Original Article
LIMNOLOGY FRESHWATER BIOLOGY

# Tolerance of regional microalgae strains from the Republic of Tatarstan to heavy metal and acid gas contaminants: implications for carbon capture applications

Galieva G.Sh.*, Khlebova D.L., Kornilova D.N., Galitskaya P.Y., Selivanovskaya S.Y.

*Kazan Federal University, Kazan, Republic of Tatarstan, 420008, Russia*

**ABSTRACT.** Green microalgae are attractive biological agents for capturing carbon dioxide from industrial flue gas and for growth on partially treated wastewater, but this dual-source cultivation strategy exposes cultures to heavy metals and the acidic gases sulfur dioxide ($SO_2$) and nitrogen oxides ($NO_x$). This study assessed the lead (Pb), cadmium (Cd), $SO_2$, and $NO_x$ tolerance of nine microalgal strains (*Chlamydomonas* sp., *Chlorococcum* sp., *Edaphochlamys debaryana*, *Chlorella* sp., *Chlamydomonas moewusii*, *Chlorella vulgaris*, and *Spongiosarcinopsis* sp.), isolated in 2024 from various water bodies and surfaces in the Republic of Tatarstan, Russia, and was aimed at selecting the most tolerant strain for further development as a carbon-sequestering candidate. Sampling sites were characterized by pH (6.4-8.0) and spectral absorption coefficient (color of water). $EC_{50}$ values, determined by dose-response assays, ranged from 31.1 to 238.5 mg/L for Pb and from 8.3 to 176.3 mg/L for Cd, generally exceeding literature values reported for the same or related taxa. Sensitivity to 50 ppm $SO_2$ and 50 ppm $NO_x$ was low across all isolates, whereas 100 ppm $NO_x$ and 100 ppm $NO_2$ produced significant growth inhibition in three and five isolates, respectively. A point-scoring procedure integrating Pb, Cd, and gas tolerance identified *Chlorella vulgaris* (isolate 14) as the best-performing strain overall (35 of a maximum 36 points), combining the highest Pb tolerance, a near-maximum Cd tolerance, and complete tolerance across all tested gas conditions. These findings support *Chlorella vulgaris* as the primary candidate among the isolates examined for further evaluation in the flue gas- and wastewater-based microalgal cultivation systems.

***Keywords:*** microalgae, heavy metal tolerance, EC50, flue gas, $SO_2$/$NO_x$ toxicity, carbon sequestration

**For citation:** Galieva G.Sh., Khlebova D.L., Kornilova D.N., Galitskaya P.Y., Selivanovskaya S.Y. Tolerance of regional microalgae strains from the Republic of Tatarstan to heavy metal and acid gas contaminants: implications for carbon capture applications // Limnology and Freshwater Biology. 2026. - № 4. - P. 420-436. DOI: 10.31951/2658-3518-2026-A-4-420

## 1. Introduction

Mitigating climate change has stimulated the active development of carbon capture and storage technologies, ranging from geological $CO_2$ storage to biological sequestration approaches. Among the latter, green microalgae (*Chlorophyta*) are regarded as particularly promising carbon sequestrators because they accumulate biomass considerably faster than terrestrial plants. Under optimal conditions, microalgae convert solar energy into biomass several times more efficiently than terrestrial crops and forests, owing to the absence of non-photosynthetic structural tissue, the possibility of year-round growth, and highly efficient $CO_2$-concentrating mechanisms (Subramanian and Sayre, 2022). This higher productivity, together with the capacity of microalgae to assimilate $CO_2$ directly from concentrated industrial flue gas streams, makes them attractive candidates for the biological capture of carbon from industrial emissions, supplementing the currently used physicochemical carbon capture technologies.

The scale of the problem that such technologies should address is substantial. Global energy- and industry-related $CO_2$ emissions reached a new record of 37.8 gigatons in 2024, with the combustion of fossil

*Corresponding author. E-mail address: goolnaz0708@yandex.ru (G.Sh. Galieva)

***Received:*** July 02, 2026;
***Accepted after revised:*** July 28, 2026;
***Available online:*** August 28, 2026

© Author(s) 2026. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.

fuels at thermal power plants and other industrial facilities accounting for most of this volume (IEA, 2025). Diverting even a modest share of these emissions into microalgal biomass production therefore represents a meaningful contribution to climate change mitigation, provided that the cultivation process itself remains both technically feasible and economically viable.

A widely adopted strategy for improving the economic feasibility of microalgae-based carbon capture is to combine flue gas utilization with the use of partially treated (undertreated) municipal or industrial wastewater as a cultivation medium, since wastewater simultaneously supplies the nitrogen, phosphorus, and trace elements required for microalgal growth while reducing the cost of conventional tertiary wastewater treatment (Wang et al., 2022; Lee et al., 2022).

This dual-source cultivation strategy, however, inevitably exposes microalgal cultures to a range of toxicants present in both flue gas and undertreated wastewater, most notably heavy metals and acidic gases such as sulfur dioxide ($SO_2$) and nitrogen oxides ($NO_x$). Heavy metals such as chromium, lead, cadmium, arsenic, nickel, and zinc enter flue gas during the combustion of coal and other solid or liquid fuels, with documented sources, including coal-fired thermal power plants, metal sintering, and smelting operations, as well as municipal solid waste incineration (Chen et al., 2021; Wang and Zhang, 2021; Zhao et al., 2024), while their accumulation in microalgal cultivation media supplied with flue gas was quantified directly in dedicated process studies (Napan et al., 2015). Elevated concentration of the same metals, together with copper and mercury, are commonly found in industrial wastewater originating from electroplating, mining, tanning, and battery manufacturing and metal-finishing industries (Oladimeji et al., 2024). Sulfur and nitrogen oxides, in turn, are generated mainly through fossil fuel combustion at thermal power plants and in vehicle exhaust. Their presence in flue gas is a recognized constraint on the $CO_2$ bio-fixation by microalgae and was reported to inhibit or, depending on concentration and exposure time, stimulate algal growth (Singh et al., 2019; Taştan et al., 2012).

For the practical development of microalgae-based carbon capture technologies, it is therefore expedient to rely not only on widely used laboratory reference strains but also on regional strains naturally adapted to local conditions of irradiance, temperature and seasonality, since such adaptation can improve outdoor cultivation performance even though large-scale cultivation is ultimately conducted under at least partially controlled conditions (Cheregi et al., 2019; Subramanian and Sayre, 2022). Accordingly, the bioprospecting and isolation of new, locally adapted microalgal strains with strong carbon-sequestering potential remain an important research direction (Lee et al., 2022).

In line with this approach, the Institute of Biotechnology, Ecology and Nature Management of Kazan Federal University has conducted long-term isolation and characterization of microalgal strains inhabiting the temperate climate zone of central Russia, resulting in a substantial museum collection of efficient carbon-sequestering isolates. The next stage of this work requires selecting among the sequestrator strains obtained those that combine high biomass productivity with tolerance to the toxicants that typically present in flue gas- and wastewater-based cultivation media, since the tolerance of microalgae to heavy metals and acidic gases vary considerably between, and even within, genera, and is therefore amenable to targeted laboratory screening and strain selection (Zhang et al., 2021; Abinandan et al., 2021; Bashir et al., 2021; Li et al., 2021).

The aim of the present study was to select the most tolerant strains to heavy metal (Pb and Cd) and $SO_2$/$NO_x$ exposure among nine microalgal strains, which were isolated from various water bodies and surfaces in the Republic of Tatarstan in 2024.

## 2. Materials and methods

### 2.1. Isolation and origin of microalgal strains

The nine microalgal strains (isolates No. 1, 4, 6, 9, 10, 13, 14, 15, and 16) were obtained in 2024 from various freshwater bodies and solid surfaces within the Republic of Tatarstan, Russia (Table 1). Surface water was sampled in accordance with GOST 17.1.5.05-85; strains were isolated into monoculture on solid (2% agar) Tamiya medium by repeated plating and single-colony isolation, and decontaminated using the antibiotic/antifungal/fungicide protocol of Mustapa et al. (2016).

### 2.2. Cultivation conditions

Strains were screened on a wastewater-relevant nutrient medium prepared from the complex granular fertilizer «Fertika Universal» (5 g/L in distilled water; composition: N 12%, $P_2O_5$ 8%, $K_2O$ 14%, MgO 2%, S 8%, B 0.1%, Cu 0.1%, Fe 0.1%, Mn 0.2%, Mo 0.01%, and Zn 0.1%), reflecting the cultivation-parameter rationale of Singh et al. (2019), under illumination from Solar LED Light S04 fixtures (5000 lux, 16:8 h photoperiod) in a temperature-controlled climate chamber (25 °C).

### 2.3. Heavy metal (Pb and Cd) and $SO_2$/$NO_x$ tolerance assay

Pb and Cd tolerance was determined as $EC_{50}$ values using the stock-solution/dilution-series, OD-based growth-inhibition approach in Li et al. (2021). Strains were exposed for 10 days (conditions as in Section 2.2) to a concentration series of PbCl2 or CdCl2 (0.5, 5, 10, 20, 50, 75, 100, 125, 150, 175, and 200 mg/L in «Fertika» medium, plus a metal-free control; additional intermediate/extended dilutions were prepared where this series did not capture ~50% inhibition). Growth inhibition was calculated from OD620 (721NVIS spectrophotometer) relative to the control, and $EC_{50}$ was obtained by non-linear regression as described by Li et al. (2021).

**Table 1.** Origin of the nine microalgal isolates analyzed in this study

| Isolate No. | Taxonomic assignment | Sampling site | Coordinates (lat., long.) |
|---|---|---|---|
| 1 | *Chlamydomonas* Ehrenberg, 1833 sp. | Lake Shankhai, Kazan, Republic of Tatarstan | 55.687040, 49.075503 |
| 4 | *Chlorococcum* Meneghini, 1842 sp. | Lake in Pobedy Park, Kazan, Republic of Tatarstan | 55.830979, 49.109349 |
| 6 | *Edaphochlamys debaryana* (Goroschankin) Pröschold et Darienko, 2018 | Circulation channel (part of the cooling-water discharge system of a thermal power plant) | 55.753878, 49.130386 |
| 9 | *Chlamydomonas* Ehrenberg, 1833 sp. | Lake Marino, Kazan, Republic of Tatarstan | 55.832808, 49.103063 |
| 10 | *Chlorella* Beijerinck, 1890 sp. | Kazanka River, Gavrilov St., Kazan, Republic of Tatarstan | 55.833304, 49.166199 |
| 13 | *Chlamydomonas moewusii* Gerloff, 1940 | Volga River, river port area, Kazan, Republic of Tatarstan | 55.776893, 49.095229 |
| 14 | *Chlorella vulgaris* Beijerinck, 1890 | Lake Uritskogo, Kazan, Republic of Tatarstan | 55.837827, 49.066470 |
| 15 | *Spongiosarcinopsis* Temraleeva et al., 2018 sp. | Lake Nizhny Kaban, Kazan, Republic of Tatarstan | 55.777503, 49.123895 |
| 16 | *Chlamydomonas* Ehrenberg, 1833 sp. | Scraping from the inner wall of an iron barrel containing standing artesian water | not recorded |

Tolerance to $SO_2$ and $NO_x$ was assessed by continuous gas sparging of pre-cultivated strains (Section 2.2), following the methods of Lee et al. (2002) for $SO_2$ (0–150 ppm, as used for *Chlorella* sp.) and Radmann et al. (2011) for $NO_x$ (30–100 ppm), with $CO_2$ as the carbon source and an air-only treatment as control. After 10 days, growth inhibition (OD620; 721NVIS spectrophotometer) and $EC_{50}$ were determined as in Section 2.3.

