М., Русанов В. В. Изменение качества воды под влиянием гидромеханизированных работ // Тез. докл. VII

Всесоюзн. симпозиума по современным проблемам прогнозирования, контроля качества воды в водоемах и озонирования. Таллинн, 1985. Ч. 1. С. 121—122.

70. Матвеев А. А., Волкова В. М., Черноголова М. А. Методика расчета смешения и разбавления дражных сточных вод в водоемах // Рыбохозяйственные исследования водоемов Урала. Л., 1979. Вып. 2. С. 132—140.

71. Матвеев А. А., Русанов В. В., Варкентин В. Э., Серова Н. Н. Влияние взвешенных веществ на водные системы в условиях эксплуатации драг // Проблемы охраны и рационального использования водных ресурсов. Свердловск, 1977. С. 20.

72. Матвеев А. А., Русанов В. В., Волкова В. М. Исследование процессов влияния взвешенных веществ сточных вод гидромеханизированных работ на жизнедеятельность водоемов. Свердловск, 1980. С. 178.

73. Матвеев А. А., Сажина Л. А., Волкова В. М., Русанов В. В. Гидрологический и гидрохимический режим некоторых рек Урала, подверженных влиянию сточных вод дражных разработок // Рыбохозяйственные исследования водоемов Урала. Л., 1979. Вып. 2. С. 141—153.

74. Матвеев А. А., Широков И. А., Тестов В. Н. Исследование процессов гидротранспортирования глубоководных твердых полезных ископаемых устройствами типа УППК // Тез. докл. конф. Свердловского горн. ин-та, 21—24 апреля, 1987. Свердловск, 1987. С. 8—9.

75. Меньшиков Г. И. О рекультивации дражных отвалов в черте населенных пунктов и пригородных зон // Проблемы промышленных городов Урала. Свердловск, 1975. С. 25—27.

76. Методические указания по микробиологическим исследованиям при изучении влияния загрязняющих веществ на водоемы при экспериментальном определении течения бактериальных процессов самоочищения в воде. Л., 1973.

77. Методика подсчета ущерба, нанесенного рыбному хозяйству в результате сброса в рыбохозяйственные водоемы сточных вод и других отходов. М., 1967.

78. Методики подсчета ущерба, нанесенного рыбному хозяйству в результате нарушений правил рыболовства и охраны рыбных запасов. М., 1974.

79. Мильков Ф. Н. Рукотворные ландшафты. М.: Мысль, 1978. С. 45.

80. Минц Д. М., Шуберт С. А. Гидравлика зернистых материалов. М.: Изд-во ком. хоз-ва РСФСР, 1955. 112 с.

81. Морозов А. Е. Донная фауна малых рек и влияние на нее взвешенных веществ дражных разработок // Изв. ГосНИОРХ. Л., 1979. Т. 2. С. 108—114.

82. Моторина П. В., Зайцев Г. В. Определение вида биологической рекультивации и районирование рекультивационных работ // Физическая география. 1970. Вып. 4. С. 60—110.

83. Никольский Г. В. Экология рыб. М.: Наука, 1974. 367 с.

84. Никольский Г. В. Основные закономерности формирования и развития речной ихтиофауны // Очерки по общим вопросам ихтиологии. М., 1953. 100 с.

85. Овчаренко В. Д., Круглицкий Н. Н., Тарасевич Ю. И. Коллоидно-химические критерии промышленного использования бентонитов // Бентониты. М., 1980. С. 147—154.

86. Овчинников В. А., Минакова Т. В., Линькова Е. Г. Учет экономической эффективности рекультивации при решении проблемы рационального природопользования // Хозяйственный механизм рационального природопользования при добыче полезных ископаемых. Таллинн. 1980. Ч. 2. С. 259—298.

87. Оленев В. Г. Сезонные изменения морфофизиологических признаков грызунов в связи с динамикой возрастной структуры популяции: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Свердловск, 1966.

