

Features of polychlorinated biphenyls accumulation in Baikal fishes (initial results)



Kustova O.V.*, Bogdanov B.E., Anoshko P.N., Gorshkov A.G.

Limnological Institute Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences, Ulan-batorskaya Str., 3, Irkutsk, 664033, Russia

ABSTRACT. A detailed systematic analysis of the content of polychlorinated biphenyls (PCBs) in various Baikal fish species was conducted for the first time. Accumulation levels of indicator and dioxin-like PCBs were determined in the muscles of five species of Baikal sculpins of the family Cottidae: *Abyssocottus pallidus*, *Abyssocottus godlewskii*, *Abyssocottus platycephalus*, *Leocottus kesslerii* and *Cottocomephorus come-phoroides*, and of two species of the family Coregonidae: *Coregonus baicalensis* and *Coregonus migratorius*. The features of pollutants accumulation by various fish species depending on habitat specificity and feeding ecology are revealed. The total toxic equivalents of dioxin-like PCBs were calculated despite their extremely low concentrations in the water of Lake Baikal.

Keywords: polychlorinated biphenyls, bioaccumulation, demersal (benthic) and pelagic fish species, Lake Baikal

For citation: Kustova O.V., Bogdanov B.E., Anoshko P.N., Gorshkov A.G. Features of polychlorinated biphenyls accumulation in Baikal fishes (initial results) // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 6. - P. 1402-1415. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-6-1402

1. Introduction

One of the important problems for the global community in the context of achieving the Sustainable Development Goals is the entry of persistent organic pollutants (POPs) into surface waters, particularly freshwater ecosystems that serve as drinking water sources. Among POPs, polychlorinated biphenyls (PCBs) are notable for their exceptional physical and chemical properties, which led to their widespread industrial use as dielectric fluids in transformers and capacitors, and as components in paints, inks, pesticides, and other products. Following the discovery high toxicity for a number of compounds of this class, the production and use of PCBs were banned by the Stockholm Convention (Stockholm Convention..., 2001). Currently, sources of PCBs include the dismantling and disposal of old equipment containing these substances as construction materials, as well as various industrial processes where PCBs are formed as by-products. Due to their high stability and long-range transport, PCBs have been detected in air, water, and soil, including remote Arctic and Antarctic regions (Eckhardt et al., 2007; Gioia et al., 2008; Khairy et al., 2021). As a result of bioaccumulation and biomagnification, PCBs accumulate in biota (Knezovich et al., 1987; Norstrom et al., 2009; Wang et

al., 2022), for example, in the endemic amphipod fauna from two of the deepest ocean trenches: the Mariana and the Kermadec (Jamieson et al., 2017). Global atmospheric transport sustains the presence of these pollutants in the surface waters of background regions. The ability of PCBs to bioaccumulate dictates their impact on biota at trace concentration levels and represents a potential threat to the environment, including the unique ecosystem of Lake Baikal.

For the aquatic ecosystem of Lake Baikal, the dominant source of PCBs is considered to be global atmospheric transport, although regional and local sources of pollution are not excluded (Kucklik et al., 1996; Gorshkov et al., 2017; Samsonov et al., 2017). Direct determination of PCBs in the lake's surface water is possible with a limit of quantification (LOQ) of 0.02 ng/L (Kustova et al., 2021). Aquatic organisms that accumulate lipophilic organic pollutants in their tissues, reflecting the pollution level of their ecological zone, serve as reliable indicators of trace PCBs in surface waters.

The fish fauna of Lake Baikal includes about 60 species that have occupied all biotopes of this ancient and ultra-deep lake. In this study two whitefish species (Coregonidae) and five species of endemic sculpins (Cottidae) were analyzed, which differ in their

*Corresponding author. E-mail address: kustova_ov@lin.irk.ru (O.V. Kustova)

Received: November 28, 2025;

Accepted after revised: December 19, 2025;

Available online: December 25, 2025

© Author(s) 2025. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.



habitat preferences and feeding ecology (Taliev, 1955; Skryabin, 1979; Sideleva, 2003; Smirnov et al., 2009; Bogdanov and Knizhin, 2022; Bogdanov, 2023).

The Baikal omul *Coregonus migratorius* (Georgi, 1775), a Baikal endemic, inhabits the pelagic zone down to 300 m depth and spawns in rivers. Individuals reach sexual maturity at a length of 250-300 mm and a weight of 220-270 g. Traditionally three morphological and ecological groups (races) are distinguished based on intraspecific variability: pelagic, coastal, and benthic-deepwater, which differ in a number of diagnostic traits, spawning sites, feeding and growth patterns. The diet of the Baikal omul consists mainly of meso- and macrozooplankton (*Macrohectopus branickii* (Dybowski, 1874) and pelagic juveniles of sculpins. Also benthic amphipods are noted in their diet.

The Baikal lake whitefish *Coregonus baicalensis* (Dybowski, 1874), a Baikal endemic, inhabits the shallows near deltaic areas and mouths of large tributaries, as well as in the Maloye More Strait, on sandy and silty-sandy substrates. The main spawning grounds are located directly in the bays of the lake (Chivyrkuisky, Mukhor, Proval). By the age of 5+, individuals reach a length of 300-350 mm and a weight of 320-400 g, and by 10+ years – 450-550 mm and 1300-1700 g, respectively. Juveniles up to three years old feed primarily on zooplankton. Older fish feed on amphipods, mollusks, and chironomid larvae, depending on their habitat (Matveev et al., 2012).

The Flathead sculpin *Abyssocottus* (*Asprocottus*) *platycephalus* (Taliev, 1955) inhabits muddy bottoms at depths from 50 to 800 m, reaches a length of 110 mm and a weight of up to 12 g. Their diet composition has not been studied.

The Godlewski's sculpin *Abyssocottus* (*Limnocottus*) *godlewskii* (Dybowski, 1874) and the Pale sculpin *Abyssocottus* (*Limnocottus*) *pallidus* (Taliev, 1955) are species with similar lifestyles. Both species inhabit sandy-silty substrates at depths from 50-100 m to 1000 ± 100 m. *A. godlewskii* reaches a length of up to 165 mm and a weight of up to 45 g, *A. pallidus* – 150 mm and 15 g, respectively. They feed on small amphipods and juveniles of sculpins.

The Smalleye longfin sculpin *Cottcomephorus comephoroides* (Berg, 1900) inhabits the near-bottom layer of the pelagic zone at depths from 50 to 500 m. Males reach a length of up to 200 mm and a weight of up to 100 g, females – up to 170 mm and 50 g. They are similar in diet to omul, which consists of *M. branickii*, other crustacean planktons, and pelagic juveniles of sculpins.

The Sand sculpin *Leocottus kesslerii* (Dybowski, 1874) inhabits sandy and rocky-sandy bottoms from the shoreline to depths of 150-170 m in Baikal. Maximum length and weight vary from 100 to 150 mm and from 10 to 40 g depending on the population. They feed on a wide range of small invertebrates depending on their abundance in a particular biotope, less frequently – on juveniles of sculpins.

Comparative analysis of PCBs accumulation in tissues of taxonomically and ecologically diverse species allows us to solve two tasks, which have funda-

mental importance for understanding patterns of modern environmental processes:

1. Level and nature assessment of pollution in different ecological zones of Baikal;
2. Determination of the relationship between the ecological characteristics of species and the bioconcentration and bioaccumulation processes of persistent pollutants in the organism.

The aim of this work was to obtain current data on PCBs content in the tissues of various Baikal fish species and identify different patterns of contaminant accumulation levels depending on their habitat areas in order to assess the potential ecological risk from the presence of these pollutants in Baikal water at the trace level.

2. Materials and Methods

Fish sampling. Fish samples were collected during expeditions aboard the research vessel “G.Yu. Vereshchagin” in August and October 2024 (Fig. 1). Capture was conducted using a bottom trawl (mesh size in the codend: 10 mm). Two species of whitefish (Coregonidae): *C. baicalensis* and *C. migratorius*, and five species of Baikal scuplins (Cottidae): *A. platycephalus*, *A. pallidus*, *A. godlewskii*, *L. kesslerii* and *C. comephoroides* were studied. After capture, the individuals were packaged in aluminum foil and stored at –20°C until analysis.

Sample preparation. First, individuals were thawed at room temperature in the laboratory. Standard length (SL), weight, sex and age were determined, and morphological and ecological group for the Baikal omul were identified using standard biological analysis (Pravdin, 1996), the results of which are shown in Table 1. The fish samples were prepared according to the technique (FR.1.31.2021.40284), which was adapted for the purposes of this study: head, internal organs, bones and skin were removed. For chemical analysis all muscle tissues was used without dividing into red and white muscles. Homogenization of muscle tissue from small individuals was performed by a blender after preliminary chopping with a laboratory knife; two parallel samples weighing about 0.5 g were taken from each individual.

An internal surrogate standard (a mixture “Marker-7 PCB Mixture” containing isotopically labeled PCB congeners Nos: 28, 52, 101, 118, 138, 153 and 180) was added to the weighed samples and homogenized with anhydrous sodium sulfate. PCBs extraction was performed by double ultrasonic extraction (35-40 kHz, 15 min) with a mixture of hexane-acetone solvents (1:1) from the homogenized matrix. The combined extract was concentrated by a rotary evaporator to a volume of 1 mL, dried over anhydrous sodium sulfate, and cleaned using concentrated sulfuric acid. The purified organic layer was washed with distilled water to neutral pH, dried over anhydrous sodium sulfate, and concentrated in an argon stream to 0.1 mL. Before a gas chromatography-mass spectrometry analysis (GC-MS), an internal recovery standard (4,4'-dibromobiphenyl) was added to the prepared extract.