## 2.4. Determination of pH, and color of water

pH of the water samples was measured potentiometrically with an ANION-410 multi-parameter ion analyzer (InfraspakAnalit, Russia), following ISO 10523:2008, with routine calibration against standard buffers.

Color of water was determined by the spectral absorption coefficient (SAC) method of DIN EN ISO 7887:2011, from absorbance measured at 436, 525 and 620 nm (1 cm cuvettes; distilled-water blank) as $SAC(\lambda)\ [m^{-1}] = 2.303 \times A(\lambda) / d$ ($d = 0.01$ m).

## 2.5. Molecular identification of strains

Strains were identified by Sanger sequencing of amplified marker regions (BigDye Terminator v3.1 Cycle Sequencing Kit; capillary electrophoresis on a Nanofor-05 system), following standard microalgal barcoding procedures (cf. Khaw et al., 2020), with taxonomic assignment via NCBI BLAST and MEGA X. Genomic DNA was extracted with the FastDNA Spin Kit for Soil (MP Biomedicals) and quantified on a Qubit 3.0 fluorometer.

## 2.6. Statistical analysis

All experiments were performed in at least three independent replicates. Mean values, standard deviations, and standard errors were calculated from the replicate measurements. Differences between treatments and controls were assessed using the Mann–Whitney U test (Happ et al., 2019).

# 3. Results

## 3.1. Characteristics of sampling sites: pH and color of water

The nine sampling sites, from which the microalgal isolates were obtained (Table 1), ranged in freshwater habitats within the Republic of Tatarstan, including two rivers (Volga and Kazanka), five lakes (Shankhai, Marino, Uritskogo, Nizhny Kaban, and the lake in Pobedy Park), an industrial circulation channel forming part of a thermal power plant cooling-water discharge system, and standing artesian water accumulated in an iron barrel. Fig. 1(a,b) shows the pH and color of the water at each site.

pH values across all sites ranged from 6.4 (barrel) to 8.0 (Pobedy Park lake), i.e., from near-neutral to slightly alkaline (Fig. 1a), consistent with typical values for temperate freshwater bodies in the region.

Color of water, expressed as the spectral absorption coefficient (SAC, $m^{-1}$) at 436, 525, and 620 nm (Fig. 1b), was low ($SAC \leq 16\ m^{-1}$ at all three wavelengths) at six of the nine sites (isolates 4, 6, 9, 10, 14, and 15), indicating a low content of colored dissolved organic matter. Two sites showed markedly elevated SAC values: the Volga River sample ($SAC436 = 136.3\ m^{-1}$, with lower values at 525 and

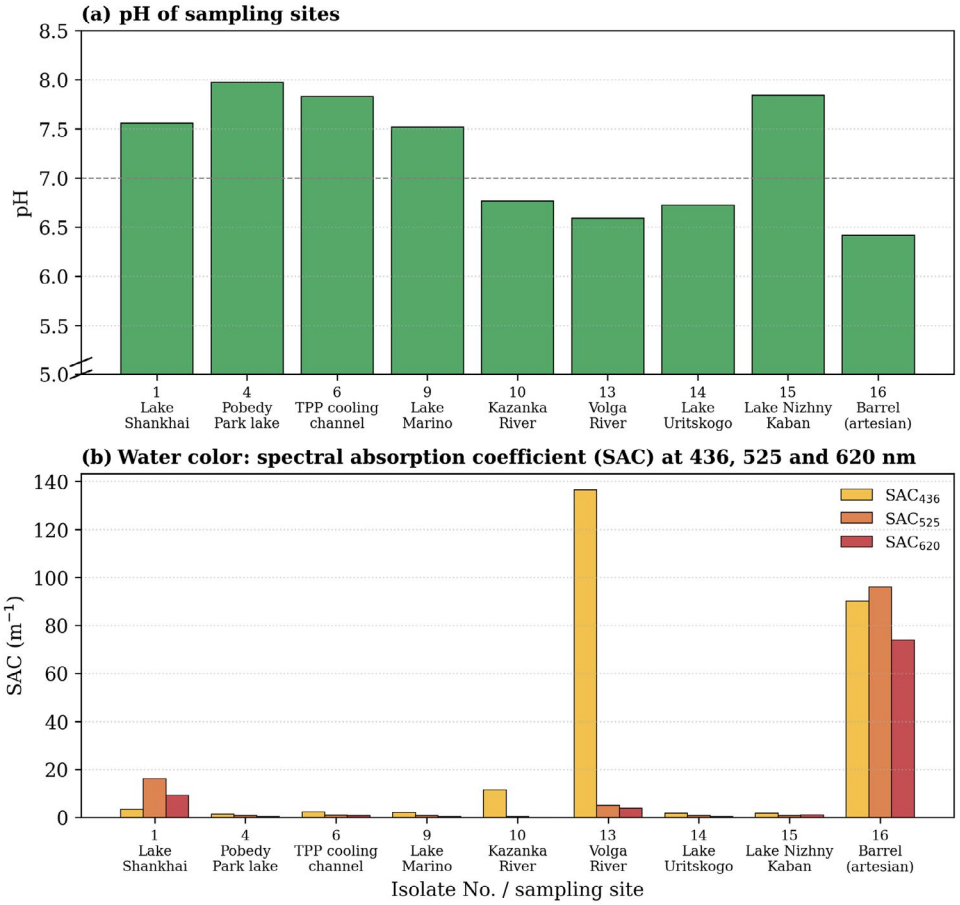



**Fig.1.** Characteristics of the sampling sites for the nine microalgal isolates: (a) pH; (b) color of water, expressed as the spectral absorption coefficient (SAC, $m^{-1}$) at 436, 525 and 620 nm (DIN EN ISO 7887:2011).

620 nm: 5.1 and 3.9 $m^{-1}$, respectively) and the barrel sample (SAC436 = 90.1, SAC525 = 96.0, SAC620 = 73.9 $m^{-1}$), the latter showing elevated absorption across the entire measured spectral range. The Shankhai lake sample (isolate 1) showed a moderate, comparatively uniform SAC (3.5-16.1 $m^{-1}$). These results are consistent with a higher content of suspended and/or dissolved (including colored) matter in a large lotic system (the Volga River) and in stagnant, long-standing water in a closed metal container, respectively; the near-equal SAC across all three wavelengths for the barrel sample, in contrast to the strongly wavelength-dependent SAC of the Volga sample, further suggests a qualitatively different (less selectively yellow-brown) colored matter composition in the former.

## 3.2. Tolerance of microalgal isolates to Cd and Pb

Fig. 2 shows $EC_{50}$ values for Cd and Pb, determined for each of the nine isolates, following the approach of Li et al. (2021) (Section 2.3). Tolerance to both metals varied considerably among isolates. For Pb, $EC_{50}$ values ranged from 31.1 mg/L (isolate 1, *Chlamydomonas* sp.) to 238.5 mg/L (isolate 14, *Chlorella vulgaris*), an approximately 7.7-fold range. For Cd, $EC_{50}$ values ranged from 8.3 mg/L (isolate 6, *Edaphochlamys debaryana*) to 176.3 mg/L (isolate 4, *Chlorococcum* sp.), an approximately 21-fold range.

Isolate 14 (*Chlorella vulgaris*) combined the highest Pb $EC_{50}$ with a comparatively high Cd $EC_{50}$ (129.7 mg/L), making it the most Pb/Cd-tolerant isolate overall. Isolate 4 (*Chlorococcum* sp.) showed the highest Cd $EC_{50}$ (176.3 mg/L) together with a comparatively high Pb $EC_{50}$ (113.7 mg/L). In contrast, isolate 6 (*Edaphochlamys debaryana*) and isolate 13 (*Chlamydomonas moewusii*) showed among the lowest EC50 values for both metals (Cd: 8.3 and 17.5 mg/L; Pb: 56.2 and 34.1 mg/L, respectively), indicating comparatively high sensitivity. For all isolates, Pb $EC_{50}$ exceeded the corresponding Cd $EC_{50}$, consistent with the generally lower toxicity of Pb relative to Cd commonly reported for green microalgae.

## 3.3. Sensitivity to sulfur dioxide and nitrogen oxides

Sensitivity of the nine isolates to $SO_2$ and $NO_x$ was assessed at fixed test concentrations selected within the ranges used by Lee et al. (2002) for *Chlorella* sp. KR-1 ($SO_2$, 0-150 ppm) and by Radmann et al. (2011) for $SO_x/NO_x$-resistant microalgae ($NO_x$, 30-100 ppm): 50 and 100 ppm $NO_x$, 50 ppm $SO_2$, and 100 ppm $NO_2$. As in these reference studies, our isolates were classified, based on growth relative to the gas-free control (Mann-Whitney U test), as non-toxic (nt, no statistically significant growth inhibition) or toxic (t, statistically significant inhibition) at each test concentration (Table 2).

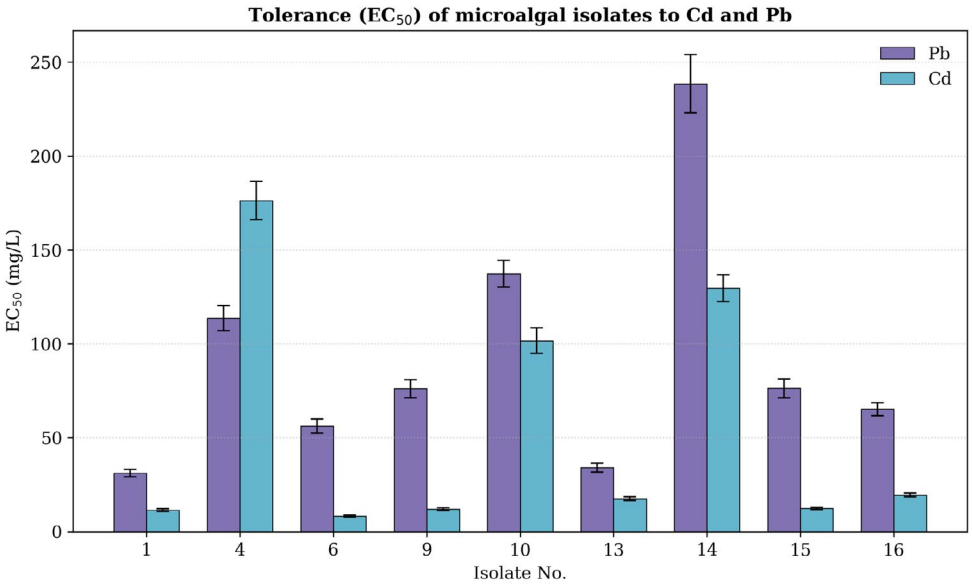



**Fig.2.** $EC_{50}$ values (mg/L) for Pb and Cd for the nine microalgal isolates. Error bars represent the standard error of the mean (SE, ≈5-7% of the $EC_{50}$ value).