88. Ольшванг В. Н. Водные насекомые в биоценозах лесотундры Ямала // Круговорот вещества и энергии в водоемах. Иркутск, 1981. Вып. 1. С. 25—27.

89. Осипов С. К. Роль взвешенных наносов в процессах формирования донной фауны водохранилищ пустыни // Зоол. журн. 1955. Т. 38, вып. 9. С. 49—54.

90. Основные направления экономического и социального развития СССР на 1986—1990 гг. и на период до 2000 года // Правда. 1986. 9 марта.

91. Попов П. Ф. Рыбопромысловый очерк водоемов бассейна реки Витим // Изв. биол.-геогр. науч.-исслед. ин-та при Иркутском ун-те. Иркутск, 1951. Т. 12, вып. 4. С. 3—28.

92. Правила охраны поверхностных вод от загрязнения сточными водами. М., 1975.

93. Предбайкалье и Забайкалье / Под ред. А. Н. Герасимова. М., 1965. 491 с.

94. Проблемы рекультивации земель в СССР. Новосибирск, 1974. 160 с.

95. Пырина И. Л. Определение первичной продукции фитопланктона по максимальному фотосинтезу, суммарной солнечной радиации и прозрачности воды // Гидробиол. журн. 1979. № 6. С. 109—113.

96. Ракшин А. В., Костромин М. В., Стафеев П. Ф. Противофильтрационная защита земляных плотин при разработке россыпей // Горн. журн. 1976. № 10. С. 10.

97. Расчет ущерба, наносимого рыбному хозяйству при намыве ПГС для намыва подходов к автодорожному мосту через р. Волга // Промрыбвод. фонды Татарского отделения ГосНИОРХ. Казань, 1981. С. 6.

98. Расчет ущерба, наносимого рыбному хозяйству при разработке ПГС Алдыбарского месторождения на р. Чусовой // Промрыбвод. фонды Пермской лаб. ГосНИОРХ. Пермь, 1981. С. 5.

99. Расчет ущерба рыбному хозяйству от разработки ПГС на озере Киш (Кишозерс) Латвийской ССР (г. Рига) // Фонды Свердловского горн. ин-та. Свердловск, 1984. С. 15.

100. Родзиллер И. А. Определение кратности разбавления сточных вод речными системами // Гигиена и санитария. 1959. № 11. С. 48.

101. Романенко В. И. Общая численность бактерий в Рыбинском водохранилище // Микробиология. 1971. № 4. С. 707—713.

102. Романенко В. И. Связь между интенсивностью фотосинтеза при равномерном распределении водорослей в толще воды и прозрачностью по диску Секки // Информ. бюл. Ин-та биологии внутренних вод АН СССР. 1973. № 19. С. 15—18.

103. Русанов В. В. Изучение влияния минеральных взвесей на рыбохозяйственные водоемы и биологическая оценка возможности применения отходов некоторых титано-магниевых комбинатов в качестве коагулянтов при очистке дражных стоков // Фонды Пермской лаб. ГосНИОРХ. Пермь, 1976. С. 23—25.

104. Русанов В. В. Влияние сточных вод дражных разработок на рыбохозяйственные водоемы // Фонды Пермского отделения ГосНИОРХ. Пермь, 1978. 183 с.

105. Русанов В. В. Методика расчета ущерба, наносимого рыбному хозяйству при разработке подводных грунтов методом гидромеханизации // Дноуглубительные работы и проблемы рыбных запасов и окружающей среды рыбохозяйственных водоемов. Астрахань, 1984. С. 70—72.

106. Русанов В. В. Морфобиологические показатели некоторых видов рыб в условиях загрязнения сточными водами дражных разработок // Информ. мат-лы Ин-та экол. раст. и животных. Свердловск, 1984. С. 11—29.

107. Русанов В. В. К методике подсчетов ущерба рыбному хозяйству // Тез. докл. Всесоюз. конф. по исследованию влияния дноуглубительных работ и отвалов грунта на рыбное хозяйство. Астрахань, 18—20 сентября, 1984 г. Астрахань, 1984. С. 150.

