

EDN: XFQNIQ

УДК 574.5

Assessment of Anthropogenic Impact on the Yenisei River Anabranch within the City of Krasnoyarsk Based on Elemental Analysis of Macrophytes and Water

Yuliya D. Anishchenko^a,
Olesya V. Anishchenko^{a*}, Ivan V. Zuev^b,
Elena A. Ivanova^{a, b} and Anzhelika A. Kolmakova^a
^a*Institute of Biophysics SB RAS,
FRC “Krasnoyarsk Science Center SB RAS”
Krasnoyarsk, Russian Federation*
^b*Siberian Federal University
Krasnoyarsk, Russian Federation*

Received 25.03.2022, received in revised form 16.08.2022, accepted 12.10.2022

Abstract. The ‘Abakanskaya’ anabranch of the Yenisei River located in Krasnoyarsk is influenced by several anthropogenic factors (a dam in the upper reaches; heated water discharge from a thermal power plant; fish farming). The aim of the present work was to assess the anthropogenic impact on the lentic part of the Yenisei River in Krasnoyarsk based on elemental analysis of macrophytes and water. Inductively coupled plasma atomic emission spectrometry (ICP-AES) was used to determine the contents of macro- and trace elements in water and macrophytes. Results showed that Cu, Mn, Mo, and Al concentrations in water were higher than their MACs for fishery reservoirs, and specific conductivity and concentrations of B, Ba, Ca, Mg, Li, Na, Sr, and Mn in water exceeded their background values, which could be associated with the input of sewage and ground waters. The elevated concentration of Cu could be attributed to the input of that element with the heated waters of the thermal power plant, and increased concentrations of K and NO₂ in water were probably caused by fish farming. Increased contents of Ba, Ca, Cu, Sr, and Zn in *Elodea canadensis* Michx. and Ca, Cu, Pb, Sr, and Li in *Myriophyllum* sp. were revealed at sites subjected to anthropogenic impact. The contents of metals in submerged macrophytes were indicative of the contamination of the ecosystem with Cu, Sr, Fe, Ni, and Zn. Three groups of macrophytes have been identified, differing in the contents of elements: *E. canadensis*, *Potamogeton*

© Siberian Federal University. All rights reserved

This work is licensed under a Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License (CC BY-NC 4.0).

* Corresponding author E-mail address: hydrakr@rambler.ru

ORCID: 0000-0002-7438-0347 (Anishchenko Yu.); 0000-0002-1976-599X (Anishchenko O.); 0000-0002-0695-8936 (Zuev I.); 0000-0002-3220-103X (Ivanova E.); 0000-0003-4926-1212 (Kolmakova A.)

perfoliatus L.; *Myriophyllum* sp., *Stuckenia pectinata* (L.) Börner, *Ceratophyllum demersum* L.; and *Spirogyra* sp. These dissimilarities may be related to the morphological and physiological differences in the accumulation of essential (Mg, Zn, Fe, and V) and non-essential (As, Li, and Sr) elements by submerged macrophytes.

Keywords: heavy metals, nutrients, higher aquatic plants, *Spirogyra* sp., pollution indicators, river ecosystem.

Acknowledgments. The project «Development of scenarios for managing the recreational potential of the Abakanskaya branch of the Yenisei River in Krasnoyarsk based on monitoring of its ecological state and mathematical modeling» was funded by Krasnoyarsk Regional Fund of Science. The study was supported by Federal Tasks for Institute of Biophysics SB RAS No. 0287-2021-0019. The authors are grateful to Drobotov A.V., Ph.D., for providing the map of the study area.

Citation: Anishchenko Yu.D., Anishchenko O.V., Zuev I.V., Ivanova E.A., Kolmakova A.A. Assessment of anthropogenic impact on the Yenisei River anabranch within the city of Krasnoyarsk based on elemental analysis of macrophytes and water. *J. Sib. Fed. Univ. Biol.*, 2023, 16(1), 87–108. EDN: XFNQIG.



Оценка антропогенного воздействия на экосистему р. Енисей в черте г. Красноярск на основе элементного анализа макрофитов и воды

Ю. Д. Анищенко^а, О. В. Анищенко^а,
И. В. Зуев^б, Е. А. Иванова^{а, б}, А. А. Колмакова^а
^аИнститут биофизики СО РАН
ФИЦ «Красноярский научный центр СО РАН»
Российская Федерация, Красноярск
^бСибирский федеральный университет
Российская Федерация, Красноярск

Аннотация. Абаканская протока р. Енисей в черте г. Красноярск подвержена влиянию антропогенных факторов (дамба в верховьях, подогретые воды ТЭЦ, рыбоводное хозяйство). Цель работы – оценить антропогенное влияние на лентический участок реки Енисей в г. Красноярске на основе элементного анализа макрофитов и воды. С помощью атомно-эмиссионной спектроскопии с индуктивно-связанной плазмой (ИСП-АЭС) определено содержание макро- и микроэлементов в воде и макрофитах Абаканской протоки. В воде обнаружено превышение ПДК для рыбохозяйственных водоемов по Cu, Mn, Mo, Al и фоновых значений по минерализации, концентрации B, Ba, Ca, Mg, Li, Na, Sr, Mn, что могло быть связано с поступлением ливневых сточных и грунтовых вод; концентрации Cu, вероятно, поступающей с подогретыми водами ТЭЦ; концентрации K и NO₂ в воде, вероятно, под воздействием рыбоводного хозяйства. Выявлено

увеличение содержания Ba, Ca, Cu, Sr, Zn в элодее, Ca, Cu, Pb, Sr, Li в урути на участках, подверженных антропогенному воздействию. Содержание металлов в погруженных макрофитах свидетельствовало о загрязнении экосистемы Cu, Sr, Fe, Ni и Zn. Выявлены три группы макрофитов, различающиеся по содержанию элементов: элодея (*Elodea canadensis* Michx.) и рдест стеблеобъемлющий (*Potamogeton perfoliatus* L.); уруть (*Myriophyllum* sp.), рдест гребенчатый (*Stuckenia pectinata* (L.) Börner), роголистник погруженный (*Ceratophyllum demersum* L.); спирогира (*Spirogyra* sp.). Отличия могут быть связаны с морфологическими и физиологическими особенностями аккумуляции эссенциальных (Mg, Zn, Fe и V) и неэссенциальных (As, Li, Sr) элементов погруженными макрофитами.

Ключевые слова: тяжелые металлы, биогенные элементы, высшая водная растительность, *Spirogyra* sp., индикаторы загрязнения, речная экосистема.

Благодарности. Проект «Разработка сценариев управления рекреационным потенциалом Абаканской протоки р. Енисей в г. Красноярске на основе мониторинга ее экологического состояния и математического моделирования» проведен при поддержке Красноярского краевого фонда науки. Работа поддержана Государственным заданием Института биофизики СО РАН № 0287-2021-0019. Авторы признательны к.б.н. Дроботову А.В. за предоставленную карту-схему района исследования.

Цитирование: Анищенко, Ю.Д. Оценка антропогенного воздействия на экосистему р. Енисей в черте г. Красноярска на основе элементного анализа макрофитов и воды / Ю.Д. Анищенко, О.В. Анищенко, И.В. Зуев, Е.А. Иванова, А.А. Колмакова // Журн. Сиб. федер. ун-та. Биология, 2023. 16(1). С. 87–108. EDN: XFQNIQ.

Введение

Загрязнение водных экосистем под влиянием деятельности человека остается одной из актуальных проблем в наши дни. Зарегулирование русла, сброс сточных вод промышленных предприятий, влияние аквакультуры часто приводят к ухудшению состояния речных экосистем, условий городской среды, утрате рекреационных качеств водными экосистемами. Для контроля состояния экосистем необходимо проводить мониторинговые исследования, позволяющие вовремя выявлять возникающие проблемы и управлять качеством природных вод.

В черте г. Красноярска расположена Абаканская протока р. Енисей, которая имеет важное рекреационное значение. Протока подвержена влиянию ряда антропогенных факто-

ров: верховье перекрыто дамбой, ниже дамбы поступают подогретые воды ТЭЦ и работает рыболовное хозяйство (Кравчук и др., 2021). Массовый рост макрофитов – высших водных растений и зеленой нитчатой макрородосли спирогиры (*Spirogyra* sp.) – привел к ухудшению рекреационных и эстетических качеств на данном участке реки. С 2018 г. проводятся исследования влияния антропогенных факторов на экосистему Абаканской протоки. Известно, что макрофиты способны накапливать тяжелые металлы (ТМ) и биогенные элементы, поэтому используются в качестве индикаторов загрязнения водных экосистем (Rai, 2009; Rajfur et al., 2011). ТМ, обладая токсичностью, способны мигрировать и накапливаться в звеньях трофических цепей, в рыбе и представлять потенциальную опасность для здоровья человека

(Gladyshev et al., 2009), поэтому важна оценка загрязнения экосистемы данными элементами. Погруженные макрофиты, или гидрофиты, в большей степени накапливают металлы, чем другие группы водных растений (например, воздушно-водные или плавающие на поверхности), поскольку способны поглощать ионы всей поверхностью (Hassan et al., 2010). Таким образом, в рамках исследований Абаканской протоки нами проведена работа, целью которой было оценить антропогенное влияние на лентический участок реки Енисей в г. Красноярске на основе элементного анализа макрофитов и воды. В задачи работы входило: 1) измерить содержание биогенных, макро- и микроэлементов в воде и макрофитах Абаканской протоки; 2) оценить степень загрязнения вод и видовую специфику накопления элементов погружен-

ными макрофитами на исследуемом участке р. Енисей.