At the lower test concentrations–50 ppm $NO_x$ and 50 ppm $SO_2$–all nine isolates were classified as non-toxic, indicating a broad general tolerance to both pollutants at these levels, comparable to the tolerance reported for *Chlorella* sp. KR-1 at low-to-moderate $SO_2$ concentrations (Lee et al., 2002) and for $SO_x$/$NO_x$-resistant strains at concentrations ≤ 60 ppm $SO_x$ (Radmann et al., 2011).

Higher test concentrations exhibited isolate-specific sensitivity. At 100 ppm $NO_x$, three isolates–6 (*Edaphochlamys debaryana*), 13 (*Chlamydomonas moewusii*), and 15 (*Spongiosarcinopsis* sp.)–showed statistically significant growth inhibition (t), while the remaining six isolates remained non-toxic, placing the sensitivity threshold of these three isolates within the 30-100 ppm $NO_x$ range described by Radmann et al. (2011). At 100 ppm $NO_2$, five isolates (1, 4, 9, 13, and 15) were classified as toxic, whereas four isolates (6, 10, 14, and 16) remained non-toxic. Isolates 10 (*Chlorella* sp.) and 14 (*Chlorella vulgaris*) were non-toxic at every test concentration, consistent with the comparatively high $SO_x$/$NO_x$ tolerance previously reported for *Chlorella* species (Lee et al., 2002; Radmann et al., 2011); isolates 13 and 15 were the most broadly sensitive, showing toxicity at both elevated $NO_x$ and $NO_2$ concentrations.

## 4. Discussion

The Pb $EC_{50}$ values obtained in this study (31.1-238.5 mg/L; Fig. 2) were, for most isolates, higher than the values reported in the literature for the same or closely related taxa. For *Chlorella vulgaris* (isolate 14), the Pb $EC_{50}$ of 238.5 mg/L exceeded the 48.4-73.2 mg/L range reported for this species (Expósito et al., 2021) by a factor of 3.3-4.9, and the Cd $EC_{50}$ of 129.7 mg/L exceeded the 0.9-7.5 mg/L range reported for *C. vulgaris* (Hussain et al., 2021; Expósito et al., 2021) by more than an order of magnitude. A similar pattern was observed for isolate 10 (*Chlorella* sp.: Pb $EC_{50}$ = 137.3 mg/L; Cd $EC_{50}$ = 101.7 mg/L). This degree of divergence from published $EC_{50}$ values for the genus *Chlorella* suggests either an unusually high intrinsic tolerance of these two isolates, or the influence of experimental factors (medium composition, pH, or exposure duration) not fully comparable between studies, and should be treated with caution pending independent confirmation.

For the *Chlamydomonas* group (isolates 1, 9, 16, and *C. moewusii*, isolate 13), agreement with literature $EC_{50}$ values for the reference species, *C. reinhardtii*, (Pb: 19.99-29.48 mg/L; Cd: 12.48 mg/L; Li et al., 2021) was considerably closer. Cd $EC_{50}$ values for isolates 1

**Table 2.** Sensitivity of the nine microalgal isolates to $SO_2$ and $NO_x$ (nt–non-toxic, no significant growth inhibition relative to the gas-free control; t–toxic, statistically significant growth inhibition, Mann-Whitney U test).

| Isolate No. | Taxonomic assignment | 50 ppm $NO_x$ | 100 ppm $NO_x$ | 50 ppm $SO_2$ | 100 ppm $NO_2$ |
|---|---|---|---|---|---|
| 1 | *Chlamydomonas sp.* | nt | nt | nt | t |
| 4 | *Chlorococcum sp.* | nt | nt | nt | t |
| 6 | *Edaphochlamys debaryana* | nt | t | nt | nt |
| 9 | *Chlamydomonas sp.* | nt | nt | nt | t |
| 10 | *Chlorella sp.* | nt | nt | nt | nt |
| 13 | *Chlamydomonas moewusii* | nt | t | nt | t |
| 14 | *Chlorella vulgaris* | nt | nt | nt | nt |
| 15 | *Spongiosarcinopsis sp.* | nt | t | nt | t |
| 16 | *Chlamydomonas sp.* | nt | nt | nt | nt |

and 9 (11.41 and 12 mg/L, respectively) were nearly identical to the literature value for *C. reinhardtii*, while Pb $EC_{50}$ values for the same isolates (31.1 and 76.1 mg/L) bracketed or moderately exceeded it. Isolate 13 (*C. moewusii*) showed Pb and Cd $EC_{50}$ values (34.1 and 17.5 mg/L) reasonably close to the *C. reinhardtii* benchmark. Isolate 6 (*Edaphochlamys debaryana*), for which no species-specific literature exists, showed a Cd $EC_{50}$ (8.3 mg/L) close to, and a Pb $EC_{50}$ (56.2 mg/L) roughly twice, the *C. reinhardtii* benchmark used as the nearest phylogenetic proxy.

No quantitative $EC_{50}$ data are available in the literature for *Chlorococcum* (isolate 4) or *Spongiosarcinopsis* (isolate 15). The only relevant published information for *Chlorococcum* is the qualitative observation that *Chlorococcum dorsiventrale* tolerates Cd, Cr(VI), and Pb exposure without loss of viability over 14 days (Hmani et al., 2024), which is at least directionally consistent with the comparatively high Pb and Cd $EC_{50}$ values found here for isolate 4 (113.7 and 176.3 mg/L, respectively–the highest Cd $EC_{50}$ among all nine isolates).

Individual examination of $EC_{50}$ values revealed that isolate 14 (*Chlorella vulgaris*, 238.5 mg/L) was the most Pb-tolerant, and isolate 4 (*Chlorococcum* sp., 176.3 mg/L) was the most Cd-tolerant.

The finding that all nine isolates were non-toxic (nt) at 50 ppm $NO_x$ and 50 ppm $SO_2$ is consistent with the tolerance of $SO_x$/$NO_x$-resistant *Chlorella vulgaris* to $SO_x \leq 60$ ppm and $NO_x \leq 100$ ppm reported by Radmann et al. (2011), and with the moderate ($\approx 25\%$) growth inhibition reported for *Chlorella* sp. KR-1 at a comparable $SO_2$ concentration (60 ppm) by Lee et al. (2002). In other words, growth was reduced but not abolished at these concentrations, even in the more sensitive strains of the present study, so that none reached the significance threshold used to classify a strain as toxic (t).

At the higher $NO_x$ (100 ppm) and $NO_2$ (100 ppm) concentrations, the emergence of toxicity in a subset of isolates (6, 13, and 15 at 100 ppm $NO_x$; 1, 4, 9, 13, and 15 at 100 ppm $NO_2$) falls within the range, over which Radmann et al. (2011) observed a transition from tolerance to inhibition (30-100 ppm $NO_x$), and parallels the concentration-dependent decline in growth rate of *Chlorella* sp. KR-1 with increasing $SO_2$ reported by Lee et al. (2002). Isolates 10 (*Chlorella* sp.), 14 (*Chlorella vulgaris*), and 16 (*Chlamydomonas* sp.) remained non-toxic across all four test conditions. For the two *Chlorella* isolates this is consistent with the comparatively high $SO_x$/$NO_x$ tolerance reported for this genus in both reference studies, whereas the equally complete tolerance of isolate 16 (*Chlamydomonas* sp.) is not directly supported by, but also does not contradict, the literature, since neither Lee et al. (2002) nor Radmann et al. (2011) examined *Chlamydomonas* species. Taken together, isolates 10, 14, and 16 were the most $SO_x$/$NO_x$-tolerant strains, i.e. co-equal in gas tolerance.

To identify the isolate that combines the highest overall tolerance to heavy metals and acidic gases, a point-scoring procedure was applied. For each metal (Pb and Cd), the nine isolates were ranked by $EC_{50}$ value and assigned an integer score from 1 (lowest $EC_{50}$, i.e. the most sensitive/least tolerant isolate) to 9 (highest $EC_{50}$, the most tolerant isolate), with no ties. For each of the four gas exposure conditions (50 ppm $NO_x$, 100 ppm $NO_x$, 50 ppm $SO_2$, and 100 ppm $NO_2$), an isolate scored 4.5 points if classified as non-toxic (nt) and 1 point if classified as toxic (t) (Table 2). The total score for each isolate was calculated as the sum of its Pb score, Cd score, and the four gas scores (maximum attainable total $= 9 + 9 + 4 \times 4.5 = 36$). The results are summarized in Table 3.

Isolate 14 (*Chlorella vulgaris*) obtained the highest total score (35.0 out of a theoretical maximum of 36), combining the highest Pb tolerance rank (9), a near-maximum Cd tolerance rank (8) and complete tolerance (nt) across all four gas exposure conditions. Isolate 10 (*Chlorella* sp.) ranked second (33.0), also with complete gas tolerance but slightly lower Pb and Cd ranks. Isolate 4 (*Chlorococcum* sp.) combined the single highest Cd tolerance rank (9) with a high Pb rank (7), but its total score (30.5) was reduced by toxicity at 100 ppm $NO_2$. On this basis, isolate 14 (*Chlorella vulgaris*) was identified as the best-performing strain overall with respect to combined tolerance to Pb, Cd, $SO_2$, and $NO_x$, and is recommended as the primary candidate for further evaluation as a carbon-sequestering strain intended for cultivation on flue gas- and wastewater-derived nutrients under the conditions examined in this study.