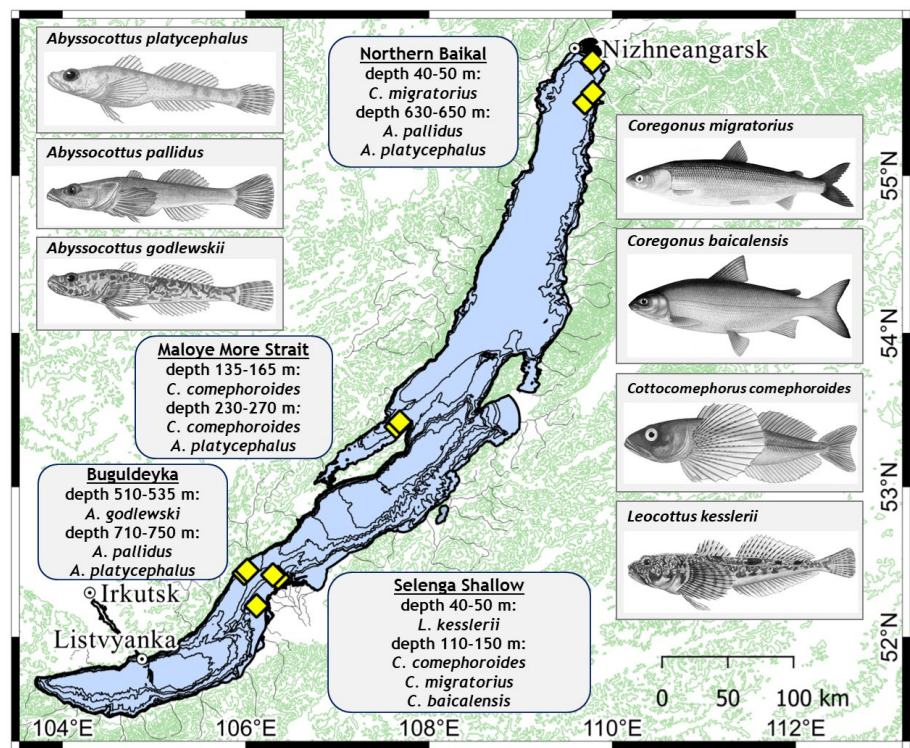


Fig.1. Map of Baikal fish catches.

Gas chromatography-mass spectrometry analysis. PCBs determination was carried out on a gas chromatograph with a triple quadrupole mass spectrometric detector Agilent Technologies 7890B GC System 7000C GC/MS Triple Quad.

Chromatographic separation was achieved using an OPTIMA®-17 MS capillary column (30 m × 0.25 mm × 0.25 μm). Temperature gradient: from 80°C (hold 1 min) to 310°C at a rate of 15°C/min, final

hold at 310°C – 10 min. Injector temperature – 280°C. Injection volume – 2 μL in splitless mode.

Mass spectrometric detection was performed in multiple reactions monitoring (MRM) mode. Ion source temperature – 230°C, quadrupole temperature – 150°C. Two characteristic MRM transitions were monitored for each analyte and internal standard. Identification of PCB congeners was based on the coincidence of retention times in the sample and calibration solution

Table 1. Parameters of the studied Baikal fishes.

Taxon	SL, mm	Body weight, g	Age*, years	Number, ind	Sampling Area and Depth
Family Coregonidae					
<i>Coregonus baicalensis</i>	277-297	255-306	5	2	Selenga Shallow, 110-150 m
<i>Coregonus migratorius</i>	190-274	79-240	3-5	7	Selenga Shallow, 110–150 m
	267-302	234-385	5-6	3	Northern Baikal, Angarsky Sor, 40–50 m
Family Cottidae					
<i>Abyssocottus (Asprocottus) platycephalus</i>	83-93	9.3-13	3-4	4	Transect of Buguldeyka settlement, 710–750 m
	90-100	13-17	2-4	4	Maloye More Strait, 230–270 m
	80-90	11-13	3	4	Northern Baikal, transect of Frolikha Bay, 630–650 m
<i>Abyssocottus (Limnocottus) godlewskii</i>	93-125	14-34	2-4	4	Transect of Buguldeyka settlement, 510–535 m
<i>Abyssocottus (Limnocottus) pallidus</i>	87-100	7.5-13	2-3	4	Transect of Buguldeyka settlement, 710–750 m
	96-115	15-20	2-3	4	Northern Baikal, transect of Ayaya Bay, 630–650 m
<i>Cottocomephorus comephoroides</i>	107-114	14-18	2	3	Selenga Shallow, 40–50 m
	93-128	10-33	1-2	4	Maloye More Strait, 135–165 m
	113-120	12-24	1-2	2	Maloye More Strait, 230–270 m
<i>Leocottus kesslerii</i>	96-115	7.1-11	2-3	4	Selenga Shallow, 40–50 m

Note: * – Age determined by otolith analysis.

(±0.1 min), and the ratio of peak areas for the two analytical MRM transitions (acceptable deviation – no more than ±20% from the value obtained for calibration solutions).

Quantification was performed using the internal standard method based on a surrogate standard mixture. Calibration dependences were constructed in the concentration range from 0.005 to 25 ng/mL. PCBs content in samples was calculated as the mean value from two parallel samples, using the ratio of the analyte peak area to the corresponding surrogate standard peak area.

Quality control included reagent-blank experiments to assess laboratory background. Extraction completeness was controlled by the recovery percentage of surrogate standards, which ranged from 78% to 92%. The certified reference material BCR®-350 (mackerel oil) was used to validate the accuracy of method.

Determination of indicator and dioxin-like PCB congeners. Commercial PCB products were manufactured as complex mixtures of variable composition (containing up to 50-70 individual congeners – isomers and homologs with different chlorination degrees) and entered the environment in this form. For this reason, accurate assessment of pollution levels in aquatic ecosystems is often complicated by the use of different POP determination methods; in particular for PCBs, the problem is related to the identification and determination of a varying number of congeners. These issues can be addressed by determining a limited number of compounds – seven indicator congeners (Nos: 28, 52, 101, 118, 138, 153, and 180), which are typically major components in the homologues groups of isomers found in technical PCB mixtures (PCB 28 for trichlorinated biphenyls; PCB 52 – tetrachlorinated; PCB 101 and 118 – pentachlorinated; PCB 138 and 153 – hexachlorinated; PCB 180 - heptachlorinated), that explains their detection in almost any environmental objects. Coplanar, dioxin-like PCB congeners (Nos: 77, 81, 105, 114, 118, 123, 126, 156, 157, 167, 169, 189) possess

the highest toxicity among PCBs and exhibit additive effects when present together (Walker et al., 2004). Based on the composition of technical PCB mixtures (Kirichenko et al., 2000) and the values of International Toxic Equivalency Factors (I-TEF), a series of priority dioxin-like PCBs was selected: 105 (I-TEF: 0.0001), 114 (0.0005), 118 (0.0001), 123 (0.0001), 126 (0.1), 156 (0.0005).

Limits of detection (LOD) and quantification (LOQ) were estimated according to IUPAC recommendations (Currie, 1995) as multiplication of the standard deviation of the laboratory background and a coefficient: $k_q = 3$ for LOD and $k_q = 10$ for LOQ. The LOQ for the selected PCB congeners was 0.010 ng/g wet weight. The total determination accuracy was ≤ 35%.

The bioaccumulation factor (BAF) was calculated as the ratio of the average mass concentration of indicator or dioxin-like PCB congeners in Baikal fish tissues (ng/kg) to that average concentration in Baikal water (ng/L).

The total toxic equivalent (WHO-TEQ) (Kutz et al., 1990) for n detected dioxin-like PCB congeners was calculated using the formula:

$$TEQ_{PCBs} = \sum_{i=1}^n (C_i \cdot I-TEF_i),$$

where: TEQ_{PCBs} is the total toxic equivalent; C_i is the mass concentration of the i -th PCB congener in the sample (ng/g); $I-TEF_i$ is the International Toxic Equivalency Factor for the i -th PCB congener.

3. Results and Discussion

All seven indicator congeners and four to five of the six selected dioxin-like PCB congeners were identified in Baikal fish tissues (the most toxic PCB 126 was not detected in any sample). The average total content of indicator congeners (ΣPCB_7) and dioxin-like congeners (ΣPCB_{DL}) in the muscles of the studied fish are presented in Table 2.

Table 2. Average total mass concentrations of indicator PCB congeners (ΣPCB_7) and dioxin-like PCB congeners (ΣPCB_{DL}) in Baikal fish muscles, PCBs bioaccumulation factors.