Район и методы исследования

Подробное описание района исследований приведено в работе (Кравчук и др., 2021). Отбор проб воды и растений проводили в литорали в 2018 г. (23.07, 27.08) и в 2019 г. (28.05, 27.06, 23.07, 7.08, 27.08 и 10.09) на четырех станциях левого берега (рис. 1): станция 1 – в 50 м выше дамбы, фоновая; станция 2–200 м ниже дамбы; станция 3 – в районе поступления подогретых вод ТЭЦ; станция 4–500 м ниже рыбоводного хозяйства возле городского пляжа. В районе станции 3 пробы отбирали с обеих сторон насыпи, в связи с чем обозначили дополнительную станцию отбора проб макрофитов – 3А. Сбор водных

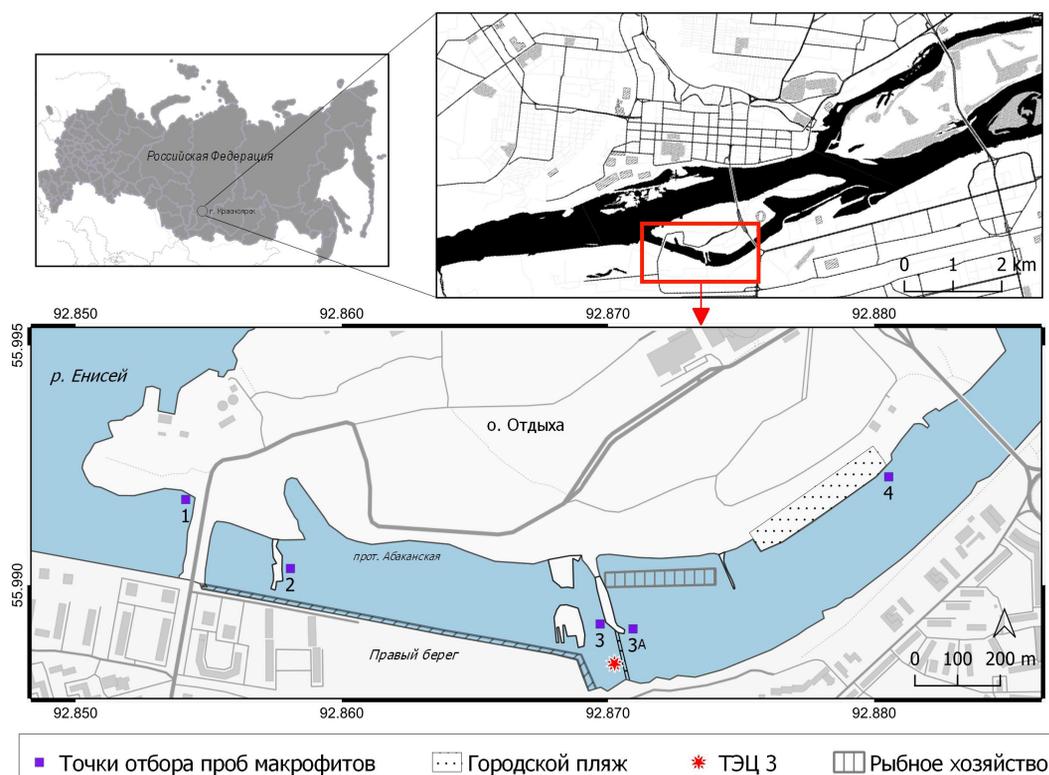


Рис. 1. Карта-схема Абаканской протоки р. Енисей

Fig. 1. Diagrammatic map of the 'Abakanskaya' anabranch of the Yenisei River

растений проводили у берега с глубины около 0,5 м в трех повторностях, биомассу срезали над грунтом с площади ограниченной рамкой размером 30x30 см (Катанская, 1981).

In situ измеряли температуру воды электронным термометром Long-Stem Thermometer, F/C, 8 (Cole-Parmer, США), содержание растворенного кислорода – кислородомером HI 9142 (Hanna Instruments, США). Воду зачерпывали пластиковым ведром. Пробы воды фильтровали через сеть с размером ячеек 130 мкм. Отобранные пробы в течение часа транспортировали в лабораторию, где проводили измерение pH с помощью pH-метра PB-11 (Sartorius, Германия) и минерализации воды, удельной электропроводности (УЭП), кондуктометром Starter ST300C (Ohaus Instruments, Китай).

Концентрацию биогенных элементов определяли по общепринятым методикам: аммонийный азот – методом Несслера (ГОСТ 33045–2014); нитритный азот – колориметрически реакцией с сульфаниламидом и а-нафтиламином (реактив Грисса) (ГОСТ 33045–2014); нитратный азот – редукцией до нитритного на кадмиевой колонке (РД 52.24.380–2017); общий и минеральный фосфор анализировали фотометрически (РД 52.24.387–2006, РД 52.24.382–2006). Содержание общего азота в растениях определяли с помощью анализатора Flash 2000 NC Soil Analyzer (Thermo Fisher Scientific, Германия) (Gladyshev et al., 2007), для этого отбирали по 10 мг образца. Содержание макро- и микроэлементов в воде и растениях определяли методом атомно-эмиссионной спектроскопии с индуктивно-связанной плазмой (ИСП) с помощью спектрометра iCAP 6300-Duo (Thermo Scientific, Англия). Пробы воды перед анализом на ИСП-спектрометре подкисляли концентрированной соляной кислотой (HCl) особой чистоты в соотношении 1:100. Подробное опи-

сание условий проведения измерений и характеристик спектрометра представлено в работе (Anishchenko et al., 2020). Пределы обнаружения метода приведены в табл. 1. Анализы воды и растений проводили в 2-х повторностях.

В лаборатории растения разделяли на виды, промывали дистиллированной водой и высушивали в сушильном шкафу при 105 °С до постоянного веса. Затем пробы макрофитов измельчали с помощью кофемолки с общим объемом резервуара около 150 мл, при необходимости гомогенизировали дополнительно в агатовой ступке и высушивали до постоянного веса при 105 °С. По 0,2 г каждого образца растений помещали в контейнеры из фторопласта, добавляли 7 мл азотной кислоты (HNO₃) особой чистоты и минерализовали в микроволновой печи «МС-6» (ООО «Вольта», Санкт-Петербург) по программе: 1) температура – 150 °С, давление – 15 атм в течение 10 мин; 2) температура – 180 °С, давление – 20 атм в течение 5 мин. Контроль качества анализов проводили с использованием стандартного образца элодеи канадской (ЭК-1, ГСО № 8921–2007, Институт геохимии им. Виноградова СО РАН, Иркутск). Воспроизводимость результатов анализа растительных образцов представлена в табл. 1.

Всего было проанализировано 27 проб элодеи канадской (*Elodea canadensis* Michx.), 30 – роголистника погруженного (*Ceratophyllum demersum* L.), 33 пробы урути (*Myriophyllum* sp.), 5 проб рдеста гребенчатого (*Stuckenia pectinata* (L.) Börner синоним *Potamogeton pectinatus* L.) и 8 проб рдеста стеблеобъемлющего (*Potamogeton perfoliatus* L.). Кроме высшей водной растительности было проанализировано 28 проб перифитонной зеленой нитчатой водоросли *Spirogyra* sp. со станций № 2–4. Подробное описание растительного сообщества исследуемого участка приведено в работе (Кравчук и др., 2021).

Таблица 1. Пределы обнаружения метода и результаты воспроизводимости анализа (%), полученные с использованием ГСО элодеи канадской (ЭК-1) («-» – измерения не проводились, «н.а.» – значения не аттестованы)

Table 1. Method detection limits and results of reproducibility of analysis (%) obtained using SRM (Elodea Canadensis, EC-1) (“-” – measurements were not carried out, “н.а.” – the values were not certified)

Элемент	λ , нм	Вода, мг/л	Макрофиты, мг/кг	Воспроизводимость, %
Al	396,152	0,0002	-	-
	394,401	-	3,5	65,1
As	189,042	0,001	0,35	85,5
B	249,678	0,0003	0,105	79,1
Be	234,861	0,00002	-	н.а.
Ba	455,403	0,000006	0,0021	84,6
Bi	223,061	0,0008	-	н.а.
Ca	317,933	0,004	0,002	101,5
Cd	214,438	0,00009	-	-
	228,802	-	0,105	125
Co	228,616	0,0002	0,07	80,7
Cr	267,716	0,0002	0,07	94,1
Cu	324,754	0,0001	0,032	94,4
Fe	259,940	-	0,7	94,6
	238,204	0,0001	-	-
Ga	417,206	0,0004	-	н.а.
K	769,896	0,03	7	89
Li	670,784	0,000005	0,0014	133,7
Mg	279,079	0,04	10,5	92,6
Mn	257,610	0,00003	0,14	104,3
Mo	202,030	0,0003	0,14	115,8
Na	589,592	0,005	1,05	94,5
Ni	231,604	0,0005	0,175	165,3
P	213,618	0,002	-	81,2
	214,914	-	7	-
Pb	220,353	0,001	0,35	168,9
S	180,731	-	105	83,2
	182,034	0,6	-	-
Sb	206,833	0,0009	-	-
Sr	421,552	0,000005	0,025	96,4
Ti	334,941	-	-	-
	337,280	0,00008	-	-
Tl	190,856	0,0009	-	-
V	268,796	0,0002	-	-
	292,402	-	0,035	66,8
Zn	213,856	0,0001	0,035	110,4

Поскольку в большинстве случаев тип распределения исследованных элементов был отличен от нормального (по критерию Шапиро-Уилка), для сравнения их средних величин применяли непараметрический тест Краскела-Уоллиса. Последующий *post-hoc* анализ проведен тестом Данна. Линейный дискриминантный анализ был проведен на основе первичной матрицы данных о содержании металлов в пробах изученных видов макрофитов. В качестве меры дискриминации видов по каждому из элементов использованы стандартизированные коэффициенты 1 и 2 дискриминантных функций. Все статистические расчеты выполняли в среде R (R Development Core Team, 2011), с использованием пакетов “multcompView”, “FSA”, “MASS”.

Результаты

Вода в районе исследования характеризовалась как слабощелочная и щелочная (Никаноров, 1989), значение pH варьировало в среднем от 8,13 (на ст. № 2, 3) до 8,63 (на ст. № 4) и было статистически значимо ниже на ст. № 2, чем на ст. № 4 (табл. 2). На ст. № 4 pH превышало рекомендованный норматив для рыбохозяйственных водоемов (Об утверждении..., 2016), устанавливаемый по фоновым значениям, т.е. 8,19 для ст. № 1. По концентрации растворенного минерального фосфора вода относилась к олиготрофному типу (Об утверждении..., 2016). Концентрация В, Са, Mg, УЭП в воде на ст. № 2 и № 4, Ва, Mn на ст. № 2, Li, Na, Sr на ст. № 2–4, Cu на ст. № 3, К, NO₂⁻ на ст. № 4 было достоверно выше, чем на фоновом участке (ст. № 1) (табл. 2). Температура воды на 3-й и 4-й станциях достоверно превышала значения данного показателя на 1-й и 2-й станциях, а также была выше установленного норматива (увеличение температуры до 20 °С в летний период) для

водоемов, где обитают холодолюбивые рыбы. На ст. № 2 и № 3 отмечено достоверное снижение содержания кислорода в воде. Обнаружено превышение в воде ПДК для рыбохозяйственных водоемов (Об утверждении..., 2016) по общему содержанию Al (в 1,25–1,5 раза) на ст. № 1 и № 3, Cu (в 2–4 раза) и Mo (в 1,1–1,9 раза) на всех станциях, Mn (в 1,7 раза) на ст. № 2 (табл. 2).