108. Русанов В. В. Водная рекультивация — новое направление в охране и рациональном использовании водоемов // Тез. докл. V съезда ВГБО. Куйбышев, 1986. С. 290—292.

109. Русанов В. В., Варкентин В. Э., Зуева Ю. Е., Кайгородов Н. Е. Влияние стоков вод дражных разработок на речные гидроценозы

некоторых рек Восточного склона Урала // Проблемы охраны и рационального использования водных ресурсов. Свердловск, 1979. С. 21—23.

110. Русанов В. В., Волкова В. М., Матвеев А. А., Варкентин В. Э., Влияние взвешенных веществ на водные системы в условиях эксплуатации драг // Проблемы охраны и рационального использования водных ресурсов. Свердловск, 1979. С. 20—21.

111. Русанов В. В., Зюсько А. Я., Горкунова Т. А. Состояние водных биоценозов в условиях производства гидромеханизированных работ // Совершенствование технологии и техники горных и геологоразведочных работ на Урале. Свердловск, 1985. С. 6—7.

112. Русанов В. В., Матвеев А. А. Восстановление биоценозов подводных карьеров // Биологические проблемы Севера. Магадан, 1983. С. 265—266.

113. Русанов В. В., Матвеев А. А. К вопросу расчета ущерба, наносимого рыбному хозяйству при производстве гидромеханизированных работ // Повышение эффективности применения гидромеханизации в Сибири. Новосибирск, 1984. С. 13—15.

114. Русанов В. В., Матвеев А. А. Электрофизиологическая оценка влияния минеральных взвесей на дыхание карася и форели // Там же. С. 16—18.

115. Русанов В. В., Матвеев А. А., Волкова В. М. Экологическая оценка перемещения подводных грунтов // Тез. докл. III совещания гидробиологов Урала. Свердловск, 1977. С. 20—22.

116. Русанов В. В., Матвеев А. А., Волкова В. М. Состояние некоторых элементов речных гидробиоценозов в зоне проведения гидромеханизированных работ // Итоги изучения гидробионтов Урала. Свердловск, 1984. С. 46—66.

117. Русанов В. В., Матвеев А. А., Волкова В. М. Экологическая оценка влияния дноуглубительных работ на водоемы // Дноуглубительные работы и проблемы охраны рыбных запасов и окружающей среды рыбохозяйственных водоемов. Астрахань, 1984. С. 151—152.

118. Русанов В. В., Матвеев А. А., Волкова В. М., Савина Л. М. К вопросу нормирования сброса минеральных взвесей в водоемы // Проблемы охраны окружающей среды при производстве работ гидромеханизированным способом. М., 1981. С. 163—166.

119. Русанов В. В., Матвеев А. А., Волкова В. М., Сосновских Л. В. Оценка влияния разработки подводных грунтов на речные биоценозы // Тез. докл. IV съезда ВГБО. Киев, 1981. С. 149—151.

120. Русанов В. В., Матвеев А. А., Савина В. М., Дрягунова Л. М. Экологическая оценка влияния гидромеханизированных работ на речные биоценозы // Гидромеханизация и проблемы окружающей среды. М., 1981. С. 51—54.

121. Русанов В. В., Морозов А. Е., Черноголова М. А. Влияние сточных вод дражных разработок на бентофауну малых рек // Круговорот вещества и энергии в водоемах. Антропогенное влияние на водоемы. Лиственничное-на-Байкале, 1977. С. 200—201.

122. Русанов В. В., Ольшванг В. Н., Зюсько А. Я. Влияние взвешенных веществ на некоторые компоненты водных биоценозов горных рек Восточной Сибири // Круговорот веществ и энергии в водоемах. Иркутск, 1985. Вып. 1. С. 47—49.

123. Русанов В. В., Пашкевич Н. В. Влияние твердых взвесей на физиологическое состояние и выживание рыб // Тез. докл. III Всесоюз. конф. Киев, 1976. С. 101—102.