Sampling Area	Spicies	Average PCB content in fish, ng/g wet weight		Bioaccumulation Factor (BAF)
		ΣPCB_7	ΣPCB_{DL}	ΣPCB_7
Buguldeyka	<i>A. pallidus</i>	11.45	4.06	3.8·10 ⁴
	<i>A. godlewskii</i>	4.34	1.48	1.4·10 ⁴
	<i>A. platycephalus</i>	6.71	2.57	2.2·10 ⁴
Selenga Shallow	<i>L. kesslerii</i>	1.37	0.37	4.6·10 ³
	<i>C. comephoroides</i>	0.83	0.36	2.8·10 ³
	<i>C. migratorius</i>	0.86	0.35	2.9·10 ³
	<i>C. baicalensis</i>	0.36	0.14	1.2·10 ³
Maloye More Strait	<i>C. comephoroides</i>	0.87	0.30	2.9·10 ³
	<i>A. platycephalus</i>	1.86	0.51	6.2·10 ³
Northern Baikal	<i>A. pallidus</i>	17.85	5.55	6.0·10 ⁴
	<i>A. platycephalus</i>	6.49	1.90	2.2·10 ⁴
	<i>C. migratorius</i>	0.74	0.24	2.5·10 ³

The composition and ratio of PCB congeners in fish muscles differ significantly from their composition and ratio in Baikal water samples, which is explained by differences in accumulation mechanisms and transformation rates of congeners with different chlorination degrees. According to the results of long-term POPs monitoring in the Baikal aquatic ecosystem (Gorshkov et al., 2022) during 2014-2021, a decrease in PCB concentrations in the pelagic water was observed, with reductions in some locations to the limits of quantification ($\Sigma\text{PCB}_7 \leq 0.11$ ng/L). The average value and statistically significant range of detected ΣPCB_7 concentrations in the pelagic water of Lake Baikal were estimated at 0.30 and 0.26-0.34 ng/L, respectively. Accumulation of indicator congeners in fish tissues was characterized by a bioaccumulation factor (BAF) range from $1.2 \cdot 10^3$ to $6.0 \cdot 10^4$ (Table 2), with the highest values (10^4) obtained for demersal fish species of the family Cottidae: *A. pallidus*, *A. godlewskii*, *A. platycephalus*. When comparing detected concentrations in different fish species, the ΣPCB_7 content is higher in demersal deep-water (abyssal) species. Differences are observed in the contribution of individual indicator PCB congeners with different chlorination degrees – in deep-water demersal species *A. pallidus*, *A. godlewskii* and *A. platycephalus* hexachlorinated PCBs 153 and 138 contribute the most to ΣPCB_7 (over 60%), while in pelagic species *C. comephoroides*, *C. migratorius*, *C. baicalensis* and demersal shallow-water species *L. kesslerii* their contribution does not exceed 40% and is comparable to the contribution of pentachlorinated PCBs 101 and 118 (Fig. 2). In the pelagic water of the lake, the content of PCB congeners 153 and 138 constitutes less than 20% of the total ΣPCB_7 content (Fig. 3).

The obtained data are consistent with studies on deep-sea organisms, which are characterized by higher POPs accumulation compared to the species, inhabiting surface waters (Knezovich et al., 1987; Froescheis et al., 2000). Differences in congener profiles may be explained by habitat and dietary specificities of deep-water benthic fish species and possibly indicate preferential accumulation of highly chlorinated PCBs, particularly indicator congeners 153 and 138, in bottom sediments, from where they can enter the food chain of aquatic organisms. PCBs can enter bottom sediments with solid particles and biomass remains, which in turn accumulated pollutants during their lifetime, with less chlorinated PCBs potentially having time to biodegrade and transform during their life cycle. The obtained data and proposed assumptions may form the basis for long-term monitoring of PCBs in the deep-water zone of Lake Baikal to identify possible pathways of their input and concentration therein, and their relationship with processes occurring in global atmospheric transport – the dominant source of PCB input into the lake aquatic ecosystem.

PCBs accumulation in pelagic fish species may reflect the pollution level of the water column and provide both an integral characteristic for the entire water body and its separate areas, depending on the type and distance of fish migrations. Thus, the detected PCB concentrations in tissues of *C. migratorius* and *C. comephoroides*, species from different families but characterized by active horizontal and vertical migration, are compa-

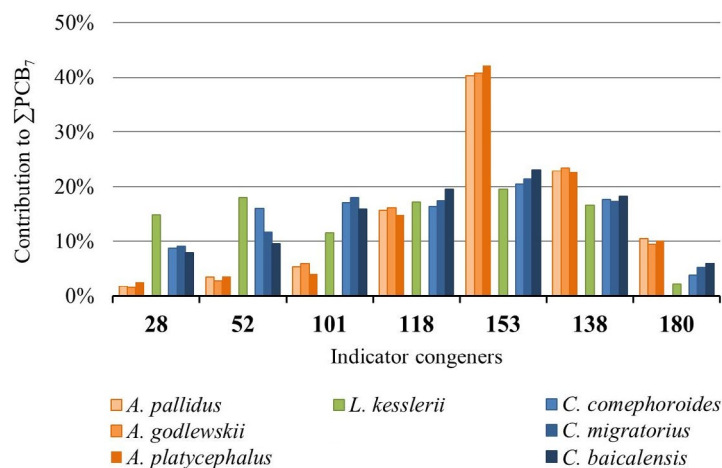


Fig.2. Profiles of indicator PCB congeners in the muscle tissue of Baikal fishes: demersal deep-water species *A. pallidus*, *A. godlewskii*, *A. platycephalus*; demersal shallow-water *L. kesslerii*; pelagic *C. comephoroides*, *C. migratorius*, *C. baicalensis*.

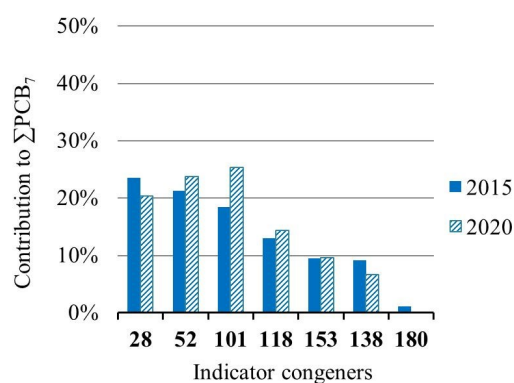


Fig.3. Profiles of indicator PCB congeners in the pelagic water of Lake Baikal (average values of monitoring results in 2015 and 2020) (Gorshkov et al., 2022).

table (Table 2). Furthermore, according to a report by Typhoon (Report..., 2015), the considered families are roughly comparable in fat content: average values and ranges of lipid content (%) for *C. migratorius* are 2.35 and 1.34 – 3.79, and for the group of sculpin individuals (Cottidae) – 1.88 and 0.41 – 6.25.

Determining the presence of dioxin-like congeners and calculating total toxic equivalents of detected PCB concentrations is an important procedure for ecological risk assessment, including in the context of fisheries and food safety. Due to high accumulation factors, PCB congeners whose concentrations in water (characterized by trace level pollution) are less than the detection limit are determined in fish tissues. This applies particularly to dioxin-like congeners (except for PCB 118). The calculation of total WHO-TEQ for average $\Sigma\text{PCB}_{\text{DL}}$ detected in the studied Baikal fish species is presented in Table 3. *C. migratorius* and *C. baicalensis* are representatives of commercial fish species. The average value and range of total $\Sigma\text{PCB}_{\text{DL}}$ concentrations in the muscle tissue of *C. migratorius* were estimated at 0.32 and 0.18 – 0.83 ng/g wet weight, respectively. The total WHO-TEQ was estimated to range from 0.021 to 0.104 pg/g wet weight, which is two orders of magnitude lower than concentrations detected in brown trout *Salmo trutta* (Linnaeus, 1758) from Alpine lakes of Western Europe and the Baltic Sea (Table 3).

Table 3. Results of calculation of total toxic equivalents WHO-TEQ of PCBs detected in Baikal fish species in comparison with the WHO-TEQ ranges of PCBs detected in brown trout *S. trutta* of other aquatic ecosystems.

Object / Species	Dioxin-like PCB congeners, No., I-TEF*						WHO-TEQ, pg/g wet weight
	123	118	114	105	126	156	
	0.0001*	0.0001*	0.0005*	0.0001*	0.1*	0.0005*	
Water	< LOQ	0.06	< LOQ	< LOQ	< LOQ	< LOQ	0.006
<i>C. comephoroides</i>	0.03	0.14	0.01	0.11	< LOQ	0.02	0.045
<i>C. migratorius</i>	0.03	0.15	0.00	0.12	< LOQ	0.02	0.041
<i>C. baicalensis</i>	0.02	0.07	0.00	0.05	< LOQ	0.01	0.018
<i>L. kesslerii</i>	0.03	0.18	0.01	0.13	< LOQ	0.02	0.048
<i>A. pallidus</i>	0.34	2.24	0.14	1.61	< LOQ	0.47	0.72
<i>A. godlewskii</i>	0.11	0.70	0.04	0.50	< LOQ	0.14	0.22
<i>A. platycephalus</i>	0.12	0.78	0.04	0.54	< LOQ	0.17	0.25
<i>S. trutta</i> (Alpine lakes, Western Europe)							6.3 – 13 **
<i>S. trutta</i> (Baltic Sea)							4.2 – 9.0 **

Note: < LOQ – Below the limit of quantification.
* – I-TEF – International Toxic Equivalency Factor.
** – Values for *S. trutta* are presented as ranges (Gorshkov et al., 2022). Concentrations of individual congeners for these data sets are not provided in the source.

4. Conclusion

A detailed systematic analysis of PCBs content in various Baikal fish species was conducted, which identify the features of PCBs accumulation in demersal and pelagic fish species and established the following statements:

- 1. Determination in demersal species provides information about PCBs accumulation in the deep-water zone, helps to identify different mechanisms of their entry and concentration, followed by an assessment of potential ecological risks;
- 2. PCBs determination in the pelagic fish species reflects the pollution level of the water column and provides both an integral characteristic for the entire water body and its separate areas depending on the type and distance of fish migrations, and can be used for assessment in the context of food safety of commercial fish.

Acknowledgements

The authors express gratitude to Senior Researcher I.V. Khanaev for providing the samples. The work was supported by the Ministry of Science and Higher Education of the Russian Federation, project No. 0279-2022-0004 (in the Unified State Information System for Research and Development, registration No. 122012600083-9). The research was conducted using the research vessel “G.Yu. Vereshchagin” of the Core Facility “Center for Comprehensive Shipboard Studies of Lake Baikal” and equipment of the Core Facility “Ultramicroanalysis”.