Содержание элементов в пробах макрофитов на условно фоновом участке удалось определить в достаточном для статистического анализа количестве проб для двух видов – элодеи (n = 6) и урути (n = 4) (табл. 3, 4). В пробах элодеи на ст. № 1 содержание К, Р, Na, В было достоверно выше, чем на станциях № 3А и 4, и N, чем на ст. № 4. Содержание Cd на ст. № 4 в образцах элодеи было достоверно ниже, чем на станциях № 1 и № 3. Содержание Ва в пробах элодеи (табл. 3) было достоверно выше на станциях № 2, 3А и 4, чем на фоновом участке. Содержание As в пробах элодеи на ст. № 2 достоверно превышало таковое на № 3А. В пробах урути отмечено достоверно более высокое содержание В и Cd на условно фоновом участке, по сравнению со станцией № 4 (табл. 4). Содержание Cu и Zn в пробах элодеи и Cu в урути достоверно увеличивалось на ст. № 3 и № 3А, по сравнению с фоном. Содержание Sr в образцах элодеи на ст. № 3А и в урути на ст. № 2 и № 3 достоверно превышало фоновые значения. Уруть на ст. № 3 и № 3А содержала достоверно больше Рb, по сравнению с фоновым участком. Содержание Са в пробах элодеи на ст. № 3А и в урути на ст. № 2 было достоверно выше, чем на ст. № 1. Уруть на ст. № 4 содержала достоверно больше Li, чем на фоновом участке. В урути содержание Na, Ni на ст. № 3А, N на ст. № 3А и № 4, Zn на ст. № 3 и № 3А было достоверно выше, чем на ст. № 2. В пробах роголистника достоверно более высокое содержание Cd, Cu,

Таблица 2. Содержание элементов (мг/л) и основные характеристики воды (среднее \pm стандартная ошибка, $n = 8$ – число проб) на станциях отбора проб (№ 1–4) в Абаканской протоке р. Енисей (2018 г. (июль – август), 2019 г. (май – сентябрь)) в сравнении с ПДК для рыбохозяйственных водоемов (« \leftrightarrow » – не указано в перечне) (Об утверждении..., 2016). Одинаковыми буквами отмечены средние, между которыми отличия статистически не достоверны по критерию Краскела-Уоллиса. Жирным шрифтом выделены значения, превышающие ПДК для рыбохозяйственных водоемов

Table 2. Element contents ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) and main characteristics of water (Mean \pm SE, $n = 8$ – number of samples) in the Abakanskaya anabranch of the Yenisei River (2018, July – August, 2019, May – September) compared with the MACs for water bodies of fishery significance (« \leftrightarrow » – limits are not indicated) (The Ministry of Agriculture..., 2016). The same letters denote means that are not significantly different based on Kruskal-Wallis test. Values in bold type exceed the MAC

Показатель	Станция				P	ПДК
	1	2	3	4		
1	2	3	4	5	6	7
Al	^{ab}0,0536\pm0,0201	^a 0,0175 \pm 0,0032	^b0,0600\pm0,0114	^{ab} 0,0253 \pm 0,0048	<0,05	0,04
As	0,0001 \pm 0,0001	0,00001 \pm 0,00001	0,0001 \pm 0,0001	0,0001 \pm 0,0001	>0,05	0,05
B	^a 0,0037 \pm 0,0005	^b 0,0050 \pm 0,0005	^{ab} 0,0047 \pm 0,0004	^b 0,0056 \pm 0,0004	<0,05	0,50
Ba	^a 0,01683 \pm 0,00062	^b 0,02153 \pm 0,00116	^{ab} 0,02031 \pm 0,00123	^{ab} 0,01956 \pm 0,00191	<0,05	0,74
Bi	0,0001 \pm 0,0001	0,0003 \pm 0,0001	0,0004 \pm 0,0001	0,0003 \pm 0,0001	>0,05	-
Ca	^a 24,230 \pm 0,554	^b 30,349 \pm 0,825	^{ac} 25,679 \pm 0,776	^{bc} 27,512 \pm 0,757	<0,05	180
Cd	н.о.	н.о.	0,00001 \pm 0,00001	н.о.	>0,05	0,005
Co	0,00009 \pm 0,00003	0,00009 \pm 0,00003	0,00010 \pm 0,00005	0,00006 \pm 0,00003	>0,05	0,01
Cr	0,0004 \pm 0,0001	0,0003 \pm 0,00004	0,0004 \pm 0,0001	0,0003 \pm 0,0001	>0,05	0,02
Cu	^{ab}0,0021\pm0,0003	^a0,0017\pm0,0004	^c0,0044\pm0,0004	^{bc}0,0035\pm0,0005	<0,05	0,001
Fe	0,0840 \pm 0,0272	0,0433 \pm 0,0043	0,0814 \pm 0,0139	0,0451 \pm 0,0054	>0,05	0,1
Ga	0,0002 \pm 0,00006	0,00021 \pm 0,00003	0,00025 \pm 0,00011	0,00028 \pm 0,00006	>0,05	-
K	^a 0,56140 \pm 0,0272	^{ab} 0,6805 \pm 0,0353	^{ab} 0,6450 \pm 0,0270	^b 0,7524 \pm 0,0533	<0,05	50
Li	^a 0,00115 \pm 0,00005	^b 0,00188 \pm 0,00018	^{bc} 0,00234 \pm 0,00009	^c 0,01117 \pm 0,00242	<0,05	0,08
Mg	^a 4,12 \pm 0,11	^b 4,94 \pm 0,10	^{ac} 4,22 \pm 0,09	^{bc} 4,64 \pm 0,13	<0,05	40
Mn	^a 0,00811 \pm 0,00127	^b0,01679\pm0,00181	^a 0,00900 \pm 0,00119	^a 0,00675 \pm 0,00118	<0,05	0,01
Mo	0,0012\pm0,0006	0,0013\pm0,0003	0,0019\pm0,0012	0,0011\pm0,0003	>0,05	0,001
Na	^a 2,303 \pm 0,047	^b 3,131 \pm 0,178	^b 3,816 \pm 0,565	^b 3,869 \pm 0,387	<0,05	120
Ni	0,0008 \pm 0,0004	0,0003 \pm 0,0001	0,0003 \pm 0,0001	0,0005 \pm 0,0002	>0,05	0,01
Pb	0,0005 \pm 0,0003	0,0001 \pm 0,0001	0,0006 \pm 0,0003	0,0005 \pm 0,0002	>0,05	0,006
S	2,3 \pm 0,3	2,7 \pm 0,3	2,9 \pm 0,3	3,0 \pm 0,3	>0,05	-
Sb	0,0003 \pm 0,0001	0,0004 \pm 0,0001	0,0005 \pm 0,0001	0,0003 \pm 0,0002	>0,05	-
Sr	^a 0,14645 \pm 0,00298	^b 0,17691 \pm 0,00466	^b 0,17813 \pm 0,00721	^b 0,19249 \pm 0,01045	<0,05	0,4
Ti	^a 0,00164 \pm 0,00059	^b 0,00039 \pm 0,00017	^{ab} 0,00146 \pm 0,00029	^{ab} 0,00044 \pm 0,00013	<0,05	0,06
Tl	0,00001 \pm 0,00001	н.о.	0,00009 \pm 0,00009	0,00003 \pm 0,00003	>0,05	-
V	0,0008 \pm 0,0001	0,0006 \pm 0,0001	0,0009 \pm 0,0002	0,0009 \pm 0,0001	>0,05	0,001
Zn	0,0032 \pm 0,0015	0,0018 \pm 0,0011	0,0048 \pm 0,0019	0,0020 \pm 0,0005	>0,05	0,01
P-PO ₄	0,004 \pm 0,002	0,001 \pm 0,001	0,004 \pm 0,001	0,004 \pm 0,001	>0,05	0,05
P общ	^{ab} 0,008 \pm 0,001	^a 0,006 \pm 0,001	^{ab} 0,014 \pm 0,006	^b 0,013 \pm 0,002	<0,05	-
NH ₄ ⁺	0,064 \pm 0,011	0,051 \pm 0,006	0,066 \pm 0,007	0,096 \pm 0,019	>0,05	0,5
NO ₂ ⁻	^a 0,0056 \pm 0,0011	^a 0,0067 \pm 0,0009	^{ab} 0,0221 \pm 0,0129	^b 0,0599 \pm 0,0127	<0,05	0,08
NO ₃ ⁻	0,196 \pm 0,060	0,218 \pm 0,069	0,201 \pm 0,055	0,213 \pm 0,045	>0,05	40
pH	^{ab} 8,19 \pm 0,06	^a 8,13 \pm 0,09	^{ab} 8,13 \pm 0,08	^b8,63\pm0,15	<0,05	8,19
t, °C	^a 13,35 \pm 0,85	^a 15,41 \pm 1,13	^b22,23\pm1,02	^b21,86\pm1,17	<0,05	20

Продолжение табл. 2

Continuation of the Table 2

1	2	3	4	5	6	7
O ₂ , мг/л	^a 10,81±0,16	^b 9,31±0,33	^b 9,63±0,12	^a 12,37±0,97	<0,05	6
УЭП, мкСм/см	^a 167,68±3,28	^b 202,01±4,03	^{ac} 179,14±5,14	^{bc} 192,1±3,08	<0,05	-

Таблица 3. Содержание элементов (среднее ± стандартная ошибка, мг/кг, *г/кг сухого веса) в пробах элодеи канадской (*E. canadensis*) Абаканской протоки р. Енисей (жирным шрифтом отмечены максимальные значения; *n* – количество проанализированных проб; «н.д.» – данные отсутствуют; одинаковыми буквами отмечены данные, между которыми нет достоверных отличий по тесту Краскела-Уоллиса, буквы отсутствуют – данный тест не выявил достоверных отличий)

Table 3. Element contents (Mean ± SE, mg·kg⁻¹, *g·kg⁻¹ dry weight) in the samples of *E. canadensis* in the Abakanskaya anabranch of the Yenisei River (maximum values are marked in bold; *n* – the number of analyzed samples; “н.д.” – no data; the same letters denote means that are not significantly different based on Kruskal-Wallis test; no letters means that the test is not significant)

	Станции					P
	1 (<i>n</i> =6)	2 (<i>n</i> =3)	3 (<i>n</i> =5)	3A (<i>n</i> =7)	4 (<i>n</i> =6)	
Al*	0,751±0,076	1,059±0,373	1,024±0,476	0,921±0,290	2,221±0,590	>0,05
Ca*	^a 21,683±3,230	^{ab} 27,055±2,003	^{ab} 60,934±14,954	^b89,035±6,585	^{ab} 42,908±10,515	<0,05
Fe*	1,146±0,127	3,818±0,363	1,793±0,696	1,467±0,439	5,334±1,639	>0,05
K *	^a39,362±1,967	^{ab} 29,752±2,326	^{ab} 27,974±3,132	^b 16,610±1,828	^b 17,004±3,088	<0,05
Mg*	2,400±0,014	2,660±0,258	2,678±0,233	2,551±0,106	2,767±0,464	>0,05
P*	^a5,791±0,378	^{ab} 3,375±0,649	^{ab} 2,395±0,262	^b 1,578±0,203	^b 1,412±0,255	<0,05
Na*	^a9,264±0,471	^{ab} 8,415±1,980	^{abc} 4,689±0,584	^c 2,914±0,271	^{bc} 3,227±0,718	<0,05
S*	3,145±0,326	4,061±0,698	3,261±0,146	2,946±0,204	2,469±0,385	>0,05
N*	^a41,88±1,21	н.д.	^{ab} 36,94±1,10	н.д.	^b 26,02±0,16	<0,01
As	^{ab} 1,55±0,08	^a3,99±0,96	^{ab} 1,15±0,38	^b 0,93±0,20	^{ab} 1,20±0,47	<0,05
B	^a14,42±1,71	^{ab} 11,74±1,02	^{ab} 9,86±0,84	^b 7,41±0,43	^b 6,79±1,38	<0,05
Ba	^a 48,73±3,43	^b139,8±17,23	^{ab} 85,78±8,09	^b 100,45±5,91	^b 125,62±27,65	<0,05
Cd	^a 0,55±0,05	^{ab} 0,41±0,12	^a0,58±0,07	^{ab} 0,45±0,06	^b 0,23±0,05	<0,05
Co	2,11±0,38	3,75±0,49	2,00±0,24	1,40±0,26	3,03±0,81	>0,05
Cr	3,72±0,8	4,05±1,19	4,12±1,47	3,07±1,51	32,65±16,03	>0,05
Cu	^a 7,41±0,7	^a 6,29±0,96	^b45,79±2,89	^b 44,96±4,81	^{ab} 23,53±4,22	<0,05
Li	1,40±0,11	1,55±0,37	2,15±0,73	1,99±0,33	6,60±1,73	>0,05
Mn	597,08±100,89	4825,39±1507,2	699,96±123,28	557,94±114,65	466,69±60,64	>0,05
Mo	0,46±0,05	0,63±0,18	0,70±0,05	0,75±0,06	0,70±0,18	>0,05
Ni	8,00±0,97	10,24±1,53	12,55±1,88	15,25±2,34	19,74±5,96	>0,05
Pb	0,78±0,19	0,60±0,49	1,68±0,91	3,09±1,60	3,67±1,82	>0,05
Sr	^a 122,97±11,07	^a 135,55±12,64	^{ab} 273,31±58,33	^b358,42±23,76	^{ab} 183,20±41,91	<0,05
V	2,05±0,29	4,41±0,83	2,70±1,25	2,76±0,89	7,83±2,26	>0,05
Zn	^a 43,89±2,44	^a 38,23±3,79	^b 101,81±11,38	^b108,16±18,42	^{ab} 54,31±9,42	<0,05