**Table 3.** Point-scoring assessment of the tolerance of the nine microalgal isolates to Pb, Cd, $SO_2$, and $NO_x$ (Pb and Cd: 1 = most sensitive, 9 = most tolerant; gas conditions: 4.5 = non-toxic (nt), 1 = toxic (t)), ranked by total score.

| Isolate No. | Taxonomic assignment | Pb score | Cd score | 50 ppm $NO_x$ | 100 ppm $NO_x$ | 50 ppm $SO_2$ | 100 ppm $NO_2$ | Total score |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 14 | *Chlorella vulgaris* | 9 | 8 | 4.5 | 4.5 | 4.5 | 4.5 | **35.0** |
| 10 | *Chlorella sp.* | 8 | 7 | 4.5 | 4.5 | 4.5 | 4.5 | **33.0** |
| 4 | *Chlorococcum sp.* | 7 | 9 | 4.5 | 4.5 | 4.5 | 1 | **30.5** |
| 16 | *Chlamydomonas sp.* | 4 | 6 | 4.5 | 4.5 | 4.5 | 4.5 | **28.0** |
| 9 | *Chlamydomonas sp.* | 5 | 3 | 4.5 | 4.5 | 4.5 | 1 | **22.5** |
| 15 | *Spongiosarcinopsis sp.* | 6 | 4 | 4.5 | 1 | 4.5 | 1 | **21.0** |
| 6 | *Edaphochlamys debaryana* | 3 | 1 | 4.5 | 1 | 4.5 | 4.5 | **18.5** |
| 13 | *Chlamydomonas moewusii* | 2 | 5 | 4.5 | 1 | 4.5 | 1 | **18.0** |
| 1 | *Chlamydomonas sp.* | 1 | 2 | 4.5 | 4.5 | 4.5 | 1 | **17.5** |

## 5. Conclusions

Nine regional microalgal isolates from the Republic of Tatarstan showed wide variation in tolerance to Pb, Cd, $SO_2$, and $NO_x$, with $EC_{50}$ values for Pb and Cd spanning almost an order of magnitude and, for most isolates, exceeding literature values reported for the same or related taxa, although this divergence should be verified by independent bioassays. All isolates tolerated the lowest test concentrations of $SO_2$ and $NO_x$, whereas isolate-specific sensitivity emerged at higher concentrations, particularly among isolates of *Chlamydomonas moewusii*, *Edaphochlamys debaryana*, and *Spongiosarcinopsis* sp.

A combined point-scoring assessment identified *Chlorella vulgaris* (isolate 14) as the strain with the highest overall tolerance to the toxicants examined, closely followed by *Chlorella* sp. (isolate 10). Both outperformed the remaining isolates, including two other *Chlamydomonas*-affiliated strains that showed complete gas tolerance but lower metal tolerance. These results support *Chlorella vulgaris* as the primary candidate for further development as a carbon-sequestering strain intended for cultivation on industrial flue gas and partially treated wastewater under the conditions of the Republic of Tatarstan. Future work should verify the comparatively high metal $EC_{50}$ values against independent bioassays, extend gas tolerance testing to a wider concentration range and longer exposure duration, and evaluate the biomass productivity and $CO_2$ fixation capacity of the selected strain under pilot-scale, flue gas- and wastewater-fed cultivation conditions.

## Acknowledgements

This work was funded by the subsidy allocated to Kazan Federal University for the state assignment in the sphere of scientific activities, project No. FZSM-2024-0004.

## Conflict of Interest

The authors declare no conflicts of interest.

## References

Abinandan S., Venkateswarlu K., Megharaj M. 2021. Phenotypic changes in microalgae at acidic pH mediate their tolerance to higher concentrations of transition metals. Current Research in Microbial Sciences 2: 100081. DOI: 10.1016/j.crmicr.2021.100081

Bashir K.M.I., Lee H.-J., Mansoor S. et al. 2021. The effect of chromium on photosynthesis and lipid accumulation in two chlorophyte microalgae. Energies 14: 2260. DOI: 10.3390/en14082260

Chen Y., Zhang F., Liu Y. et al. 2021. Study on the removal efficiency of heavy metals in flue gas of small sintering machines. Advances in Transdisciplinary Engineering 17: 580–587. DOI: 10.3233/ATDE210324

Cheregi O., Ekendahl S., Engelbrektsson J. et al. 2019. Microalgae biotechnology in Nordic countries - the potential of local strains. Physiologia Plantarum 166(1): 438–450. DOI: 10.1111/ppl.12950

DIN EN ISO 7887:2011. 2011. Water quality - Examination and determination of colour. German version EN ISO 7887:2011.

Expósito N., Carafa R., Kumar V. et al. 2021. Performance of *Chlorella vulgaris* exposed to heavy metal mixtures: linking measured endpoints and mechanisms. International Journal of Environmental Research and Public Health 18(3): 1037. DOI: 10.3390/ijerph18031037

Happ M., Bathke A.C., Brunner E. 2019. Optimal sample size planning for the Wilcoxon-Mann-Whitney-test. Statistics in Medicine 38(3): 363–375. DOI: 10.1002/sim.7983

Hmani R., Elleuch J., Elleuch F. et al. 2024. Molecular and enzymatic responses of *Chlorococcum dorsiventrale* to heavy metal exposure: implications for their removal. Applied Sciences 14: 8551. DOI: 10.3390/app14188551

Hussain F., Eom H., Toor U.A. et al. 2021. Rapid assessment of heavy metal-induced toxicity in water using micro-algal bioassay based on photosynthetic oxygen evolution. Environmental Engineering Research 26(6): 200391. DOI: 10.4491/eer.2020.391

IEA. 2025. $CO_2$ Emissions - Global Energy Review 2025. International Energy Agency, Paris.

Khaw Y.S., Khong N.M.H., Shaharuddin N.A. et al. 2020. A simple 18S rDNA approach for the identification of cultured eukaryotic microalgae with an emphasis on primers. Journal of Microbiological Methods 172: 105890. DOI: 10.1016/j.mimet.2020.105890

Lee J.-C., Joo J.-H., Chun B.H. et al. 2022. Isolation and screening of indigenous microalgae species for domestic and livestock wastewater treatment, biodiesel production, and carbon sequestration. Journal of Environmental Management 318: 115648. DOI: 10.1016/j.jenvman.2022.115648

Lee J.S., Kim D.K., Lee J.P. et al. 2002. Effects of $SO_2$ and NO on growth of *Chlorella* sp. KR-1. Bioresource Technology 82(1): 1–4. DOI: 10.1016/s0960-8524(01)00158-4

Li C., Zheng C., Fu H. et al. 2021. Contrasting detoxification mechanisms of *Chlamydomonas reinhardtii* under Cd and Pb stress. Chemosphere 274: 129771. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2021.129771

Mustapa M., Sallehudin N.J., Mohamed M. et al. 2016. Decontamination of *Chlorella* sp. culture using antibiotics and antifungal cocktail treatment. ARPN Journal of Engineering and Applied Sciences 11(1): 104–109.

Napan K., Teng L., Quinn J.C. et al. 2015. Impact of heavy metals from flue gas integration with microalgae production. Algal Research 8: 83–88. DOI: 10.1016/j.algal.2015.01.003

Oladimeji T.E., Oyedemi M., Emetere M.E. et al. 2024. Review on the impact of heavy metals from industrial wastewater effluent and removal technologies. Heliyon 10(21): e40370. DOI: 10.1016/j.heliyon.2024.e40370

Radmann E.M., Camerini F.V., Santos T.D. et al. 2011. Isolation and application of $SO_x$ and $NO_x$ resistant microalgae in biofixation of $CO_2$ from thermoelectricity plants. Energy Conversion and Management 52: 3132–3136. DOI: 10.1016/j.enconman.2011.04.021

Singh H.M., Kothari R., Gupta R. et al. 2019. Biofixation of flue gas from thermal power plants with algal biomass: overview and research perspectives. Journal of Environmental Management 245: 519–539. DOI: 10.1016/j.jenvman.2019.01.043

Subramanian S., Sayre R.T. 2022. The right stuff; realizing the potential for enhanced biomass production in microalgae. Frontiers in Energy Research 10: 979747. DOI: 10.3389/fenrg.2022.979747

Taştan B.E., Duygu E., Atakol O. et al. 2012. $SO_2$ and $NO_2$ tolerance of microalgae with the help of some growth stimulators. Energy Conversion and Management 64: 28–34. DOI: 10.1016/j.enconman.2012.05.019

Wang H., Zhang P. 2021. Emission characteristics of PM, heavy metals, and dioxins in flue gases from sintering machines with wet and semi-dry flue gas desulfurization systems. Environmental Science and Pollution Research 28(34): 46089–46099. DOI: 10.1007/s11356-020-11500-w

Wang Q., Wang X., Hong Y. et al. 2022. Microalgae cultivation in domestic wastewater for wastewater treatment and high value-added production: species selection and comparison. Biochemical Engineering Journal 185: 108493. DOI: 10.1016/j.bej.2022.108493

Zhang B., Wu J., Meng F. 2021. Adaptive laboratory evolution of microalgae: a review of the regulation of growth, stress resistance, metabolic processes, and biodegradation of pollutants. Frontiers in Microbiology 12: 737248. DOI: 10.3389/fmicb.2021.737248

Zhao B., Liu W., Wang X. et al. 2024. Emission characteristics and removal of heavy metals in flue gas: a case study in waste incineration and coal-fired power plants. Environmental Science and Pollution Research 31(6): 8883–8897. DOI: 10.1007/s11356-023-31678-z

Оригинальная статья

# Толерантность региональных штаммов микроводорослей Республики Татарстан к тяжёлым металлам и кислым газам: значение для технологий улавливания углерода

Галиева Г.Ш.*, Хлебова Д.Л., Корнилова Д.Н., Галицкая П.Ю., Селивановская С.Ю.

*Казанский федеральный университет, г. Казань, Республика Татарстан, 420008, Россия*

**АННОТАЦИЯ.** Зелёные микроводоросли являются перспективными биологическими агентами для улавливания диоксида углерода из промышленных дымовых газов и для выращивания на частично очищенных сточных водах, однако такая стратегия культивирования с двумя источниками неизбежно подвергает культуры воздействию тяжёлых металлов и кислых газов - диоксида серы ($SO_2$) и оксидов азота ($NO_x$). В настоящей работе оценена толерантность девяти штаммов микроводорослей (*Chlamydomonas* sp., *Chlorococcum* sp., *Edaphochlamys debaryana*, *Chlorella* sp., *Chlamydomonas moewusii*, *Chlorella vulgaris* и *Spongiosarcinopsis* sp.), выделенных в 2024 г. из различных водоёмов и поверхностей Республики Татарстан, к свинцу (Pb), кадмию (Cd), $SO_2$ и $NO_x$, с целью отбора наиболее толерантного штамма для дальнейшей разработки в качестве кандидата-секвестратора углерода. Места отбора проб характеризовались по pH (6,4-8,0) и спектральному коэффициенту поглощения (цветность воды). Значения $EC_{50}$, определённые по кривым «доза-эффект», составили от 31,1 до 238,5 мг/л для Pb и от 8,3 до 176,3 мг/л для Cd, в большинстве случаев превышая литературные значения для тех же или родственных таксонов. Чувствительность к 50 ppm $SO_2$ и 50 ppm $NO_x$ была низкой у всех изолятов, тогда как 100 ppm $NO_x$ и 100 ppm $NO_2$ вызывали значимое ингибирование роста у трёх и пяти изолятов соответственно. Балльная оценка, объединяющая толерантность к Pb, Cd и газам, определила *Chlorella vulgaris* (изолят 14) как штамм с наилучшими показателями в целом (35 из максимальных 36 баллов), сочетающий наивысшую толерантность к Pb, близкую к максимальной толерантность к Cd и полную толерантность по всем протестированным газовым условиям. Полученные результаты позволяют рекомендовать *Chlorella vulgaris* в качестве основного кандидата среди исследованных изолятов для дальнейшей оценки в системах культивирования микроводорослей на основе дымовых газов и сточных вод.

