Трансформация экосистем
Ecosystem Transformation

ISSN 2619-0931 Online
www.ecosysttrans.com

DOI: https://doi.org/10.23859/estr-251206
EDN: https://elibrary.ru/rqranx
УДК 574.64:597.556.331.1(470.11)

Научная статья

Содержание ртути в мышцах речного окуня *Perca fluviatilis* L., 1758 разного возраста из водоемов и водотоков Окского заповедника

Д.Э. Котиков[1]*, В.А. Гремячих[1], Т.Б. Камшилова[1], Е.Ю. Иванчева[2], В.П. Иванчев[2], В.Т. Комов[1]

[1] *Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН, 152742, Россия, Ярославская обл., Некоузский р-н, пос. Борок, д. 109*

[2] *Окский государственный природный биосферный заповедник, 391072, Россия, Рязанская обл., Спасский, р-н, пос. Брыкин Бор, д. 51*

**daniil-kotikov@mail.ru*

Аннотация. Изучено содержание общей ртути (Hg) в мышцах речного окуня разного возраста из водоемов и водотоков Окского заповедника. Материал собран в 2006–2016 гг. Проанализировано 222 особи из пяти групп водоемов: р. Пра, другие реки, пойменные озера, внепойменные озера и мелиоративная канава. Концентрации Hg определяли атомно-абсорбционным методом, возраст – по жаберным крышкам. Выявлена значительная вариабельность содержания Hg (от 0.02 до 0.68 мг/кг сырой массы). Наиболее высокие средние концентрации отмечены в р. Пра (0.30 мг/кг) и мелиоративной канаве (0.24 мг/кг), наиболее низкие – в других реках (0.14 мг/кг). Интенсивность накопления Hg максимальна в первые два года жизни, что совпадает с переходом окуня на хищное питание. Выявлены различия в динамике накопления Hg между группами водоемов. Установлено, что средние концентрации в р. Пра находятся на предельно допустимом уровне, максимальные превышают его. Результаты подчеркивают важность учета возрастной структуры популяции при оценке загрязнений водных экосистем ртутью.

Ключевые слова: биоаккумуляция, темп роста, метилртуть, пресноводные экосистемы

ORCID:
Д.Э. Котиков, https://orcid.org/0000-0003-2979-7896
В.А. Гремячих, https://orcid.org/0000-0002-2817-039X
Т.Б. Камшилова, https://orcid.org/0000-0002-8535-9658
Е.Ю. Иванчева, https://orcid.org/0000-0002-9743-7641
В.П. Иванчев, https://orcid.org/0000-0001-9578-4036
В.Т. Комов, https://orcid.org/0000-0001-9124-7428

Для цитирования: Котиков, Д.Э. и др., 2026. Содержание ртути в мышцах речного окуня *Perca fluviatilis* L., 1758 разного возраста из водоемов и водотоков Окского заповедника. *Трансформация экосистем* **9** (3), 81–107. https://doi.org/10.23859/estr-251206

Поступила в редакцию: 06.12.2025
Принята к печати: 11.03.2026
Опубликована онлайн: 22.08.2026

DOI: https://doi.org/10.23859/estr-251206
EDN: https://elibrary.ru/rqranx
UDC 574.64:597.556.331.1(470.11)

Article

Mercury content in the muscles of the European perch *Perca fluviatilis* L., 1758 of different ages from water bodies and streams of the Oka Nature Reserve

D.E. Kotikov[1]*, V.A. Gremyachikh[1], T.B. Kamshilova[1], E.Yu. Ivancheva[2], V.P. Ivanchev[2], V.T. Komov[1]

[1] *I.D. Papanin Institute for Biology of Inland Waters, Russian Academy of Sciences, Borok 109, Nekouz District, Yaroslavl Oblast, 152742 Russia*
[2] *Oka State Natural Biosphere Reserve, Brykin Bor 51, Spassky District, RyazanOblast, 391072 Russia*

**daniil-kotikov@mail.ru*

Abstract. The total mercury (Hg) content in the muscles of European perch of different ages from water bodies and streams of the Oka Nature Reserve was studied. The material was collected in 2006–2016. A total of 222 individuals from five groups of water bodies were analyzed: the Pra River, other rivers, floodplain lakes, non-floodplain lakes, and a reclamation ditch. Hg concentrations were determined by atomic absorption spectrometry, and age was determined from opercula (gill covers). Considerable variability in Hg content (from 0.02 to 0.68 mg/kg wet weight) was revealed. The highest mean concentrations were recorded in the Pra River (0.30 mg/kg) and the reclamation ditch (0.24 mg/kg), and the lowest in other rivers (0.14 mg/kg). The intensity of Hg accumulation is highest during the first two years of life, which coincides with the perch's shift to piscivory. Differences in the dynamics of Hg accumulation among the groups of water bodies were found. Mean concentrations in the Pra River were at the maximum permissible level, while maximum concentrations exceeded it. The results highlight the importance of considering the age structure of the population when assessing mercury pollution of aquatic ecosystems.

Keywords: bioaccumulation, growth rate, methylmercury, freshwater ecosystems

ORCID:
D.E. Kotikov, https://orcid.org/0000-0003-2979-7896
V.A. Gremyachikh, https://orcid.org/0000-0002-2817-039X
T.B. Kamshilova, https://orcid.org/0000-0002-8535-9658
E.Yu. Ivancheva, https://orcid.org/0000-0002-9743-7641
V.P. Ivanchev, https://orcid.org/0000-0001-9578-4036
V.T. Komov, https://orcid.org/0000-0001-9124-7428

To cite this article: Kotikov, D.E. et al., 2026. Mercury content in the muscles of the European perch *Perca fluviatilis* L., 1758 of different ages from water bodies and streams of the Oka Nature Reserve. *Ecosystem Transformation* **9** (3), 81–107. https://doi.org/10.23859/estr-251206

Received: 06.12.2025
Accepted: 11.03.2026
Published online: 22.08.2026

Введение

Активное использование человеком полезных ископаемых приводит к изменениям глобальных и региональных циклов многих химических элементов, в том числе ртути (Bashkin, 2006). Ртуть (Hg) рассматривается Всемирной организацией здравоохранения (ВОЗ) в числе десяти основных химических веществ или групп химических веществ, представляющих значительную проблему для здоровья человека и животных (WHO, 2017[1]). Вместе с атмосферными осадками выпадая на земную поверхность и достигая водоемов с поверхностным стоком, она эффективно накапливается в водных пищевых сетях в самой токсичной форме – метилртути (MeHg). В частности, регистрируется повышенное содержание металла в рыбе, населяющей слабоминерализованные и закисленные озера Скандинавии (Hakanson et al., 1990), США (Greib et al., 1990), Канады (McMurty et al., 1989), России (Степанова и Комов, 1996; Haines et al., 1992;). Низкие значения pH воды в водоеме и высокая степень заболоченности водосборного бассейна в значительной степени способствуют накоплению Hg в рыбе (Greenfield et al., 2001; Waite et al., 2002). Спектр негативных воздействий Hg на живые организмы, популяции и водные экосистемы в целом широк и разнообразен (Scheuhammer et al., 2007; Wiener, 2013). При излишнем употреблении в пищу рыбы с высоким содержанием Hg как у людей, так и у животных (рыбоядных птиц и зверей) ухудшаются многие показатели здоровья, в том числе и репродуктивного (Karagas et al., 2012; Mergler et al., 2007).

Содержание MeHg в мышечной ткани рыб связано с их размерно-возрастными показателями, положением в пищевой сети и рационом питания, биологической продуктивностью водоемов; при этом основная причина межвидовых различий – разные трофические стратегии (хищничество, бентофигия, планктонофагия) и состав рациона. (Piraino and Taylor, 2009). ТеУ хищных видов рыб концентрация Hg часто положительно коррелирует с длиной тела (Burger and Gochfeld, 2011; Cizdziel et al., 2002; Gabriel et al., 2009) и трофическим статусом (Chumchal and Hambright, 2009; Lavoie et al., 2013; Sonesten, 2003; Ward et al., 2012). Снижению уровней накопленного рыбой металла способствует высокое содержание в водоемах обитания биогенных элементов за счет рассеивания в первичных продуцентах поступившей в водоем Hg (Kamman et al., 2004; Miller et al., 2012; Pickhardt et al., 2002), а также ускоренного соматического роста рыб (Karimi et al., 2007a; Ward et al., 2010a).

Темпы роста рыб отражают их адаптацию к условиям существования в водоеме и служат важной характеристикой состояния популяции. На темпы роста особей (прирост длины или массы тела за выбранную единицу времени) в популяции оказывают влияние такие факторы, как состав и обилие кормовых объектов, численность пищевых конкурентов и хищников, плотность собственной популяции, промысел, климатические и физические характеристики среды обитания (Попова и др., 1993; Höhne et al., 2019). На рост окуня, в частности, влияет доступность разнообразной пищи (в том числе и рыб), которая в связи с ранним переходом на хищный образ жизни ускоряет его рост (Попова и др., 1993; Дгебуадзе, 2001).

Существует мнение, что низкий темп роста рыб является основным биологическим фактором, способствующим накоплению ртути в больших количествах (Verta, 1990). Однако отмеченные в научной литературе факты влияния темпов роста на накопление ртути единичны, поскольку скорость роста и уровни Hg часть определяются не столько самим рационом, сколько трофическим уровнем и составом рациона (Lavoie et al., 2013; Попова, 1971). Связь накопления Hg в мышцах с ростом тела рыб из пресноводных водоемов удобно исследовать на примере речного окуня – представителя хищных и эврибионтных видов рыб. Ему свойственно широкое географическое распространение и обитание в разнотипных водоемах, в том числе с низким уровнем pH воды

[1] WHO, 2017. Ten chemicals of major health concern. Интернет-ресурс. URL: http://www.who.int/ipcs/assessment/public_health/chemicals_phc/en/index.html (дата обращения: 18.12.2025).

(Haines, 1981). В природных и антропогенно-закисленных озерах окунь часто становится единственным представителем ихтиофауны, поскольку другие виды не выдерживают таких условий (Гриб и Степанова, 1943). Ранее в водоемах Окского заповедника проводились исследования содержания ртути в организме рыб (Гремячих и др., 2012), однако анализ возрастной динамики накопления Hg у окуня не выполнялся. Это определяет актуальность настоящей работы.

Рязанская область и находящийся на ее территории Окский государственный природный биосферный заповедник (ОГПБЗ) расположены в центре густонаселенной и промышленно развитой европейской части России. Даже в отсутствие локальных источников сельскохозяйственного и промышленного загрязнения ртутью на территории заповедника образующие его водные и наземные экосистемы подвержены атмосферному загрязнению металлом (Тобратов и др., 2018). Известно, что на водоемах, расположенных на особо охраняемых природных территориях (ООПТ), можно изучать фоновое состояние водных экосистем конкретного региона, а также влияние глобальных изменений среды и трансграничного переноса загрязняющих веществ, в том числе Hg (Павлов и др., 2007).

Цель исследования – определение содержания ртути в мышечной ткани речного окуня (*Perca fluviatilis* L., 1758) разного возраста из водоемов и водотоков Окского заповедника.

Материалы и методы

Объектом исследования служил речной окунь *Perca fluviatilis* – массовый вид ихтиофауны заповедника. Всего было выловлено 222 особи в возрасте от 0+ до 9+ лет (подробные данные по каждой группе водоемов приведены в Табл. 1).

Рыбу отлавливали ставными сетями (ячея 10–50 мм, длина 25–50 м, высота 1.5–3 м) и мелкоячеистой волокушей (ячея 5–10 мм) в 2006–2016 гг. в водоемах ОГПБЗ и прилегающих территорий, не имеющих локального промышленного и сельскохозяйственного источника загрязнения ртутью в пределах водосбора (Рис. 1). Отлов проводили в рамках научно-исследовательских работ заповедника (Приказ МПР России № 431 от 16.05.2003[2]).

Табл. 1. Размерно-массовые показатели и содержание Hg в мышцах окуней из разных групп водоемов и водотоков. Над чертой указано среднее ± стандартное отклонение, под чертой – размах значений. Разными буквенными индексами обозначены значимо различающиеся показатели при $p < 0.05$.

Водоемы и водотоки	n	Длина, см	Масса, г	Hg мг/кг сырой массы
р. Пра	84	$\frac{14.0 \pm 0.5^{b}}{5.4–23.4}$	$\frac{75.4 \pm 8.1^{b}}{2.4–301.0}$	$\frac{0.30 \pm 0.02^{c}}{0.02–0.68}$
Другие реки	31	$\frac{13.1 \pm 0.4^{ab}}{9.8–18.0}$	$\frac{44.7 \pm 4.4^{a}}{17.2–127.1}$	$\frac{0.14 \pm 0.01^{a}}{0.06–0.29}$
Пойменнные озера	53	$\frac{13.2 \pm 0.6^{b}}{7.0–23.0}$	$\frac{65.6 \pm 9.9^{ab}}{6.3–288.0}$	$\frac{0.23 \pm 0.02^{b}}{0.04–0.49}$
Внепойменные озера	32	$\frac{13.1 \pm 0.8^{ab}}{8.6–23.5}$	$\frac{56.3 \pm 12.2^{ab}}{10.2–279.0}$	$\frac{0.17 \pm 0.02^{a}}{0.03–0.44}$
Мелиоративная канава	22	$\frac{10.9 \pm 0.9^{a}}{4.6–17.0}$	$\frac{35.6 \pm 6.7^{a}}{1.7–98.6}$	$\frac{0.24 \pm 0.03^{b}}{0.04–0.45}$
По всем водоемам и водотокам	222	$\frac{13.2 \pm 0.3}{4.6–23.5}$	$\frac{62.0 \pm 4.4}{1.7–301.0}$	$\frac{0.24 \pm 0.01}{0.02–0.68}$

[2] Приказ Министерства природных ресурсов РФ от 16 мая 2003 г. № 431 «Об утверждении Положения о федеральном государственном учреждении «Окский государственный природный биосферный заповедник» (с изменениями от 17 марта 2005 г., 27 февраля 2009 г.).