Таблица 4. Содержание элементов (среднее \pm стандартная ошибка, мг/кг, *г/кг сухого веса) в пробах урути (*Myriophyllum* sp.) Абаканской протоки р. Енисей («н.о.» – ниже предела обнаружения, остальные обозначения как в табл. 3). Жирным шрифтом отмечены максимальные значения

Table 4. Element contents (Mean \pm SE, mg·kg⁻¹, *g·kg⁻¹ dry weight) in *Myriophyllum* sp. in the Abakanskaya anabranch of the Yenisei River («н.о.» – below detection limit, other designations are as in Table 3). The maximum values are marked in bold

	Станции					P
	1 (n=4)	2 (n=8)	3 (n=8)	3А (n=5)	4 (n=8)	
Al*	0,981 \pm 0,298	1,118 \pm 0,257	2,236\pm0,496	2,136 \pm 1,265	2,104 \pm 0,354	>0,05
Fe*	2,152 \pm 0,623	2,414 \pm 0,731	3,264 \pm 0,728	2,985 \pm 1,562	3,882\pm0,678	>0,05
Ca*	^a 11,288 \pm 0,950	^b59,937\pm10,531	^a 26,139 \pm 7,571	^{ab} 23,427 \pm 2,112	^a 19,422 \pm 1,589	<0,05
K*	13,583 \pm 3,200	14,024 \pm 2,541	12,369 \pm 1,155	20,337\pm4,256	10,451 \pm 1,758	>0,05
Mg*	3,043 \pm 0,508	2,694 \pm 0,141	2,749 \pm 0,286	4,309\pm0,932	3,205 \pm 0,554	>0,05
Na*	^{ab} 7,566 \pm 1,278	^a 4,467 \pm 0,356	^{ab} 6,574 \pm 1,255	^b9,433\pm1,489	^{ab} 5,693 \pm 0,565	<0,05
P*	2,434\pm0,301	1,495 \pm 0,243	1,714 \pm 0,165	1,540 \pm 0,268	1,663 \pm 0,139	>0,05
S*	3,305 \pm 0,239	2,933 \pm 0,346	3,061 \pm 0,132	3,312 \pm 0,371	3,465\pm0,296	>0,05
N*	н.д.	^a 20,45 \pm 1,80	^{abc} 29,21 \pm 2,62	^{bc} 29,38 \pm 2,06	^c29,45\pm1,39	<0,05
As	2,75\pm0,67	2,44 \pm 0,68	1,67 \pm 0,27	1,35 \pm 0,32	1,99 \pm 0,11	>0,05
B	^a 15,25 \pm 2,48	^{ab} 9,89 \pm 0,37	^{ab} 12,69 \pm 1,42	^{ab} 12,56 \pm 0,89	^b 10,09 \pm 1,08	<0,05
Ba	61,99 \pm 16,16	80,26 \pm 10,50	61,67 \pm 5,50	63,52 \pm 5,64	118,95\pm21,37	>0,05
Cd	^{ab} 0,81 \pm 0,20	^{ac} 0,32 \pm 0,03	^{abc} 0,62 \pm 0,14	^b 0,69 \pm 0,04	^c 0,28 \pm 0,06	<0,05
Co	3,63\pm1,18	1,58 \pm 0,37	2,15 \pm 0,28	3,03 \pm 0,88	2,44 \pm 0,50	>0,05
Cr	2,95 \pm 0,81	4,49 \pm 0,91	7,43 \pm 1,32	11,00\pm6,92	6,88 \pm 1,13	>0,05
Cu	^a 9,42 \pm 2,25	^a 6,10 \pm 0,92	^b 38,60 \pm 5,07	^b45,41\pm4,63	^{ab} 19,68 \pm 0,93	<0,05
Li	^a 0,94 \pm 0,29	^{ab} 1,87 \pm 0,38	^{ab} 2,83 \pm 0,66	^{ab} 2,91 \pm 1,49	^b4,25\pm0,74	<0,05
Mn	1944,81\pm622,47	1186,37 \pm 231,01	560,11 \pm 34,19	880,29 \pm 212,57	749,72 \pm 72,07	>0,05
Mo	0,51 \pm 0,12	0,59\pm0,11	0,52 \pm 0,07	0,51 \pm 0,09	0,48 \pm 0,07	>0,05
Ni	^{ab} 9,20 \pm 1,15	^a 5,18 \pm 0,77	^{ab} 8,82 \pm 1,47	^b17,77\pm3,36	^{ab} 8,03 \pm 0,75	<0,05
Pb	^a н.о.	^{ab} 1,07 \pm 0,45	^b 3,46 \pm 0,85	^b3,97\pm0,98	^{ab} 3,23 \pm 0,87	<0,05
Sr	^a 82,65 \pm 8,95	^b172,19\pm13,47	^b 170,94 \pm 21,00	^{ab} 162,21 \pm 16,85	^{ab} 117,12 \pm 13,07	<0,05
V	4,10 \pm 1,43	3,69 \pm 0,83	5,64 \pm 1,17	4,76 \pm 2,54	6,70\pm1,37	>0,05
Zn	^{abc} 61,51 \pm 4,40	^a 24,39 \pm 3,98	^{bc} 90,07 \pm 7,98	^b164,37\pm35,04	^{ac} 55,69 \pm 1,67	<0,05

Pb, Zn обнаружено на ст. № 3 и № 3А, Ni на ст. № 3А, чем на ст. № 4 (табл. 5). В пробах спирогиры отмечено увеличение содержания Li, V, Al, Mg, Cr на ст. № 4, Cu и P на ст. № 3 и № 3А, Cr на ст. № 3, по сравнению со станцией № 2. В пробах спирогиры на ст. № 3 и № 3А содержание Na было достоверно ниже, чем на ст. № 2 и № 4, содержание Ba – ниже чем на ст. № 2 (табл. 6).

Максимальное содержание большинства элементов обнаружено в пробах спирогиры, при сравнении с исследованными видами высшей водной растительности на ст. № 4 (рис. 2). В пробах спирогиры отмечено достоверно более высокое содержание Al, Fe, Ba, Li, Pb, Sr, V, Co, Cr, Ca, чем в роголистнике, Ni, Cr, Mg, чем в урути, Co и Ni, чем в рдесте стеблеобъемлющем, Mn, чем в рдесте гребенчатом,

Таблица 5. Содержание элементов (среднее \pm стандартная ошибка, мг/кг, *г/кг сухого веса) в пробах роголистника погруженного (*C. demersum*) Абаканской протоки р. Енисей. Жирным шрифтом отмечены максимальные значения, обозначения как в табл. 3

Table 5. Element contents (Mean \pm SE, mg·kg⁻¹, *g·kg⁻¹ dry weight) in the samples of *C. demersum* in the Abakanskaya anabranch of the Yenisei River. The maximum values are marked in bold, the designations are as in Table 3

	Станции			P
	3 (n = 9)	3А (n = 10)	4 (n = 11)	
Al*	1,885±0,533	1,477±0,469	1,353±0,311	>0,05
Ca*	14,529±2,439	24,989±5,753	15,047±2,517	>0,05
Fe*	2,693±0,705	2,051±0,574	2,249±0,682	>0,05
K*	25,919±2,037	24,687±1,653	22,320±2,367	>0,05
Mg*	6,880±0,582	7,397±0,684	6,091±0,515	>0,05
Na*	7,368±0,947	7,028±0,709	7,001±0,726	>0,05
P*	2,092±0,331	1,525±0,116	1,596±0,123	>0,05
S*	2,900±0,171	2,601±0,149	2,514±0,224	>0,05
N*	32,07±2,39	27,80±0,85	27,17±1,28	>0,05
As	1,70±0,24	1,61±0,23	1,20±0,15	>0,05
B	10,82±0,88	9,57±0,60	10,36±0,59	>0,05
Ba	50,50±4,33	51,40±5,29	79,22±11,67	>0,05
Cd	*1,32±0,22	^a 1,17±0,20	^b 0,46±0,07	<0,05
Co	3,09±0,33	2,65±0,49	2,04±0,35	>0,05
Cr	6,33±1,56	4,12±1,24	6,16±1,07	>0,05
Cu	^a 62,10±10,75	*72,62±9,65	^b 32,85±2,54	<0,05
Li	2,65±0,64	2,24±0,56	3,29±0,73	>0,05
Mn	1267,67±202,43	1276,82±234,29	969,39±126,78	>0,05
Mo	0,30±0,07	0,29±0,04	0,34±0,05	>0,05
Ni	^{ab} 26,05±4,46	*29,21±3,90	^b 16,67±2,46	<0,05
Pb	^a 3,64±0,58	*4,00±0,92	^b 1,38±0,27	<0,05
Sr	115,36±12,54	131,30±12,79	103,80±12,66	>0,05
V	4,33±1,22	3,53±1,04	3,56±0,98	>0,05
Zn	*255,78±57,83	^a 225,34±43,44	^b 109,68±30,67	<0,05

As, чем в исследованных видах макрофитов, кроме урути. Роголистник содержал достоверно больше K, по сравнению с урутью, Na – по сравнению с элодеей, рдестом стеблеобъемлющем и спирогирой. Содержание Mg в роголистнике было достоверно выше, чем в элодее, рдесте стеблеобъемлющем и урути. Рдест стеблеобъемлющий содержал больше Ca, чем роголистник и уруть, а также Sr, чем

роголистник. Содержание Cu в роголистнике и спирогире достоверно превышало таковое в других видах макрофитов, кроме элодеи. Роголистник и уруть содержали больше Mn, чем два вида рдестов. Рдест гребенчатый содержал достоверно меньше Zn, чем роголистник.