Conflict of Interest

The authors declare no conflict of interest.

References

Bogdanov B.E., Knizhin I.B. 2022. The salmonid fishes of Lake Baikal and its adjacent water systems: annotated checklist with new taxa description. *Limnology and Freshwater Biology* 6: 1688–1704. DOI: [10.31951/2658-3518-2022-A-6-1688](https://doi.org/10.31951/2658-3518-2022-A-6-1688)

Bogdanov B.E. 2023. The Sculpins (Perciformes: Cottidae) of Lake Baikal and Baikal region: updated checklist with the description of new tax. *Limnology and Freshwater Biology* 3: 63–95. DOI: [10.31951/2658-3518-2023-A-3-63](https://doi.org/10.31951/2658-3518-2023-A-3-63)

Currie L.A. 1995. Nomenclature in evaluation of analytical methods, including detection and quantification capabilities (IUPAC Recommendations 1995). *Pure and Applied Chemistry* 67(10): 1699–1723. DOI: [10.1351/pac199567101699](https://doi.org/10.1351/pac199567101699)

Eckhardt S., Breivik K., Mano S. et al. 2007. Record high peaks in PCB concentrations in the Arctic atmosphere due to long-range transport of biomass burning emissions. *Atmospheric Chemistry and Physics* 7(17): 4527–4536. DOI: [10.5194/acp-7-4527-2007](https://doi.org/10.5194/acp-7-4527-2007)

Froescheis O., Looser R., Cailliet G.M. et al. 2000. The deep-sea as a final global sink of semivolatile persistent organic pollutants? Part I: PCBs in surface and deep-sea dwelling fish of the North and South Atlantic and the Monterey Bay Canyon (California). *Chemosphere* 40: 651–660. DOI: [10.1016/S0045-6535\(99\)00461-0](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(99)00461-0)

Gioia R., Lohmann R., Dachs J. et al. 2008. Polychlorinated biphenyls in air and water of the North Atlantic and Arctic Ocean. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 113: D19302. DOI: [10.1029/2007JD009750](https://doi.org/10.1029/2007JD009750)

Gorshkov A.G., Kustova O.V., Dzzyuba E.V. et al. 2017. Polychlorinated biphenyls in Lake Baikal ecosystem. *Chemistry for Sustainable Development* 25: 255–264.

Gorshkov A.G., Kustova O.V., Bukin Y.V. 2022. Assessment of PCBs in surface waters at ultratrace levels: Traditional approaches and biomonitoring (Lake Baikal, Russia). *Applied Sciences* 12: 2145. DOI: [10.3390/app12042145](https://doi.org/10.3390/app12042145)

Jamieson A.J., Malkocs T., Piertney S.B. et al. 2017. Bioaccumulation of persistent organic pollutants in the deepest ocean fauna. *Nature Ecology & Evolution* 1(3): 0051. DOI: [10.1038/s41559-016-0051](https://doi.org/10.1038/s41559-016-0051)

- Khairy M., Brault E., Dickhut R. et al. 2021. Bioaccumulation of PCBs, OCPs and PBDEs in marine mammals from West Antarctica. *Frontiers in Marine Science* 8: 768715. DOI: [10.3389/fmars.2021.768715](https://doi.org/10.3389/fmars.2021.768715)
- Kirichenko V.E., Pervova M.G., Promyshlennikova E.P. et al. 2000. Identification of isomeric polychlorinated biphenyls in the technical product "Sovol". *Analytics and Control [Analitika i kontrol']* 4(1): 41–44. (in Russian)
- Knezovich J.P., Harrison F.L., Wilhelm R.G. 1987. The bioavailability of sediment-sorbed organic chemicals: A review. *Water, Air, and Soil Pollution* 32: 233–245.
- Kucklik J.R., Harvey H.R., Ostrom P.H. et al. 1996. Organochlorine dynamics in the pelagic food web of Lake Baikal. *Environmental Toxicology and Chemistry* 15(8): 1388–1400.
- Kustova O.V., Stepanov A.S., Gorshkov A.G. 2021. Determination of indicator congeners of polychlorinated biphenyls in water at ultratrace levels by gas chromatography-tandem mass spectrometry. *Journal of Analytical Chemistry* 76 (11): 1336–1344. DOI: [10.1134/S106193482111006X](https://doi.org/10.1134/S106193482111006X)
- Kutz F.W., Barnes D.G., Bottimore D.P. et al. 1990. The international toxicity equivalency factor (I-TEF) method of risk assessment for complex mixtures of dioxins and related compounds. *Chemosphere* 20(7-9): 751–757. DOI: [10.1016/0045-6535\(90\)90178-V](https://doi.org/10.1016/0045-6535(90)90178-V)
- Matveev A.N., Samusenok V.P., Vokin A.I. et al. 2012. Commercial fish species of reservoirs of the Irkutsk region. *Baikal Zoological Journal [Baikal'skii zoologicheskii zhurnal]* 2(10): 16–29. (in Russian)
- Norstrom K., Czub G., McLachlan M.S. et al. 2009. External exposure and bioaccumulation of PCBs in humans living in a contaminated urban environment. *Environment International* 36(8): 855–861. DOI: [10.1016/j.envint.2009.03.005](https://doi.org/10.1016/j.envint.2009.03.005)
- Pravdin I.F. 1996. Guidelines for the study of fish (mainly freshwater). Moscow: Food Industry. (in Russian)
- Samsonov D.P., Kochetkov A.I., Pasyenkova E.M. et al. 2017. Persistent organic pollutants content in components of the unique ecological system of Lake Baikal. *Meteorology and Hydrology [Meteorologiya i gidrologiya]* 5: 105–115. (in Russian)
- Sideleva V.G. 2003. The Endemic Fishes of Lake Baikal. Leiden: Backhuys Publishers.
- Skryabin A.G. 1979. Whitefish of Southern Siberia. Novosibirsk: Nauka. (in Russian)
- Smirnov V.V., Smirnova-Zalumi N.S., Sukhanova L.V. 2009. Microevolution of the Baikal Omul *Coregonus autumnalis migratorius* (Georgi). Novosibirsk: Nauka. (in Russian)
- Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants. 2001. URL: <https://www.wipo.int/wipolex/ru/text/194841> (Accessed on 19 December 2025)
- Taliev D.N. 1955. Baikal Sculpins (Cottoidei) Moscow-Leningrad: Publishing House of the USSR Academy of Sciences. (in Russian)
- FR.1.31.2021.40284. 2020. Measurement procedure for mass fractions (concentrations) of polychlorinated biphenyl congeners in fish (omul) samples from Lake Baikal using chromatography-mass spectrometry with multiple reaction monitoring detection. Kustova, O.V., Stepanov, A.S., Dzyuba, E.V., Gorshkov, A.G. Certification of Measurement Procedure No. 2 DOI: [22.0156/RA.RU.311866/2020](https://doi.org/22.0156/RA.RU.311866/2020) (in Russian)
- Report. Typhoon Research and Production Association. 2015. Report "Persistent Organic Pollutants (POPs) in the Baikal Natural Territory". URL: https://www.rpatyphoon.ru/upload/medialibrary/dbc/Baykal_otchet_2015.pdf (accessed 19.12.2025) (in Russian)
- Walker J.N., Crockett P.W., Nyska A. et al. 2004. Dose-additive carcinogenicity of a defined mixture of "Dioxin-like compounds". *Environmental Health Perspectives* 113(1): 43–48. DOI: [10.1289/ehp.7351](https://doi.org/10.1289/ehp.7351)
- Wang Q., Xie C., Long C. et al. 2022. Bioaccumulation and biomagnification of polychlorinated biphenyls and dichlorodiphenyltrichloroethane in biota from Qilianyu Island, South China Sea. *Toxics* 10(6): 324. DOI: [10.3390/toxics10060324](https://doi.org/10.3390/toxics10060324)

Особенности накопления полихлорированных бифенилов в байкальских рыбах (первые результаты)

Оригинальная статья

LIMNOLOGY
FRESHWATER
BIOLOGY

Кустова О.В.*^{ORCID}, Богданов Б.Э.^{ORCID}, Аношко П.Н.^{ORCID}, Горшков А.Г.^{ORCID}

Лимнологический институт Сибирского отделения Российской академии наук ул. Улан-Баторская, 3, Иркутск, 664033 Россия

АННОТАЦИЯ. Впервые проведен подробный систематический анализ содержания полихлорированных бифенилов (ПХБ) в различных видах байкальских рыб. Определены уровни накопления индикаторных и диоксиноподобных ПХБ в мышцах пяти видов байкальских кottoидных рыб семейства Cottidae: *Limnocottus pallidus*, *Limnocottus godlewskii*, *Asprocottus platycephalus*, *Leocottus kesslerii* и *Cottocomephorus comephoroides*, и двух видов семейства Coregonidae: *Coregonus baicalensis* и *Coregonus migratorius*. Выявлены особенности аккумуляции загрязнителей различными видами рыб в зависимости от их приуроченности к биотопам и пищевой специализации. Рассчитаны суммарные токсические эквиваленты диоксиноподобных ПХБ, концентрации которых в воде озера Байкал крайне низки.