***Ключевые слова:*** микроводоросли, толерантность к тяжёлым металлам, $EC_{50}$, дымовые газы, токсичность $SO_2$/$NO_x$, секвестрация углерода

**Для цитирования:** Галиева Г.Ш., Хлебова Д.Л., Корнилова Д.Н., Галицкая П.Ю., Селивановская С.Ю. Толерантность региональных штаммов микроводорослей Республики Татарстан к тяжёлым металлам и кислым газам: значение для технологий улавливания углерода // Limnology and Freshwater Biology. 2026. - № 4. - С. 420-436. DOI: 10.31951/2658-3518-2026-A-4-420

## 1. Введение

Смягчение последствий изменения климата стимулировало активное развитие технологий улавливания и хранения углерода - от геологического хранения $CO_2$ до методов биологической секвестрации. Среди последних зелёные микроводоросли (*Chlorophyta*) рассматриваются как особенно перспективные секвестраторы углерода, поскольку они накапливают биомассу значительно быстрее наземных растений: в оптимальных условиях микроводоросли преобразуют солнечную энергию в биомассу в несколько раз эффективнее наземных культур и лесов - благодаря отсутствию нефотосинтезиру-

*Автор для переписки. Адрес e-mail: goolnaz0708@yandex.ru (Г.Ш. Галиева)

***Поступила:*** 02 июля 2026;
***Принята после доработки:*** 28 июля 2026;
***Опубликована online:*** 28 августа 2026

© Автор(ы) 2026. Эта работа распространяется под международной лицензией Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0.

ющей структурной ткани, возможности круглогодичного роста и высокоэффективным механизмам концентрирования $CO_2$ (Subramanian and Sayre, 2022). Эта более высокая продуктивность в сочетании со способностью микроводорослей усваивать $CO_2$ непосредственно из концентрированных потоков промышленных дымовых газов делает их привлекательными кандидатами для биологического улавливания углерода из промышленных выбросов, дополняя преимущественно физико-химические технологии улавливания углерода, используемые в настоящее время.

Масштаб проблемы, на решение которой направлены такие технологии, значителен. Мировые выбросы $CO_2$, связанные с энергетикой и промышленностью, достигли нового рекордного значения - 37,8 гигатонны в 2024 г., при этом основная доля этого объёма приходится на сжигание ископаемого топлива на тепловых электростанциях и других промышленных объектах (IEA, 2025). Перенаправление даже небольшой доли этих выбросов на производство биомассы микроводорослей, таким образом, представляет собой значимый вклад в смягчение последствий изменения климата при условии, что сам процесс культивирования остаётся технически осуществимым и экономически целесообразным.

Широко применяемой стратегией повышения экономической целесообразности улавливания углерода на основе микроводорослей является сочетание использования дымовых газов с применением частично очищенных (недоочищенных) коммунальных или промышленных сточных вод в качестве среды культивирования, поскольку сточные воды одновременно обеспечивают азот, фосфор и микроэлементы, необходимые для роста микроводорослей, снижая при этом затраты на традиционную третичную очистку сточных вод (Wang et al., 2022; Lee et al., 2022).

Однако такая стратегия культивирования с двумя источниками неизбежно подвергает культуры микроводорослей воздействию ряда токсикантов, присутствующих как в дымовых газах, так и в недоочищенных сточных водах, в первую очередь тяжёлых металлов и кислых газов - диоксида серы ($SO_2$) и оксидов азота ($NO_x$). Тяжёлые металлы, такие как хром, свинец, кадмий, мышьяк, никель и цинк, попадают в дымовые газы при сжигании угля и других видов твёрдого или жидкого топлива; документированные источники включают угольные тепловые электростанции, агломерационные и плавильные металлургические производства, а также сжигание твёрдых бытовых отходов (Chen et al., 2021; Wang and Zhang, 2021; Zhao et al., 2024), при этом их накопление в средах культивирования микроводорослей, снабжаемых дымовыми газами, было непосредственно количественно оценено в специализированных технологических исследованиях (Napan et al., 2015). Те же металлы, наряду с медью и ртутью, часто обнаруживаются в повышенных концентрациях в промышленных сточных водах гальванических, горнодобывающих, кожевенных, аккумуляторных и металлообрабатывающих производств (Oladimeji et al., 2024). Оксиды серы и азота, в свою очередь, образуются главным образом при сжигании ископаемого топлива на тепловых электростанциях и в выхлопах автотранспорта; их присутствие в дымовых газах является признанным ограничивающим фактором биофиксации $CO_2$ микроводорослями. Эти вещества, как было показано, могут либо ингибировать, либо, в зависимости от концентрации и продолжительности воздействия, стимулировать рост водорослей (Singh et al., 2019; Taştan et al., 2012).

Поэтому для практического развития технологий улавливания углерода на основе микроводорослей целесообразно опираться не только на широко используемые лабораторные референсные штаммы, но и на региональные штаммы, естественным образом адаптированные к местным условиям освещённости, температуры и сезонности. Такая адаптация может повышать эффективность культивирования в открытых условиях, даже несмотря на то, что крупномасштабное культивирование осуществляется, как минимум, в частично контролируемых условиях (Cheregi et al., 2019; Subramanian and Sayre, 2022). Соответственно, биопроспектинг и выделение новых, локально адаптированных штаммов микроводорослей с высоким потенциалом секвестрации углерода остаётся важным направлением исследований (Lee et al., 2022).

В (русле этого подхода) связи с этим Институт биотехнологии, экологии и природопользования Казанского федерального университета проводит долгосрочную работу по выделению и характеристике штаммов микроводорослей, обитающих в зоне умеренного климата центральной России. В результате была создана музейная коллекция эффективных штаммов-секвестраторов углерода. Следующий этап этой работы - отбор среди полученных штаммов-секвестраторов тех, которые сочетают высокую биомассопродуктивность с толерантностью к токсикантам, присутствующим в средах культивирования на основе дымовых газов и сточных вод. Поскольку толерантность микроводорослей к тяжёлым металлам и кислым газам, как известно, значительно варьирует между родами и даже внутри них, поэтому возможен направленый лабораторный скрининг и отбор штаммов (Zhang et al., 2021; Abinandan et al., 2021; Bashir et al., 2021; Li et al., 2021).

Целью настоящей работы являлся отбор среди девяти штаммов микроводорослей, выделенных из различных водоёмов и с различных поверхностей в Республике Татарстан в 2024 г., культур, наиболее толерантных к тяжёлым металлам (Pb, Cd) и кислым газам ($SO_2$/$NO_x$).

## 2. Материалы и методы

### 2.1. Изоляция штаммов микроводорослей

Девять штаммов микроводорослей, проанализированных в настоящем исследовании (изоляты № 1, 4, 6, 9, 10, 13, 14, 15 и 16), были получены

в 2024 г. из различных пресноводных водоемов и поверхностей на территории Республики Татарстан, Россия (Таблица 1). Отбор проб поверхностных вод проводили в соответствии с ГОСТ 17.1.5.05-85; штаммы выделяли в монокультуру на твердой (2% агар) среде Тамия путем многократного пересева и выделения отдельных колоний, деконтаминацию проводили по антибактериальной - фунгицидной схеме Mustapa et al. (2016).

## 2.2. Условия культивирования

Скрининг штаммов проводили на питательной среде, сопоставимой по условиям с богатыми биогенными элементами сточной воде - комплексном гранулированном удобрении «Фертика Универсал» (5 г удобрения растворяли в 1000 мл дистиллированной воды; состав: N 12%, $P_2O_5$ 8%, $K_2O$ 14%, MgO 2%, S 8%, B 0,1%, Cu 0,1%, Fe 0,1%, Mn 0,2%, Mo 0,01%, Zn 0,1%), следуя логике подбора параметров культивирования Singh et al. (2019), при освещении светодиодными прожекторами Solar LED Light S04 (5000 люкс, световой режим 16:8 ч) в термостатируемой климатической камере (25 ˚C).

## 2.3. Оценка толерантности к тяжелым металлам (Pb, Cd) и $SO_2$/$NO_x$

Толерантность к Pb и Cd определяли как значения EC50 с использованием подхода Li et al. (2021) (сток-раствор/серия разведений, ингибирование роста по OD). Штаммы экспонировали в течение 10 суток (условия - как в разделе 2.2) в серии концентраций $PbCl_2$ или $CdCl_2$ (0,5, 5, 10, 20, 50, 75, 100, 125, 150, 175 и 200 мг/л в среде Фертика, а также контроль без металла; при непопадании ~50%-ного ингибирования в эту серию готовили дополнительные промежуточные/расширенные разведения). Ингибирование роста рассчитывали по OD620 (спектрофотометр 721NVIS) относительно контроля, значения $EC_{50}$ получали методом нелинейной регрессии, как описано Li et al. (2021).

Толерантность к $SO_2$ и $NO_x$ оценивали методом непрерывного барботирования предварительно культивированных штаммов (раздел 2.2) по методикам Lee et al. (2002) для $SO_2$ (0–150 ppm, как для *Chlorella* sp.) и Radmann et al. (2011) для $NO_x$ (30–100 ppm), с подачей $CO_2$ в качестве источника углерода и контролем без газа (только воздух). Через 10 суток ингибирование роста (OD620, спектрофотометр 721NVIS) и $EC_{50}$ определяли как описано выше.

## 2.4. Определение pH и цветности воды

pH проб воды измеряли потенциометрически с помощью ионометра АНИОН-410 (Инфраспак-Аналит, Россия) в соответствии с ISO 10523:2008, с рутинной калибровкой по стандартным буферным растворам.

Цветность воды определяли методом спектрального коэффициента поглощения (SAC) по DIN EN ISO 7887:2011, по оптической плотности при 436, 525 и 620 нм (кюветы 1 см, бланк — дистиллированная вода) как $SAC(\lambda)\ [м^{-1}] = 2{,}303 \times A(\lambda) / d$ ($d = 0{,}01$ м).

## 2.5. Идентификация штаммов

Штаммы идентифицировали методом секвенирования по Сэнгеру ампликонов маркерных участков (набор BigDye Terminator v3.1 Cycle Sequencing Kit; капиллярный электрофорез на при-

**Таблица 1.** Происхождение девяти штаммов микроводорослей, проанализированных в настоящем исследовании

| № изолята | Таксономическая принадлежность | Место отбора | Координаты (широта, долгота) |
|---|---|---|---|
| 1 | *Chlamydomonas* Ehrenberg, 1833 sp. | озеро Шанхай, г. Казань, Республика Татарстан | 55.687040, 49.075503 |
| 4 | *Chlorococcum* Meneghini, 1842 sp. | озеро в парке Победы, г. Казань, Республика Татарстан | 55.830979, 49.109349 |
| 6 | *Edaphochlamys debaryana* (Goroschankin) Pröschold et Darienko, 2018 | Циркуляционный канал (часть системы сброса охлаждающей воды ТЭЦ) | 55.753878, 49.130386 |
| 9 | *Chlamydomonas* Ehrenberg, 1833 sp. | озеро Марьино, г. Казань, Республика Татарстан | 55.832808, 49.103063 |
| 10 | *Chlorella* Beijerinck, 1890 sp. | река Казанка, ул. Гаврилова, г. Казань, Республика Татарстан | 55.833304, 49.166199 |
| 13 | *Chlamydomonas moewusii* Gerloff, 1940 | река Волга, район речного порта, г. Казань, Республика Татарстан | 55.776893, 49.095229 |
| 14 | *Chlorella vulgaris* Beijerinck, 1890 | озеро Урицкого, г. Казань, Республика Татарстан | 55.837827, 49.066470 |
| 15 | *Spongiosarcinopsis* Temraleeva et al., 2018 sp. | озеро Нижний Кабан, г. Казань, Республика Татарстан | 55.777503, 49.123895 |
| 16 | *Chlamydomonas* Ehrenberg, 1833 sp. | Соскоб с внутренней стенки железной бочки с отстоянной артезианской водой | данные отсутствуют |

боре Нанофор-05), следуя стандартным процедурам штрихкодирования микроводорослей (ср. Khaw et al., 2020), с таксономическим отнесением по NCBI BLAST и MEGA X. Геномную ДНК выделяли набором FastDNA Spin Kit for Soil (MP Biomedicals) и определяли на флуориметре Qubit 3.0.