В рамках линейного дискриминантного анализа изученные виды растений были распределены в пространстве двух дискри-

Таблица 6. Содержание элементов (среднее \pm стандартная ошибка, мг/кг, *г/кг сухого веса) в пробах спирогиры (*Spirogyra* sp.) Абаканской протоки р. Енисей («н.о.» – ниже предела обнаружения). Жирным шрифтом отмечены максимальные значения, обозначения, как в табл. 3

Table 6. Element contents (Mean \pm SE, mg·kg⁻¹, *g·kg⁻¹ dry weight) in the samples of *Spirogyra* sp. in the Abakanskaya anabranch of the Yenisei River («н.о.» – below detection limit). The maximum values are marked in bold, the designations are as in Table 3

	Станции				P
	2 (n = 3)	3 (n = 8)	3A (n = 9)	4 (n = 8)	
Al*	^a 1,011 \pm 0,232	^{ab} 6,513 \pm 1,878	^{ab} 4,681 \pm 0,611	^b9,815\pm4,023	<0,05
Ca*	26,043 \pm 17,081	29,321 \pm 7,409	39,074 \pm 3,290	67,698\pm24,415	>0,05
Fe*	2,293 \pm 0,472	8,381 \pm 2,393	6,410 \pm 0,860	16,955\pm7,572	>0,05
K*	3,837 \pm 0,249	17,345 \pm 2,154	18,282\pm1,569	12,777 \pm 4,432	>0,05
Mg*	^a 2,042 \pm 0,150	^{ab} 3,896 \pm 0,814	^{ab} 3,463 \pm 0,298	^b7,328\pm2,685	<0,05
Na*	^a3,995\pm0,204	^b 0,781 \pm 0,220	^b 0,821 \pm 0,084	^a 3,335 \pm 0,721	<0,05
P*	^a 0,517 \pm 0,041	^b 1,689 \pm 0,135	^b 1,448 \pm 0,098	^{ab}1,746\pm0,588	<0,05
S*	2,590 \pm 0,319	6,609 \pm 1,386	5,387 \pm 1,490	8,815\pm3,415	>0,05
N*	н.д.	33,35\pm3,20	32,69 \pm 1,84	22,96 \pm 4,65	>0,05
As	5,85\pm0,47	4,46 \pm 0,59	4,35 \pm 0,43	5,36 \pm 1,79	>0,05
B	н.о.	5,17 \pm 2,12	8,01 \pm 4,00	23,22\pm12,52	>0,05
Ba	^a3561,47\pm260,32	^b 140,86 \pm 37,28	^b 93,32 \pm 4,09	^{ab} 763,73 \pm 248,57	<0,05
Cd	1,33\pm0,96	0,39 \pm 0,06	0,53 \pm 0,08	0,32 \pm 0,07	>0,05
Co	3,97 \pm 0,56	4,31 \pm 1,17	3,32 \pm 0,46	8,62\pm3,42	>0,05
Cr	^a 3,06 \pm 0,93	^b 20,03 \pm 5,66	^{ab} 14,00 \pm 1,69	^b38,05\pm14,24	<0,05
Cu	^a 7,10 \pm 0,27	^b65,12\pm15,24	^b 56,72 \pm 7,90	^{ab} 54,06 \pm 18,13	<0,05
Li	^a 2,52 \pm 0,11	^{ab} 8,30 \pm 2,26	^{ab} 6,68 \pm 0,63	^b20,11\pm7,05	<0,05
Mn	3227,14\pm393,39	873,19 \pm 75,20	892,35 \pm 132,64	1343,65 \pm 479,99	>0,05
Mo	0,82 \pm 0,33	0,74 \pm 0,10	0,63 \pm 0,20	0,84\pm0,29	>0,05
Ni	6,80 \pm 0,64	15,01 \pm 3,62	13,91 \pm 1,71	30,77\pm11,79	>0,05
Pb	5,04 \pm 1,64	6,77 \pm 1,95	7,92 \pm 0,52	9,91\pm3,50	>0,05
Sr	80,27 \pm 30,24	164,35 \pm 28,91	176,36 \pm 11,05	264,11\pm88,13	>0,05
V	^a 4,09 \pm 1,16	^{ab} 14,65 \pm 4,03	^{ab} 12,10 \pm 1,28	^b32,05\pm15,04	<0,05
Zn	59,45 \pm 6,40	107,75 \pm 19,75	104,44 \pm 13,80	124,14\pm46,53	>0,05

минантных функций (ДФ1 и ДФ2) (рис. 3а). Наибольший вклад в ДФ1, описывающую 47 % межгрупповой изменчивости, преимущественно вносили Li, Mg, V и Zn (рис. 3б). Распределение по ДФ2, описывающей 30 % изменчивости, связано с различиями в содержании As, Fe, Sr и V. Наиболее обособленную группу в пространстве ДФ1 и ДФ2 составила спиригира. Процент корректной классифика-

ции по данному виду составил 100 %. Спиригира содержала больше (более чем в два раза) некоторых элементов (напр. Fe, Li, V, Pb, Co, Ba, As, Al), чем прочие виды. Остальные виды макрофитов сформировали два кластера. Одну группу составили *E. canadensis* и *P. perfoliatus*; другую, с высокой степенью перекрытия – *Myriophyllum* sp., *S. pectinata* и *C. demersum*.

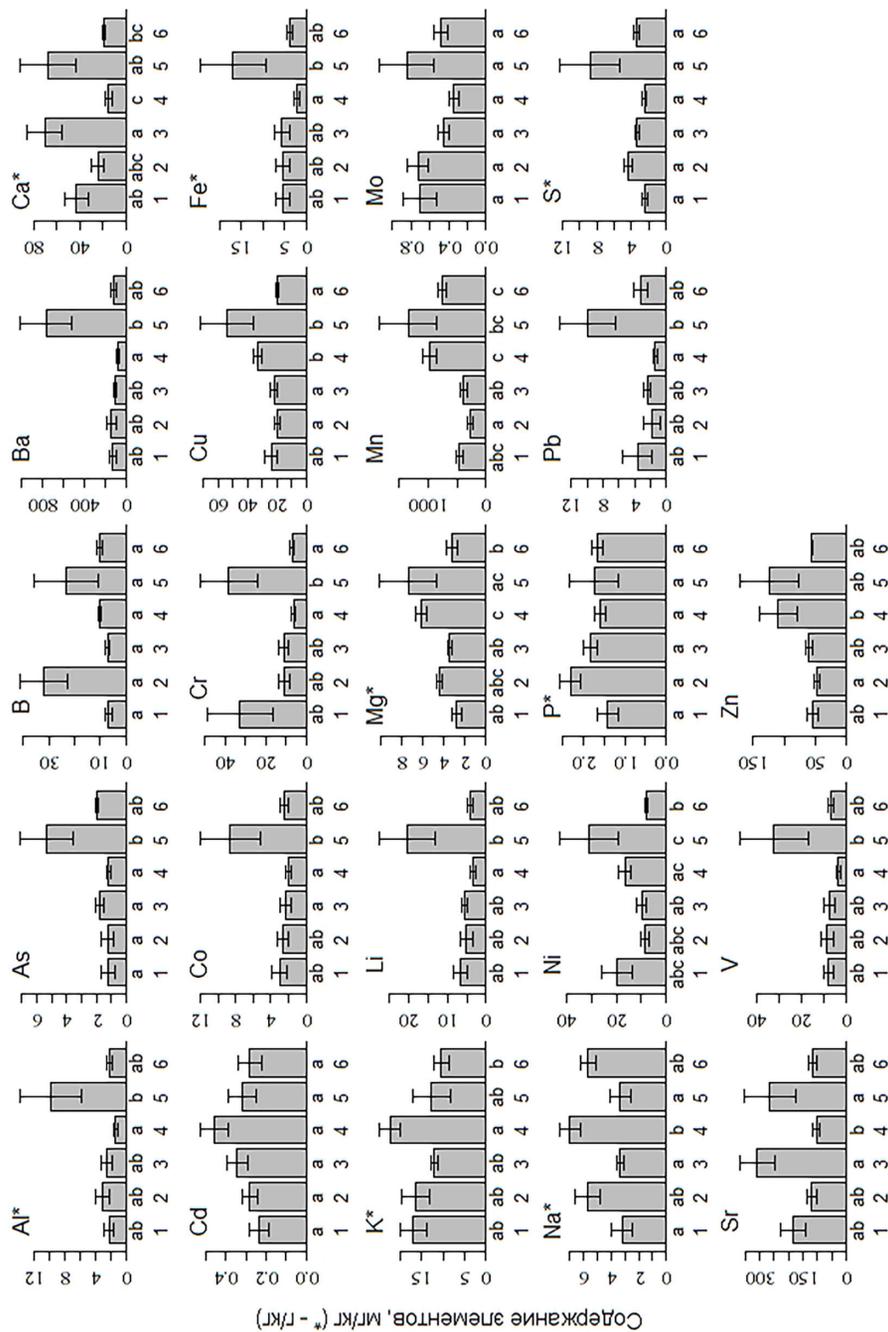


Рис. 2. Содержание элементов (среднее±стандартная ошибка, мг/кг, *г/кг сухого веса) в макрофитах на ст. № 4 Абаканской протоки р. Енисей: 1 – *E. canadensis* ($n = 6$), 2 – *S. pectinata* ($n = 5$), 3 – *P. perfoliatus* ($n = 8$), 4 – *C. demersum* ($n = 11$), 5 – *Spirogyra* sp. ($n = 8$), 6 – *Myriophyllum* sp. ($n = 8$). Одинаковыми буквами отмечено отсутствие достоверных отличий по *post-hoc* тесту

Fig. 2. Element contents (Mean±SE, mg·kg⁻¹, *g·kg⁻¹ dry weight) in macrophytes at site 4 in the Abakanskaya anabranch of the Yenisei River: 1 – *E. canadensis* ($n = 6$), 2 – *S. pectinata* ($n = 5$), 3 – *P. perfoliatus* ($n = 8$), 4 – *C. demersum* ($n = 11$), 5 – *Spirogyra* sp. ($n = 8$), 6 – *Myriophyllum* sp. ($n = 8$). The same letters indicate the absence of significant differences in the *post-hoc* test

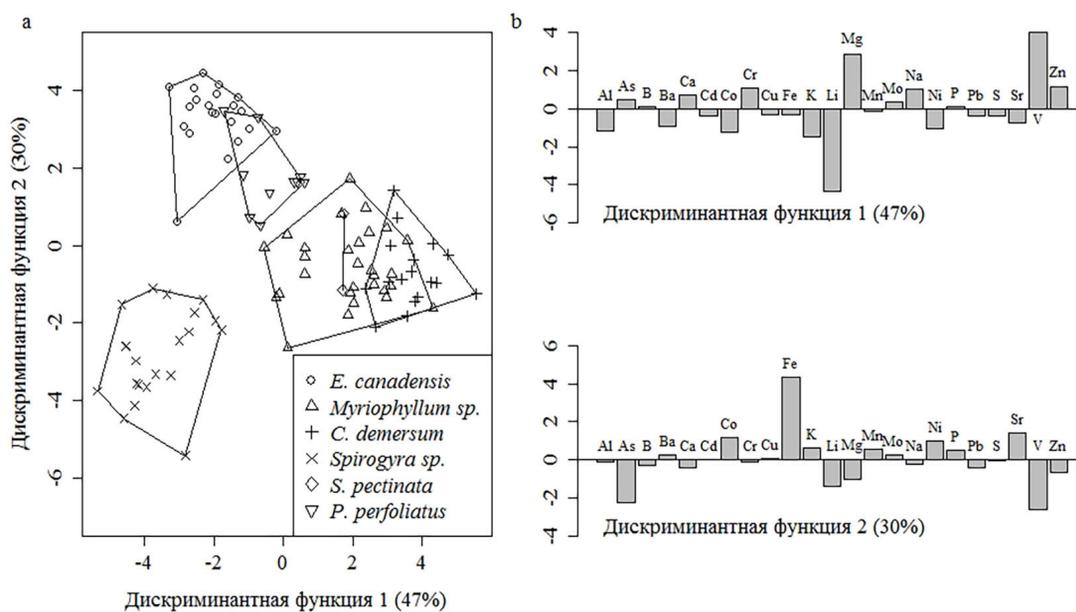


Рис. 3. Распределение проб шести видов макрофитов в пространстве линейных дискриминантных функций (а) и величины стандартизованных коэффициентов этих функций (б)