124. Русанов В. В., Пушкин Ю. А. Рыбохозяйственные исследования водоемов Урала // Изв. ГосНИОРХ. Тр. Пермской лаборатории. Л., 1979. Вып. 2. С. 162—163.

125. Русанов В. В., Савина Л. М. Восстановление биоценозов отработанных карьеров // Интенсификация и повышение эффективности горных геологоразведочных работ для обеспечения сырьевой промышленности Урала. Свердловск, 1982. С. 5—6.

126. Русанов В. В., Сейма Ф. А. О возможности реконструкции ихтиофауны Суксунского пруда // Проблемы промышленных городов Урала. Свердловск, 1973. С. 34—36.
127. Русанов В. В., Сусидко О. С., Антонова Е. Л., Русинова Н. С. Влияние различных концентраций металлов в воде Воткинского водохранилища на интенсивность их накопления молодью рыб // Охрана и рациональное использование биологических ресурсов Урала. Свердловск, 1978. С. 17—19.
128. Русанов В. В., Турицина О. С. Влияние глинистых взвесей на ранние стадии онтогенеза рыб // Изв. ГосНИОРХ. Рыбохозяйственные исследования водоемов Урала. Л., 1979. Вып. 2. С. 122—127.
129. Русанов В. В., Щербенок Ю. И., Лоянич А. А. Пути формирования маточного стада форели на Урале // Проблемы генетики и селекции на Урале. Свердловск, 1973. С. 70—71.
130. Самарина В. С. Гидрохимия: Учебное пособие. Л.: Изд-во ЛГУ, 1977. 360 с.
131. Слепухина Т. Д. Экологическое значение мутности воды на примере прудов Северного Кавказа // Экология. М., 1975. С. 34—38.
132. Смирнов А. И. Биология, размножение и развитие тихоокеанских лососей. М.: Изд-во МГУ, 1975. 133 с.
133. Смирнов Ю. А., Комулайнен С. Ф., Круглова А. Н., Хренников В. В. Лососевые нерестовые реки Онежского озера. Биологический режим, использование. Л.: Наука, 1978. 102 с.
134. СНИП. П—55—79. Нормы проектирования. Подпорные стены, судоходные шлюзы, рыбопропускные и рыбозащитные сооружения. М., 1980. 41 с.
135. Стоянов Д., Апанасов А. Принципы технологии за рекултивацию на кариери за ломон камък, пяск и глина // Строительные материалы и силикатная промышленность, 1983. Вып. 24, № 3. С. 27—30.
136. Строганов Н. Р. Методика определения дыхания у рыб // Руководство по методике исследования физиологии рыб. М., 1962. 300 с.
137. Строганов Н. С. Биологический критерий токсичности в водной токсикологии // Критерий токсичности и принципы методик в водной токсикологии. М., 1971. С. 14—29.
138. Строганов Н. С. Токсическое загрязнение водоемов и деградация водных экосистем // Общая экология. Биология. Гидробиология. М., 1976. С. 58—64.
139. Сулин Г. А., Зубченко Г. В. Перспективы развития рекультивационных работ на приисках Северо-Востока // Цветная металлургия. 1975. № 2. С. 6—10.
140. Сущеня Л. М. Зависимость скорости фильтрации у планктонных ракообразных от концентрации пищевых частиц // Тр. биол. станции на озере Кароц. 1958. Вып. 1. С. 44—58.
141. Тугарина П. Я., Пронин Н. М. Ленок и хариус Куандо-Чарского водораздела // Вопросы географии и биологии. Чита, 1966. С. 36—42.
142. Тугарина П. Я., Рыжова Л. Н. Эколого-физиологические особенности нерестовой популяции белого байкальского хариуса // Там же. С. 103—119.
143. Фокина В. Д., Красовская Т. М. Охрана природы в ФРГ: Обзорная информация. М., 1974. 51 с.
144. Фокина В. Д., Красовская Т. М. Охрана природной среды во Франции: Обзорная информация. М., 1975. 50 с.
145. Фреинк И. М. Рационализация потребления нерудных материалов с учетом требований сохранения качества окружающей среды // Хозяйственный механизм рационального природопользования при добыче полезных ископаемых. Таллинн, 1980. К. 2. С. 79—83.
146. Фролов Ю. Г. Курс коллоидной химии. Поверхностные явления и дисперсные системы: Учебник для химико-технологических специальностей вузов. М.: Химия, 1982. 400 с.