## 2.6. Статистическая обработка результатов

Все эксперименты проводили не менее чем в трёх независимых повторностях. Средние значения, стандартное отклонение и стандартную ошибку рассчитывали по данным повторностей. Различия между вариантами воздействия и контролем оценивали с помощью критерия Манна-Уитни (Happ et al., 2019).

# 3. Результаты

## 3.1. Характеристика точек отбора проб: pH и цветность воды

Девять точек отбора проб, из которых были получены проанализированные в настоящем исследовании штаммы микроводорослей (Таблица 1), охватывали ряд пресноводных местообитаний на территории Республики Татарстан, включая две реки (Волга, Казанка), пять озер (Шанхай, Марьино, Урицкого, Нижний Кабан и озеро в парке Победы), промышленный циркуляционный канал, являющийся частью системы сброса охлаждающей воды ТЭЦ, и стоячую артезианскую воду, накопившуюся в железной бочке. pH и цветность воды в каждой точке представлены на Рисунке 1(а,б).

Значения pH во всех точках варьировали от 6,4 (бочка) до 8,0 (озеро в парке Победы), т. е. от близких к нейтральным до слабощелочных (Рис. 1а), что соответствует типичным значениям для пресноводных водоемов умеренной климатической зоны региона.

Цветность воды, выраженная как спектральный коэффициент поглощения (SAC, $м^{-1}$) при 436, 525 и 620 нм (Рис. 1б), была низкой ($SAC \leq 16$ $м^{-1}$ на всех трех длинах волн) в шести из девяти точек (изоляты 4, 6, 9, 10, 14 и 15), что указывает на низкое содержание окрашенного растворённого органического вещества. В двух точках отмечены заметно повышенные значения SAC: проба из реки Волги ($SAC436 = 136,3$ $м^{-1}$, при более низких значениях на 525 и 620 нм - 5,1 и 3,9 $м^{-1}$ соответственно) и проба из бочки ($SAC436 = 90,1$, $SAC525 = 96,0$, $SAC620 = 73,9$ $м^{-1}$), причём последняя демонстрировала повышенное поглощение во всём измеренном спектральном диапазоне. Проба из озера Шанхай

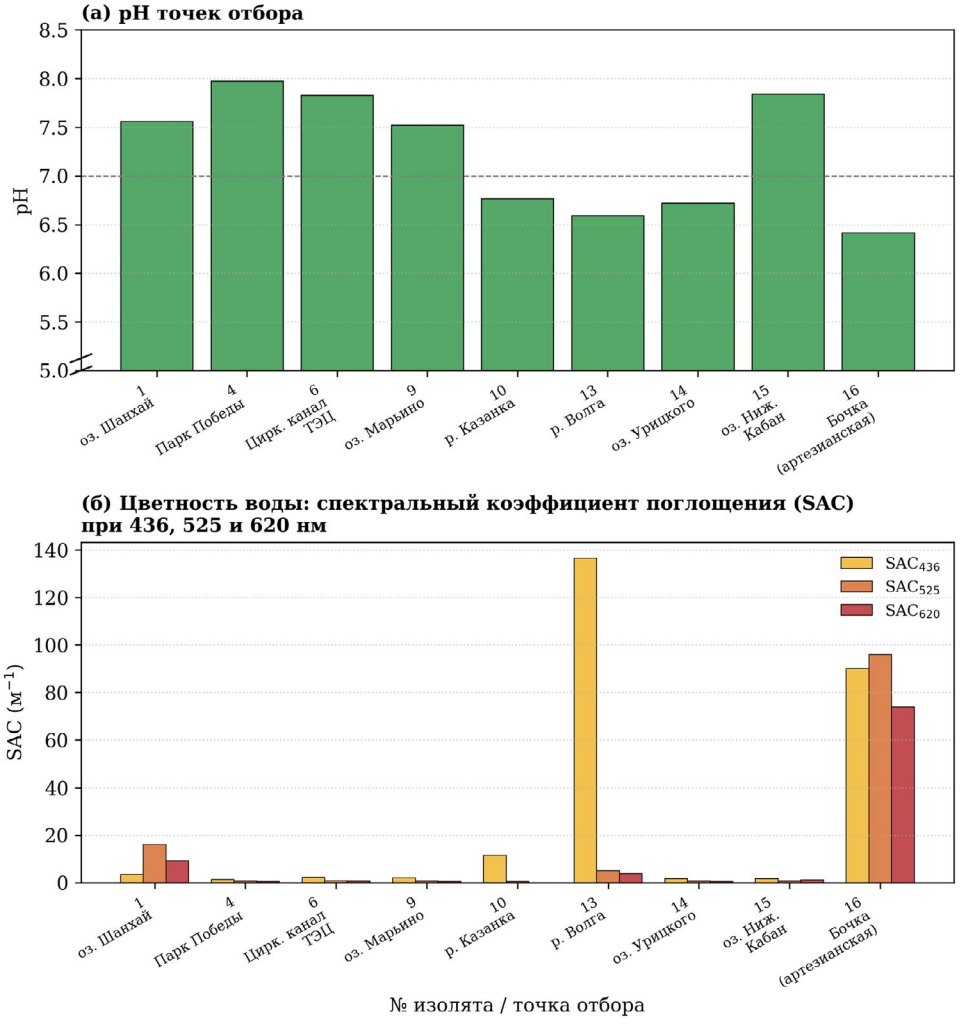



**Рис.1.** Характеристика точек отбора проб для девяти штаммов микроводорослей: (а) pH; (б) цветность воды, выраженная как спектральный коэффициент поглощения (SAC, $м^{-1}$) при 436, 525 и 620 нм (DIN EN ISO 7887:2011).

(изолят 1) показала умеренный, сравнительно равномерный SAC (3,5-16,1 $м^{-1}$). Эти результаты согласуются с более высоким содержанием взвешенного и/или растворённого (в том числе окрашенного) вещества в крупной лотической системе (река Волга) и в застойной, долго стоявшей воде в закрытой металлической ёмкости соответственно; практически одинаковый SAC на всех трёх длинах волн для пробы из бочки, в отличие от сильно зависящего от длины волны SAC пробы из Волги, дополнительно указывает на качественно различный состав окрашенного растворённого органического вещества. В первом случае - соединения с широкополосным поглощением без явного максимума в синей области, во втором - гумусоподобные вещества с характерным максимумом поглощения в коротковолновом диапазоне.

## 3.2. Толерантность изолятов микроводорослей к Cd и Pb

Значения $EC_{50}$ для Cd и Pb, определённые для каждого из девяти изолятов, представлены на Рисунке 2. Толерантность к обоим металлам значительно варьировала между изолятами. Для Pb значения $EC_{50}$ варьировали от 31,1 мг/л (изолят 1, *Chlamydomonas* sp.) до 238,5 мг/л (изолят 14, *Chlorella vulgaris*) - приблизительно 7,7-кратный диапазон. Для Cd значения $EC_{50}$ варьировали от 8,3 мг/л (изолят 6, *Edaphochlamys debaryana*) до 176,3 мг/л (изолят 4, *Chlorococcum* sp.) - приблизительно 21-кратный диапазон.

Изолят 14 (*Chlorella vulgaris*) сочетал наивысшее значение $EC_{50}$ по Pb со сравнительно высоким значением $EC_{50}$ по Cd (129,7 мг/л), что делает его наиболее толерантным к Pb/Cd изолятом в целом. Изолят 4 (*Chlorococcum* sp.) показал наивысшее значение $EC_{50}$ по Cd (176,3 мг/л) наряду со сравнительно высоким значением $EC_{50}$ по Pb (113,7 мг/л). Напротив, изолят 6 (*Edaphochlamys debaryana*) и изолят 13 (*Chlamydomonas moewusii*) показали одни из самых низких значений $EC_{50}$ по обоим металлам (Cd: 8,3 и 17,5 мг/л; Pb: 56,2 и 34,1 мг/л соответственно), что указывает на сравнительно высокую их чувствительность. У всех изолятов $EC_{50}$ по Pb превышало соответствующее значение $EC_{50}$ по Cd, что согласуется с более низкой токсичностью Pb по сравнению с Cd, обычно описываемой для зелёных микроводорослей.

## 3.3. Чувствительность к диоксиду серы и оксидам азота

Чувствительность девяти изолятов к $SO_2$ и $NO_x$ оценивали при испытательных концентрациях, выбранных в пределах диапазонов, использованных Lee et al. (2002) для *Chlorella* sp. KR-1 ($SO_2$, 0-150 ppm) и Radmann et al. (2011) для устойчивых к $SO_x$/$NO_x$ микроводорослей ($NO_x$, 30-100 ppm): 50 и 100 ppm $NO_x$, 50 ppm $SO_2$ и 100 ppm $NO_2$. Как и в этих референсных исследованиях, изоляты классифицировали, на основании роста относительно контроля без газа (критерий Манна-Уитни), как нетоксичные (nt - отсутствие статистически значимого ингибирования роста) или токсичные (t - статистически значимое ингибирование) при каждой испытательной концентрации (Таблица 2).

При более низких испытательных концентрациях - 50 ppm $NO_x$ и 50 ppm $SO_2$ - все девять изолятов были классифицированы как нетоксичные, что указывает на широкую общую толерантность к обоим поллютантам при этих уровнях, сопоставимую с толерантностью, описанной для *Chlorella* sp. KR-1 при низких и умеренных концентрациях $SO_2$ (Lee et al., 2002) и для устойчивых к $SO_x$/$NO_x$ штаммов при концентрациях $\leq$60 ppm $SO_x$ (Radmann et al., 2011).