Fig. 3. The distribution of samples of six species of macrophytes in the space of linear discriminant functions (a) and the values of the standardized coefficients of these functions (b)

Обсуждение

В пробах воды со станции № 1 обнаружено превышение ПДК для рыбохозяйственных водоемов (Об утверждении..., 2016) общей концентрации Al, Cu и Mo, что отмечалось для Al и Cu ранее на фоновом участке р. Енисей, расположенном в 9 км выше г. Красноярска (в 30 км ниже плотины Красноярской ГЭС) (Anishchenko et al., 2009). На ст. № 3 наблюдается достоверное увеличение содержания Cu в воде, по сравнению с фоновым участком и ст. № 2, что может свидетельствовать об антропогенном источнике поступления данного металла, вероятно, с водами ТЭЦ, которые также способствуют повышению температуры на ст. № 3 и № 4, вызывая тепловое загрязнение. В работе (Коротченко, Мучкина, 2016) показано, что в почве вблизи ТЭЦ-2 содержание подвижных форм меди превышало ПДК в 9 раз. Достоверное увеличение, по сравнению с фоновым участком,

минерализации (УЭП), содержания Ba, B, Ca, Na, Mg, Mn, Li, Sr в воде на станции № 2 могло быть связано с поступлением ливневых сточных вод, обнаруженных ранее (Кравчук и др., 2021). Элементный анализ ливневых сточных вод, поступающих в р. Енисей на ст. № 2, отобранных 23.07.2019 г., показал (собственные неопубликованные данные), что концентрации ряда элементов превышают обнаруженные в воде на станции № 2, в том числе B – в 2,7, Ba – в 1,2, Ca – в 1,5, Mg – в 2, Li – в 6,3, Na – в 2, K – в 2,2, Sr – в 1,4 раза, а также УЭП – в 1,5 раза. Как показано в работе (Тюлюш, Коротченко, 2018), содержание подвижных форм Mn в почве г. Красноярска превышает ПДК в 1,2–1,8 раза. Поскольку содержание Mn в подземных водах г. Красноярска также превышает ПДК (<https://www.rosnedra.gov.ru/data/Fast/Files/202011>), можно предположить, что Mn поступал в Енисей с грунтовыми водами, мигрируя из почвы. По-

вышение концентрации NO_2^- в воде отмечено на станции № 3, где располагается рыболовное хозяйство, а максимальная концентрация NO_2^- отмечена на станции № 4. Как известно, аммиак является основным продуктом метаболизма азота у рыб (Wright, 1995), поступая в воду, подвергается нитрификации, в результате которой образуются нитриты, а затем нитраты (ЕРА, 2002). Проведенный анализ 9 видов коммерческих кормов для аквакультуры рыб, показал, что содержание К составляет 0,6–1,1 %, Р – 0,5–1,7 % сухого веса (собственные неопубликованные данные). На станции № 4 наблюдалось повышение концентрации К и общего фосфора (Р общ.) в воде, при этом достоверное отличие от фона отмечено только для К. Вероятно, увеличение концентрации К могло быть связано с влиянием рыболовного хозяйства.

Перифитонные водоросли, наряду с высшими сосудистыми растениями, являются мониторами загрязнения водных экосистем (Behra et al., 2002; Rai, 2009). Зеленые нитчатые водоросли р. *Spirogyra* могут использоваться для фиторемедиации, поскольку способны накапливать большое количество токсичных элементов в биомассе (Rajfur et al., 2011; Hamidian et al., 2016; Vetrivel et al., 2017). В пробах спиригиры р. Енисей содержание большинства элементов превышало таковое в других видах макрофитов – представителей высшей водной растительности (рис. 2). В спиригире Абаканской протоки на ст. № 4 наблюдалось повышенное содержание Al, Mg, Cr, Li, V, на станциях № 3 и № 3А – Cu по отношению к станции № 2 (табл. 6). В спиригире р. Енисей содержание Mn, Cd и Pb не превышало таковое в пробах *Spirogyra* sp. из оз. Турава (Turawa lake, Польша), подверженного загрязнению данными металлами. Однако содержание Cu в пробах спиригиры (54,06–65,12 мг/кг) со ст. № 3–4 Абаканской

протоки, испытывающих антропогенное воздействие, превышало максимальное значение (47,5 мг/кг) для данного вида водоросли в районе загрязнения оз. Турава (Rajfur et al., 2011). В пробах спиригиры из р. Енисей обнаружено больше Fe, чем на загрязненных участках оз. Турава (максимум 15,06 мг/кг).

Способность высших водных растений быстро поглощать ТМ из окружающей среды, даже при очень низких уровнях, позволяет использовать их в качестве эффективных индикаторов качества водных экосистем (Matache et al., 2013; Остроумов и др., 2016). Динамика развития макрофитов в водоемах Беларуси позволила сделать вывод о том, что элодея канадская, роголистник погруженный и рдест гребенчатый служат индикаторами загрязнения органическими веществами и тяжелыми металлами (Гигевич и др., 2001, цит. по Волкова и др., 2018). В Абаканской протоке ниже дамбы обнаружено достоверно повышенное, по сравнению с фоновым участком, содержание Cu, Zn (на ст. № 3 и № 3А) и Sr (на ст. № 3А) в пробах элодеи (табл. 3), Cu (на ст. № 3 и № 3А) и Sr (на ст. № 2 и № 3) в пробах урути (табл. 4). Роголистник на ст. № 3 и № 3А характеризовался повышенным содержанием Cu и Zn, по сравнению со ст. № 4 (табл. 5). Как показано в работе (Samecka-Sumerman, Kempers, 2003), в условиях загрязнения реки Row Slaski (Польша) коммунальными отходами элодея содержала до 217 мг/кг Cu. Содержание Cu в макрофитах Абаканской протоки не превышало величин, полученных для высших водных растений незагрязненных водоемов (0,14–55 мг/кг) (Outridge, Noller, 1991), за исключением роголистника (62,1–72,62 мг/кг) на ст. № 3 и № 3А (табл. 5). Указанные значения по Cu в роголистнике превысили максимальные величины для данного вида из загрязненных водных объектов (12–51 мг/кг) (Outridge, Noller, 1991). Элодея нака-

пливала Sr, содержание которого на порядок превышало таковое из рек незагрязненных и находящихся под влиянием сточных коммунальных вод (Samecka-Sumerman, Kempers, 2003), при этом общее содержание Sr в воде р. Енисей не превышало значений в реках Польши (около 0,3 мг/л). Очевидно, накопление Cu и Sr макрофитами определялось их повышенным содержанием в воде (табл. 2). Высокий уровень накопления Sr рдестом гребенчатым был отмечен в пресноводном водохранилище Бугач и соленых озерах Шира и Шунет (среднее содержание в листьях – около 570 мг/кг), где наблюдался естественный повышенный фон (от 1 до 13,5 мг/л Sr в воде) (Anishchenko et al., 2020). Согласно литературным данным содержание Zn в высшей водной растительности (ВВР) незагрязненных водных объектов варьирует от 11 до 250 мг/кг. Известно, что в элодее, произрастающей на незагрязненных участках, содержание Zn составляет 24–38 мг/кг, тогда как в условиях загрязнения наблюдается рост содержания данного элемента от 15–47 мг/кг (Outridge, Noller, 1991) до 73–770 мг/кг (Samecka-Sumerman, Kempers, 2003). Роголистник в условиях отсутствия загрязнения содержал 160 мг/кг Zn (Samecka-Sumerman, Kempers, 2003). В р. Енисей на ст. № 3 и № 3А, подверженных антропогенному влиянию, содержание Zn в элодее и роголистнике свидетельствует о загрязнении экосистемы данным элементом.

На фоновом участке содержание Pb в урути было ниже предела обнаружения, тогда как на ст. № 3 и № 3А содержание данного элемента возрастало в среднем до 3,46–3,97 мг/кг и соответствовало значениям, полученным для роголистника (3,64–4,0 мг/кг) на данных участках. Для элодеи увеличение содержания Pb на ст. № 3–4 было недостоверным. Содержание Pb в исследованных нами макрофитах входит в диапазон значений для водных со-

судистых растений незагрязненных водных объектов (0,3–35 мг/кг). В пробах макрофитов Абаканской протоки содержание Pb не превышает медиану для загрязненных экосистем (27 мг/кг) (Outridge, Noller, 1991). В загрязненных водных экосистемах содержание Pb в элодее варьирует в пределах 29–230 мг/кг. На ст. № 3 и № 3А Абаканской протоки роголистник накапливал Ni, содержание которого превышало пределы варьирования для ВВР незагрязненных экосистем (0,85–23 мг/кг). В урути содержание Ni не превышало указанный диапазон концентраций для незагрязненных экосистем. Ni относится к ТМ, но является эссенциальным элементом, поскольку подтверждена его роль в метаболизме уреазы высших растений и гидрогеназы цианобактерий (Muysen et al., 2004). Содержание Li в макрофитах на ст. № 4 превышало фоновое значение, но достоверные отличия отмечены только для урути (табл. 4). Несмотря на то, что концентрация Pb, Zn и Ni в воде на станциях № 3 и № 4 не отличалась достоверно от других участков, их содержание в макрофитах было повышенным, что может быть связано с их поступлением из донных отложений.

Тяжелые металлы Cu и Zn являются жизненно необходимыми (эссенциальными) элементами для растений, поскольку входят в состав ферментов, обеспечивают клеточный метаболизм и множество физиологически важных процессов. Содержание Cu и Zn в растениях напрямую зависит от содержания в среде их обитания, поступают данные металлы в растения как активной, так и пассивной абсорбцией (Kabata-Pendias, Pendias, 2001). Pb, Sr и Li относятся к неэссенциальным элементам, биологическая роль которых не известна или не исследована до конца (Kabata-Pendias, Pendias, 2001; Barker, Pilbeam, 2015). Li может замещать K, Na, Ca, Mg в нормальных метаболических процессах рас-

тений и, как и Sr (Burger, Lichtscheidl, 2019), конкурировать с Ca (Shahzad et al., 2016).