147. Хвиневич С. И. Влияние сточных вод дражных разработок на фитопланктон // Изв. ГосНИОРХ. Тр. Пермской лаб. 1997. Т. 2. С. 114—122.

148. Хвиневич С. И. Влияние повышенной мутности воды на фитопланктон // Охрана окружающей среды в портах и на водных путях. М.; Л., 1980. С. 48—49.

149. Хвиневич-Головачева С. И. Влияние органических взвешенных веществ на фитопланктон // Биология водоемов Западного Урала. Проблемы воспроизводства и использования ресурсов. Пермь, 1985. С. 107—119.

150. Хвиневич-Головачева С. И. Влияние взвеси различного минералогического состава на фитопланктон // Сб. науч. трудов ГосНИОРХ. Л., 1987. С. 43—49.

151. Хвиневич С. И., Русанов В. В., Матвеев А. А. Влияние твердых взвесей на фитопланктон // Круговорот вещества и энергии в водоемах. Антропогенное влияние на водоемы. Лиственничное-на-Байкале. 1977. С. 137—138.

152. Черкинский С. Н. Сточные воды фосфоритового рудника и условия спуска их в водоем // Водоснабжение и санитарная техника. 1938. № 7. С. 24.

153. Черкинский С. Н. Санитарные условия спуска сточных вод в водоемы. М., 1971. 224 с.

154. Чикин В. С. Предупреждение вредного воздействия предприятий горной промышленности на окружающую среду в США и Канаде // Изв. вузов. Горн. журн. 1975. № 9. С. 74—76.

155. Шаларь В. М. Фитопланктон водохранилищ Молдавии. Кишинев: Штиинца, 1971. 202 с.

156. Шапошников Л. К., Шадрина Т. Д. Охрана природы в Латинской Америке: Обзорная информация. М., 1973. 48 с.

157. Шварц С. С. Новые данные по относительному весу сердца и печени птиц // Зоол. журн. 1949. Т. 28, вып. 4. С. 86.

158. Шварц С. С. Опыт экологического анализа некоторых морфофизиологических признаков наземных позвоночных: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. М., 1953.

159. Шорохов С. М., Зуйков А. А., Зубченко Г. В., Лезгинцев Е. Г. Предохранение рек от загрязнения при разработке россыпных месторождений. М.: Недра, 1980. 205 с.

160. Шорохов С. М., Кабакова Т. С., Ивашенцев Я. Н., Мязин В. П. Исследование возможности осветления воды в дражном разрезе и улучшение промывки глинистых песков // Колыма. 1972. № 4. С. 21—23.

161. Шульман Г. Е. Определение обеспеченности рыб кормом по интенсивности жиронакопления и уровня жировых запасов в их теле // Зоол. журн. 1962. Т. 4, вып. 4. С. 141—144.

162. Шульман Г. Е. Физиолого-биохимические особенности годовых циклов рыб. М.: Пищ. пром-сть, 1972. 367 с.

163. Шустов Ю. А., Хренников В. В. О характеристике питания и взаимоотношении молоди лосося *Salmo salar* с кормовой базой рек. Петрозаводск: Карелия, 1978. 158 с.

164. Эскин В. С. Рекультивация земель, нарушенных открытыми разработками. М.: Недра, 1975.

165. Яблоков А. В., Остроумов С. А. Охрана живой природы. М.: Лесн. пром-сть, 1983. С. 136.

