



СРАВНИТЕЛЬНЫЙ АНАЛИЗ ДОЗ ОБЛУЧЕНИЯ ГИДРОБИОНТОВ В ВОДОЕМАХ, ПОДВЕРГШИХСЯ ПРОШЛОМУ РАДИОАКТИВНОМУ ЗАГРЯЗНЕНИЮ

Крышев Александр Иванович

Зав. лабораторией эколого-геофизического моделирования
и анализа риска ИПМ ФГБУ «НПО «Тайфун», д.б.н.

E-mail: kryshev@rpatyphoon.ru



Введение

В настоящее время, развитие **критериев, по которым можно было бы обеспечить радиационную защиту природной биоты**, является актуальной проблемой радиоз экологии (ICRP, UNSCEAR, IAEA).

Предприняты значительные международные усилия по разработке системы радиационной защиты биоты в естественной среде обитания.



Важно оценить диапазон уровней облучения, которые **действительно наблюдались** в различных радиоэкологических ситуациях, включая загрязнение водоёмов вследствие прошлых радиационных аварий.

Цель этого исследования – сравнительный анализ мощностей доз на водную биоту из водоёмов (России и бывшего СССР), подвергшихся загрязнению в прошлом вследствие аварий или хронического радиоактивного загрязнения: **водоём-охладитель ЧАЭС; р. Теча и озёра (Южный Урал); р. Енисей.**

Результаты дозовой оценки размещались по шкале «мощность дозы - эффект» и сравнивались с литературными данными по радиобиологическим эффектам для рыб из рассматриваемых водоёмов.



Описание водных систем

Водоем-охладитель ЧАЭС

Водоём-охладитель был расположен юго-восточнее станции, и был создан при отделении дамбой части реки. Площадь водоёма-охладителя 21.7 км^2 , объём $150 \cdot 10^6 \text{ м}^3$, средняя глубина 6.6 м, максимальная глубина 20 м.

Первичное радиоактивное загрязнение водоёма в результате аварии в основном было связано с атмосферными выпадениями с 26 апреля 1986 по май 1986.



Все аварийные радионуклиды в водоёме-охладителе можно разделить на **три группы**:

короткоживущие с периодом полураспада меньше нескольких дней (^{132}I , ^{133}I , ^{135}I , ^{132}Te , ^{239}Np , ^{99}Mo , ^{140}La);

радионуклиды с периодом полураспада от нескольких дней до 2 месяцев (^{131}I , ^{140}Ba , ^{136}Cs , ^{141}Ce , ^{103}Ru , ^{95}Zr , ^{95}Nb , ^{89}Sr);

относительно долгоживущие с периодом полураспада больше года (^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{90}Sr , ^{106}Ru , ^{144}Ce).



В мае 1986 радиоактивное загрязнение воды водоёма-охладителя в основном определялось ^{131}I (**15 кБк/л**), ^{140}Ba (1.1 кБк/л), ^{95}Zr , ^{95}Nb , ^{137}Cs (**0.4 кБк/л**), ^{144}Ce , ^{106}Ru . В течение следующих месяцев радиоактивность воды уменьшалась по экспоненте в связи с радиоактивным распадом и отложением радионуклидов в седиментах.

Объёмная активность ^{137}Cs в нехищной рыбе в 1986 – 1990 изменялась в пределах **20 – 250 кБк/кг** сырой массы, в хищной рыбе **110 – 300 кБк/кг** (BIOMOVIS, 1996; Kryshev, 1998; Kryshev, Ryabov, 2000; Kryshev et al, 2003).



Озеро Урускуль (на территории ВУРС)

Небольшое озеро Урускуль расположено на Южном Урале, Челябинская обл. России, на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа (ВУРС). Появление данного следа вызвано радиационной аварией (29 сентября 1957 г.) на хранилище жидких радиоактивных отходов ПО «Маяк» («Кыштымская авария»).

Как результат аварии, $7.4 \cdot 10^{16}$ Бк рассеялось над территорией Южного Урала. В изотопном составе аварийного выброса преобладали относительно короткоживущие радионуклиды: ^{144}Ce , ^{144}Pr , ^{95}Zr , ^{95}Nb . Однако, долгосрочная радиозэкологическая ситуация на территории ВУРС определялась долгоживущим радионуклидом ^{90}Sr (2.7% общей выброшенной активности) (Nikipelov et al., 1990; Kryshev, 1997).