Повышенное содержание Ca в воде на участках за дамбой, вероятно, способствовало более эффективному накоплению данного эссенциального элемента элодеей (на ст. № 3А) и урутью (на ст. № 2) (табл. 3, 4), по сравнению с фоновыми значениями. Ca выполняет структурную и сигнальную функцию в клетке (White, Broadley, 2003), накапливается чаще в листьях в виде оксалатов (Franceschi, Nakata, 2005), может откладываться в виде кальцита (карбоната кальция) вне, внутри и между клеток водных растений (Bogowitzka, 1984). Уруть на станции № 3А содержала больше Na, чем на фоновом участке (отличия не были достоверными), что могло быть связано с повышенной концентрацией данного элемента в воде на участках ниже дамбы (табл. 2). На рассматривается как «функциональный» элемент для растений, поскольку способен заменять K в регуляции клеточного осмоса, выступать в качестве сопутствующего транспортного катиона (Subbarao et al., 2003; Maathuis, 2014). Содержание Ba в элодее было достоверно выше на станциях № 2 (как и в воде), № 3А, № 4, по сравнению с фоновым участком. Ba не относится к эссенциальным элементам растений, может выступать антагонистом Ca, Mg и S (Kabata-Pendias, Pendias, 2001). Содержание As, Co, Cr, Pb, Mn, Mo, V в исследованных видах ВВП Абаканской протоки входит в пределы варьирования значений, полученных для незагрязненных водных экосистем (Outridge, Noller, 1991).

Роголистник содержал минимум Al, As, Ba, Ca, Co, Fe, Li, Mo, Pb, V и Sr среди макрофитов Абаканской протоки (рис. 2). Поскольку роголистник не укореняется в грунт, он получает элементы только из воды (Shinkareva et al., 2019), в отличие от других исследованных высших водных растений, которые могут

получать элементы из донных отложений. Роголистник погруженный содержал больше Cd, по сравнению с другими макрофитами на ст. № 4, хотя отличия не были достоверными. Известно, что роголистник является гипераккумулятором кадмия (Matache et al., 2013). На ст. № 4 роголистник погруженный содержал больше Cu, Mn и Zn, чем рдесты, что согласуется с отмеченными различиями для данных видов (Matache et al., 2013).

В результате проведенного дискриминантного анализа данных по содержанию элементов в исследованных макрофитах на станции № 4 было выявлено три кластера (рис. 3а). Вероятно, в основе разделения погруженных макрофитов на кластеры лежат не только таксономические/видоспецифические, но и морфологические и физиологические отличия. Образующие общую группу *Myriophyllum* sp., *C. demersum* и *S. pectinata* имеют рассечённые листья, в отличие от макрофитов из другого кластера – *E. canadensis* и *P. perfoliatus*, с цельными листьями. Было показано (Shinkareva et al., 2019), что *Myriophyllum spicatum*, *C. demersum* и *S. pectinata* входили в группу погруженных макрофитов, обладающих высокой способностью аккумулировать как растворенные (U, As, B, Cd), так и содержащиеся в составе взвеси (Fe, Al, Pb, Ni, Co, Be, Cr, V) элементы в воде дельты р. Селенга. *C. demersum* и в большей степени *Myriophyllum spicatum*, благодаря сильно рассеченным перистым листьям, играли важную роль в качестве биофильтра взвешенных частиц (Shinkareva et al., 2019). Можно предположить, что виды с большей площадью поверхности аккумулируют больше ТМ. Однако проведенная ранее (Sher-Kaul et al., 1995) оценка площади поверхности, отнесенной к биомассе погруженных макрофитов, имеющих разную степень рассеченности листьев, показала, что

Elodea canadensis и *Myriophyllum spicatum* имели близкие значения площади поверхности (1255 см² и 1205 см² соответственно). При этом площадь поверхности рдеста гребенчатого и рдеста стеблеобъемлющего была в 2,5 и 1,6 раза меньше, чем у элодеи канадской (в расчете на 1 г сухой биомассы целого растения). В работе (Borisova et al., 2017) отмечен близкий уровень накопления ТМ (Cu, Ni, Zn, Mn, Fe) в листьях *E. canadensis* и *P. perfoliatum*. Данные виды макрофитов имели схожие морфологические и физиологические изменения под влиянием загрязнения ТМ: наблюдалось увеличение толщины листьев, размеров клеток, синтеза хлорофилла. Как отмечено в работе (Shinkareva et al., 2019) погруженные растения с рассечёнными листьями, образующие плотные заросли на глубине, в большей степени нуждаются в элементах (Fe, Mn, Zn), необходимых для фотосинтеза и дыхания, чем другие виды макрофитов.

Нитчатая зеленая водоросль *Spirogyra* sp. формирует отдельный от ВВР кластер (рис. 3а). Известно, что клетки водорослей состоят в основном из полисахаридов, которые не препятствуют проникновению металлов в клетку (Polishchuk, 1973. цит. по Pasichnaya, Arsan, 2003). Клеточная стенка микроводорослей содержит многофункциональные макромолекулы (липиды, белки и углеводы), которые имеют на своей поверхности различные отрицательно заряженные функциональные группы, позволяющие связывать ионы из окружающей среды. Таким образом, внешний слой клеточной стенки в первую очередь участвует в удалении ТМ. Зеленые микроводоросли способны поглощать токсичные металлы как с помощью внеклеточной биосорбции, так и механизмов внутриклеточной биоаккумуляции (Danouche et al., 2021). Аккумуляция металлов внутри клетки зеленых нитчатых водорослей способствует большой размер

вакуолей и, как следствие, увеличение ассимилирующей поверхности клеток (Velichko, 1982, цит. по Pasichnaya, Arsan, 2003). В работе (Hamidian et al., 2016) показано, что *Spirogyra* накапливала больше Mg, V, Fe, As, Cd, Cr, Zn, чем Al, Cu, Mn, Ni, Pb из донных отложений (ДО). Повышенное содержание большинства элементов в *Spirogyra* sp. из Абаканской протоки, по сравнению с другими макрофитами, также могло быть связано с их поступлением из ДО, поскольку нитчатые водоросли произрастали на камнях на дне водотока, а затем из перифитонной формы, в ходе роста биомассы, отрываясь, переходили в метафитон (Кривчук и др., 2021). Предположительно водоросли могут поглощать металлы из частиц ДО, поскольку показано, что содержание ТМ в бентических водорослях коррелирует с таковым в ДО (Luoma et al., 1982).

Как показал дискриминантный анализ (рис. 3а, б), наибольший вклад в межгрупповые различия макрофитов вносили как эссенциальные элементы, Mg, Zn, Fe, V, так и неэссенциальные, биологическая роль которых не установлена, As, Li, Sr. Как известно, Mg входит в состав молекулы хлорофилла и играет важную роль в ферментативных процессах, связанных с фотосинтезом и дыханием, ассимиляцией углерода и превращением энергии (Barker, Pilbeam, 2015). Fe содержится в основном в хлоропластах, участвует в синтезе хлорофилла, переносе электронов в фотосинтезе и других процессах (восстановление нитритов и сульфатов). Zn связан с метаболизмом углеводов, белков, фосфатов, образованием РНК и рибосом (Kabata-Pendias, Pendias, 2001). V стимулирует фотосинтез некоторых водорослей (Kabata-Pendias, Pendias, 2001), может замещать железо, в случае его недоступности, для высших растений (Barker, Pilbeam, 2015). Известно, что неэссенциальные элементы могут проникать в клетки

высших водных растений, используя каналы поступления жизненно необходимых элементов, например As (в виде арсенатов) – через фосфатный путь (Хуе et al., 2012), Li может транспортироваться в клетку через те же каналы, что и ионы K (Shahzad et al., 2016), Sr – с помощью транспортеров Ca и K (Burger, Lichtscheidl, 2019). Таким образом, разделение макрофитов на группы может определяться физиологическими потребностями в незаменимых элементах для осуществления фотосинтеза и других жизненно важных функций и особенностями накопления ряда неэссенциальных элементов.

Заключение

В воде Абаканской протоки р. Енисей обнаружено превышение ПДК для рыбохозяйственных водоемов по общему содержанию Al (в 1,25–1,5 раза) на фоновом участке и ст. № 3, Mn (в 1,7 раза) на ст. № 2, Cu (в 2–4 раза) и Mo (в 1,1–1,9 раза) на всех исследованных участках. Ниже дамбы отмечено достоверное увеличение, по сравнению с фоном, минерализации (УЭП), концентрации В, Ва, Са, Mg, Li, Na, Sr, Mn в воде, что могло быть

связано с поступлением ливневых сточных и грунтовых вод; концентрации Cu, вероятно, поступающей с подогретыми водами ТЭЦ; концентрации K и NO₂⁻ в воде, на участке, подверженном воздействию рыбоводного хозяйства. На участках антропогенного воздействия выявлено увеличение содержания Ва, Са, Cu, Sr и Zn в элодее, Са, Cu, Pb, Sr и Li в урути (по сравнению с условно фоновым участком). Сравнение с опубликованными данными показало, что содержание Cu и Fe в зеленой нитчатой водоросли *Spirogyra* sp., Cu, Ni и Zn в роголистнике (*C. demersum*), Sr и Zn в элодее (*E. canadensis*) в Абаканской протоке свидетельствует о загрязнении данными ТМ. Среди исследованных шести видов погруженных макрофитов выявлены три кластера, различающиеся по содержанию элементов: элодея и рдест стеблеобъемлющий; уруть, рдест гребенчатый, роголистник погруженный; спирогира. Полученные различия могут определяться морфологией, физиологическими потребностями в незаменимых элементах (Mg, Zn, Fe и V) и особенностями накопления ряда неэссенциальных (As, Li, Sr) элементов растениями.