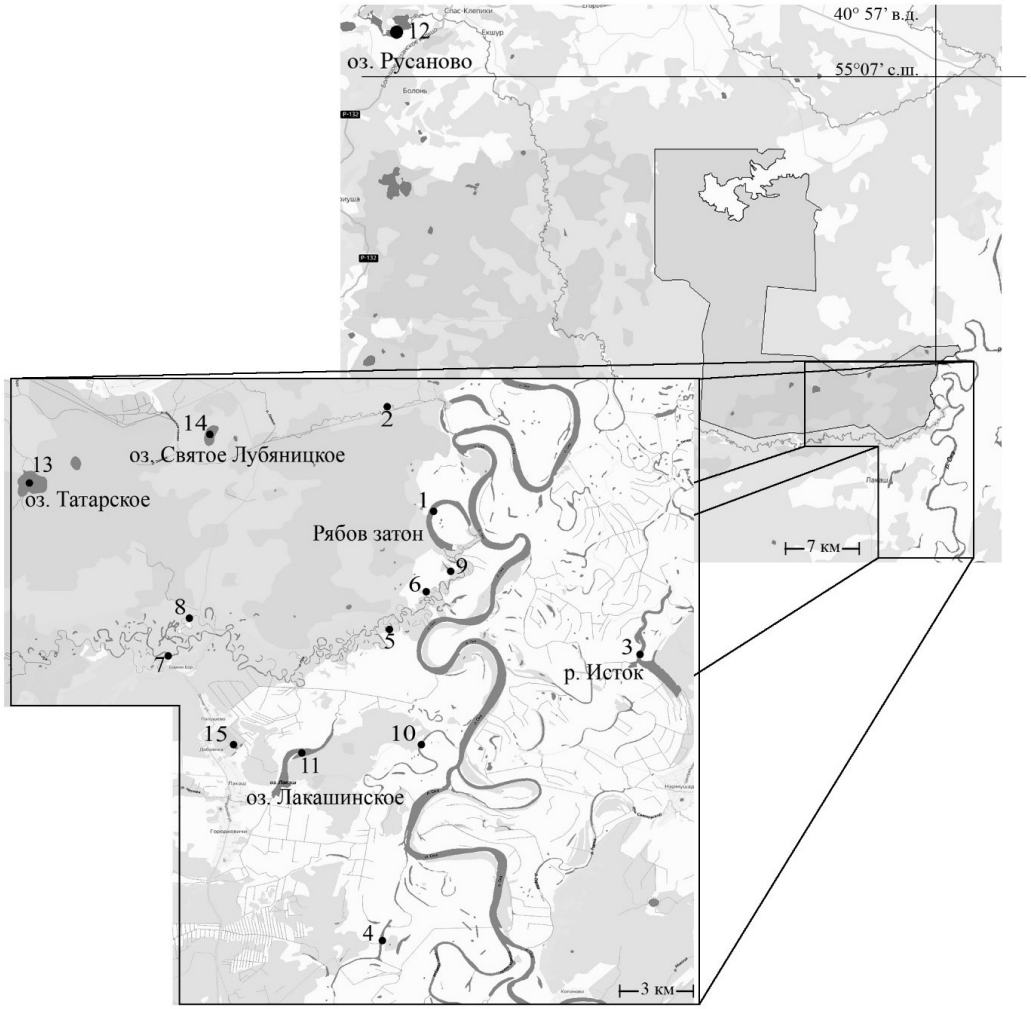


Рис. 1. Карта-схема станций отлова рыб (номера соответствуют приведенным в Табл. 5) на территории Окского заповедника и прилегающих территорий.

В ходе предварительного анализа водные объекты с разным гидрологическим режимом были разделены на пять групп. Критериями разделения служили тип водного объекта и гидрологическая связь с рекой Окой. Первую группу составили станции, расположенные на р. Пра (Мирская роща, Нефедово, Брыкин Бор, Алешина Лука). Во вторую группу вошли все другие реки (Исток, Толпега, Ламша, Ока). В третью и четвертую группы вошли пойменные и внепойменные озера соответственно (пойменные – Алексеево, Шилище, Лакашинское; внепойменные – Русаново, Татарское, Святое Лубяницкое). Пятую группу представлял один водоем – мелиоративная канава у д. Папушево, впадающая в р. Ока.

Отловленную рыбу помещали в полиэтиленовый пакет, замораживали (−4...−14 °C) и хранили до определения в ней содержания Hg. Размороженную рыбу для предотвращения возможного вторичного загрязнения Hg помещали в эмалированные кюветы, взвешивали, измеряли длину от начала рыла до конца чешуйчатого покрова (Правдин, 1966); пол определяли визуально, соотношение самцов и самок в выборке было близким к 1:1. С левой стороны тела окуней вырезали 2–4 г скелетных мышц от спинного плавника до начала ребер (Haines et al., 1992). Содержание ртути в мышцах окуня определяли в 2–3 повторностях атомно-абсорбционным методом на ртутном анализаторе РА-915+с приставкой ПИРО (Люмэкс) без предварительной подготовки проб. Точность аналитических методов измерения контролировали с использованием сертифицированного биологического материала DORM-2 и DOLM-2 (Институт химии окружающей среды, Оттава, Канада). Различия между повторностями составляли в среднем 4.7%.

Регистрирующими структурами для определения возраста и темпов роста рыб являются чешуя и кости (жаберная крышка, отолиты, клейтрум, позвонки, лучи плавников, глоточные зубы и др.) (Стерлигова, 2016). В нашем исследовании использованы жаберные крышки, отмытые от мягких тканей. Возрастная группа рыб определялась числом полных лет (Камшилова и др., 2013). Крышки сканировали на планшетном сканере с разрешением 300 точек на дюйм и измеряли площадь зоны (мм^2), соответствующей приросту каждого года жизни. Измерения проводили с помощью компьютерной программы Image Tool (версия 1.91). Анализ жаберных крышек выполнен для всех рыб, у которых определено содержание Hg в мышцах.

Для сравнения этих показателей у рыб из разных водных объектов использовали уравнения линейной регрессии по формуле

$$Y = a \times X,$$

где Y – длина тела или концентрация Hg в мышцах, a – коэффициент, X – возраст или длина тела. В начальной точке все показатели принимались за 0.

Корреляционный и регрессионный анализы связи содержания общей Hg в мышцах окуня с длиной и возрастом рыб проводили по 5 группам водоемов, а для р. Пра – еще и по выборкам окуней возрастом до 3 и старше 2 лет (рыба в возрасте 3 лет входила во вторую группу). Концентрации общей Hg в мышцах окуня были нормализованы логарифмированием. О значимых различиях между отдельными группами водоемов и возрастными группами из р. Пра судили по результатам попарного сравнения коэффициентов наклона (Кн) линий регрессии как показателей интенсивности накопления Hg (Backstrom et al., 2020; Gedig et al., 2023). Коэффициенты углов наклона, а также p-критерии значимости различий, полученные при попарном сравнении линий регрессии анализируемых показателей приведены в статье один раз для примера; в остальных случаях результаты сравнительного анализа отражены только в буквенных индексах на рисунках.

Обратный расчет роста проводился по формуле Э. Леа (Lea, 1910), позволяющей установить размеры особи на каждом году жизни. Зная длину рыбы в момент поимки (L_n), площадь ее жаберной крышки (S_n) и площадь годового кольца (S_x), можно определить длину особи при закладке этого кольца (L_x) из пропорции

$$\frac{L_n}{S_n} = \frac{L_x}{S_x}$$

Определение годового прироста длины тела (G_i) велось по следующей формуле (Ильмаст, 2005; Мина и Клевезаль, 1976):

$$G_i = L_x - L_{x-1}$$

Статистическую обработку данных выполняли с использованием пакета программ Statgraphics 18 (Statgraphics Technologies, Inc., USA). Применяли однофакторный дисперсионный анализ (ANOVA) и процедуру LSD-теста при уровне значимости $p < 0.05$.

Результаты исследования

Длина тела окуней варьировала от 4.6 до 23.5 см, масса тела – от 1.7 до 301 г, содержание Hg в мышечной ткани – от 0.02 до 0.83 мг/кг сырой массы (Табл. 1).

Наиболее высокое среднее значение длины тела окуней зарегистрировано в р. Пра и пойменных озерах, самое низкое – в мелиоративной канаве (Табл. 1, Рис. 2). Максимальное среднее содержание Hg в мышцах установлено у окуней из реки Пра, минимальное – у рыб из других рек (Табл. 1, Рис. 3).

Показатели возраста, длины и массы тела окуня сильно взаимосвязаны, в то время как концентрация Hg в мышцах коррелирует с ними в меньшей степени (Табл. 2). В дальнейшем при анализе данных по выборкам рыб из исследуемых групп водоемов и водотоков использовали показатель длины тела. Наиболее интенсивный рост установлен у окуней из р. Пра, пойменных озер и мелиоративной канавы (Табл. 3, Рис. 4).

Нормализованная концентрация общей Hg в мышцах значимо положительно коррелировала с возрастом у окуней из р. Пра, других рек заповедника и мелиоративной канавы (Табл. 2). Наиболее интенсивное увеличение концентрации Hg в мышцах с возрастом отмечено у окуней из мелиоративной канавы (Табл. 2, Рис. 5).

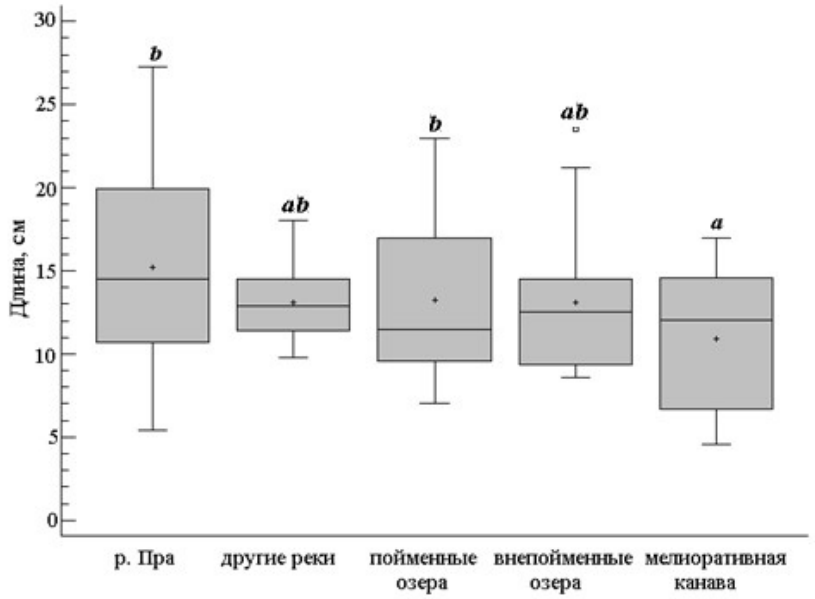


Рис. 2. Средняя длина рыб из разных групп водоемов и водотоков. Здесь и далее разными буквенными индексами обозначены значимо различающиеся показатели.

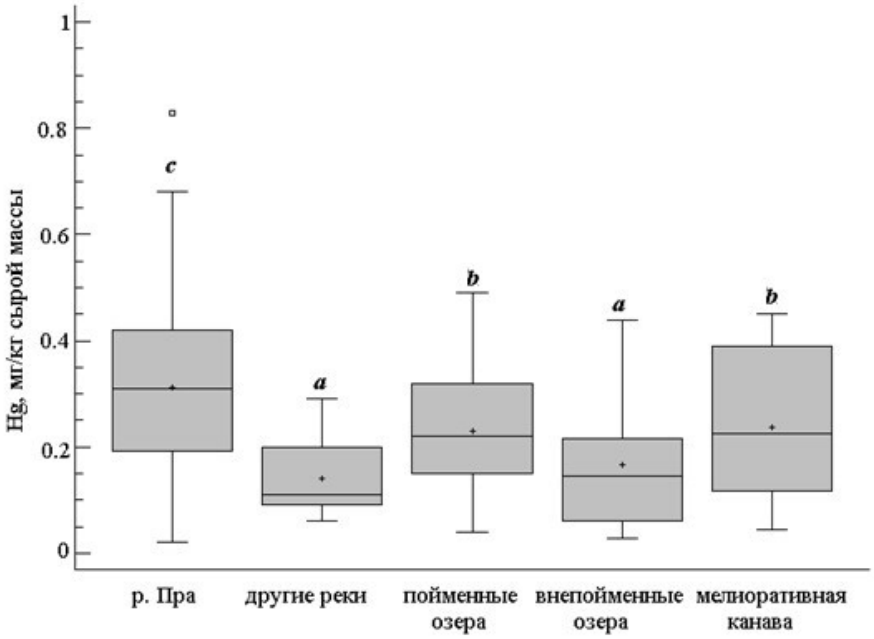


Рис. 3. Содержание Hg в мышцах рыб из разных групп водоемов и водотоков.