Специфичная для изолятов чувствительность проявилась при более высоких испытательных концентрациях. При 100 ppm $NO_x$ три изолята

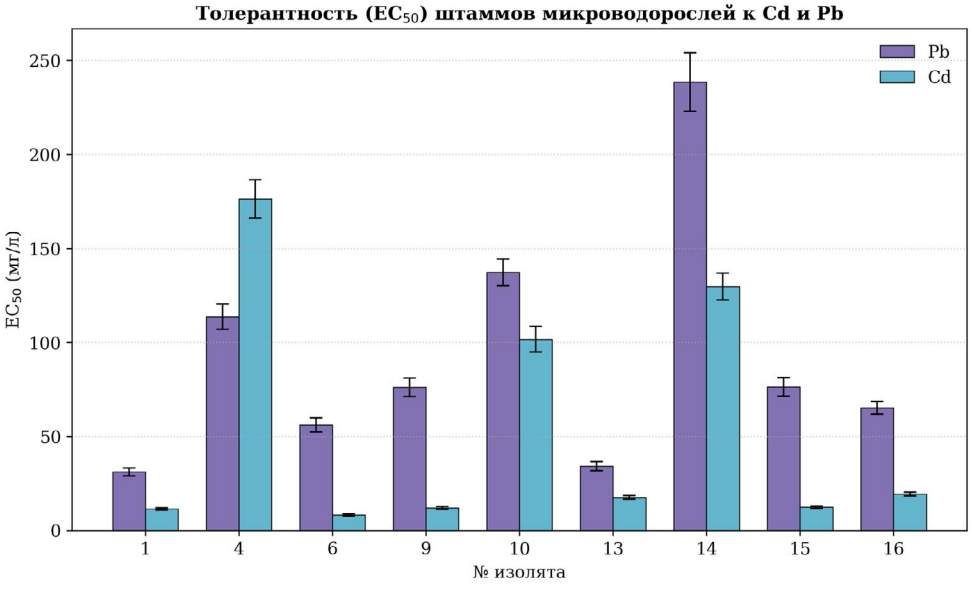



**Рис.2.** Значения $EC_{50}$ (мг/л) для Pb и Cd для девяти штаммов микроводорослей. Планки погрешностей отражают стандартную ошибку среднего (SE, $\approx$5-7% от значения $EC_{50}$).

**Таблица 2.** Чувствительность девяти штаммов микроводорослей к $SO_2$ и $NO_x$ (nt - нетоксично, отсутствие значимого ингибирования роста относительно контроля без газа; t - токсично, статистически значимое ингибирование роста, критерий Манна-Уитни).

| № изолята | Таксономическая принадлежность | 50 ppm $NO_x$ | 100 ppm $NO_x$ | 50 ppm $SO_2$ | 100 ppm $NO_2$ |
|---|---|---|---|---|---|
| 1 | *Chlamydomonas sp.* | nt | nt | nt | t |
| 4 | *Chlorococcum sp.* | nt | nt | nt | t |
| 6 | *Edaphochlamys debaryana* | nt | t | nt | nt |
| 9 | *Chlamydomonas sp.* | nt | nt | nt | t |
| 10 | *Chlorella sp.* | nt | nt | nt | nt |
| 13 | *Chlamydomonas moewusii* | nt | t | nt | t |
| 14 | *Chlorella vulgaris* | nt | nt | nt | nt |
| 15 | *Spongiosarcinopsis sp.* | nt | t | nt | t |
| 16 | *Chlamydomonas sp.* | nt | nt | nt | nt |

- 6 (*Edaphochlamys debaryana*), 13 (*Chlamydomonas moewusii*) и 15 (*Spongiosarcinopsis* sp.) - показали статистически значимое ингибирование роста (t), тогда как остальные шесть изолятов оставались нетоксичными, что помещает порог чувствительности этих трёх изолятов в диапазон 30-100 ppm $NO_x$, описанный Radmann et al. (2011). При 100 ppm $NO_2$ пять изолятов (1, 4, 9, 13 и 15) были классифицированы как токсичные, тогда как четыре изолята (6, 10, 14 и 16) оставались нетоксичными. Изоляты 10 (*Chlorella* sp.) и 14 (*Chlorella vulgaris*) были нетоксичными при всех испытательных концентрациях, что согласуется со сравнительно высокой толерантностью к $SO_x$/$NO_x$, ранее описанной для рода *Chlorella* (Lee et al., 2002; Radmann et al., 2011); изоляты 13 и 15 оказались наиболее широко чувствительными, показав токсичность как при повышенных концентрациях $NO_x$, так и $NO_2$.

## 4. Обсуждение

### 4.1. Сравнение толерантности к Pb и Cd с литературными данными

Значения $EC_{50}$ по Pb, полученные в настоящем исследовании (31,1-238,5 мг/л; Рис. 2), у большинства изолятов оказались выше значений, описанных в литературе для тех же или близкородственных таксонов. Для *Chlorella vulgaris* (изолят 14) значение $EC_{50}$ по Pb (238,5 мг/л) превысило диапазон 48,4-73,2 мг/л, описанный для этого вида (Expósito et al., 2021), в 3,3-4,9 раза, а значение $EC_{50}$ по Cd (129,7 мг/л) превысило диапазон 0,9-7,5 мг/л, описанный для *C. vulgaris* (Hussain et al., 2021; Expósito et al., 2021), более чем на порядок. Схожая картина наблюдалась для изолята 10 (*Chlorella* sp.: $EC_{50}$ по Pb = 137,3 мг/л, $EC_{50}$ по Cd = 101,7 мг/л). Такая степень расхождения с опубликованными значениями $EC_{50}$ для рода *Chlorella* указывает либо на необычно высокую собственную толерантность этих двух изолятов, либо на влияние экспериментальных факторов (состав среды, pH, продолжительность экспозиции), не полностью сопоставимых между исследованиями, и должна восприниматься с осторожностью до независимого подтверждения.

Для группы *Chlamydomonas* (изоляты 1, 9, 16 и *C. moewusii*, изолят 13) соответствие литературным значениям $EC_{50}$ для референсного вида *C. reinhardtii* (Pb: 19,99-29,48 мг/л; Cd: 12,48 мг/л; Li et al., 2021) оказалось значительно более близким. Значения $EC_{50}$ по Cd для изолятов 1 и 9 (11,41 и 12 мг/л соответственно) были практически идентичны литературному значению для *C. reinhardtii*, тогда как значения $EC_{50}$ по Pb для тех же изолятов (31,1 и 76,1 мг/л) охватывали его или умеренно превышали. Изолят 13 (*C. moewusii*) показал значения $EC_{50}$ по Pb и Cd (34,1 и 17,5 мг/л), достаточно близкие к ориентиру *C. reinhardtii*. Изолят 6 (*Edaphochlamys debaryana*), для которого видоспецифичная литература отсутствует, показал значение $EC_{50}$ по Cd (8,3 мг/л), близкое к ориентиру *C. reinhardtii*, использованному как ближайший филогенетический аналог, и значение $EC_{50}$ по Pb (56,2 мг/л), примерно вдвое превышающее этот ориентир.

Количественные данные $EC_{50}$ в литературе отсутствуют для *Chlorococcum* (изолят 4) и *Spongiosarcinopsis* (изолят 15); единственная значимая опубликованная информация для *Chlorococcum* - качественное наблюдение о том, что *Chlorococcum dorsiventrale* переносит воздействие Cd, Cr(VI) и Pb без потери жизнеспособности в течение 14 суток (Hmani et al., 2024), что по крайней мере по направленности согласуется со сравнительно высокими значениями $EC_{50}$ по Pb и Cd, обнаруженными здесь для изолята 4 (113,7 и 176,3 мг/л соответственно - наивысшее значение $EC_{50}$ по Cd среди всех девяти изолятов). $EC_{50}$ и рассматривать значения $EC_{50}$ по отдельности, наиболее толерантным к Pb оказался изолят 14 (*Chlorella vulgaris*, 238,5 мг/л), а наиболее толерантным к Cd - изолят 4 (*Chlorococcum* sp., 176,3 мг/л).

### 4.2. Сравнение чувствительности к $SO_2$/$NO_x$ с литературными данными

Тот факт, что все девять изолятов оказались нетоксичными (nt) при 50 ppm $NO_x$ и 50 ppm $SO_2$, согласуется с толерантностью устойчивых к $SO_x$/$NO_x$ штаммов *Chlorella vulgaris* к $SO_x \leq 60$ ppm и $NO_x \leq 100$ ppm, описанной Radmann et al. (2011),

а также с умеренным (≈25%) ингибированием роста, описанным Lee et al. (2002) для *Chlorella* sp. KR-1 при сопоставимой концентрации $SO_2$ (60 ppm). Результаты показали, что рост снижался, но не полностью подавлялся при этих концентрациях даже у более чувствительных штаммов настоящего исследования, вследствие чего ни один из них не достиг порога значимости, использованного для классификации штамма как токсичного (t).

При более высоких концентрациях $NO_x$ (100 ppm) и $NO_2$ (100 ppm) появление токсичности у части изолятов (6, 13 и 15 при 100 ppm $NO_x$; 1, 4, 9, 13 и 15 при 100 ppm $NO_2$) попадает в диапазон, в котором Radmann et al. (2011) наблюдали переход от толерантности к ингибированию (30-100 ppm $NO_x$). Полученные результаты также согласуются с данными Lee et al. (2002), показавшими концентрационно-зависимое снижение скорости роста Chlorella sp. KR-1 при увеличении концентрации $SO_2$. Изоляты 10 (*Chlorella* sp.), 14 (*Chlorella vulgaris*) и 16 (*Chlamydomonas* sp.) оставались нетоксичными при всех четырёх испытательных условиях. Для двух изолятов *Chlorella* это согласуется со сравнительно высокой толерантностью к $SO_x$/$NO_x$, описанной для этого рода в обоих референсных исследованиях, тогда как столь же полная толерантность изолята 16 (*Chlamydomonas* sp.) прямо не подтверждается, но и не противоречит литературе, поскольку ни Lee et al. (2002), ни Radmann et al. (2011) не изучали виды *Chlamydomonas*. Таким образом, изоляты 10, 14 и 16 оказались наиболее толерантными к $SO_x$/$NO_x$ штаммами, т. е. равнозначными по толерантности к газам.

## 4.3. Комплексная оценка толерантности и выбор наилучшего штамма

Для выбора изолята, сочетающего наивысшую общую толерантность к тяжёлым металлам и кислым газам, была применена балльная процедура оценки. Для каждого металла (Pb, Cd) девять изолятов были ранжированы по значению $EC_{50}$, что позволило получить целочисленный балл от 1 (наименьшее значение $EC_{50}$, т. е. наиболее чувствительный/наименее толерантный изолят) до 9 (наибольшее значение $EC_{50}$, наиболее толерантный изолят), без совпадений. Для каждого из четырёх условий газового воздействия (50 ppm $NO_x$, 100 ppm $NO_x$, 50 ppm $SO_2$, 100 ppm $NO_2$) изолят получал 4,5 балла при классификации как нетоксичный (nt) и 1 балл - как токсичный (t) (Таблица 2). Итоговый балл для каждого изолята рассчитывали, как сумму его баллов по Pb, Cd и четырёх баллов по газам (максимально достижимый итог $= 9 + 9 + 4 \times 4{,}5 = 36$); результаты обобщены в Таблице 3.