Список литературы / References

- Волкова И. В., Ершова Т. С., Шипулин С. В. (2018) *Оценка качества воды водоемов рыбохозяйственного назначения*. Москва, Юрайт, 294 с. [Volkova I. V., Ershova T. S., Shipulin S. V. (2018) *Assessment of the water quality of reservoirs for fishery purposes*. Moscow, Uright, 294 p. (in Russian)]
- ГОСТ 33045–2014. *Межгосударственный стандарт. Вода. Методы определения азотсодержащих веществ* (2015) Москва, Стандартиформ, 20 с. [GOST 33045–2014. *Interstate standard. Water. Nitrogen-containing substances measurement methods* (2015) Moscow, Standartinform, 20 p. (in Russian)]
- Катанская В. М. (1981) *Высшая водная растительность континентальных водоемов СССР. Методы изучения*. Л., Наука, 187 с. [Katanskaya V. M. (1981) *Higher aquatic vegetation of continental water bodies of the USSR. Research methods*. Leningrad, Nauka, 187 p. (in Russian)]
- Коротченко И. С., Мучкина Е. Я. (2016) Тяжелые металлы в техногенных поверхностных образованиях Красноярской агломерации. *Современные проблемы науки и образования*, 4 [Korotchenko I. S., Muchkina E. Y. (2016) Heavy metals in technogenic surface formations of

Krasnoyarsk agglomeration. *Modern Problems of Science and Education* [Sovremennyye problemy nauki i obrazovaniya], 4 (in Russian)]

Кравчук Е. С., Дубовская О. П., Шулепина С. П., Анищенко О. В., Иванова Е. А., Глущенко Л. А., Сушик Н. Н., Махутова О. Н., Колмакова А. А., Толмеев А. П., Дроботов А. В., Агеев А. В., Морозова И. И., Анищенко Ю. Д., Гладышев М. И. (2021) Влияние антропогенных факторов на экосистему протоки р. Енисей в черте города Красноярска. *Журнал Сибирского федерального университета. Биология* [Zhurnal Sibirskogo federal'nogo universiteta. Biologiya], 14(2): 208–237 [Kravchuk E. S., Dubovskaya O. P., Shulepina S. P., Anishchenko O. V., Ivanova E. A., Glushchenko L. A., Sushchik N. N., Makhutova O. N., Kolmakova A. A., Tolomeev A. P., Drobotov A. V., Ageev A. V., Morozova I. I., Anishchenko Yu. D., Gladyshev M. I. (2021) Effect of anthropogenic factors on the ecosystem of the Yenisei River anabranch within the city of Krasnoyarsk. *Journal of Siberian Federal University. Biology*, 14(2): 208–237 (in Russian)]

Никаноров А. М. (1989) *Гидрохимия*. Ленинград, Гидрометеиздат, 352 с. [Nikanorov A. M. (1989) *Hydrochemistry*. Leningrad, Gidrometeoizdat, 352 p. (in Russian)]

Об утверждении нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения (с изменениями на 10 марта 2020 года). Министерство сельского хозяйства Российской Федерации приказ от 13 декабря 2016 года N 552. URL: <http://docs.cntd.ru/document/420389120> [The Ministry of Agriculture of the Russian Federation, 2016. On the approval of water quality standards for water bodies of fishery significance, including standards for maximum permissible concentrations of harmful substances in the waters of water bodies of fishery significance (Amended on March 10, 2020). Ministry of Agriculture of the Russian Federation, Order N 552 of December 13, 2016. URL: <http://docs.cntd.ru/document/420389120> (in Russian)]

Остроумов С. А., Данилова В. Н., Хушвахтова С. Д., Ермаков В. В., Тютиков С. Ф., Тропин И. В., Котелевцев С. В. (2016) Содержание химических элементов, глутатиона и металлотиионеинов в элодее канадской (*Elodea canadensis*) в связи с экологическим мониторингом. *Экологическая химия*, 25(4): 197–203 [Ostroumov S. A., Danilova V. N., Khushvakhtova S. D., Ermakov V. V., Tyutikov S. F., Tropin I. V., Kotelevtsev S. V. (2016) Measurements of chemical elements, as well as glutathione and metallothioneins, in *Elodea (Elodea canadensis)*: environmental monitoring considerations. *Ecological Chemistry* [Ekologicheskaya khimiya], 25(4): 197–203 (in Russian)]

РД 52.24.382–2006. Массовая концентрация фосфатов и полифосфатов в водах. Методика выполнения измерений фотометрическим методом (2006) Ростов-на-Дону, ГУ «Гидрохимический институт», 27 с. [RD 52.24.382–2006. Mass concentration of phosphates and polyphosphates in water. Procedure of measurement by photometric method (2006) Rostov-on-Don, Institute of Hydrochemistry, 27 p. (in Russian)]

РД 52.24.387–2006. Массовая концентрация фосфора общего в водах. Методика выполнения измерений фотометрическим методом после окисления персульфатом калия (2006) Ростов-на-Дону, ГУ «Гидрохимический институт», 26 с. [RD 52.24.387–2006. Mass concentration of total phosphorus in water. Procedure for measurement by photometric method after oxidation by potassium persulfate (2006) Rostov-on-Don, Institute of Hydrochemistry, 26 p. (in Russian)]

РД 52.24.380–2017. Массовая концентрация нитратного азота в водах. Методика измерений фотометрическим методом с реактивом Грисса после восстановления в кадмиевом ре-

дукторе (2017) Ростов-на-Дону, 30 с. [RD 52.24.380–2017. Mass concentration of nitrate nitrogen in water. Measurement technique by photometric method with Griess reagent after reduction in cadmium reducer (2017) Rostov-on-Don, 30 p. (in Russian)]

Тюлюш Т. С., Коротченко И. С. (2018) Экологическое состояние почв различных районов Красноярска. *Вестник КрасГАУ*, 6: 283–288 [Tyulyush T. S., Korotchenko I. S. (2018) Ecological state of soils of various areas of Krasnoyarsk. *The Bulletin of KrasGAU* [Vestnik KrasGAU], 6: 283–288 (in Russian)]

Anishchenko O. V., Gladyshev M. I., Kravchuk E. S., Sushchik N. N., Gribovskaya I. V. (2009) Distribution and migration of metals in trophic chains of the Yenisei ecosystem near Krasnoyarsk City. *Water Resources*, 36(5): 594–603

Anishchenko O. V., Tolomeev A. P., Ivanova E. A., Drobotov A. V., Kolmakova A. A., Zuev I. V., Gribovskaya I. V. (2020) Accumulation of elements by submerged (*Stuckenia pectinata* (L.) Börner) and emergent (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.) macrophytes under different salinity levels. *Plant Physiology and Biochemistry*, 154: 328–340

Barker A. V., Pilbeam D. J. (2015) *Handbook of plant nutrition. 2nd Edition*. CRC Press, 773 p.

Behra R., Landwehrjohann R., Vogel K., Wagner B., Sigg L. (2002) Copper and zinc content of periphyton from two rivers as a function of dissolved metal concentration. *Aquatic Sciences*, 64(3): 300–306

Borisova G. G., Chukina N. V., Maleva M. G., Levchenko U. A. (2017) Accumulation of heavy metals in leaves of submerged hydrophytes (*Elodea canadensis* Michx. and *Potamogeton perfoliatus* L.) and their responses to the effect of the wastewater of a metallurgical plant. *Inland Water Biology*, 10(2): 176–181

Borowitzka M. A. (1984) Calcification in aquatic plants. *Plant, Cell and Environment*, 7(6): 457–466

Burger A., Lichtscheidl I. (2019) Strontium in the environment: review about reactions of plants towards stable and radioactive strontium isotopes. *Science of the Total Environment*, 653: 1458–1512

Danouche M., El Ghachtouli N., El Arroussi H. (2021) Phycoremediation mechanisms of heavy metals using living green microalgae: physicochemical and molecular approaches for enhancing selectivity and removal capacity. *Heliyon*, 7(7): e07609

EPA. United States Environmental Protection Agency (2002) *Nitrification*. 17 p.

Franceschi V. R., Nakata P. A. (2005) Calcium oxalate in plants: formation and function. *Annual Review of Plant Biology*, 56: 41–71

Gladyshev M. I., Sushchik N. N., Kolmakova A. A., Kalachova G. S., Kravchuk E. S., Ivanova E. A., Makhutova O. N. (2007) Seasonal correlations of elemental and ω -3 PUFA composition of seston and dominant phytoplankton species in a eutrophic Siberian Reservoir. *Aquatic Ecology*, 41(1): 9–23

Gladyshev M. I., Sushchik N. N., Anishchenko O. V., Makhutova O. N., Kalachova G. S., Gribovskaya I. V. (2009) Benefit-risk ratio of food fish intake as the source of essential fatty acids vs. heavy metals: A case study of Siberian grayling from the Yenisei River. *Food Chemistry*, 115(2): 545–550

Hamidian A. H., Zareh M., Poorbagher H., Vaziri L., Ashrafi S. (2016) Heavy metal bioaccumulation in sediment, common reed, algae, and blood worm from the Shoor river, Iran. *Toxicology and Industrial Health*, 32(3): 398–409

- Hassan S., Schmieder K., Bocker R. (2010) Spatial patterns of submerged macrophytes and heavy metals in the hypertrophic, contaminated, shallow reservoir Lake Qattienah, Syria. *Limnologia*, 40(1): 54–60
- Kabata-Pendias A., Pendias H. (2001) *Trace elements in soils and plants, Third edition*. CRC Press, Boca Raton, London, New York, Washington, D.C.
- Luoma S.N., Bryan G.W., Langston W.J. (1982) Scavenging of heavy metals from particulates by brown seaweed. *Marine Pollution Bulletin*, 13(11): 394–396
- Matache M.L., Marin C., Rozyłowicz L., Tudorache A. (2013) Plants accumulating heavy metals in the Danube River wetlands. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, 11(1): 39
- Maathuis F.J.M. (2014) Sodium in plants: perception, signaling, and regulation of sodium fluxes. *Journal of Experimental Botany*, 65(3): 849–858
- Muysen B.T.A., Brix K.V., DeForest D.K., Janssen C.R. (2004) Nickel essentiality and homeostasis in aquatic organisms. *Environmental Reviews*, 12(2): 113–131
- Outridge P.M., Noller B.N. (1991) Accumulation of toxic trace elements by freshwater vascular plants. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 121: 1–63
- Pasichnaya Ye.A., Arsan O.M. (2003) Accumulation of copper and manganese by some submerged higher aquatic plants and filamentous algae. *Hydrobiological Journal*, 39(5): 59–66
- Rai P.K. (2009) Heavy metal phytoremediation from aquatic ecosystems with special reference to macrophytes. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 39(9): 697–753
- Rajfur M., Kłos A., Waclawek M. (2011) Algae utilization in assessment of the large Turawa Lake (Poland) pollution with heavy metals. *Journal of Environmental Science and Health-Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, 46(12): 1401–1408
- Samecka-Cymerman A., Kempers A.J. (2003) Biomonitoring of water pollution with *Elodea canadensis*. A case study of three small polish rivers with different levels of pollution. *Water, Air, and Soil Pollution*, 145(1–4): 139–153
- Shahzad B., Tanveer M., Hassan W., Shah A.N., Anjum S.A., Cheema S.A., Ali I. (2016) Lithium toxicity in plants: reasons, mechanisms and remediation possibilities – a review. *Plant Physiology and Biochemistry*, 107: 104–115
- Sher-Kaul S., Oertli B., Castella E., Lachavanne J.-B. (1995) Relationship between biomass and surface area of six submerged aquatic plant species. *Aquatic Botany*, 51(1–2): 147–154
- Shinkareva G.L., Lychagin M. Yu., Tarasov M.K., Pietróń J., Chichaeva M.A., Chalov S.R. (2019) Biogeochemical specialization of macrophytes and their role as a biofilter in the Selenga delta. *Geography, Environment, Sustainability*, 12(3): 240–263
- Subbarao G.V., Ito O., Berry W.L., Wheeler R.M. (2003) Sodium—a functional plant nutrient. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 22(5): 391–416
- Vetrivel S.A., Diptanghu M., Ebhin M.R., Sydavalli S., Gaurav N., Tiger K.P. (2017) Green algae of the genus *Spirogyra*: A potential absorbent for heavy metal from coal mine water. *Remediation*, 27(3): 81–90
- Xue P., Yan C., Sun G., Luo Z. (2012) Arsenic accumulation and speciation in the submerged macrophyte *Ceratophyllum demersum* L. *Environmental Science and Pollution Research*, 19(9): 3969–3976
- White P.J., Broadley M.R. (2003) Calcium in plants. *Annals of Botany*, 92(4): 487–511
- Wright P.A. (1995) Nitrogen excretion: three end products, many physiological roles. *Journal of Experimental Biology*, 198(2): 273–281