Табл. 2. Показатели корреляционной связи (*r*, R^2, *p*) между размерно-массовыми характеристиками и возрастом рыб из разных групп водоемов и водотоков.

Водоемы и водотоки	n	Показатель	Длина тела	Масса тела	Содержание Hg (logHg)
Р. Пра	84	Возраст	0.87, 75.4, 0.000	0.78, 60.2, 0.000	0.28, 7.7, 0.01
Другие реки	31		0.60, 36.0, 0.000	0.59, 34.3, 0.000	0.64, 40.9, 0.000
Пойменные озера	53		0.80, 64.7, 0.000	0.77, 59.6, 0.000	0.27, 7.1, 0.054
Внепойменные озера	32		0.69, 47.6, 0.000	0.54, 29.0, 0.000	0.09, 0.1, 0.60
Мелиоративная канава	22		0.92, 85.0, 0.000	0.87, 75.2, 0.000	0.80, 63.7, 0.000
Р. Пра	84	Длина тела	–	0.91, 82.2, 0.000	0.33, 10.8, 0.002
Другие реки	31		–	0.95, 91.1, 0,000	0.72, 51,4, 0.000
Пойменные озера	53		–	0.95, 90,7, 0.000	0.29, 8.5, 0.03
Внепойменные озера	32		–	0.94, 89.2, 0.000	0.14, 2.0, 0.44
Мелиоративная канава	22		–	0.94, 90.5, 0.000	0.89, 79.2, 0.000
Р. Пра	84	Масса тела	0.91, 82.2, 0.000	–	0.20, 3.9, 0.07
Другие реки	31		0.95, 91.1, 0,000	–	0.66, 44.1, 0.000
Пойменные озера	53		0.95, 90,7, 0.000	–	0.37, 13.5, 0.007
Внепойменные озера	32		0.94, 89.2, 0.000	–	0.10, 1.1, 0.57
Мелиоративная канава	22		0.94, 90.5, 0.000	–	0.80, 64.1, 0.000

Табл. 3. Коэффициенты углов наклона линий регрессии и p-критерии значимости различий, полученные при попарном сравнении зависимостей длины рыб от возраста по отдельным группам водоемов. Жирным шрифтом выделены статистически значимые величины.

Группа водоемов	Кн	Р. Пра	Другие реки	Пойменные озера	Внепойменные озера	Мелиоративная канава
Р. Пра	2.99923	–	**0.0001**	0.4735	0.1016	0.9305
Другие реки	1.1999	–	–	0.0020	0.0567	**0.0000**
Пойменные озера	2.76078	–	–	–	0.3658	0.2677
Внепойменные озера	2.30049	–	–	–	–	0.0966
Мелиоративная канава	3.36839	–	–	–	–	–

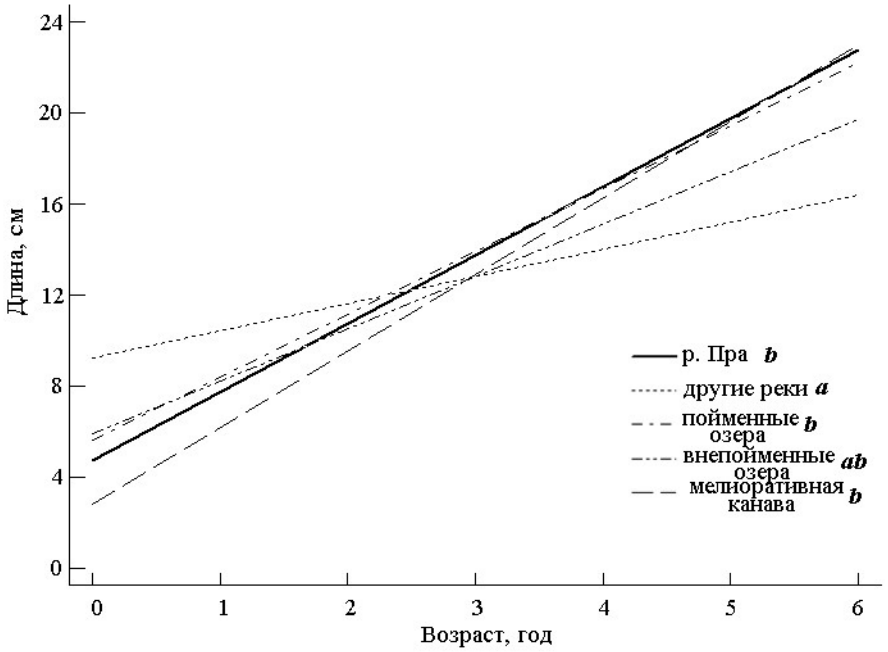


Рис. 4. Линии регрессионной зависимости длины рыбы от возраста по разным группам водоемов заповедника.

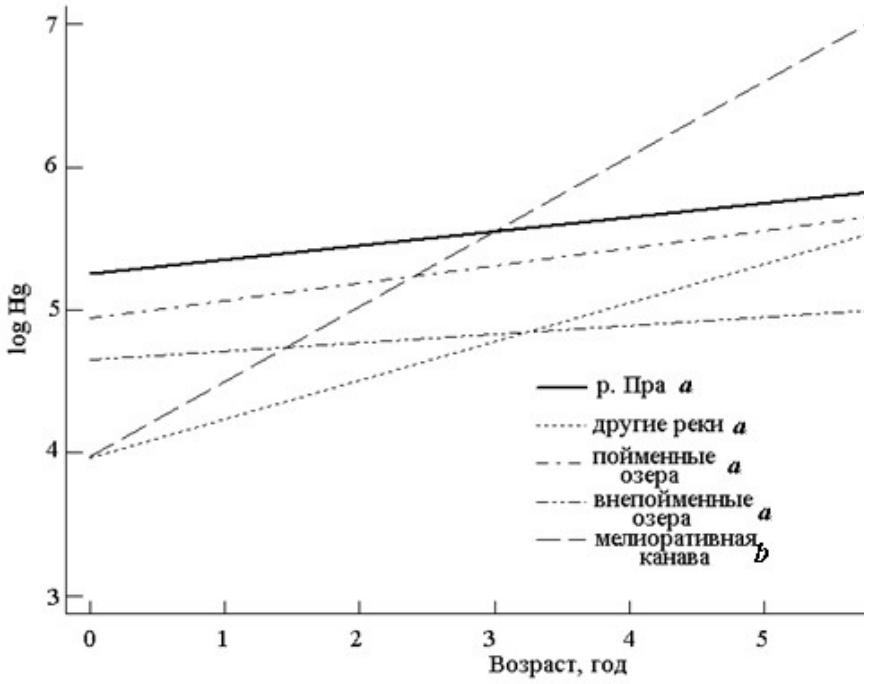


Рис. 5. Линии регрессионной зависимости концентрации общей Hg в мышцах окуня (мг/кг сырой массы) от возраста рыб по разным группам водоемов и водотоков.

Корреляционная связь концентраций Hg в мышцах рыб из всех исследованных групп водоемов заповедника с возрастом по р. Пра описывается нелинейной зависимостью: 0.59–0.91, R^2 – 35.6–82.4, $p < 0.0000$ (Рис. 6**A**). Следовательно, интенсивность накопления металла окунями в возрасте до 2 лет включительно (средняя длина 12–13 см) выше, чем рыбами старших возрастов (> 2 лет и длиной > 12–13 см). Для рыб из р. Пра, других рек заповедника и мелиоративной канавы отмечена также связь концентраций Hg с длиной тела: 0.34–0.91, R^2 – 11.9–82.4, $p < 0.0000$. Были выявлены значимые различия в интенсивности накопления Hg по разным возрастным группам рыб из р. Пра (самая большая по объему выборка рыб) (Рис. 6**B**). В возрастной группе до 3 лет наибольший и значимый прирост концентраций Hg по мере роста рыб установлен в р. Пра и мелиоративной канаве, наименьший (отрицательный) – в группе пойменных озер (Рис. 7**A**). В возрастной группе старше 2 лет зависимость обратная: в р. Пра – низкий прирост Hg в мышцах окуня, в других реках и пойменных озерах – высокий и значимый (в других реках более высокий) (Рис. 7**B**).

Анализ обратного расчета роста показал, что наиболее интенсивный прирост длины тела приходится на первые два года жизни рыб, за исключением окуней из мелиоративной канавы (Рис. 8). Затем темпы роста замедляются. Рыбы из рек (без р. Пра) в разные годы характеризуются наиболее низкими темпами роста (Табл. 4). По остальным группам водоемов различий в темпах роста окуней не установлено.

Наиболее высокий прирост концентрации Hg на единицу длины тела у окуней из разных водоемов заповедника установлен в первые два года жизни (Рис. 9**A**), прирост массы тела на единицу прироста длины – напротив, у особей старше 2 лет (Рис. 9**B**). Эта закономерность отчетливо прослеживается на примере рыб из р. Пра (Рис. 9**C**).

Обсуждение результатов

Условия обитания речного окуня в разных частях его обширного ареала существенно различаются, что неизбежно сказывается на темпах его роста (Попова и др., 1993). В малых и малокормных водоемах годовалый окунь достигает длины около 5 см, а к шести годам – 20 см, тогда как в крупных озерах и водохранилищах, а также в дельтах крупных рек годовалая рыба может достигать 12 см, а пятилетняя – 35 см (Попова, 1971, 1979). У окуня из рек и озер Окского заповедника в первые три года жизни отмечается ускорение роста, как и у рыб из озер Карелии (Решетников и др., 1982) и Угличского водохранилища (Макарова, 1979). В последующие годы темпы роста рыб во всех упомянутых водоемах европейской части России замедляются, что может быть связано с изменением структуры кормовой базы и увеличением внутривидовой конкуренции.

Наиболее важным фактором, определяющим темпы роста взрослых особей, является обеспеченность доступной и калорийной рыбной пищей, которая позволяет реализовать ранний переход на хищный рацион (Попова и др., 1993). Известно, что в реках с быстрым течением и в мелководных искусственных водоемах (подобных мелиоративной канаве) окунь часто переходит на хищное питание уже на первом-втором году жизни (Попова, 1971, 1979). Это подтверждается нашими данными: наиболее высокие концентрации Hg у молоди из р. Пра и канавы совпадают с периодом предполагаемого перехода на рыбоядный рацион, что ведет к ускоренной биомагнификации металла. С увеличением размеров хищника возрастает и предпочтительный размер жертвы, что способствует более эффективному усвоению энергии и ускорению роста. В условиях недостатка подходящей пищи темпы роста рыб замедляются (Дгебуадзе, 2001). В исследовании окуня Окского заповедника установлено, что после второго года жизни, несмотря на потенциальное улучшение рациона, ежегодный прирост длины тела замедляется, тогда как прирост массы тела возрастает. Это указывает на переход от интенсивного линейного роста к накоплению массы, что характерно для зрелых особей, направляющих энергию на репродуктивные функции (Wootton, 1998).

Содержание Hg в мышечной ткани рыб зависит от ряда абиотических и биотических факторов: pH воды и содержания в ней органического вещества, наличия на площади водосборного бассейна болот и переувлажненных лесов, трофического статуса водоема и размеров (возраста) и особенностей питания рыбы (Driscoll et al., 2013; Lavoie et al., 2013; Ullrich et al., 2001). Средние концентрации Hg в мышцах окуня из ацидных (pH < 5) озер Вологодской области (Дарвинский заповедник) достоверно выше, чем у рыб из умеренно закисленных (6.5> pH ≥5) озер Карелии, Новгородской и Псковской областей (Рдейский и Полистовский заповедники), а также водоемов с нейтральными значениями pH воды (Камшилова и др., 2011; Комов и др., 2009). При этом содержание Hg в мышцах рыб из умеренно закисленных и нейтральных озер значимо не различается. В исследованных водных объектах Окского заповедника pH колеблется от 6.6 до 8.9 (Табл. 5), со-