Загрязнение озера вызвано атмосферными выпадениями радионуклидов на поверхность водоёма, а в дальнейшем поступлением радионуклидов с водосбора.

Общая активность ^{90}Sr в оз. Урускуль (сентябрь 1957) оценивалась в $6.7 \cdot 10^{13}$ Бк; в 1958 объёмная активность ^{90}Sr в воде озера была **8.7 кБк/л** (Kryshev et al., 2001).

Оз. Урускуль одно из самых загрязнённых водоёмов ВУРСа, до сих пор запрещено его хозяйственное использование. Измеренная объёмная активность ^{90}Sr в костях рыбы из оз. Урускуль уменьшилась с **$2 \cdot 10^4$ кБк/кг** в 1958 - 1959 до **110 кБк/кг** в 1992, оценённая концентрация ^{90}Sr во всём теле рыбы была примерно в 8 – 10 раз ниже (Kryshev et al, 2001; Kryshev, 2006).



Река Теча

Река Теча расположена на Южном Урале (Россия) и является частью крупной речной системы Теча – Исеть – Тобол – Иртыш – Обь, относящейся к бассейну Карского моря. Длина реки 243 км, глубина изменяется от 0.5 до 2 км, ширина - 15-30 м.

Р. Теча была загрязнена техногенными радионуклидами в результате сбросов ПО «Маяк», в основном в 1949-1956.

В этот период, порядка 10^{17} Бк радионуклидов попало в речную систему, включая $1.2 \cdot 10^{16}$ Бк ^{90}Sr и $1.3 \cdot 10^{16}$ Бк ^{137}Cs (Крышев, Рязанцев, 2010).



Наиболее загрязнённая верхняя часть реки заросла водорослями, рядом находятся заболоченные участки, загрязненные радионуклидами. В настоящее время эта заболоченная местность является основным источником поступления радионуклидов в реку.

Сейчас объёмная активность ^{90}Sr в воде в верхней части р. Теча **5 – 20 Бк/л**, в рыбе **100 – 3000 Бк/кг** сырого веса, объёмная активность ^{137}Cs в верхней части р. Теча (Муслюмово) **0.1 – 2 Бк/л**, в рыбе **50 – 1000 Бк/кг** (Ильин, Губанов, 2004; Крышев, Рязанцев 2010).



Река Енисей

Енисей – крупная сибирская река, течет в северном направлении в Енисейский залив Карского моря. Длина реки 3840 км, средний годовой расход воды 591 км³. С 1958 р. Енисей загрязнялся штатными сбросами радионуклидов Красноярского горно-химического комбината (ГХК), расположенного примерно на расстоянии 2200 км от дельты реки. В течение периода максимальной активности, промышленный комплекс включал два прямоточных ядерных реактора и реактор с закрытым контуром.

В 1992 прямоточные реакторы были выведены из эксплуатации, что привело к значительному уменьшению радиоактивного загрязнения р. Енисей (Vakulovsky et.al, 1995, 2004).



Среди радионуклидов, представленных в жидких выбросах от ГХК, ^{32}P имел наибольшую радиозэкологическую значимость, так он легко поглощался речной биотой. ^{32}P короткоживущий радионуклид с $T_{1/2}=14$ дней.

Измеренная объёмная активность ^{32}P в воде р. Енисей, 10 км ниже по течению от ГХК в 1987 – 1991 была **7.4 – 9.8** Бк/л, в 1993 – 1997 **0.1 – 0.5** Бк/л.

Объёмная активность ^{32}P в выловленной рыбе Енисея в 5 – 25 км ниже по течению от ГХК в 1990 изменялась в диапазоне **0.4 – 48** кБк/кг сырой массы, в 2001 **0.1 – 0.3** кБк/кг сырой массы (Vakulovsky et al, 2004).



Ихтиофауну р. Енисей можно разделить на **две экологические группы**: немигрирующие и мигрирующие рыбы.

Немигрирующие виды обычно перемещаются в пределах ограниченного расстояния (десятки километров), в то время как мигрирующие рыбы проводят большую часть своей жизни в дельте Енисея, бухте или заливе, и уходят выше по течению р. Енисей на нерест.