Ключевые слова: полихлорированные бифенилы, биоаккумуляция, демерсальные и пелагические виды рыб, озеро Байкал

Для цитирования: Кустова О.В., Богданов Б.Э., Аношко П.Н., Горшков А.Г. Особенности накопления полихлорированных бифенилов в байкальских рыбах (первые результаты) // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 6. - С. 1402-1415. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-6-1402

1. Введение

Одной из важных проблем мирового сообщества в контексте достижения целей устойчивого развития является поступление стойких органических загрязнителей (СОЗ) в поверхностные воды, в частности, в пресноводные экосистемы, являющиеся источниками питьевой воды. Среди СОЗ полихлорированные бифенилы (ПХБ) отличаются своими исключительными физическими и химическими свойствами, благодаря которым получили широкое применение в промышленности в качестве диэлектрических жидкостей в трансформаторах и конденсаторах, входили в состав красок, чернил, пестицидов и прочее. После выявления высокой токсичности у ряда соединений этого класса, производство и использование ПХБ было запрещено Стокгольмской конвенцией (Стокгольмская конвенция, 2001). На современном этапе к источникам ПХБ отнесены демонтаж и утилизация оборудования, содержащего эти вещества в качестве конструктивных материалов, а также различные виды промышленной деятельности, в процессе которых

ПХБ могут образовываться в качестве побочных продуктов. Вследствие высокой стабильности и переноса на значительные расстояния от источников ПХБ обнаружены в воздухе, воде, почве, включая отдаленные районы Арктики и Антарктики (Eckhardt et al., 2007; Gioia et al., 2008; Khairy et al., 2021). В результате биоаккумуляции и биомagnификации ПХБ накапливаются в биологических объектах (Knezovich et al., 1987; Norstrom et al., 2009; Wang et al., 2022), например, в эндемичных амфиподах, обитающих в двух самых глубоких океанских впадинах: Марианской и Кермадек (Jamieson et al., 2017). Глобальный атмосферный перенос поддерживает присутствие загрязнителей этого класса в поверхностных водах в фоновых районах, способность ПХБ к биоаккумуляции определяет их воздействие на биоту при следовом уровне концентрации и представляет потенциальную угрозу для живой природы, в том числе для уникальной экосистемы озера Байкал.

В водной экосистеме озера Байкал к доминирующему источнику ПХБ отнесен глобальный атмосферный перенос, не исключающий региональ-

*Автор для переписки. Адрес e-mail: kustova_ov@lin.irk.ru (О.В. Кустова)

Поступила: 28 ноября 2025;

Принята после доработки: 19 декабря 2025;

Опубликована online: 25 декабря 2025

© Автор(ы) 2025. Эта работа распространяется под международной лицензией Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0.



ные и локальные источники загрязнения (Kucklik et al., 1996; Горшков и др., 2017; Самсонов и др., 2017). Прямое определение ПХБ в поверхностных водах озера возможно с пределом определения равным 0.02 нг/л (Кустова и др., 2021). Надежными индикаторами следов ПХБ в поверхностных водах выступают гидробионты, накапливающие в своих тканях липофильные органические загрязнители, отражая уровень загрязнения своей экологической зоны.

Фауна рыб озера Байкал, по разным оценкам, включает около 60 видов рыб, освоивших все биотопы этого древнего и ультраглубоководного озера. В данной работе проанализировано два вида сиговых (семейство Coregonidae) и пять видов эндемичных коттоидных рыб (семейство Cottidae), различающиеся по приуроченности к биотопам и пищевой специализации (Талиев, 1955; Скрябин, 1979; Sideleva, 2003; Смирнов и др., 2009; Bogdanov and Knizhin, 2022; Богданов, 2023).

Байкальский омуль *Coregonus migratorius* (Georgi, 1775) – эндемик Байкала, населяет пелагиаль озера до глубины 300-350 м, размножается в реках. Половой зрелости особи достигают при длине 250-300 мм и массе 220-270 г. По внутривидовой изменчивости у омуля традиционно выделяют три морфо-экологические группы (расы): пелагическую, прибрежную и придонно-глубоководную, различающиеся по ряду диагностических признаков, местам размножения, особенностям нагула, особенностям роста и питания. Основу питания составляют мезо- и макрозоопланктон (макрогектопус *Macrohectopus branickii* (Dybowski, 1874), пелагическая молодь коттоидных рыб. В рационе отмечены донные представители амфипод.

Байкальский сиг *Coregonus baicalensis* (Dybowski, 1874) – эндемик Байкала. В Байкале обитает в зоне мелководий на придельтовых участках и вблизи устьев крупных притоков, а также в проливе Малое море, на песчаных и илисто-песчаных грунтах. Основные нерестилища расположены непосредственно в заливах озера (Чивыркуйский, Мухор, Провал). К возрасту 5+ рыбы достигают длины 300-350 мм и веса 320-400 г, к 10+ – 450-550 мм и 1300-1700 г соответственно. Молодь сига до трехлетнего возраста питается преимущественно зоопланктоном. Рыбы старшего возраста в зависимости от мест обитания питаются амфиподами, моллюсками, личинками хирономид (Матвеев и др., 2012).

Плоскоголовая широколобка *Abyssocottus (Asprocottus) platycephalus* (Taliev, 1955) обитает на илистом дне, на глубинах от 50 до 800 м, достигает длины 110 мм и массы до 12 г. Состав пищевого рациона не изучался.

Широколобка Годлевского *Abyssocottus (Limnocottus) godlewskii* (Dybowski, 1874) и узкая широколобка *Abyssocottus (Limnocottus) pallidus* (Taliev, 1955) сходные по образу жизни виды. Оба вида обитают на песчано-илистом грунте на глубине от 50-100 м до 1000 ± 100 м. *A. godlewskii* достигает длины до 165 мм и массы до 45 г, *A. pallidus* – 150 мм

и 15 г. Питаются мелкими амфиподами и молодью коттоидных рыб.

Малоглазая длиннокрылая широколобка *Cottocomephorus comephoroides* (Berg, 1900) обитает в придонном слое пелагиали на глубинах от 50 до 500 м. Самцы достигают длины до 200 мм и массы до 100 г, самки – до 170 мм и 50 г. Пищу, как и у омуля, составляют макрогектопус, рачковый планктон и пелагическая молодь коттоидных рыб.

Песчаная широколобка *Leocottus kesslerii* (Dybowski, 1874) в Байкале обитает на песчаном и каменисто-песчаном дне от уреза до глубины 150-170 м. Максимальные длина и масса в разных популяциях варьируют от 100 до 150 мм и от 10 до 40 г. Питается широким спектром мелких беспозвоночных, в зависимости от их обилия в конкретном биотопе, реже молодью коттоидных рыб.

Сравнительный анализ накопления ПХБ в тканях таксономически и экологически различных видов позволяет решить две задачи, имеющие фундаментальное значение для понимания закономерностей современных экологических процессов:

1. оценить уровень и характер загрязнения различных экологических зон Байкала;
2. определить взаимосвязь экологических особенностей видов с процессами биоконцентрирования и биоаккумуляции стойких загрязнителей в организме.

Цель настоящей работы заключалась в получении современных данных по содержанию ПХБ в тканях различных видов рыб озера Байкал, выявлении особенностей уровней накопления загрязнителей в зависимости от районов их обитания в рамках оценки потенциального экологического риска от присутствия загрязнителей этого класса в байкальской воде на уровне следов.

2. Материалы и методы

Отбор проб рыб. Образцы рыб были отобраны в ходе экспедиций на научно-исследовательском судне «Г.Ю. Верещагин» в августе и октябре 2024 года (Рис. 1). Отлов проводили с использованием донного трала (ячея в кутке 10 мм). Исследовали пять видов байкальских коттоидных рыб сем. Cottidae: *A. pallidus*, *A. godlewskii*, *A. platycephalus*, *L. kesslerii* и *C. comephoroides*, а также два вида сем. Coregonidae: *C. baicalensis* и *C. migratorius*. После отлова рыбу упаковывали в алюминиевую фольгу и хранили при температуре –20°С до анализа.

Подготовка проб. Перед анализом образцы размораживали при комнатной температуре. Проводили стандартный биологический анализ (Правдин, 1996): определяли стандартную длину (SL) и массу, определяли пол, возраст и морфо-экологическую группу у байкальского омуля (Таблица 1). Подготовку проб проводили согласно методике (ФР.1.31.2021.40284). Для целей настоящего исследования, методика была адаптирована: у рыб удаляли голову, внутренние органы, кости и кожу. Для химического анализа использовали всю мышечную ткань без разделения на красные

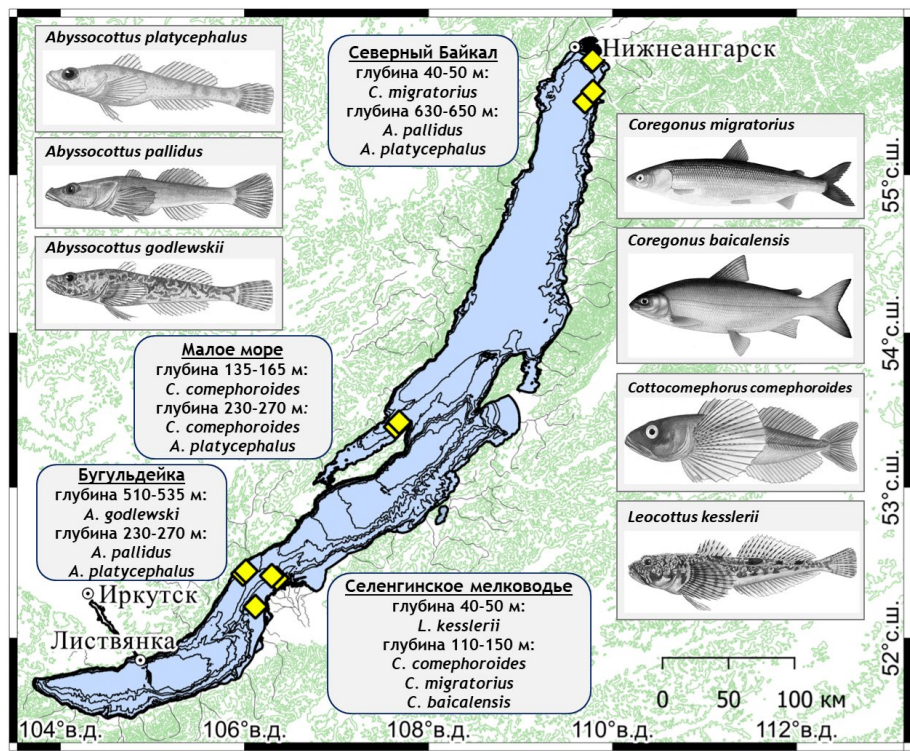


Рис.1. Карта отлова байкальских рыб.