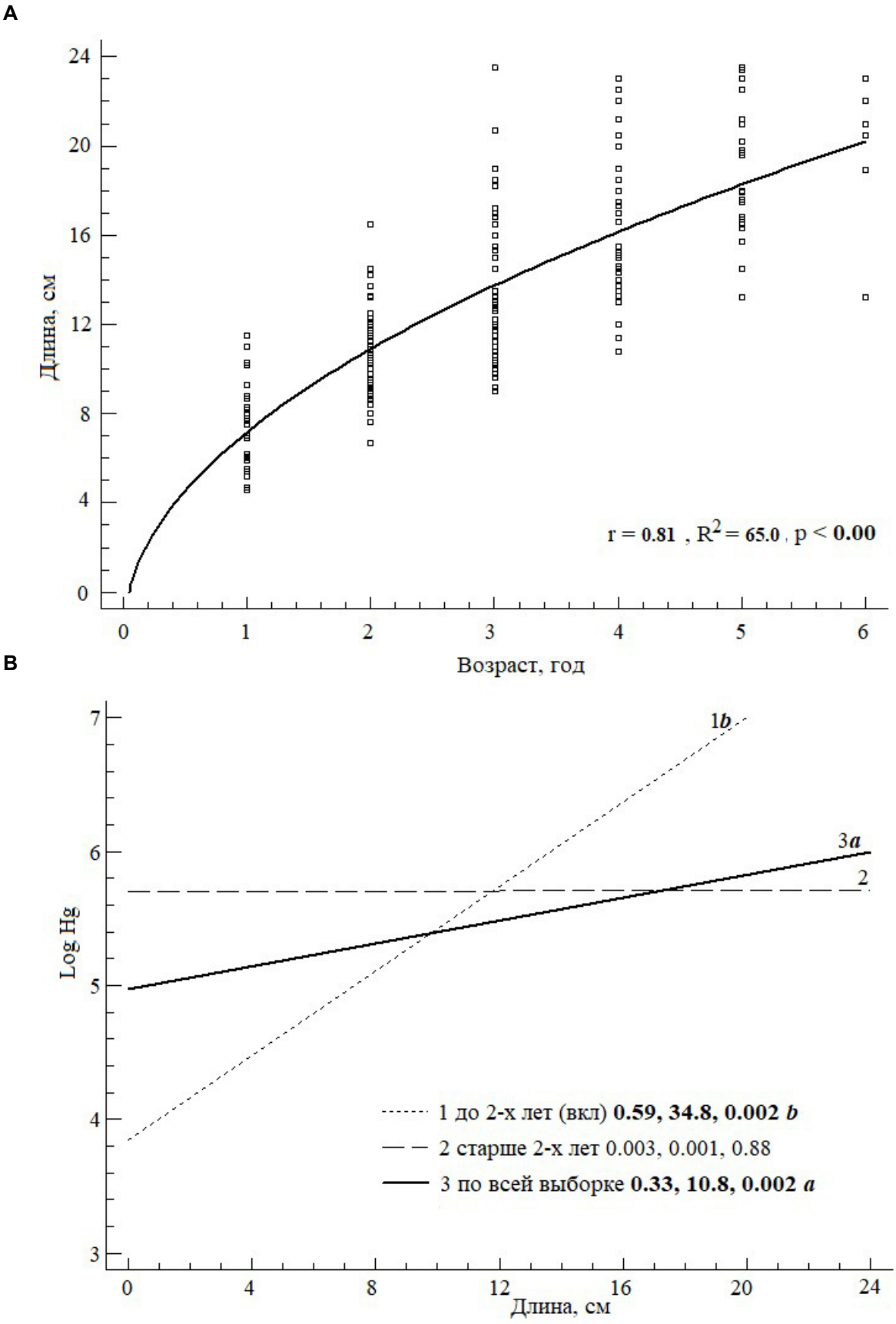
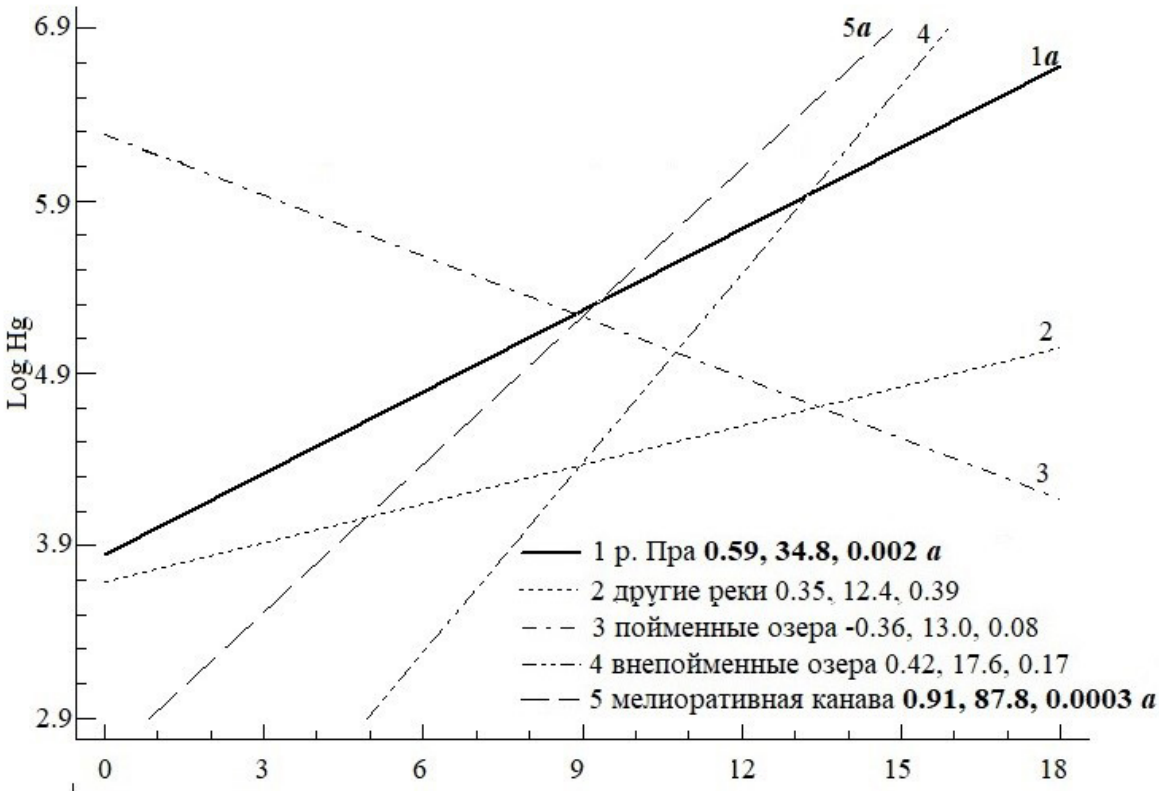


Рис. 6. Связь длины тела рыб из р. Пра с возрастом (**A**), линейная аппроксимация связи концентраций Hg в мышцах рыб с длиной по разным возрастным группам и по всей выборке (**B**).

A



B

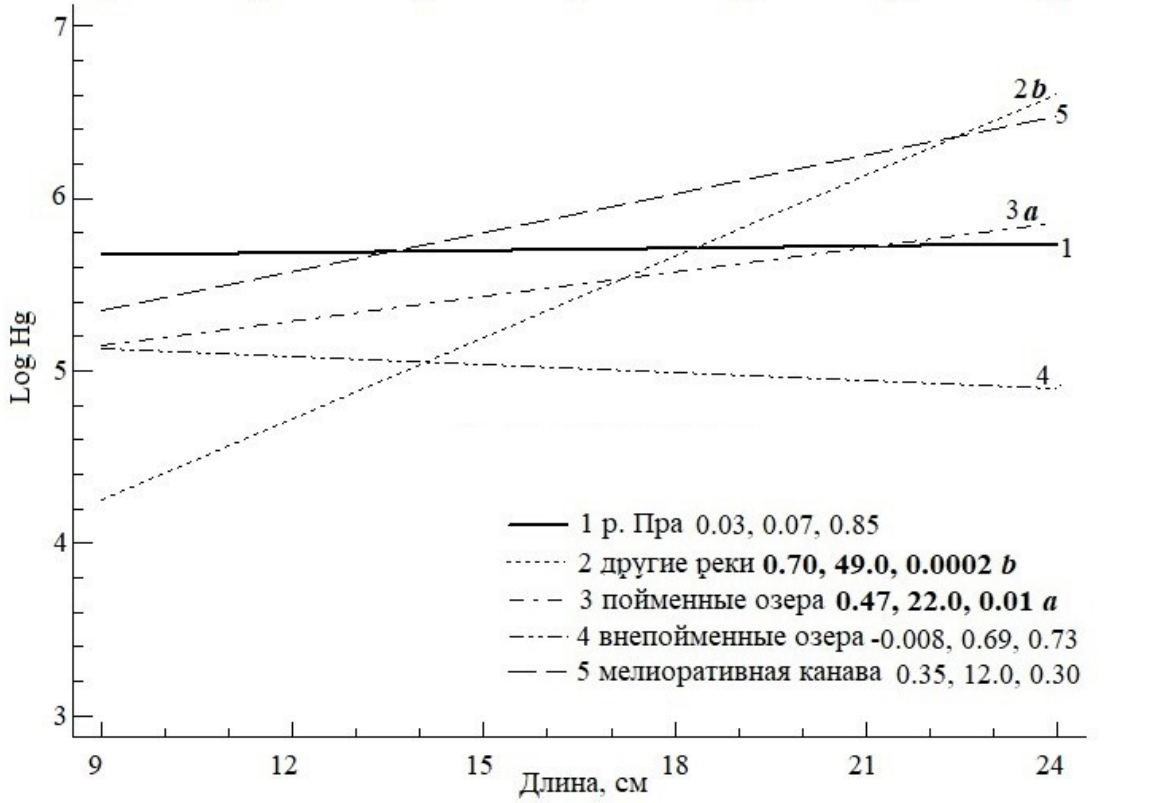


Рис. 7. Связь между содержанием Hg в мышцах и длиной рыб: **A** – у окуней в возрасте до 2 лет включительно, **B** – у окуней старше 2 лет.

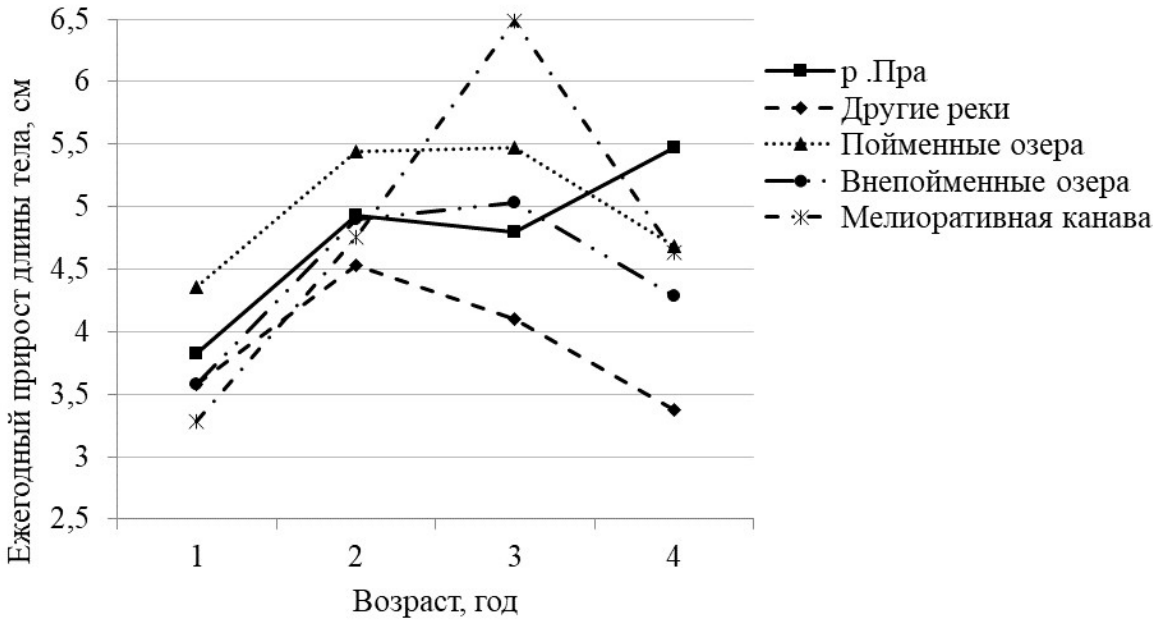


Рис. 8. Ежегодный прирост длины тела рыб из разных водоемов и водотоков (по данным обратного расчета роста рыб).

Табл. 4. Буквенные индексы, характеризующие достоверность различий прироста длины рыб разного возраста по водоемам и водотокам.

Водоемы и водотоки	Индексы			
	1 г.	2 г.	3 г.	4 г.
Пра	a	ab	ab	b
Другие реки	a	a	a	a
Пойменные озера	a	b	abc	ab
Внепойменные озера	a	ab	bc	ab
Канава	a	ab	c	ab

держание металла в мышцах окуня – от 0.02 до 0.68 мг/кг сырой массы. Подобная широкая вариабельность концентраций Hg отмечена и в других регионах. Так, в удаленных друг от друга озерах Канады с нейтральными значениями pH воды (7.0 >pH≥ 8.5) концентрации Hg в мышцах хищных рыб варьировали от 0.07 до 2.5 мг/кг сырой массы (Gantner et al., 2010), а в водоемах бассейна Амазонки (pH 4.5–6.5) содержание Hg у разных видов рыб – от 0.05 до 0.69 мг/кг сырой массы (Belger and Forsberg, 2006). Аналогичный разброс значений наблюдался в озерах Вологодской области, где концентрации ртути в окуне изменялись от 0.01 до 1.51 мг/кг (Тропин и др., 2019). Более того, масштабный метаанализ показал, что даже в пределах одного водоема и в отсутствие локальной антропогенной нагрузки концентрации Hg в рыбах могут значительно варьировать, различаясь на 2–3 порядка (например, от 0.005 до 0.5 мг/кг) (Lavoie et al., 2018).