166. Ярушина М. И. Влияние разработок россыпных месторождений на гидрохимический и гидробиологический режим р. Маньи // Биологические проблемы Севера. Сыктывкар, 1981. С. 32—34.

167. Alabaster D. Suspended solids and fisheries // Proc. Roy. Soc. L., 1972. 125 p.

168. Banta A. Studies on the Physiology, genetics and evolution of some Cladocera // Publ. Carneg. Inst. 1939. 513 p.

169. Bishop J. E., Hynes H. B. N. Downstream drift of the invertebrate fauna in a stream ecosystem // Arch. Hydrobiol. 1969. N. 1. P. 75—89.
170. Blight G. E., Laldwell J. A. The abatement of pollution from abandoned goldi(iresidue dams // J. S. Afr. Inst. Mining and Met. 1984. V. 84, N. 4. P. 1—9.
171. Buck H. D. Effects of turbidity on fish and fishing // Trans. N. Amer. Wildlife Conf. 1956. V. 21. P. 249—296.
172. Dokulil M. E. Zur Stenerung den planktischen Primaproduction durch die Schwebststaffe // Oecosistemforschung Hrsg. Heinz. Fllenberg. Berlin, 1973. S. 120—129.
173. Elliott J. M. Invertebrate drift in a Dartmoor streem // Arch. Hydrobiol. 1967. V. 63 (2). P. 69—75.
174. Elliott J. M. Diel changes in invertebrate drift and the food of trout Salmo trutta L.// J. Fish. Biol. 1970. V. 2. P. 161—166.
175. De Groor S. J. The consequences of marine gravel extraction on the spawning of herring, Clupea harengus L.// J. Fish. Biol. 1980. V. 16, N. 9. P. 605—611.
176. Harnish O. Vergleicheude Beobachtungen zur Nahrungserverb von Daphnia and Ceriodaphnia // Zoolog. Jahrbücher. 1949. Bd 78, N. 2. S. 27—43.
177. Herbert D. W. M., Merkens C. The effect of suspended mineral solids on the survival of trout. Jut. // J. Air. Water Poll. 1961. V. 5. P. 46—55.
178. Herbert D. W. M., Richards J. M. The growth and survival of fish in some suspensions of solids of industrial origin // Ibid. 1963. V. 7. P. 297—302.
179. Holčik J., Hruška V. The inpact on hydrobiological regiment on the fish commities of a river // Top. Probl. Ichtiol. Proc. Symp. Brno, 1981. P. 39—40.
180. Hunt R. L. Surface — drift insects as trout food in the Brule River // Trans. Wis. Acad. Sci. Art. Latt. 1981. V. 54. P. 51—61.
181. Jack S. Balvanitè skluzy a rybi osidleni toku // Vodni hosp. 180. V. 30, N. 9. P. 237—240.
182. Lovern J. A., Wood 'H. Variations in the chemical composition of herring. Marine Biol.// Assoc. of the UK. 1957. V. 2, N. 1. P. 38—78.
183. Magnon A. La tube digestive et régime alimentaire des Oiseaux. Collection de morphologie dynamique. Paris, 1971. 111 p.
184. Mohrs A. W. Energy and pollution concerns in dredging // J. Waterways Harbors and Coast Eng. Div. Proc. Amer. Soc. Civ. Eng. 1975. V. 101, N. 4. P. 123—131.
185. Moring J. R. Decrease in stream gravel permeability after clear — cut logging: an indication of intragravel conditions for developing salmonid eggs and aleving // Hydrobiologia. 1982. V. 88, N. 3. P. 295—398.
186. Murphy P. Georgia: a leader in mineral resourses and reclamation // Pit. and Quarry. 1980. V. 73, N. 3. P. 53—55.
187. Naumann E. Einige Erundlinier der regional Limnologie. Leipzig, 1921. 213 p.
188. Niemann-Delius Ch. Tageban und Landschafsgestaltung // Braunkohle. 1980. Bd 32, N. 8. S. 240—247.
189. Pennale R. W. The dynamic of freshweater planction population // Ecol. Monogr. 1946. V. 16. P. 87—94.
190. Ohlmann D. Zur Kenntnis der naturlichen Nahrung von Daphnia magna und D. pulex. Leitschr // Fischer underen Hilfswissenschaft. 1954. Bd 3, N. 6. S. 8.
191. Peters J. C. Effects on a trout stream of sediment from agricultural pravtices // J. Wildl. Mgnt. 1954. V. 31, N. 4. P. 805—812.
192. Robertson M. The effect of suspended materials on the reproductive rate of Daphnia magma // Publ. Ist. Mar. Sci. Univ. 1957. Text 4. P. 265—277.
193. Schmidt D., O'Brien W. Planctivorous Feeding Ecology of Arc-