Место нереста для многих видов мигрирующей рыбы располагается в середине реки на расстоянии 400 – 1600 км выше по течению относительно устья реки, т.е. в 600 – 1800 км ниже по течению от выброса радионуклидов (ГХК).



Таблица 1. Референтные виды водной биоты в исследуемых водоемах

Экологическая группа	Водоем-охладитель Чернобыльской АЭС	Оз. Урускуль	Р. Теча	Р. Енисей
Пелагическая рыба	Толстолобик (<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>)	Карась (<i>Carassius carassius</i>)	Карась (<i>Carassius carassius</i>)	Елец (<i>Leuciscus leuciscus</i>)
Бентосная рыба	Лещ (<i>Abramis brama</i>)	Карп (<i>Cyprinus carpio</i>)	Плотва (<i>Rutilus rutilus</i>)	Плотва (<i>Rutilus rutilus</i>)
Хищная рыба	Судак (<i>Stizostedion lucioperca</i>)	-	Щука (<i>Esox lucius</i>)	Щука (<i>Esox lucius</i>)
Мигрирующая рыба	-	-	-	Сиг (<i>Coregonus lavaretus</i>)
Моллюски	Брюхоногий моллюск (<i>Viviparus contectus</i>)	Брюхоногий моллюск (<i>Lymnaea stagnalis</i>)	Двустворчатый моллюск (<i>Anodonta</i>)	Двустворчатый моллюск (<i>Anodonta</i>)
Водные растения	<i>Potamogeton perfoliatus</i>	<i>Typha</i> sp.	<i>Potamogeton</i> sp.	<i>Elodea canadensis</i>



Мощности доз референтных организмов вычислялись как сумма внешнего (от воды и донных отложений) и внутреннего облучения (от накопленных радионуклидов) с помощью международной программы по расчету доз ERICA Tool www.ERICA-tool.com

где в качестве исходных данных задавались данные наблюдений или реконструкции с использованием динамической модели ECOMOD (когда данные измерений были малочисленны или недоступны).



Таблица 2. Сравнительная оценка мощностей доз облучения референтных видов водной биоты, мГр/сут.

Экологическая группа	Водный объект			
	Водоем-охладитель ЧАЭС 1986 (1996)	Оз. Урускуль 1957-1958 (1992)	Р. Теча 1951-1952 (1990-1998)	Р. Енисей 1990-1991 (2000-2001)
Водные растения	15.0 (0.1)	8.0 (0.05)	83.0 (0.05)	$6 \cdot 10^{-2}$ ($1 \cdot 10^{-3}$)
Моллюски	34.0 (0.8)	85.0 (0.3)	80.0 (0.8)	0.2 ($3 \cdot 10^{-3}$)
Бентопелагическая рыба	13.0 (0.04)	35.0 (0.2)	30.0 (0.1)	$5 \cdot 10^{-2}$ ($8 \cdot 10^{-4}$)
Донная рыба	22.0 (0.2)	55.0 (0.2)	30.0 (0.3)	$5 \cdot 10^{-2}$ ($8 \cdot 10^{-4}$)
Пелагическая рыба	12.0 (0.09)	-	30.0 (0.3)	$3 \cdot 10^{-2}$ ($7 \cdot 10^{-4}$)
Фильтрующая рыба	-	-	-	$2 \cdot 10^{-3}$ ($5 \cdot 10^{-5}$)



Анализ оценок мощностей доз, представленных в Таблице 2, показывает значительные различия в облучении биоты в течение раннего и хронического периода радиоактивного загрязнения всех

рассматриваемых водоёмов. Различия между мощностями доз для гидробионтов водоёма-охладителя ЧАЭС в 1986 и 1996 были **от 40 раз (моллюски) до 300 (пелагическая рыба)**, в оз.

Урускуль **от 160 (водоросли) до 280 (бентосная рыба)**, в р. Теча **от 100 (бентосная рыба) до 1600 (водоросли)**. Это отношение вызвано присутствием короткоживущих радионуклидов в ранний период загрязнения в данных водоёмах.

В отдельных случаях короткоживущие радионуклиды постоянно способствовали облучению биоты, например, ^{32}P р. Енисей. Уменьшение мощности дозы для биоты Енисея вызвано значительным снижением сбросов ^{32}P в реку.