Традиционно темп роста считается одним из ключевых биологических факторов, влияющих на накопление Hg: предполагается, что медленнорастущие рыбы накапливают металла больше из-за более длительного периода экспозиции (Verta, 1990). Однако наши данные вносят уточнения в эту гипотезу. В р. Пра и мелиоративной канаве отмечен и интенсивный рост окуня, и самые

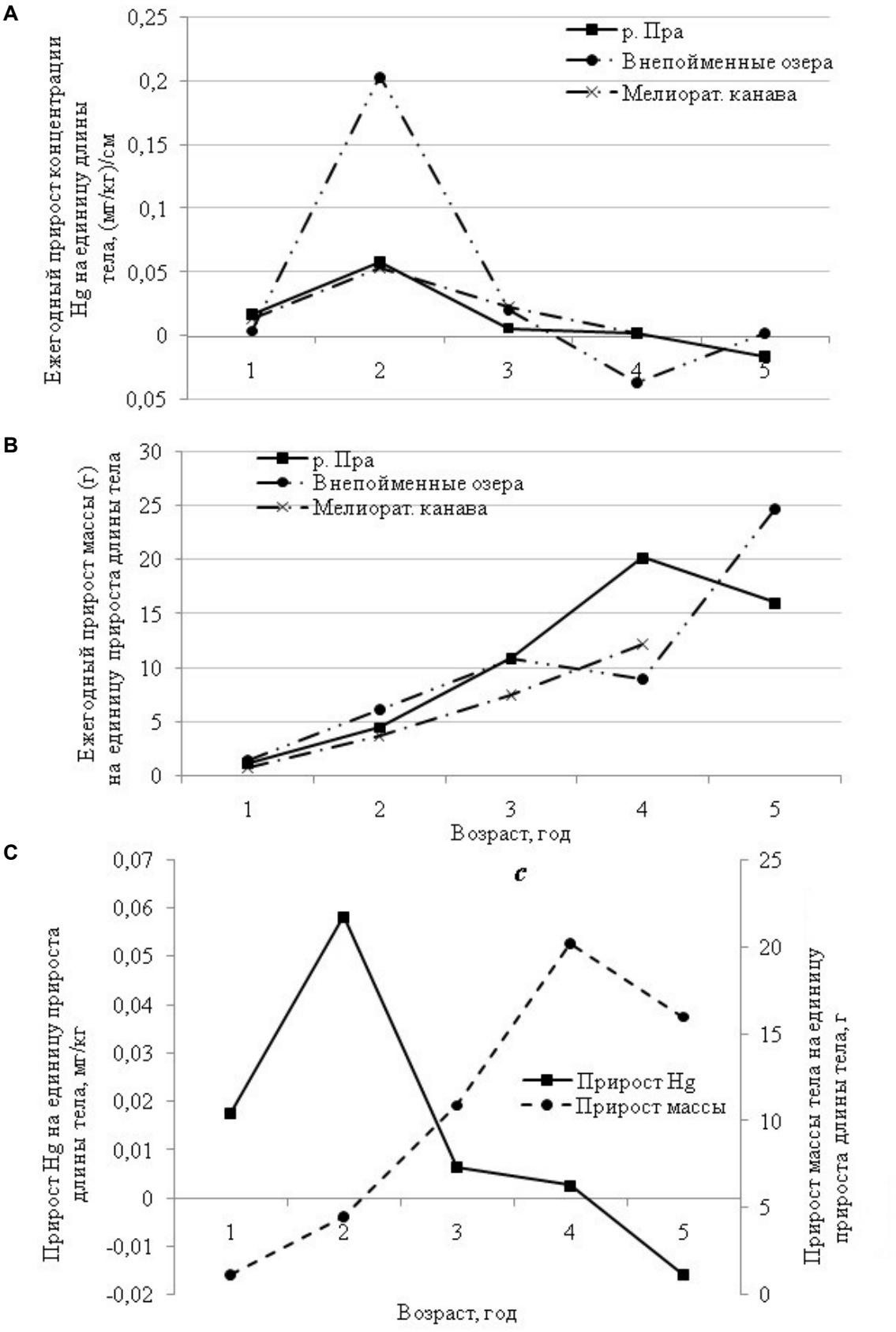


Рис. 9. Динамика возрастных изменений массы и концентраций Hg в мышцах окуней из разных водоемов и водотоков: **A** – ежегодный прирост концентраций Hg, **B** – ежегодный прирост массы тела рыб, **C** – ежегодный прирост концентраций Hg и массы тела у окуней из р. Пра.

Табл. 5. Физико-химические параметры водоемов и водотоков ОГПБЗ и его окрестностей (Гремячих и др., 2012). Прочерк означает отсутствие данных.

№ станции	Река/озеро (станция)	Площадь зеркала, км^2	pH	Цветность, град	Длина водотока, км	Площадь водосбора, тыс. км^2
			Реки и затоны			
1	р. Ока (Рябов затон)	11.68	–	–	1500	245
2	р. Ламша	–	–	–	25	0.28
3	р. Исток	–	–	–	17	0.027
4	р. Толпега	–	7.9	–	15	–
5	р. Пра (Мирская роща)	0.02	6.6	–	–	–
6	р. Пра (Нефедово)	0.03	6.9	70	–	–
7	р. Пра (Брыкин бор)	–	–	–	–	–
8	р. Пра (Алешина лука)	–	7	540	–	–
			Пойменные озера			
9	Алексеево	0.03	6.7	440	–	–
10	Шилище	–	–	–	–	–
11	Лакашинское	0.85	8.9	–	–	–
			Внепойменные озера			
12	Русаново	–	–	–	–	–
13	Татарское	0.62	8.8	220	–	–
14	Святое Лубяницкое	0.24	7.9	40	–	–
			Искусственные водоемы			
15	Мелиоративная канава у д. Папушево	–	7.0	–	8.5	–

высокие средние концентрации Hg в мышцах по сравнению с рыбами, населяющих другие водные объекты заповедника. Это не столько противоречит модели "разбавления ртути ростом", согласно которой быстрый соматический рост должен снижать концентрацию Hg в тканях (Jardine et al., 2006; Karimi et al., 2007b), сколько указывает на то, что соотношение между линейным ростом и массой тела меняется с возрастом; это, в свою очередь, влияет на динамику накопления Hg: в период активного роста (первые два года) концентрация ртути возрастает быстрее, чем при наращивании массы (Lester et al., 2004). Высокие уровни Hg в мышцах рыб из р. Пра и мелиоративной канавы могут быть связаны со специфическими свойствами гуминовой водной среды (сдвинутая в кислую сторону активная реакция, высокая цветность, пониженное содержание растворенного кислорода) и повышенным природным содержанием органического вещества и биогенных элементов (следствие заболоченности долины реки) (Гробова, 2008), а также с более ранним и массовым переходом окуня этих водных объектов на хищный способ питания. На

уровни накопления Hg в биоте влияет и структура биоценоза (видовое разнообразие и обилие гидробионтов разных трофических уровней), определяющая длину и сложность пищевой сети (Poste et al., 2022). Видовой состав ихтиофауны исследованных водных объектов заповедника насчитывает пять или более видов, в то время как повышенные концентрации ртути в мышцах рыб регистрировались в водоемах, где видов было не больше двух (Иванчева и др.; 2023). Окунь в нерестовых скоплениях и уловах имеет в основном статус «обычный», встречается часто, но, как правило, не доминирует. Возможно, поэтому влияние видового разнообразия рыб на уровни накопленной окунем Hg невелико.

Наиболее интенсивное накопление металла происходит в первые два года жизни окуня, что совпадает с переходом на хищный способ питания (Гремячих и др., 2024). В Окском заповеднике максимальная интенсивность накопления Hg отмечена у молоди (до 2 лет включительно) из р. Пра и мелиоративной канавы и у рыб старше 2 лет из других рек и пойменных озер. У окуня из р. Пра, внепойменных озер и мелиоративной канавы первоначально высокий ежегодный прирост концентраций Hg в мышцах со временем снижается, по-видимому, в результате замедления линейного роста и наращивания массы тела рыб. Вероятно, в пойменных озерах гидрофизические и гидрохимические условия обитания (застойные явления, высокое содержание органических веществ в воде) способствуют постепенному накоплению Hg, что в большей степени проявляется с возрастом. Можно предположить, что более эффективный трофический перенос ртути в пойменных озерах обусловлен стабильностью экосистемы, длительным временем удержания питательных веществ и, как следствие, повышенной активностью метилирующих микроорганизмов в донных отложениях (Chételat et al., 2020).

Среднее содержание Hg в мышцах речных рыб заповедника (особенно р. Пра) было выше, чем в пойменных озерах, несмотря на гидрологическую связь между реками и озерами во время весеннего паводка. Это можно объяснить более высокой продуктивностью и интенсивностью биогенного цикла Hg в речных экосистемах, а также поступлением металла из переувлажненных заболоченных верховьев водотока, где естественные биогеохимические процессы способствуют метилированию ртути (Driscoll et al., 2013).

У окуня из мелиоративной канавы зафиксирована одна из самых высоких концентраций Hg, несмотря на небольшие размеры рыб. Вероятно, это связано с особенностями функционирования экосистемы искусственного водоема: ограниченное пространство может приводить к высокой плотности популяции и, как следствие, усиливает внутривидовую конкуренцию за пищевые ресурсы. В таких условиях у рыб вынужденно расширяется спектр питания, и они начинают потреблять не столько предпочитаемую, сколько доступную пищу, включающую некрупных хищников, бентофагов или детритофагов, уже накопивших Hg (Amundsen et al., 2008; Eckley et al., 2020). Исследование в дельте Сакраменто-Сан-Хоакин (Калифорния, США) показало, что сочетание относительно высокого трофического уровня (например, у всеядных видов) и повышенной биодоступности Hg может приводить к усиленной биомагнификации металла внутри сообщества мелких рыб. (Eagles-Smith et al., 2009). Таким образом, даже в небольших антропогенно измененных водных объектах при определенных экологических условиях может накапливаться большое количество загрязняющих веществ.

В Российской Федерации предельно допустимые уровни ртути для пресноводной рыбы составляют 0.3 мг/кг сырой массы (СанПиН 2.3.2.1078-01[3]). Таким образом, среднее содержание металла в рыбе из р. Пра (0.30 мг/кг) находится на допустимом уровне, однако концентрации в организме отдельных особей могут превышать норматив. Это указывает на потенциальный риск для здоровья людей, регулярно потребляющих рыбу из данных водоемов, особенно из р. Пра, и необходимость дальнейшего мониторинга.

Выявленные закономерности требуют дальнейшего изучения источников и путей поступления Hg в водные экосистемы, а также мониторинга состояния ихтиофауны как биоиндикатора экологического здоровья водоемов, особенно на особо охраняемых природных территориях.

[3] СанПиН 2.3.2.1078-01. Гигиенические требования безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов.

Заключение

Проведенное исследование выявило значительную пространственную и возрастную вариабельность содержания ртути в мышцах речного окуня из водоемов и водотоков Окского государственного природного биосферного заповедника. Это связано с тем, что существенную роль в процессах биоаккумуляции металла играют не только объемы поступающей на территорию заповедника с атмосферным переносом Hg, но и биогеохимические особенности водных экосистем, а также их трофический статус.

Наиболее высокое содержание металла отмечено у окуня из р. Пра и мелиоративной канавы. В р. Пра это связано с заболоченностью водосбора, высокой цветностью воды, сдвигом pH в слабокислую сторону (6.6–7.0) и, как следствие, повышенной биодоступностью Hg. В мелиоративной канаве, несмотря на нейтральный pH (7.0), высокая плотность популяции и ограниченность пространства усиливают внутривидовую конкуренцию и вынуждают рыб потреблять доступную, но уже загрязненную пищу. Ключевую роль в повышенной биодоступности Hg в изученных водоемах играют высокое содержание органического вещества в воде и донных отложениях, а также особенности структуры биоценоза, определяющие эффективность трофического переноса загрязнителя. На скорость биомагнификации Hg влияет структура конкретного биоценоза, определяющая сложность и длину пищевой цепи. Таким образом, наблюдаемые различия в накоплении Hg обусловлены комплексным воздействием биотических и абиотических компонентов экосистемы, причем в более простых и коротких пищевых цепях происходит концентрирование, а не разбавление ртути, что приводит к накоплению ее у высших хищников, включая окуня.

Темпы роста рыб по группам водоемов различаются, как и интенсивность накопления ими Hg. Максимальный ежегодный прирост длины тела окуня (по восстановленной длине) отмечен в р. Пра, минимальный – в других реках заповедника. Окунь из пойменных и внепойменных озер и мелиоративной канавы занимает по этому показателю промежуточное положение. Интенсивность накопления Hg в мышцах рыб зависит не только от особенностей конкретных водоемов и водотоков, но и от возраста. Наиболее интенсивное накопление металла происходит в первые два года жизни, после чего процесс замедляется, что может быть обусловлено «эффектом разбавления» за счет ускоренного соматического роста рыб, увеличения длины и массы тела. Выявлены различия в динамике накопления ртути в мышцах рыб разного возраста, населяющих исследованные водоемы. У молоди (до 2 лет включительно) максимальный прирост содержания Hg на единицу прироста длины тела отмечен в р. Пра и внепойменных озерах, тогда как у взрослых особей (старше 2 лет) – в пойменных озерах. В мелиоративной канаве, несмотря на небольшие размеры рыб, отмечено интенсивное накопление Hg, вероятно, вследствие специфических условий обитания (высокая плотность популяции, ограниченность пространства), в том числе анаэробных условий в донных слоях, благоприятных для метилирования ртути.

Полученные концентрации ртути у отдельных окуней из р. Пра превышают допустимый уровень, что требует внимания с точки зрения безопасности потребления рыбы и обусловливает необходимость дальнейшего мониторинга.