и белые мышцы. Гомогенизацию мышечной ткани мелких особей проводили в блендере, предварительно измельчив лабораторным ножом, для анализа использовали две параллельные навески массой около 0.5 г.

К отобранным навескам вносили внутренний суррогатный стандарт (смесь «Marker-7 PCB Mixture» изотопно меченных конгенов ПХБ №№ 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180) и гомогенизировали с безводным сульфатом натрия. Извлечение ПХБ проводили методом двукратной ультразвуковой экстракции (35-40 кГц, 15 мин) смесью раствори-

телей *n*-гексан-ацетон (1:1) из гомогенизированной матрицы. Объединенный экстракт концентрировали на роторном испарителе до объема 1 мл, сушили над безводным сульфатом натрия и проводили очистку при помощи концентрированной серной кислоты. Очищенный органический слой промывали дистиллированной водой до нейтрального pH, сушили над безводным сульфатом натрия и концентрировали в токе аргона до объема 0.1 мл. Перед хромато-масс-спектрометрическим (ГХ-МС) анализом в очищенный экстракт вводили внутренний стандарт выхода (4,4'-дибромбифенил).

Таблица 1. Параметры исследованных рядов байкальских рыб.

Таксон	SL, мм	Масса тела, г	Возраст*, лет	Кол-во, экз.	Место и глубина отбора
Семейство Coregonidae					
<i>Coregonus baicalensis</i>	277-297	255-306	5	2	Селенгинское мелководье, 110-150 м
<i>Coregonus migratorius</i>	190-274	79-240	3-5	7	Селенгинское мелководье, 110-150 м
	267-302	234-385	5-6	3	Ангарский сор, 40-50 м
Семейство Cottidae					
<i>Abyssocottus</i> (<i>Asprocottus</i>) <i>platycephalus</i>	83-93	9,3-13	3-4	4	Траверс пос. Бугульдейка, 710-750 м
	90-100	13-17	2-4	4	Пролив Большие Ворота, 230-270 м
	80-90	11-13	3	4	Траверс бухты Фролиха, 630-650 м
<i>Abyssocottus</i> (<i>Limnocottus</i>) <i>godlewskii</i>	93-125	14-34	2-4	4	Траверс пос. Бугульдейка, 510-535 м
<i>Abyssocottus</i> (<i>Limnocottus</i>) <i>pallidus</i>	87-100	7,5-13	2-3	4	Траверс пос. Бугульдейка, 710-750 м
	96-115	15-20	2-3	4	Траверс бухты Ая, 630-650 м
<i>Cottocomephorus</i> <i>comephoroides</i>	107-114	14-18	2	3	Селенгинское мелководье, 40-50 м
	93-128	10-33	1-2	4	Пролив Большие Ворота, 135-165 м
	113-120	12-24	1-2	2	Пролив Большие Ворота, 230-270 м
<i>Leocottus kesslerii</i>	96-115	7,1-11	2-3	4	Селенгинское мелководье, 40-50 м

Примечание: * – возраст определяли по отолитам

Хромато-масс-спектрометрический анализ. ПХБ определяли на газовом хроматографе с тройным квадрупольным масс-спектрометрическим детектором Agilent Technologies 7890B GC System 7000C GC/MS Triple Quad.

Хроматографическое разделение проводили на капиллярной колонке OPTIMA®-17 MS (30 м × 0.25 мм × 0.25 мкм). Градиент температуры: от 80°C (выдержка 1 мин) до 310°C со скоростью 15°C/мин, финальная выдержка при 310°C – 10 мин. Температура инжектора – 280°C. Объем ввода пробы – 2 мкл в режиме без деления потока (splitless).

Масс-спектрометрическое детектирование проводили в режиме мониторинга множественных реакций (MRM). Температура ионного источника – 230°C, температура квадруполей – 150°C. Для каждого аналита и внутренних стандартов отслеживали два характерных MRM-перехода. Идентификацию конгенов ПХБ проводили по совпадению времен удерживания в образце и градуировочном растворе (± 0.1 мин), а также по соотношению площадей пиков двух аналитических MRM-переходов (допустимое отклонение – не более $\pm 20\%$ от значения, полученного для градуировочных растворов).

Количественное определение выполняли методом внутреннего стандарта по смеси суррогатных стандартов. Строили градуировочные зависимости в диапазоне концентраций от 0.005 до 25 нг/мл. Расчет содержания ПХБ в пробах проводили по среднему значению из двух результатов определения в двух параллельных навесках, используя соотношение площадей аналитического и соответствующего суррогатного стандарта.

Контроль качества включал процедурные холостые опыты (реагент-бланк) для оценки лабораторного фона. Качество экстракции контролировали по проценту извлечения суррогатных стандартов, который составлял 78–92%. Для проверки правильности методики использовали стандартный образец BCR®-350 (жир макрели).

Определение индикаторных и диоксиноподобных конгенов ПХБ. Коммерческие продукты ПХБ производились в виде сложных смесей переменного состава (до 50-70 индивидуальных конгенов – изомеров и гомологов разной степени хлорирования) и в таком виде поступали в окружающую среду. В связи с чем корректная оценка уровней загрязнения водных экосистем часто затруднена из-за применения различных методик определения СОЗ, в случае ПХБ проблема связана с идентификацией и определением разного числа конгенов. Эти вопросы решаемы определением ограниченного числа соединений – семи индикаторных конгенов (№№: 28, 52, 101, 118, 138, 153 и 180), которые, как правило, являются мажорными компонентами в гомологических группах изомеров технических смесей ПХБ (ПХБ №28 в группе трихлорированных изомеров; ПХБ №52 – тетрахлорированных; ПХБ №101 и №118 – пентахлорированных; ПХБ №138 и №153 – гексахлорированных; ПХБ №180 – гептахлорированных), что объясняет их обнаружение практически в любых объектах. Копланарные, диоксиноподобные конгены ПХБ (№№: 77, 81, 105, 114, 118, 123,

126, 156, 157, 167, 169, 189), обладают наибольшей токсичностью среди других ПХБ и аддитивными эффектами совместного присутствия (Walker et al., 2004). Исходя из состава технических смесей ПХБ (Кириченко и др., 2000) и значений международных коэффициентов токсических эквивалентов (I-TEF) нами был выбран ряд приоритетных диоксиноподобных ПХБ, №№ (I-TEF): 105 (0.0001), 114 (0.0005), 118 (0.0001), 123 (0.0001), 126 (0.1), 156 (0.0005).

Пределы обнаружения и определения оценены в соответствии с рекомендациями ИЮПАК (Currie, 1995) как произведение стандартного отклонения лабораторного фона и коэффициента: $k_q = 3$ для расчёта предела обнаружения и $k_q = 10$ для расчёта предела определения. Предел определения для выбранных конгенов ПХБ составил 0.010 нг/г сырой массы. Суммарная погрешность определения не превышала 35%.

Коэффициент накопления рассчитывали как отношение средней массовой доли индикаторных или диоксиноподобных ПХБ в тканях байкальских рыб (нг/кг) к их средней концентрации в байкальской воде (нг/л).

Суммарный токсический эквивалент (WHO-TEQ_{ПХБ}) (Kutz et al., 1990) для n обнаруженных диоксиноподобных конгенов ПХБ рассчитывали по формуле:

$$TEQ_{\text{ПХБ}} = \sum_{i=1}^n (C_i \cdot I - TEF_i),$$

где $TEQ_{\text{ПХБ}}$ – суммарный токсический эквивалент; C_i – концентрация i -го конгенера ПХБ в пробе (нг/г); $I-TEF_i$ – международный коэффициент токсической эквивалентности для i -го конгенера ПХБ.

3. Результаты и обсуждение.

В тканях байкальских рыб идентифицированы семь индикаторных конгенов и четыре-пять из шести выбранных диоксиноподобных (наиболее токсичный ПХБ №126 не был обнаружен ни в одной из проб). Средние массовые доли суммарного содержания индикаторных конгенов ($\Sigma\text{ПХБ}_7$) и диоксиноподобных конгенов ($\Sigma\text{ПХБ}_{\text{дк}}$) в мышечной ткани исследуемых рыб приведены в Таблице 2.