Мощности дозы для биоты и радиозэкологические последствия осаждения (задержки) радионуклидов в реке **зависит от размеров водоёма,**

наивысшие мощности доз на биоту были в относительно небольшой р. Теча, наименьшие мощности доз на водные организмы наблюдались в крупной р. Енисей.



Наиболее чувствительным компонентом в водных экосистемах была **бентосная пищевая цепочка**. Моллюски получали максимальную мощность дозы среди всех референтных видов во всех рассматриваемых водоёмах, как в ранний, так и в поздний периоды радиоактивного загрязнения.

В менее проточных водоёмах, как водоём-охладитель ЧАЭС и оз. Урускуль, мощности доз придонной фауны были на 60-70 % выше, чем облучение пелагических видов.

Чувствительность бентосных видов вызвана дополнительным внешним облучением от сильно загрязнённых донных отложений, так величины коэффициентов накопления ^{90}Sr и ^{32}P в моллюсках и бентосной рыбе были значительно больше в сравнении с пелагическими видами.



Как известно, рыба более радиочувствительна среди пойкилотермных водных животных. Следующие группы эффектов важны для выживания популяций: эффекты на здоровье гидробионтов, репродуктивную способность и продолжительность жизни (FASSET, 2003).

Численная шкала «мощность дозы - эффект» для рыб, обитающих в северном/умеренном климате:

- Мощность дозы **1 мГр сут⁻¹** пороговый уровень для появления первых отрицательных изменений в иммунной системе рыб; при меньшей мощности дозы организмы могут адаптироваться к радиации с постепенным восстановлением параметров здоровья;
- Мощность дозы **5 - 10 мГр сут⁻¹** пороговый уровень для развития отрицательных эффектов в репродуктивной системе;
- Мощность дозы больше чем **10 мГр сут⁻¹** хронического длительного облучения приводит к сокращению срока жизни взрослой рыбы.