Список литературы

Гремячих, В.А., Комов, В.Т., Базаров, М.И., Иванова, Е.С., Баженова, Д.Е., 2024. Пространственная вариабельность интенсивности накопления ртути в мышцах разноразмерного окуня Рыбинского водохранилища. *Труды института Биологии внутренних вод имени И.Д. Папанина РАН* **108** (111), 7–19.

Гремячих, В.А., Комов, В.Т., Иванчев, В.П., Иванчева, Е.Ю., Камшилова, Т.Б., 2012. Содержание ртути в мышцах рыб из водоемов Окского заповедника и окрестных территорий. *Труды Окского государственного природного биосферного заповедника* **27**, 377–391.

Гриб, А.В., Степанова, В.С., 1943. Дополнительные исследования Сяберских озер и некоторые данные о характере их рыбного населения. *Труды Ленинградского общества естествоиспытателей* **63** (3), 32–38.

Гробова, О.В., 2008. Краткая гидрохимическая характеристика реки Пры в нижнем течении (по данным регулярных наблюдений в районе пос. Брыкин Бор в 1996–2006 гг.). *Труды Окского государственного природного биосферного заповедника* **26**,188–195.

Дгебуадзе, Ю.Ю., 2001. Экологические закономерности изменчивости роста рыб. Наука, Москва, Россия, 276 с.

Иванчева, Е.Ю., Лычковская, И.Ю., Иванчев, В.П., 2023. Рыбное население и макрозообентос центральной озерно-речной системы Мещерской низменности. Рязанская областная типография, Рязань, Россия, 128 с.

Ильмаст, Н.В., 2005. Введение в ихтиологию. Карельский научный центр РАН, Петрозаводск, Россия, 148 с.

Камшилова, Т.Б., Комов, В.Т., Гремячих, В.А., 2011. Сравнительный анализ темпа роста и накопления ртути в организме окуня *Perca fluviatilis* L. из озер Дарвинского, Рдейского и Полистовского заповедников. В: Комов, В.Т. (ред.), *Антропогенное влияние на водные организмы и экосистемы*. ТР-Принт, Москва, Россия, 15–19.

Камшилова, Т.Б., Комов, В.Т., Гремячих, В.А., 2013. Накопление ртути в мышцах и темпы роста окуня (*Perca fluviatilis Linnaeus*) из озер Полистово-Ловатского верхового болотного массива. *Вода: Химия и Экология* **12**, 58–66.

Комов, В.Т., Гремячих, В.А., Камшилова, Т.Б., Лобус, Н.В., 2009. Содержание ртути в мышцах окуня из озер Полистово-Ловатского верхового болотного массива. *Труды государственного природного заповедника «Рдейский»* **1**, 102–115.

Макарова, Н.П., 1979. Эколого-физиологическая характеристика окуня оз. Селигер и Угличского водохранилища. В: Решетников, Ю.С. (ред.), *Изменчивость рыб пресноводных экосистем*, Наука, Москва, СССР, 180–194.

Мина, М.В., Клевезаль, Г.А., 1976. Рост животных. Наука, Москва, СССР, 291 с.

Павлов, Д.С., Крылов, А.В., Дгебуадзе, Ю.Ю., 2007. Гидробиологические и ихтиологические исследования на базе заповедников их направления и перспективы. *Труды Центрально-лесного заповедника* **5**, 48–59.

Попова, О.А., 1971. Биологические показатели щуки и окуня в водоемах с различным гидрологическим режимом и кормностью. В: Решетников, Ю.С. (ред.), *Закономерности роста и созревания рыб*. Наука, Москва, СССР, 102–152.

Попова, О.А., 1979. Питание и пищевые взаимоотношения судака, окуня и ерша в водоемах разных широт. В: Решетников, Ю.С. (ред.), *Изменчивость рыб пресноводных экосистем*. Наука, Москва, СССР, 93–112.

Попова, О.А., Андреев, В.Л., Макарова, Н.П., Решетников, Ю.С., 1993. Изменчивость морфометрических показателей у речного окуня *Perca fluviatilis* L. в пределах ареала. В: Шатуновский, М.И. (ред.), *Биология речного окуня.* Наука, Москва, Россия, 4–55.

Правдин, И.Ф., 1966. Руководство по изучению рыб. Пищевая промышленность, Москва, СССР, 376 с.

Решетников, Ю.С., Попова, О.А., Стерлигова, О.П., Титова, Б.Ф., 1982. Рост, созревание и численность рыб в новых условиях. В: Шатуновский, М.И. (ред.), *Изменение структуры рыбного населения эвтрофируемого водоема*. Наука, Москва, СССР, 176–218.

Степанова, И.К., Комов, В.Т., 1996. Ртуть в абиотических и биотических компонентах озер Северо-Запада России. *Экология* **27** (3), 198–203.

Стерлигова, О.П., 2016. Методы определения возраста рыб и его практическое значение. Карельский научный центр РАН, Петрозаводск, Россия, 57 с.

Тобратов, С.А., Железнова, О.С., Водорезов, А.В., 2018. Зарастание заброшенных земель как фактор геохимической устойчивости ландшафтов к антропогенному поступлению ртути. *Вестник РГУ* **59**, 97–124.

Тропин, Н.Ю., Борисов, М.Я., Угрюмова, Е.В., Комарова, Е.С., Иванова, Е.С., 2019. Содержание ртути в мышечной ткани речного окуня (*Perca fluviatilis* (L.)) крупных водоемов Вологодской области. *Токсикологический вестник* **2** (155), 53–58.

Amundsen, P.-A., Knudsen, R., Klemetsen, A., 2008. Seasonal and ontogenetic variations in resource use by two sympatric Arctic charr morphs. *Environmental Biology of Fishes* **83** (4), 45–55. https://doi.org/10.1007/s10641-007-9262-1

Backstrom, C.H., Buckman, K., Molden, E., Chen, C.Y., 2020. Mercury levels in freshwater fish: Estimating concentration with fish length to determine exposures through fish consumption. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* **78**, 604–621. http://www.doi.org/10.1007/s00244-020-00717-y

Bashkin, V.N., 2006. Modern biogeochemistry: environmental risk assessment. Springer Publishers, Netherlands, 444 p.

Belger, L., Forsberg, B.R., 2006. Factors controlling mercury levels in two predatory fish species in the Negro river basin, Brazilian Amazon. *Science of the Total Environment* **367** (1), 451–459. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.03.033

Bravo, A.G., Cosio, C., Amouroux, D., Zopfi, J., Chevally, P.-A. et al., 2014. Extremely elevated methyl mercury levels in water, sediment and organisms in a Romanian reservoir affected by release of mercury from a chlor-alkali plant. *Environmental Science & Technology* **48** (24), 14289–14297. https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.10.024

Burger, J., Gochfeld, M., 2011. Mercury and selenium levels in 19 species of saltwater fish from New Jersey as a function of species, size, and season. *The Science of the Total Environment* **409** (8), 1418–1429. http://www.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.12.034

Chételat, J., Ackerman, J.T., Eagles-Smith, C.A., Hebert, C.E., 2020. Methylmercury exposure in wildlife: A review of the ecological and physiological processes affecting contaminant concentrations and their interpretation. *Science of the Total Environment* **711**, 135117. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135117

Chumchal, M.M., Hambright, K.D., 2009. Ecological factors regulating mercury contamination of fish from Caddo Lake, Texas, USA. *Environmental Toxicology and Chemistry* **28** (5), 962–972. http://www.doi.org/10.1897/08-197.1

Cizdziel, J.V., Hinners, T.A., Pollard, J.E., Heithmar, E.M., Cross, C.L., 2002. Mercury concentrations in fish from Lake Mead, USA, related to fish size, condition, trophic level, location, and consumption risk. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* **43** (3), 309–317. http://www.doi.org/10.1007/s00244-002-1191-6

Driscoll, C.T., Mason, R.P., Chan, H.M., Jacob, D.J., Pirrone, N., 2013. Mercury as a global pollutant: sources, pathways, and effects. *Environmental Science and Technology* **47** (10), 4967–4983. https://doi.org/10.1021/es305071v

Eagles-Smith, C.A., Silbergeld, E.K., Basu, N., Bustos, D., Campbell, L.M., 2009. Factors influencing mercury concentrations in small fish in the Sacramento-San Joaquin Delta, California, USA. *Environmental Toxicology and Chemistry* **27** (12), 2373–2383.

Eckley, C.S., Luxton, T.P., McKernan, J., Goetz, J., 2020. Water-level fluctuations influence sediment porewater chemistry and methylmercury production in a flood-control reservoir. *Environmental Pollution* **222**, 32–41. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.01.010

Gabriel, M.C., Kolka, R., Wickman, T., Nater, E., Woodruff, L., 2009. Evaluating the spatial variation of total mercury in young-of-year yellow perch (*Perca flavescens*), surface water and upland soil for watershed–lake systems within the southern Boreal Shield. *The Science of The Total Environment* **407** (13), 4117–4126. http://www.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.03.019

Gantner, N., Muir, D.C.G., Power, M., Iqaluk, D., Reist, J.D. et al., 2010. Mercury concentrations in landlocked Arctic char (*Salvelinus alpinus*) from the Canadian Arctic. Part II: Influence of lake biotic and abiotic characteristics on geographic trends in the Northwest Territories. *Environmental Toxicology and Chemistry* **29** (3), 633–643. https://doi.org/10.1002/etc.96

Gedig, D.P., Hauger, M., Armstrong, D.A., Jeffries, K.M., 2023. Mercury contamination of an introduced generalist fish of intermediate trophic level. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* **85**, 13–24. https://doi.org/10.1007/s00244-023-01004-2

Greenfield, B.K., Hrabik, T.R., Harvey, C.J., Carpenter, C.J., 2001. Predicting mercury levels in yellow perch: use of water chemistry. trophic ecology. and spatial traits. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **58** (7), 1419–1429. https://doi.org/10.1139/F01-088

Greib, T.M., Driscoll, C.T., Gloss, S.P., Schofield, C.L., Bowie, G.I., Porcella, D.B., 1990. Factors affecting mercury accumulation in fish in the upper Michigan peninsula. *Environmental Toxicology and Chemistry* **9**, 919–930. https://doi.org/10.1002/etc.5620090710

Haines, T.A., 1981. Acidic precipitation and its consequences for aquatic ecosystems: A Review. *Transactions of the American Fisheries Society* **110** (6), 669–707. https://doi.org/10.1577/1548-8659(1981)110<669:APAICF>2.0.CO;2

Haines, T.A., Komov, V.T., Jagoe, C.H., 1992. Lake acidity and mercury content of fish in Darwin National Reserve, Russia. *Environmental Pollution* **78** (1–3), 107–112. https://doi.org/10.1016/0269-7491(92)90017-5

Hakanson, L., Andersson, T., Nilsson, A., 1990. Mercury in fish in Swedish lakes – linkages to domestic and European sources of emissions. *Water Air Soil Pollution* **50** (1), 171–191. https://doi.org/10.1007/BF00284791

Höhne, L., Palmer, M., Monk, T.C., Matern, S., Nikolaus, R., Trudeau, A., Arlinghaus, R., 2019. Environmental determinants of perch (*Perca fluviatilis*) growth in gravel pit lakes and the relative performance of simple versus complex ecological predictors. *Ecology of Freshwater Fish* **29** (962), 557–573. https://doi.org/10.1111/eff.12532

Jardine, T.D., Kidd, K.A., Fisk, A.T., 2006. Applications, considerations, and sources of uncertainty when using stable isotope analysis in ecotoxicology. *Environmental Science and Technology* **40** (24), 7517–7524.

Kamman, N.C., Lorey, P.M., Driscoll, C.T., Estabrook, R., Major, A., Pientka, B., Glassford, E., 2004. Assessment of mercury in waters, sediments, and biota of New Hampshire and Vermont Lakes, USA, sampled using a geographically randomized design. *Environmental Toxicology and Chemistry* **23** (5), 1172–1186. https://doi.org/10.1897/03-170

Karagas, M.R., Choi, A.L., Oken, E., Horvat, M., Schoeny, R. et al., 2012. Evidence on the human health effects of low level methylmercury exposure. *Environmental Health Perspectives* **120** (6), 799–806. https://doi.org/10.1289/ehp.1104494

Karimi, R., Chen, C.Y., Folt, C.L., 2007a. Biogeochemical and ecological controls of mercury accumulation in aquatic food webs. *Environmental Pollution* **150** (3), 338–347.