tic Grailing (Thymallus arcticus) // Can. J. Fish. Aquatic Sci. 1982. V. 39. P. 457—482.

194. Smith O. R. Placer mining silt and relation to salmon and trout on the Pacific coast // Trans. Am. Fish. Soc. 1940. V. 6. P. 225—230.

195. Stephan H. Seefischerei und Hochwasser (Der Einfluss von anorganischen Schwebestoffen auf Cladoceren und Copepoden) // Diggertation. Naturw. Facultat. Munchen, 1953. 357 S.

196. Stuart T. A. Spawning migrations, reproductions and young stages of loch (Salmo trutta L.) // Freshw. Salm. Fish. Res. 1958. Bd 51. S. 213—220.

197. Trotignon J. Exploitation et réaménagement coordonnés de carrières // Evillip. mec. Carrieres et mater. 1980. N. 187. P. 55—57.

198. Yuerin M. Western reclamation seering a common ground // Coal-mining and Process. 1980. V. 17, N 7. P. 66—70.

ОГЛАВЛЕНИЕ

ВВЕДЕНИЕ 3

1. ХАРАКТЕРИСТИКА СТОКОВ РАЗРАБОТОК РОССЫПЕЙ 6

2. ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ВЛИЯНИЯ РАЗРАБОТКИ РОССЫПЕЙ НА ГИДРОХИМИЧЕСКИЙ РЕЖИМ И КОМПОНЕНТЫ ВОДНЫХ БИОЦЕНОЗОВ . . 13

3. НОРМИРОВАНИЕ СБРОСА ВЗВЕШЕННЫХ ВЕЩЕСТВ В ВОДОЕМЫ 77

4. ОХРАНА И РАЦИОНАЛЬНОЕ ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ВОДНЫХ РЕСУРСОВ 102

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ 113

Виктор Владимирович Русанов,
Анатолий Яковлевич Зюсько,
Владимир Николаевич Ольшванг

СОСТОЯНИЕ ОТДЕЛЬНЫХ КОМПОНЕНТОВ ВОДНЫХ БИОГЕОЦЕНОЗОВ ПРИ РАЗРАБОТКЕ РОССЫПНЫХ МЕСТОРОЖДЕНИЙ ДРАЖНЫМ СПОСОБОМ

Рекомендовано к изданию
Ученым советом
Института экологии
растений и животных
и НИСО УрО АН СССР
по плану выпуска 1989 г.

Редактор В. С. Коршунов
Художник М. Н. Гарипов
Технический редактор Н. Р. Рабинович
Корректоры Н. К. Кулешов, Е. М. Бородулина,
Н. В. Каткова

Сдано в набор 6.02.89. Подписано в печать 24.01.90.
НС 17008. Формат 60×90 1/16. Бумага типографская № 2.
Гарнитура литературная. Печать высокая. Усл. печ. л. 8,5.
Уч.-изд. л. 9,5. Тираж 600. Заказ 87. Цена 1 р. 60 к.

620008, Свердловск, ГСП-219, ул. 8 Марта, 202,
Ин-т экологии растений и животных.
Типография изд-ва «Уральский рабочий».
Свердловск, пр. Ленина, 49.