Состав и соотношение конгенов ПХБ в мышечных тканях рыб заметно отличаются от их состава и соотношения в пробах байкальской воды, что объясняется различием механизмов накопления и скоростью трансформации конгенов с разной степенью хлорирования. Согласно результатам многолетнего мониторинга СОЗ в водной экосистеме озера (Gorshkov et al., 2022) в течение 2014–2021 гг. наблюдалось снижение концентраций ПХБ в воде пелагиали, причем в некоторых точках отмечается снижение до пределов определения $\Sigma\text{ПХБ}_7 \leq 0.11$ нг/л. Средняя концентрация и статистически значимый диапазон обнаруженных концентраций $\Sigma\text{ПХБ}_7$ в воде пелагиали озера оценены значениями равными 0.30 и 0.26–0.34 нг/л соответственно. Накопление индикаторных конгенов в мышечных тканях рыб оценено диапазоном коэффициентов $1.2 \cdot 10^3$ до $6.0 \cdot 10^4$ (Таблица 2), при чем наибольшие значения (10^4) были получены для демерсальных глубоководных видов рыб семейства Cottidae: А.

Таблица 2. Средние массовые доли суммарного содержания индикаторных (ΣПХБ₇) и диоксиноподобных (ΣПХБ_{дк}) конгенов ПХБ в тканях байкальских рыб, коэффициенты накопления ПХБ.

Район отбора	Вид	Среднее содержание ПХБ в рыбе, нг/г сырой массы		Коэффициенты накопления ПХБ в рыбе
		ΣПХБ ₇	ΣПХБ _{дк}	ΣПХБ ₇
Бугульдейка	<i>A. pallidus</i>	11,45	4,06	3,8·10 ⁴
	<i>A. godlewskii</i>	4,34	1,48	1,4·10 ⁴
	<i>A. platycephalus</i>	6,71	2,57	2,2·10 ⁴
Селенгинское мелководье	<i>L. kesslerii</i>	1,37	0,37	4,6·10 ³
	<i>C. comephoroides</i>	0,83	0,36	2,8·10 ³
	<i>C. migratorius</i>	0,86	0,35	2,9·10 ³
	<i>C. baicalensis</i>	0,36	0,14	1,2·10 ³
Малое море (пролив Большие ворота)	<i>C. comephoroides</i>	0,87	0,30	2,9·10 ³
	<i>A. platycephalus</i>	1,86	0,51	6,2·10 ³
Северный Байкал (бухты Ая и Фролиха, Ангарский сор)	<i>A. pallidus</i>	17,85	5,55	6,0·10 ⁴
	<i>A. platycephalus</i>	6,49	1,90	2,2·10 ⁴
	<i>C. migratorius</i>	0,74	0,24	2,5·10 ³

pallidus, *A. podlewskii*, *A. platycephalus*. При сравнении массовой доли ΣПХБ₇ в демерсальных и пелагических видах рыб отмечено, что содержание поллютантов в демерсальных глубоководных видах выше. Различия наблюдаются во вкладе отдельных индикаторных конгенов ПХБ разной степени хлорирования – в демерсальных глубоководных видах *A. pallidus*, *A. godlewskii*, *A. platycephalus* наибольшим вкладом (более 60 %) в ΣПХБ₇ характеризуются шестихлорированные ПХБ №153 и №138, в пелагических видах *C. comephoroides*, *C. migratorius*, *C. baicalensis* и донном мелководном *L. kesslerii* их вклад не более 40 % и сопоставим с вкладом пятихлорированных ПХБ №101 и №118 (Рис. 2). В воде пелагиали озера содержание конгенов ПХБ №153 и №138 составляет менее 20 % суммарного содержания ΣПХБ₇ (Рис. 3).

Полученные данные согласуются с исследованиями глубоководных организмов, характеризующихся более высоким накоплением СОЗ в сравнении с видами, обитающими в поверхностных водах (Knezovich et al., 1987; Froescheis et al., 2000). Отличие конгенерных профилей может объясняться особенностями среды обитания и рациона демерсальных глубоководных видов рыб, и, возможно, свидетельствовать о преимущественном накоплении высокохлорированных ПХБ, в частности индикаторных конгенов ПХБ №153 и №138, в донных отложениях, откуда они могут поступать по пищевой цепи к гидробионтам. В донные отложения ПХБ могут поступать с твердыми частицами и останками биомассы, которая в свою очередь при жизни аккумулировала загрязнители, при чем в период её жизненного цикла менее хлорированные ПХБ могли успеть биodeградировать и трансформироваться. Полученные данные и высказанные предположения могут лечь в основу многолетнего мониторинга ПХБ в глубоководной зоне озера Байкал с целью определения возможных путей их поступления и концентрирования в ней, и взаимосвязи с процес-

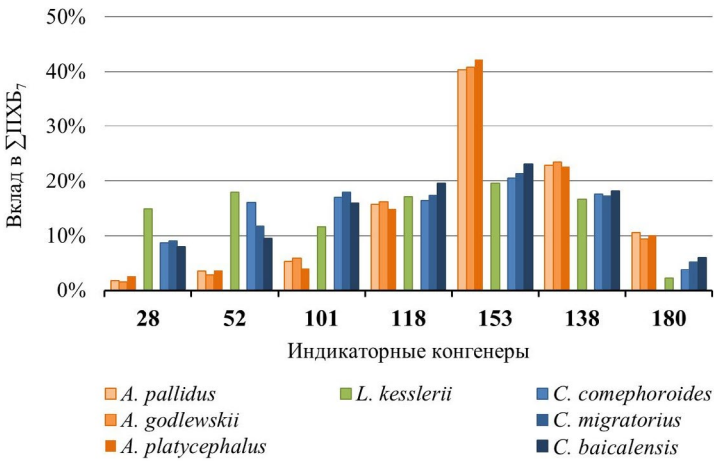


Рис.2. Профили индикаторных конгенов ПХБ в мышечной ткани байкальских рыб: демерсальных глубоководных видов *A. pallidus*, *A. godlewskii*, *A. platycephalus*; демерсальных мелководных *L. kesslerii*; пелагических *C. comephoroides*, *C. migratorius*, *C. baicalensis*.

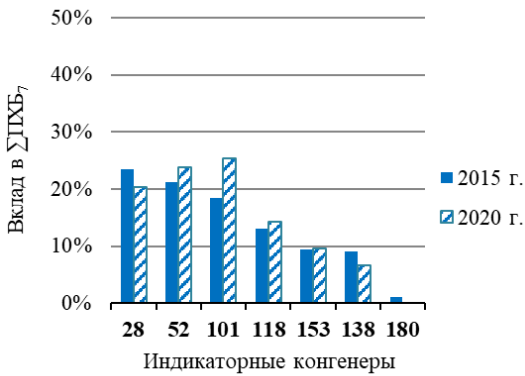


Рис.3. Профили индикаторных конгенов ПХБ в воде пелагиали озера Байкал (усредненные значения результатов мониторинга в 2015 и 2020 гг.) (Gorshkov et al., 2022).

сами, происходящими в глобальном атмосферном переносе – доминирующем источнике поступления ПХБ в водную экосистему озера.

Накопление ПХБ в пелагических видах рыб может отражать уровень загрязнения водной толщи, представляя интегральную характеристику как для всего водного объекта, так и отдельных его районов в зависимости от типа и расстояния миграций рыб. Содержание ПХБ в мышцах *C. migratorius* и *C. comephoroides* – видах разных семейств, характеризующихся активными горизонтальными и вертикальными миграциями, сопоставимы (Таблица 2). Учитывая данные отчета НПО Тайфун (Отчет..., 2015), в грубом приближении рассмотренные семейства сопоставимы и по жирности: средние значения и диапазоны содержания липидов (%) для *C. migratorius* представлены значениями 2.35 и 1.34–3.79, для группы котноидных рыб: 1.88 и 0.41–6.25.

Определение диоксиноподобных конгенов, расчет суммарных токсических эквивалентов обнаруженных ПХБ является обязательной процедурой оценки экологического риска, в том числе в контексте промысла и пищевой безопасности. В тканях рыб обнаружены диоксиноподобные конгены ПХБ, концентрации которых в воде характеризуются ультраследовым уровнем. Расчет суммарных токсических эквивалентов WHO-TEQ для средних ΣПХБ_{дк} обнаруженных в исследуемых байкальских видах рыб, представлен в Таблице 3. Байкальский омуль и байкальский сиг – представители промысловых видов рыб. Среднее значение и диапазон суммарного содержания ΣПХБ_{дк} в мышечной ткани *C. migratorius* оценены значениями 0.32 и 0.18 – 0.83 нг/г сырой массы соответственно. Суммарный токсический эквивалент (WHO-TEQ₂₀₀₅) оценен диапазоном 0.021 – 0.104 пг/г сырой массы, что на два порядка ниже концентраций, обнаруженных в кумже *Salmo trutta* (Linnaeus, 1758) альпийских озер Западной Европы и Балтийского моря (Таблица 3).

Таблица 3. Содержание обнаруженных ПХБ в байкальских видах рыб и результаты расчета суммарных токсических эквивалентов WHO-TEQ в сравнении с диапазонами WHO-TEQ обнаруженных ПХБ в кумже *Salmo trutta* (*S. Trutta*) других водных экосистем.

Объект	Содержание диоксиноподобных конгенов ПХБ, нг/г (№ ПХБ, I-TEF*)						WHO-TEQ, пг/г сырой массы
	123	118	114	105	126	156	
	0,0001*	0,0001*	0,0005*	0,0001*	0,1*	0,0005*	
Вода	< ПО	0,06	< ПО	< ПО	< ПО	< ПО	0,006
<i>C. comephoroides</i>	0,03	0,14	0,01	0,11	< ПО	0,02	0,045
<i>C. migratorius</i>	0,03	0,15	0,00	0,12	< ПО	0,02	0,041
<i>C. baicalensis</i>	0,02	0,07	0,00	0,05	< ПО	0,01	0,018
<i>L. kesslerii</i>	0,03	0,18	0,01	0,13	< ПО	0,02	0,048
<i>A. pallidus</i>	0,34	2,24	0,14	1,61	< ПО	0,47	0,72
<i>A. godlewskii</i>	0,11	0,70	0,04	0,50	< ПО	0,14	0,22
<i>A. platycephalus</i>	0,12	0,78	0,04	0,54	< ПО	0,17	0,25
<i>S. trutta</i> (альпийские озера Западной Европы)							6,3–13 **
<i>S. trutta</i> (Балтийское море)							4,2–9,0 **

Примечание: < ПО – ниже предела определения;
* – международный коэффициент токсической эквивалентности;
** – Gorshkov et al., 2022.