Karimi, R., Chen, C.Y., Pickhardt, P.C., Fisher, N.S., Folt, C.L., 2007b. Stoichiometric controls of mercury dilution by growth. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **104** (18), 7477–7482. https://doi.org/10.1073/pnas.0611261104

Lavoie, R.A., Jardine, T.D., Chumchal, M.M., Kidd, K.A., Campbell, L.M., 2013. Biomagnification of mercury in aquatic food webs: a worldwide meta-analysis. *Environmental Science and Technology* **47** (13), 13385–13394. https://doi.org/doi: 10.1021/es403103t

Lavoie, R.A., Bouffard, A., Maranger, R., Amyot, M., 2018. Mercury transport and human exposure from global marine fisheries. *Scientific Reports* **8** (1), 6705. https://doi.org/10.1038/s41598-018-24938-3

Lea, E., 1910. Contribution to the methodics in herring investigations. *Journal du Conseil* **1** (53), 7–33. https://doi.org/10.1093/icesjms/s1.53.7

Lester, N.P., Shuter, B.J., Abrams, P.A., 2004. Interpreting the von Bertalanffy model of somatic growth in fishes: the cost of reproduction. *Proceedings. Biological Sciences* **271** (1548), 1625–1633. https://doi.org/10.1098/rspb.2004.2778

McMurty, M., Wales, D., Scheider, W., 1989. Relationship of mercury concentration in lake trout (*Salvelinus namaycush*) and smallmouth bass (*Micropterus dolomieui*) to the physical and chemical characteristics of Ontario lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **46** (46), 426–570. https://doi.org/10.1139/f89-057

Mergler, D., Anderson, H.A., Chan, L.H., Mahaffey, R.K., Murray, M., Sakamoto, M., Stern, A.H., 2007. Methylmercury exposure and health effects in humans: a worldwide concern. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* **36** (1), 3–11. https://doi.org/10.1579/0044-7447(2007)36[3:meahei]2.0.co;2

Miller, E.K., Chen, C., Kamman, N., Shanley, J., Chalmers, A. et al., 2012. Mercury in the pelagic food web of Lake Champlain. *Ecotoxicology* **21** (3), 705–718. https://doi.org/10.1007/s10646-011-0829-4

Pickhardt, P.C., Folt, C.L., Chen, C.Y., Klaue, B., Blum, J.D. et al., 2002. Algal blooms reduce the uptake of toxic methylmercury in freshwater food webs. *Proceedings of the National Academy of Science of the United States of America* **99** (7), 4419–4423. https://doi.org/10.1073/pnas.072531099

Piraino, M.N., Taylor, D.L., 2009. Bioaccumulation and trophic transfer of mercury in striped bass (*Morone saxatilis*) and tautog (*Tautoga onitis*) from the Narragansett Bay (Rhode Island, USA). *Marine Environmental Research* **67** (3), 117–128. https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2008.12.006

Poste, A.E., Ozkan, K., Henriksen, T.V., 2022. Food web structure and habitat connectivity influence mercury accumulation in fish in small Arctic lakes. *Science of The Total Environment* **806** (4), 150699.

Scheuhammer, A.M., Meyer, M.W., Sandheinrich, M.B., Murray, M.W., 2007. Effects of environmental methylmercury on the health of wild birds, mammals, and fish. *Ambio* **36** (1), 12–18. https://doi.org/10.1579/0044-7447(2007)36[12:eoemot]2.0.co;2

Sonesten, L., 2003. Fish mercury levels in lakes – adjusting for Hg and fish-size covariation. *Environmental Pollution* **125** (1), 255–265. https://doi.org/10.1016/s0269-7491(03)00051-4

Ullrich, S.M., Tanton, T.W., Abdrashitova, S.A., 2001. Mercury in the aquatic environment: a review of factors affecting methylation. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* **31** (3), 241–293. https://doi.org/10.1080/20016491089226

Verta, M., 1990. Changes in fish mercury concentrations in an intensively fished lake. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **47** (10), 1888–1897. https://doi.org/10.1139/f90-213

Waite, D.T., Snihura, A.D., Huang, G.H., 2002. Uptake of atmospheric mercury by deionized water and aqueous solution of inorganic salts at acidic, neutral and alkaline pH. *Chemosphere* **49** (3), 341–351. https://doi.org/10.1016/s0045-6535(02)00278-3

Ward, D.M., Nislow, K.H., Chen, C.Y., Folt, C.L., 2010a. Reduced trace element concentrations in fast-growing juvenile Atlantic salmon in natural streams. *Environmental Science and Technology* **44** (9), 3245–3251. https://doi.org/10.1021/es902639a

Ward, D.M., Nislow, K.H., Folt, C.L., 2010b. Bioaccumulation syndrome: identifying factors that make some stream food webs prone to elevated mercury bioaccumulation. *Annals of the New York Academy of Sciences* **1195**, 62–83. https://doi.org/10.1111/j.1749-6632.2010.05456.x

Ward, D.M., Mayes, B., Sturup, S., Folt, C.L., Chen, C.Y., 2012. Assessing element-specific patterns of bioaccumulation across New England lakes. The *Science of the Total Environment* **421–422**, 230–237. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.01.058

Wiener, J.G., 2013. Mercury exposed: advances in environmental analysis and ecotoxicology of a highly toxic metal. *Environmental Toxicology and Chemistry* **32** (10), 2175–2178. https://doi.org/10.1002/etc.2333

Wootton, R.J., 1998. Ecology of teleost fishes. Chapman and Hall, New York, USA, 424 p.

References

Amundsen, P.-A., Knudsen, R., Klemetsen, A., 2008. Seasonal and ontogenetic variations in resource use by two sympatric Arctic charr morphs. *Environmental Biology of Fishes* **83** (4), 45–55. https://doi.org/10.1007/s10641-007-9262-1

Backstrom, C.H., Buckman, K., Molden, E., Chen, C.Y., 2020. Mercury levels in freshwater fish: Estimating concentration with fish length to determine exposures through fish consumption. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* **78**, 604–621. http://www.doi.org/10.1007/s00244-020-00717-y

Bashkin, V.N., 2006. Modern biogeochemistry: environmental risk assessment. Springer Publishers, Netherlands, 444 p.

Belger, L., Forsberg, B.R., 2006. Factors controlling mercury levels in two predatory fish species in the Negro river basin, Brazilian Amazon. *Science of the Total Environment* **367** (1), 451–459. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.03.033

Bravo, A.G., Cosio, C., Amouroux, D., Zopfi, J., Chevally, P.-A. et al., 2014. Extremely elevated methyl mercury levels in water, sediment and organisms in a Romanian reservoir affected by release of mercury from a chlor-alkali plant. *Environmental Science & Technology* **48** (24), 14289–14297. https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.10.024

Burger, J., Gochfeld, M., 2011. Mercury and selenium levels in 19 species of saltwater fish from New Jersey as a function of species, size, and season. *The Science of the Total Environment* **409** (8), 1418–1429. http://www.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.12.034

Chételat, J., Ackerman, J.T., Eagles-Smith, C.A., Hebert, C.E., 2020. Methylmercury exposure in wildlife: A review of the ecological and physiological processes affecting contaminant concentrations and their interpretation. *Science of the Total Environment* **711**, 135117. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135117

Chumchal, M.M., Hambright, K.D., 2009. Ecological factors regulating mercury contamination of fish from Caddo Lake, Texas, USA. *Environmental Toxicology and Chemistry* **28** (5), 962–972. http://www.doi.org/10.1897/08-197.1

Cizdziel, J.V., Hinners, T.A., Pollard, J.E., Heithmar, E.M., Cross, C.L., 2002. Mercury concentrations in fish from Lake Mead, USA, related to fish size, condition, trophic level, location, and consumption risk. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* **43** (3), 309–317. http://www.doi.org/10.1007/s00244-002-1191-6

Dgebuadze, Yu.Yu., 2001. Ekologicheskie zakonomernosti izmenchivosti rosta ryb [Ecological patterns of fish growth variability]. Nauka, Moscow, Russia, 276 p. (In Russian).

Driscoll, C.T., Mason, R.P., Chan, H.M., Jacob, D.J., Pirrone, N., 2013. Mercury as a global pollutant: sources, pathways, and effects. *Environmental Science and Technology* **47** (10), 4967–4983. https://doi.org/10.1021/es305071v

Eagles-Smith, C.A., Silbergeld, E.K., Basu, N., Bustos, D., Campbell, L.M., 2009. Factors influencing mercury concentrations in small fish in the Sacramento-San Joaquin Delta, California, USA. *Environmental Toxicology and Chemistry* **27** (12), 2373–2383.

Eckley, C.S., Luxton, T.P., McKernan, J., Goetz, J., 2020. Water-level fluctuations influence sediment porewater chemistry and methylmercury production in a flood-control reservoir. *Environmental Pollution* **222**, 32–41. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.01.010

Gabriel, M.C., Kolka, R., Wickman, T., Nater, E., Woodruff, L., 2009. Evaluating the spatial variation of total mercury in young-of-year yellow perch (*Perca flavescens*), surface water and upland soil for watershed–lake systems within the southern Boreal Shield. *The Science of The Total Environment* **407** (13), 4117–4126. http://www.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.03.019

Gantner, N., Muir, D.C.G., Power, M., Iqaluk, D., Reist, J.D. et al., 2010. Mercury concentrations in landlocked Arctic char (*Salvelinus alpinus*) from the Canadian Arctic. Part II: Influence of lake biotic and abiotic characteristics on geographic trends in the Northwest Territories. *Environmental Toxicology and Chemistry* **29** (3), 633–643. https://doi.org/10.1002/etc.96

Gedig, D.P., Hauger, M., Armstrong, D.A., Jeffries, K.M., 2023. Mercury contamination of an introduced generalist fish of intermediate trophic level. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* **85**, 13–24. https://doi.org/10.1007/s00244-023-01004-2

Greenfield, B.K., Hrabik, T.R., Harvey, C.J., Carpenter, C.J., 2001. Predicting mercury levels in yellow perch: use of water chemistry. trophic ecology. and spatial traits. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **58** (7), 1419–1429. https://doi.org/10.1139/F01-088

Greib, T.M., Driscoll, C.T., Gloss, S.P., Schofield, C.L., Bowie, G.I., Porcella, D.B., 1990. Factors affecting mercury accumulation in fish in the upper Michigan peninsula. *Environmental Toxicology and Chemistry* **9**, 919–930. https://doi.org/10.1002/etc.5620090710

Gremiachikh, V.A., Komov, V.T., Bazarov, M.I., Ivanova, E.S., Bazhenova, D.E., 2024. Prostranstvennaia variabel'nost' intensivnosti nakopleniia rtuti v myshtsakh raznorazmernogo okunia Rybinskogo vodokhranilishcha [Spatial variability in the intensity of mercury accumulation in the muscles of a multi-sized perch of the Rybinsk reservoir]. *Trudy instituta Biologii vnutrennikh vod imeni I.D. Papanina*

RAN [Proceedings of the I.D. Papanin Institute of Biology of Inland Waters of the Russian Academy of Sciences] **108** (111), 7–19. (In Russian).

Gremiachikh, V.A., Komov, V.T., Ivanchev, V.P., Ivancheva, E.Iu., Kamshilova, T.B., 2012. Soderzhanie rtuti v myshtsakh ryb iz vodoemov Okskogo zapovednika i okrestnykh territorii [The mercury content in the muscles of fish from the reservoirs of the Oka Nature Reserve and surrounding areas.]. *Trudy Okskogo gosudarstvennogo prirodnogo biosfernogo zapovednika [Proceedings of the Oka State Natural Biosphere Reserve]* **27**, 377–391. (In Russian).

Grib, A.V., Stepanova, V.S., 1943. Dopolnitel'nye issledovaniia Siaberskikh ozer i nekotorye dannye o kharaktere ikh rybnogo naseleniia [Additional studies of the Syabersk lakes and some data on the nature of their fish population]. *Trudy Leningradskogo obshchestva estestvoispytatelei [Proceedings of the Leningrad Society of Naturalists]* **63** (3), 32–38. (In Russian).

Grobova, O.V., 2008. Kratkaia gidrokhimicheskaia kharakteristika reki Pry v nizhnem techenii (po dannym reguliarnykh nabliudenii v raione pos. Brykin Bor v 1996–2006 gg.) [Brief hydrochemical characteristics of the Pra River in its lower reaches (according to regular observations in the area of the village Brykin Forest in 1996–2006)]. *Trudy Okskogo gosudarstvennogo prirodnogo biosfernogo zapovednika [Proceedings of the Oka State Natural Biosphere Reserve]* **26**, 188–195. (In Russian).

Haines, T.A., 1981. Acidic precipitation and its consequences for aquatic ecosystems: A Review. *Transactions of the American Fisheries Society* **110** (6), 669–707. https://doi.org/10.1577/1548-8659(1981)110<669:APAICF>2.0.CO;2

Haines, T.A., Komov, V.T., Jagoe, C.H., 1992. Lake acidity and mercury content of fish in Darwin National Reserve, Russia. *Environmental Pollution* **78** (1–3), 107–112. https://doi.org/10.1016/0269-7491(92)90017-5

Hakanson, L., Andersson, T., Nilsson, A., 1990. Mercury in fish in Swedish lakes – linkages to domestic and European sources of emissions. *Water Air Soil Pollution* **50** (1), 171–191. https://doi.org/10.1007/BF00284791

Höhne, L., Palmer, M., Monk, T.C., Matern, S., Nikolaus, R., Trudeau, A., Arlinghaus, R., 2019. Environmental determinants of perch (*Perca fluviatilis*) growth in gravel pit lakes and the relative performance of simple versus complex ecological predictors. *Ecology of Freshwater Fish* **29** (962), 557–573. https://doi.org/10.1111/eff.12532

Il'mast, N.V., 2005. Vvedenie v ikhtiologiiu [Introduction to ichthyology]. Karel'skii nauchnyi tsentr RAN [Karelian Scientific Center of the Russian Academy of Sciences], Petrozavodsk, Russia, 148 p. (In Russian).