Мощность дозы, мГр/сут

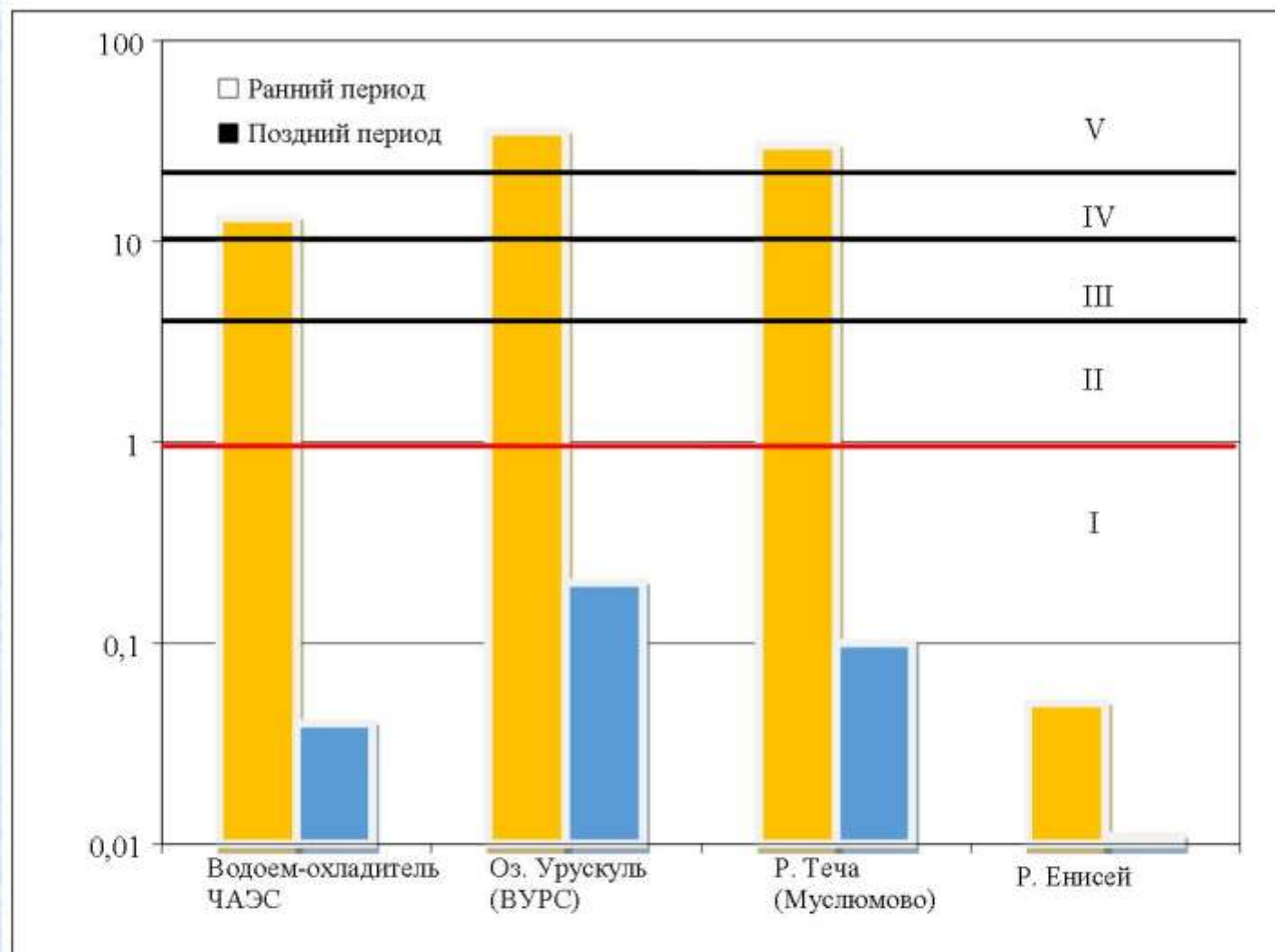


Рис. 1. Мощности доз облучения пелагических рыб, помещённые на шкалу «мощность дозы – эффекты»: I – нет негативных эффектов; II – негативные эффекты на здоровье рыб; III – негативные эффекты на репродуктивную систему рыб; IV – эффекты на сокращение продолжительности жизни рыб; V – увеличение смертности рыб и угнетение популяций рыб.