Изолят 14 (*Chlorella vulgaris*) набрал наивысший итоговый балл (35,0 из теоретического максимума 36), сочетая наивысший ранг толерантности к Pb (9), близкий к максимальному ранг толерантности к Cd (8) и полную толерантность (nt) по всем четырём условиям газового воздействия. Изолят 10 (*Chlorella* sp.) занял второе место (33,0), также с полной толерантностью к газам, но несколько более низкими рангами по Pb и Cd. Изолят 4 (*Chlorococcum* sp.) сочетал единственный наивысший ранг толерантности к Cd (9) с высоким рангом по Pb (7), однако его итоговый балл (30,5) был снижен из-за токсичности при 100 ppm $NO_2$. На этом основании изолят 14 (*Chlorella vulgaris*) определён как штамм с наилучшими показателями в целом с точки зрения комплексной толерантности к Pb, Cd, $SO_2$ и $NO_x$, и рекомендован в качестве основного кандидата для дальнейшей оценки в качестве штамма-секвестратора углерода, предназначенного для культивирования на питательных веществах дымовых газов и сточных вод, в условиях, исследованных в настоящей работе.

## 5. Заключение

Девять региональных штаммов микроводорослей из Республики Татарстан показали широкую вариацию толерантности к Pb, Cd, $SO_2$ и $NO_x$: значения $EC_{50}$ по Pb и Cd охватывали диапазон почти на порядок и у большинства изолятов превышали литературные значения, описанные для тех же или родственных таксонов, хотя это расхождение следует подтвердить независимыми биотестами. Все изоляты переносили наименьшие испытательные концентрации $SO_2$ и $NO_x$, тогда как специфичная

**Таблица 3.** Балльная оценка толерантности девяти штаммов микроводорослей к Pb, Cd, $SO_2$ и $NO_x$ (Pb, Cd: 1 = наиболее чувствительный, 9 = наиболее толерантный; газовые условия: 4,5 = нетоксично (nt), 1 = токсично (t)), ранжированные по итоговому баллу.

| № изолята | Таксономическая принадлежность | Балл Pb | Балл Cd | 50 ppm $NO_x$ | 100 ppm $NO_x$ | 50 ppm $SO_2$ | 100 ppm $NO_2$ | Итоговый балл |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 14 | *Chlorella vulgaris* | 9 | 8 | 4.5 | 4.5 | 4.5 | 4.5 | **35.0** |
| 10 | *Chlorella sp.* | 8 | 7 | 4.5 | 4.5 | 4.5 | 4.5 | **33.0** |
| 4 | *Chlorococcum sp.* | 7 | 9 | 4.5 | 4.5 | 4.5 | 1 | **30.5** |
| 16 | *Chlamydomonas sp.* | 4 | 6 | 4.5 | 4.5 | 4.5 | 4.5 | **28.0** |
| 9 | *Chlamydomonas sp.* | 5 | 3 | 4.5 | 4.5 | 4.5 | 1 | **22.5** |
| 15 | *Spongiosarcinopsis sp.* | 6 | 4 | 4.5 | 1 | 4.5 | 1 | **21.0** |
| 6 | *Edaphochlamys debaryana* | 3 | 1 | 4.5 | 1 | 4.5 | 4.5 | **18.5** |
| 13 | *Chlamydomonas moewusii* | 2 | 5 | 4.5 | 1 | 4.5 | 1 | **18.0** |
| 1 | *Chlamydomonas sp.* | 1 | 2 | 4.5 | 4.5 | 4.5 | 1 | **17.5** |

для отдельных изолятов чувствительность проявлялась при более высоких концентрациях, в частности у штаммов *Chlamydomonas moewusii*, *Edaphochlamys debaryana* и *Spongiosarcinopsis* sp.

Комплексная балльная оценка определила *Chlorella vulgaris* (изолят 14) как штамм с наивысшей общей толерантностью к исследованным токсикантам, за которым с небольшим отрывом следует *Chlorella* sp. (изолят 10); оба превзошли остальные изоляты, включая два других штамма из рода *Chlamydomonas*, которые показали полную толерантность к газам, но более низкую толерантность к металлам. Эти результаты позволяют рекомендовать *Chlorella vulgaris* в качестве основного кандидата для дальнейшей разработки в качестве штамма-секвестратора углерода, предназначенного для культивирования на промышленных дымовых газах и частично очищенных сточных водах в условиях Республики Татарстан. Дальнейшая работа должна включать подтверждение сравнительно высоких значений $EC_{50}$ по металлам независимыми биотестами, расширение тестирования газовой толерантности на более широкий диапазон концентраций и большую продолжительность экспозиции, а также оценку биомассопродуктивности и способности к фиксации $CO_2$ отобранного штамма в условиях пилотного культивирования на дымовых газах и сточных водах.

## Благодарности

Работа выполнена за счёт средств субсидии, выделенной Казанскому федеральному университету на выполнение государственного задания в сфере научной деятельности, проект № FZSM-2024-0004.

## Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

## Список литературы

Abinandan S., Venkateswarlu K., Megharaj M. 2021. Phenotypic changes in microalgae at acidic pH mediate their tolerance to higher concentrations of transition metals. Current Research in Microbial Sciences 2: 100081. DOI: 10.1016/j.crmicr.2021.100081

Bashir K.M.I., Lee H.-J., Mansoor S. et al. 2021. The effect of chromium on photosynthesis and lipid accumulation in two chlorophyte microalgae. Energies 14: 2260. DOI: 10.3390/en14082260

Chen Y., Zhang F., Liu Y. et al. 2021. Study on the removal efficiency of heavy metals in flue gas of small sintering machines. Advances in Transdisciplinary Engineering 17: 580–587. DOI: 10.3233/ATDE210324

Cheregi O., Ekendahl S., Engelbrektsson J. et al. 2019. Microalgae biotechnology in Nordic countries - the potential of local strains. Physiologia Plantarum 166(1): 438–450. DOI: 10.1111/ppl.12950

DIN EN ISO 7887:2011. 2011. Water quality - Examination and determination of colour. German version EN ISO 7887:2011.

Expósito N., Carafa R., Kumar V. et al. 2021. Performance of *Chlorella vulgaris* exposed to heavy metal mixtures: linking measured endpoints and mechanisms. International Journal of Environmental Research and Public Health 18(3): 1037. DOI: 10.3390/ijerph18031037

Happ M., Bathke A.C., Brunner E. 2019. Optimal sample size planning for the Wilcoxon-Mann-Whitney-test. Statistics in Medicine 38(3): 363–375. DOI: 10.1002/sim.7983

Hmani R., Elleuch J., Elleuch F. et al. 2024. Molecular and enzymatic responses of *Chlorococcum dorsiventrale* to heavy metal exposure: implications for their removal. Applied Sciences 14: 8551. DOI: 10.3390/app14188551

Hussain F., Eom H., Toor U.A. et al. 2021. Rapid assessment of heavy metal-induced toxicity in water using micro-algal bioassay based on photosynthetic oxygen evolution. Environmental Engineering Research 26(6): 200391. DOI: 10.4491/eer.2020.391

IEA. 2025. $CO_2$ Emissions - Global Energy Review 2025. International Energy Agency, Paris.

Khaw Y.S., Khong N.M.H., Shaharuddin N.A. et al. 2020. A simple 18S rDNA approach for the identification of cultured eukaryotic microalgae with an emphasis on primers. Journal of Microbiological Methods 172: 105890. DOI: 10.1016/j.mimet.2020.105890

Lee J.-C., Joo J.-H., Chun B.H. et al. 2022. Isolation and screening of indigenous microalgae species for domestic and livestock wastewater treatment, biodiesel production, and carbon sequestration. Journal of Environmental Management 318: 115648. DOI: 10.1016/j.jenvman.2022.115648

Lee J.S., Kim D.K., Lee J.P. et al. 2002. Effects of $SO_2$ and NO on growth of *Chlorella* sp. KR-1. Bioresource Technology 82(1): 1–4. DOI: 10.1016/s0960-8524(01)00158-4

Li C., Zheng C., Fu H. et al. 2021. Contrasting detoxification mechanisms of *Chlamydomonas reinhardtii* under Cd and Pb stress. Chemosphere 274: 129771. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2021.129771

Mustapa M., Sallehudin N.J., Mohamed M. et al. 2016. Decontamination of *Chlorella* sp. culture using antibiotics and antifungal cocktail treatment. ARPN Journal of Engineering and Applied Sciences 11(1): 104–109.

Napan K., Teng L., Quinn J.C. et al. 2015. Impact of heavy metals from flue gas integration with microalgae production. Algal Research 8: 83–88. DOI: 10.1016/j.algal.2015.01.003

Oladimeji T.E., Oyedemi M., Emetere M.E. et al. 2024. Review on the impact of heavy metals from industrial wastewater effluent and removal technologies. Heliyon 10(21): e40370. DOI: 10.1016/j.heliyon.2024.e40370

Radmann E.M., Camerini F.V., Santos T.D. et al. 2011. Isolation and application of $SO_x$ and $NO_x$ resistant microalgae in biofixation of $CO_2$ from thermoelectricity plants. Energy Conversion and Management 52: 3132–3136. DOI: 10.1016/j.enconman.2011.04.021

Singh H.M., Kothari R., Gupta R. et al. 2019. Biofixation of flue gas from thermal power plants with algal biomass: overview and research perspectives. Journal of Environmental Management 245: 519–539. DOI: 10.1016/j.jenvman.2019.01.043

Subramanian S., Sayre R.T. 2022. The right stuff; realizing the potential for enhanced biomass production in microalgae. Frontiers in Energy Research 10: 979747. DOI: 10.3389/fenrg.2022.979747

Taştan B.E., Duygu E., Atakol O. et al. 2012. $SO_2$ and $NO_2$ tolerance of microalgae with the help of some growth stimulators. Energy Conversion and Management 64: 28–34. DOI: 10.1016/j.enconman.2012.05.019

Wang H., Zhang P. 2021. Emission characteristics of PM, heavy metals, and dioxins in flue gases from sintering machines with wet and semi-dry flue gas desulfurization systems. Environmental Science and Pollution Research 28(34): 46089–46099. DOI: 10.1007/s11356-020-11500-w

Wang Q., Wang X., Hong Y. et al. 2022. Microalgae cultivation in domestic wastewater for wastewater treatment and high value-added production: species selection and comparison. Biochemical Engineering Journal 185: 108493. DOI: 10.1016/j.bej.2022.108493

Zhang B., Wu J., Meng F. 2021. Adaptive laboratory evolution of microalgae: a review of the regulation of growth, stress resistance, metabolic processes, and biodegradation of pollutants. Frontiers in Microbiology 12: 737248. DOI: 10.3389/fmicb.2021.737248

Zhao B., Liu W., Wang X. et al. 2024. Emission characteristics and removal of heavy metals in flue gas: a case study in waste incineration and coal-fired power plants. Environmental Science and Pollution Research 31(6): 8883–8897. DOI: 10.1007/s11356-023-31678-z