Ivancheva, E.Yu., Lychkovskaia, I.Yu., Ivanchev, V.P., 2023. Rybnoe naselenie i makrozoobentos tsentral'noi ozerno-rechnoi sistemy Meshcherskoi nizmennosti [Fish population and macrozoobenthos of the central lake-river system of the Meschersk lowland]. Ryazan Regional Printing House, Ryazan, Russia, 128 p. (In Russian).

Jardine, T.D., Kidd, K.A., Fisk, A.T., 2006. Applications, considerations, and sources of uncertainty when using stable isotope analysis in ecotoxicology. *Environmental Science and Technology* **40** (24), 7517–7524.

Kamman, N.C., Lorey, P.M., Driscoll, C.T., Estabrook, R., Major, A., Pientka, B., Glassford, E., 2004. Assessment of mercury in waters, sediments, and biota of New Hampshire and Vermont Lakes, USA, sampled using a geographically randomized design. *Environmental Toxicology and Chemistry* **23** (5), 1172–1186. https://doi.org/10.1897/03-170

Kamshilova, T.B., Komov, V.T., Gremiachikh, V.A., 2011. Sravnitel'nyi analiz tempa rosta i nakopleniia rtuti v organizme okunia *Perca fluviatilis* L. iz ozer Darvinskogo, Rdeiskogo i Polistovskogo zapovednikov [Comparative analysis of the growth rate and accumulation of mercury in the body of *Perca fluviatilis* L. perch from lakes in the Darwin, Rdeis, and Polistovsky reserves]. In; Komov, V.T. (ed.), *Antropogennoe vliianie na vodnye organizmy i ekosistemy [Anthropogenic impact on aquatic organisms and ecosystems]*. TP-print, Moscow, Russia, 15–19. (In Russian).

Kamshilova, T.B., Komov, V.T., Gremiachikh, V.A., 2013. Nakoplenie rtuti v myshtsakh i tempy rosta okunia (*Perca fluviatilis* Linnaeus) iz ozer Polistovo-Lovatskogo verkhovogo bolotnogo massiva [Accumulation of mercury in muscles and growth rates of perch (*Perca fluviatilis* Linnaeus) from lakes of the Polistovo-Lovatsky upland marsh massif]. *Voda: khimiia i ekologiia [Water: Chemistry and Ecology]* **12**, 58–66. (In Russian).

Karagas, M.R., Choi, A.L., Oken, E., Horvat, M., Schoeny, R. et al., 2012. Evidence on the human health effects of low level methylmercury exposure. *Environmental Health Perspectives* **120** (6), 799–806. https://doi.org/10.1289/ehp.1104494

Karimi, R., Chen, C.Y., Folt, C.L., 2007a. Biogeochemical and ecological controls of mercury accumulation in aquatic food webs. *Environmental Pollution* **150** (3), 338–347.

Karimi, R., Chen, C.Y., Pickhardt, P.C., Fisher, N.S., Folt, C.L., 2007b. Stoichiometric controls of mercury dilution by growth. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **104** (18), 7477–7482. https://doi.org/10.1073/pnas.0611261104

Komov, V.T., Gremiachikh, V.A., Kamshilova, T.B., Lobus, N.V., 2009. Soderzhanie rtuti v myshtsakh okunia iz ozer Polistovo-Lovatskogo verkhovogo bolotnogo massiva [The mercury content in the muscles of perch from the lakes of the Polistovo-Lovatsky upland marsh massif]. *Trudy gosudarstvennogo prirodnogo zapovednika «Rdeiskii» [Proceedings of the Rdeisky State Nature Reserve]* **1**, 102–115. (In Russian).

Lavoie, R.A., Jardine, T.D., Chumchal, M.M., Kidd, K.A., Campbell, L.M., 2013. Biomagnification of mercury in aquatic food webs: a worldwide meta-analysis. *Environmental Science and Technology* **47** (13), 13385–13394. https://doi.org/doi: 10.1021/es403103t

Lavoie, R.A., Bouffard, A., Maranger, R., Amyot, M., 2018. Mercury transport and human exposure from global marine fisheries. *Scientific Reports* **8** (1), 6705. https://doi.org/10.1038/s41598-018-24938-3

Lea, E., 1910. Contribution to the methodics in herring investigations. *Journal du Conseil* **1** (53), 7–33. https://doi.org/10.1093/icesjms/s1.53.7

Lester, N.P., Shuter, B.J., Abrams, P.A., 2004. Interpreting the von Bertalanffy model of somatic growth in fishes: the cost of reproduction. *Proceedings. Biological Sciences* **271** (1548), 1625–1633. https://doi.org/10.1098/rspb.2004.2778

Makarova, N.P., 1979. Ekologo-fiziologicheskaia kharakteristika okunia oz. Seliger i Uglichskogo vodokhranilishcha [Ecological and physiological characteristics of the lake perch Seliger and the Uglich reservoir]. In: Reshetnikov, Yu.S. (ed.), *Izmenchivost' ryb presnovodnykh ekosistem [Variability of fish in freshwater ecosystems]*. Nauka, Moscow, USSR, 180–194. (In Russian).

McMurty, M., Wales, D., Scheider, W., 1989. Relationship of mercury concentration in lake trout (*Salvelinus namaycush*) and smallmouth bass (*Micropterus dolomieui*) to the physical and chemical characteristics of Ontario lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **46** (46), 426–570. https://doi.org/10.1139/f89-057

Mergler, D., Anderson, H.A., Chan, L.H., Mahaffey, R.K., Murray, M., Sakamoto, M., Stern, A.H., 2007. Methylmercury exposure and health effects in humans: a worldwide concern. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* **36** (1), 3–11. https://doi.org/10.1579/0044-7447(2007)36[3:meahei]2.0.co;2

Miller, E.K., Chen, C., Kamman, N., Shanley, J., Chalmers, A. et al., 2012. Mercury in the pelagic food web of Lake Champlain. *Ecotoxicology* **21** (3), 705–718. https://doi.org/10.1007/s10646-011-0829-4

Mina, M.V., Klevezal', G.A., 1976. *Rost zhivotnykh [Animal growth].* Nauka, Moscow, USSR, 291 p. (In Russian).

Pavlov, D.S., Krylov, A.V., Dgebuadze, Yu.Yu., 2007. Gidrobiologicheskie i ikhtiologicheskie issledovaniia na baze zapovednikov. ikh napravleniia i perspektivy [Hydrobiological and ichthyological research on the basis of nature reserves, their directions and prospects]. *Trudy Tsentral'no-lesnogo zapovednika [Proceedings of the Central Forest Reserve]* **5**, 48–59. (In Russian).

Pickhardt, P.C., Folt, C.L., Chen, C.Y., Klaue, B., Blum, J.D. et al., 2002. Algal blooms reduce the uptake of toxic methylmercury in freshwater food webs. *Proceedings of the National Academy of Science of the United States of America* **99** (7), 4419–4423. https://doi.org/10.1073/pnas.072531099

Piraino, M.N., Taylor, D.L., 2009. Bioaccumulation and trophic transfer of mercury in striped bass (*Morone saxatilis*) and tautog (*Tautoga onitis*) from the Narragansett Bay (Rhode Island, USA). *Marine Environmental Research* **67** (3), 117–128. https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2008.12.006

Popova, O.A., 1971. Biologicheskie pokazateli shchuki i okunia v vodoemakh s razlichnym gidrologicheskim rezhimom i kormnost'iu [Biological parameters of pike and perch in reservoirs with different hydrological conditions and feeding conditions]. In: Reshetnikov, Yu.S. (ed.), *Zakonomernosti rosta i sozrevaniia ryb [Patterns of fish growth and maturation]*. Nauka, Moscow, USSR, 102–152. (In Russian).

Popova, O.A., 1979. Pitanie i pishchevye vzaimootnosheniia sudaka, okunia i ersha v vodoemakh raznykh shirot [Nutrition and nutritional relationships of walleye, perch and ruff in reservoirs of different latitudes]. In: Reshetnikov, Yu.S. (ed.), *Izmenchivost' ryb presnovodnykh ekosistem [Variability of fish in freshwater ecosystems]*. Nauka, Moscow, USSR, 93–112. (In Russian).

Popova, O.A., Andreev, V.L., Makarova, N.P., Reshetnikov, Yu.S., 1993. Izmenchivost' morfometricheskikh pokazatelei u rechnogo okunia *Perca fluviatilis* L. v predelakh areala [Variability of morphometric parameters in *Perca fluviatilis* L. river bass within the range]. In: Shatunovskii, M.I. (ed.), *Biologiia rechnogo okunia [Biology of river bass]*. Nauka, Moscow, Russia, 4–55. (In Russian).

Poste, A.E., Ozkan, K., Henriksen, T.V., 2022. Food web structure and habitat connectivity influence mercury accumulation in fish in small Arctic lakes. *Science of The Total Environment* **806** (4), 150699.

Pravdin, I.F., 1966. Rukovodstvo po izucheniiu ryb [A guide to the study of fish]. Pishchevaia promyshlennost', Moscow, USSR, 376 p. (In Russian).

Reshetnikov, Yu.S., Popova, O.A., Sterligova, O.P., Titova, B.F., 1982. Rost, sozrevanie i chislennost' ryb v novykh usloviiakh [Growth, maturation and abundance of fish in new conditions]. In: Shatunovskii, M.I. (ed.), *Izmenenie struktury rybnogo naseleniia evtrofiruemogo vodoema [Changes in the structure of the fish population of the eutrophized reservoir]*. Nauka, Moscow, USSR, 176–218. (In Russian).

Scheuhammer, A.M., Meyer, M.W., Sandheinrich, M.B., Murray, M.W., 2007. Effects of environmental methylmercury on the health of wild birds, mammals, and fish. *Ambio* **36** (1), 12–18. https://doi.org/10.1579/0044-7447(2007)36[12:eoemot]2.0.co;2

Sonesten, L., 2003. Fish mercury levels in lakes – adjusting for Hg and fish-size covariation. *Environmental Pollution* **125** (1), 255–265. https://doi.org/10.1016/s0269-7491(03)00051-4

Stepanova, I.K., Komov, V.T., 1996. Rtut' v abioticheskikh i bioticheskikh komponentakh ozer Severo-Zapada Rossii [Mercury in the abiotic and biotic components of lakes in Northwestern Russia]. *Ekologiia [Ecology]* **27** (3), 198–203. (In Russian).

Sterligova, O.P., 2016. Metody opredeleniia vozrasta ryb i ego prakticheskoe znachenie [Methods for determining the age of fish and its practical significance]. Karel'skii nauchnyi tsentr RAN [Karelian Scientific Center of the Russian Academy of Sciences], Petrozavodsk, Russia, 57 p. (In Russian).

Tobratov, S.A., Zheleznova, O.S., Vodorezov, A.V., 2018. Zarastanie zabroshennykh zemel' kak faktor geokhimicheskoi ustoichivosti landshaftov k antropogennomu postupleniiu rtuti [Overgrowth of abandoned lands as a factor of geochemical stability of landscapes to anthropogenic mercury intake]. *Vestnik RGU [Bulletin of the Russian State University]* **59**, 97–124. (In Russian).

Tropin, N.Yu., Borisov, M.Ya., Ugriumova, E.V., Komarova, E.S., Ivanova, E.S., 2019. Soderzhanie rtuti v myshechnoi tkani rechnogo okunia (*Perca fluviatilis* (L.)) krupnykh vodoemov Vologodskoi oblasti [Mercury content in the muscle tissue of river perch (*Perca fluviatilis* (L.)) in large reservoirs of the Vologda oblast]. *Toksikologicheskii vestnik [Toxicological bulletin]* **2** (155), 53–58. (In Russian).

Ullrich, S.M., Tanton, T.W., Abdrashitova, S.A., 2001. Mercury in the aquatic environment: a review of factors affecting methylation. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* **31** (3), 241–293. https://doi.org/10.1080/20016491089226

Verta, M., 1990. Changes in fish mercury concentrations in an intensively fished lake. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **47** (10), 1888–1897. https://doi.org/10.1139/f90-213

Waite, D.T., Snihura, A.D., Huang, G.H., 2002. Uptake of atmospheric mercury by deionized water and aqueous solution of inorganic salts at acidic, neutral and alkaline pH. *Chemosphere* **49** (3), 341–351. https://doi.org/10.1016/s0045-6535(02)00278-3

Ward, D.M., Nislow, K.H., Chen, C.Y., Folt, C.L., 2010a. Reduced trace element concentrations in fast-growing juvenile Atlantic salmon in natural streams. *Environmental Science and Technology* **44** (9), 3245–3251. https://doi.org/10.1021/es902639a

Ward, D.M., Nislow, K.H., Folt, C.L., 2010b. Bioaccumulation syndrome: identifying factors that make some stream food webs prone to elevated mercury bioaccumulation. *Annals of the New York Academy of Sciences* **1195**, 62–83. https://doi.org/10.1111/j.1749-6632.2010.05456.x

Ward, D.M., Mayes, B., Sturup, S., Folt, C.L., Chen, C.Y., 2012. Assessing element-specific patterns of bioaccumulation across New England lakes. The *Science of the Total Environment* **421–422**, 230–237. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.01.058

Wiener, J.G., 2013. Mercury exposed: advances in environmental analysis and ecotoxicology of a highly toxic metal. *Environmental Toxicology and Chemistry* **32** (10), 2175–2178. https://doi.org/10.1002/etc.2333

Wootton, R.J., 1998. Ecology of teleost fishes. Chapman and Hall, New York, USA, 424 p.