Мощность дозы, мГр/сут

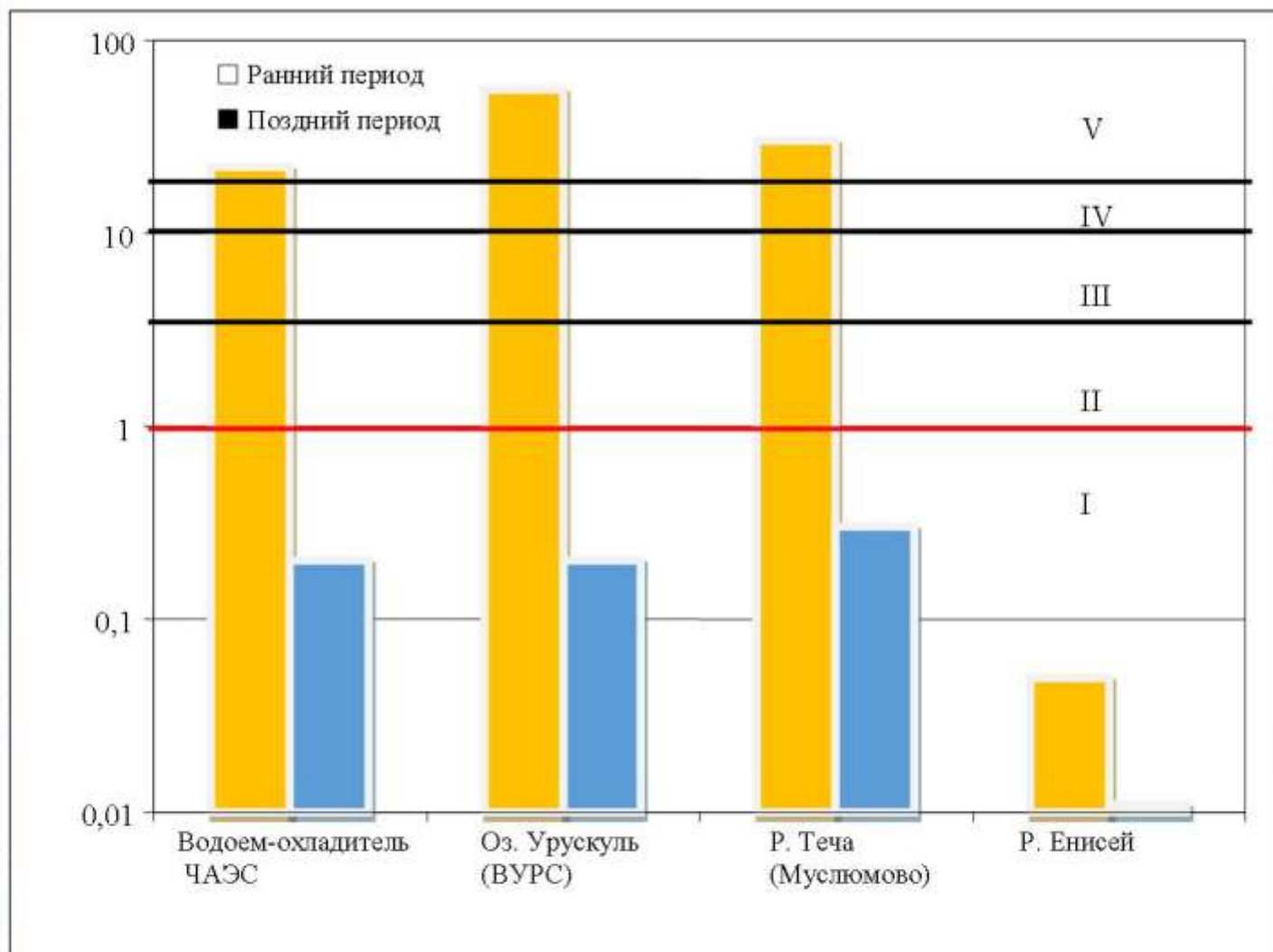


Рис. 2. Мощности доз облучения бентосных рыб, помещённые на шкалу «мощность дозы – эффекты»: I – нет негативных эффектов; II – негативные эффекты на здоровье рыб; III – негативные эффекты на репродуктивную систему рыб; IV – эффекты на сокращение продолжительности жизни рыб; V – увеличение смертности рыб и угнетение популяций рыб.



Для рыбы водоёма-охладителя ЧАЭС может ожидать влияние на репродуктивную систему толстолобика и некоторое сокращение в популяции леща в этом водоёме (Рис. 1). Данные радиобиологических исследований это подтверждают: как отмечалось Беловой и др. (1993) и Макеевой и др. (1994) в 1989 – 1992 7.1 % изучаемых толстолобиков в данном водоёме были стерильны, у 35 % женских особей и 48 % мужских особей толстолобиков были различные аномалии гонад. В естественных условиях стерильность толстолобиков редка (меньше чем 0.25 %).

Для рыбы в оз. Урускуль в течение первых лет загрязнения можно было ожидать влияние на продолжительность жизни рыб. В 1970-х Воронина и др. (1977) отметили существенные изменения в возрастной структуре популяции карася в оз. Урускуль, а именно значительное снижение численности или даже полное исчезновение экземпляров старших возрастных классов.



Мощности доз для рыбы р. Енисей были ниже пороговой величины в 1 мГр/сут в течение всего рассматриваемого периода. В литературе не отмечалось каких-либо радиобиологических эффектов на рыбу р. Енисей.

В настоящее время дозовые мощности на референтные виды рыбы в изучаемых реках изменяется от $5 \cdot 10^{-5}$ - $8 \cdot 10^{-4}$ мГр/сут (Енисей) до 0.2 – 0.3 мГр/сут (Теча).

Можно сделать вывод, что **современные уровни** облучения в реках Теча и Енисей не приводят к каким-либо отрицательным изменениям в организмах и популяциях рыб.



Выводы

Уровни облучения водной биоты в ранний период после радиационных аварий были достаточно высоки, чтобы вызвать радиобиологические эффекты на воспроизводительную систему рыб (водоем-охладитель ЧАЭС) и сокращение продолжительности жизни рыб (оз. Урускуль).

Наиболее чувствительной компонентой пресноводной экосистемы была бентосная трофическая цепочка.

Современные уровни облучения биоты во всех рассмотренных водных объектах ниже безопасного уровня в 1 мГр/сут.

Зависимости «мощность дозы – эффекты» для хронического облучения биоты могут быть использованы для оценок допустимых удельных активностей радионуклидов в воде, донных отложениях и биоте, при которых обеспечивается радиационная безопасность наиболее чувствительных организмов и популяций.