4. Заключение

Проведен подробный систематический анализ содержания ПХБ в различных видах байкальских рыб; выявлены особенности накопления ПХБ в демерсальных и пелагических видах рыб. Установлено: 1) определение в демерсальных (донных) видах дает возможность получать информацию о накоплении ПХБ в глубоководной зоне, механизмах их поступления, концентрирования с последующей оценкой потенциальных экологических рисков; 2) определение ПХБ в пелагических видах рыб может отражать уровень загрязнения водной толщи, представляя интегральную характеристику как всего водного объекта, так и отдельных его районов в зависимости от типа и расстояния миграций рыб, а также использоваться для оценки в контексте пищевой безопасности промысловых видов.

Благодарности

Авторы выражают благодарность с.н.с. И.В. Ханаеву за предоставленные образцы. Работа выполнена при поддержке Министерства науки и высшего образования Российской Федерации, тема № 0279-2022-0004 (в ЕГИСУ НИОКТР № 122012600083-9). Исследование проведено с использованием научно-исследовательского судна “Г.Ю. Верещагин” ЦКП “Центр комплексных судовых исследований Байкала” и оборудования ЦКП “Ультрамикроданализ”.

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Список литературы

- Богданов Б.Э. 2023. Коттоидные рыбы (Perciformes: Cottidae) Байкала и Байкальского региона: обновленный аннотированный список с описанием новых таксонов. *Limnology and Freshwater Biology* 3: 63-95. DOI: [10.31951/2658-3518-2023-A-3-63](https://doi.org/10.31951/2658-3518-2023-A-3-63)
- Горшков А.Г., Кустова О.В., Дзюба Е.В. и др. 2017. Полихлорированные бифенилы в водной экосистеме оз. Байкал. *Химия в интересах устойчивого развития* 25: 269-278. DOI: [10.15372/KhUR20170305](https://doi.org/10.15372/KhUR20170305)
- Кустова О.В., Степанов А.С., Горшков А.Г. 2021. Определение индикаторных конгенов полихлорированных бифенилов в воде на ультраследовом уровне концентраций методом газовой хроматографии-тандемной масс-спектрометрии. *Журнал аналитической химии* 76(11): 1028-1037. DOI: [10.31857/S0044450221110074](https://doi.org/10.31857/S0044450221110074)
- Кириченко В.Е., Первова М.Г., Промышленникова Е.П. и др. 2000. Идентификация изомерных полихлорированных бифенилов в техническом продукте "Совол". *Аналитика и контроль* 4 (1): 41-44.
- Матвеев А.Н., Самусенок В.П., Вокин А.И. и др. 2012. Промысловые виды рыб водоемов Иркутской области. *Байкальский зоологический журнал* 2(10): 16-29.
- Отчет «Стойкие органические загрязнители (СОЗ) на Байкальской природной территории». 2015. URL: https://www.rpatyphoon.ru/upload/medialibrary/dbc/Baykal_otchet_2015.pdf (Дата обращения 19.12.2025)
- Правдин И.Ф. 1996. Руководство по изучению рыб (преимущественно пресноводных). Москва: Пищевая промышленность.
- Самсонов Д.П., Кочетков А.И., Пасынкова Е.М. и др. 2017. Содержание стойких органических загрязнителей в компонентах уникальной экологической системы озера Байкал. *Метеорология и гидрология* 5: 105-115.
- Скрябин А.Г. 1979. Сиговые рыбы юга Сибири. Новосибирск: Наука.
- Смирнов В.В., Смирнова-Залуми Н.С., Суханова Л.В. 2009. Микроэволюция байкальского омуля *Coregonus autumnalis migratorius* (Georgi). Новосибирск: Наука.
- Стокгольмская конвенция о стойких органических загрязнителях. 2001. URL: <https://www.wipo.int/wipolex/ru/text/194844> (Дата обращения 19.12.2025)
- Талиев Д.Н. 1955. Бычки-подкаменщики Байкала (Cottoidei). Москва-Ленинград: Наука.
- ФР.1.31.2021.40284. 2020. Методика измерений массовых долей концентраций конгенов полихлорированных бифенилов в образцах рыбы (омуль) озера Байкал методом хромато-масс-спектрометрии с детектированием в режиме мониторинга заданных реакций / Кустова О.В., Степанов А.С., Дзюба Е.В., Горшков А.Г. 23 с. Свидетельство об аттестации методики (метода) измерений № 2 DOI: [22.0156/RA.RU.311866/2020](https://doi.org/22.0156/RA.RU.311866/2020)
- Bogdanov B.E., Knizhin I.B. 2022. The salmonid fishes of Lake Baikal and its adjacent water systems: annotated checklist with new taxa description. *Limnology and Freshwater Biology* 6: 1688-1704. DOI: [10.31951/2658-3518-2022-A-6-1688](https://doi.org/10.31951/2658-3518-2022-A-6-1688)
- Currie L.A. 1995. Nomenclature in evaluation of analytical methods, including detection and quantification capabilities (IUPAC Recommendations 1995). *Pure and Applied Chemistry* 67(10): 1699-1723. DOI: [10.1351/pac199567101699](https://doi.org/10.1351/pac199567101699)
- Eckhardt S., Breivik K., Mano S. et al. 2007. Record high peaks in PCB concentrations in the Arctic atmosphere due to long-range transport of biomass burning emissions. *Atmospheric Chemistry and Physics* 7(17): 4527-4536. DOI: [10.5194/acp-7-4527-2007](https://doi.org/10.5194/acp-7-4527-2007)
- Froescheis O., Looser R., Cailliet G.M. et al. 2000. The deep-sea as a final global sink of semivolatile persistent organic pollutants? Part I: PCBs in surface and deep-sea dwelling fish of the North and South Atlantic and the Monterey Bay Canyon (California). *Chemosphere* 40: 651-660. DOI: [10.1016/S0045-6535\(99\)00461-0](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(99)00461-0)
- Gioia R., Lohmann R., Dachs J. et al. 2008. Polychlorinated biphenyls in air and water of the North Atlantic and Arctic Ocean. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 113: D19302. DOI: [10.1029/2007JD009750](https://doi.org/10.1029/2007JD009750)
- Gorshkov A.G., Kustova O.V., Bukin Y.V. 2022. Assessment of PCBs in surface waters at ultratrace levels: Traditional approaches and biomonitoring (Lake Baikal, Russia). *Applied Sciences* 12: 2145. DOI: [10.3390/app12042145](https://doi.org/10.3390/app12042145)
- Jamieson A.J., Malkocs T., Piertney S.B. et al. 2017. Bioaccumulation of persistent organic pollutants in the deepest ocean fauna. *Nature Ecology & Evolution* 1(3): 0051. DOI: [10.1038/s41559-016-0051](https://doi.org/10.1038/s41559-016-0051)
- Khairy M., Brault E., Dickhut R. et al. 2021. Bioaccumulation of PCBs, OCPs and PBDEs in marine mammals from West Antarctica. *Frontiers in Marine Science* 8: 768715. DOI: [10.3389/fmars.2021.768715](https://doi.org/10.3389/fmars.2021.768715)
- Knezovich J.P., Harrison F.L., Wilhelm R.G. 1987. The bioavailability of sediment-sorbed organic chemicals: A review. *Water, Air, and Soil Pollution* 32: 233-245.
- Kucklik J.R., Harvey H.R., Ostrom P.H. et al. 1996. Organochlorine dynamics in the pelagic food web of Lake Baikal. *Environmental Toxicology and Chemistry* 15(8): 1388-1400.
- Kutz F.W., Barnes D.G., Bottimore D.P. et al. 1990. The international toxicity equivalency factor (I-TEF) method of risk assessment for complex mixtures of dioxins and related compounds. *Chemosphere* 20(7-9): 751-757. DOI: [10.1016/0045-6535\(90\)90178-V](https://doi.org/10.1016/0045-6535(90)90178-V)
- Norstrom K., Czub G., McLachlan M.S. et al. 2009. External exposure and bioaccumulation of PCBs in humans living in a contaminated urban environment. *Environment International* 36(8): 855-861. DOI: [10.1016/j.envint.2009.03.005](https://doi.org/10.1016/j.envint.2009.03.005)
- Sideleva V.G. 2003. *The Endemic Fishes of Lake Baikal*. Leiden: Backhuys Publishers.
- Walker J.N., Crockett P.W., Nyska A. et al. 2004. Dose-additive carcinogenicity of a defined mixture of "Dioxin-like compounds". *Environmental Health Perspectives* 113(1): 43-48. DOI: [10.1289/ehp.7351](https://doi.org/10.1289/ehp.7351)
- Wang Q., Xie C., Long C. et al. 2022. Bioaccumulation and biomagnification of polychlorinated biphenyls and dichlorodiphenyltrichloroethane in biota from Qilianyu Island, South China Sea. *Toxics* 10(6): 324. DOI: [10.3390/toxics10060324](https://doi.org/10.3390/toxics10060324)