

Ewa FORTALSKA¹, Paweł ŚWISŁOWSKI² i Małgorzata RAJFUR¹

OCENA WŁAŚCIWOŚCI SORPCYJNYCH *Hottonia palustris* L.

ASSESSMENT OF SORPTION PROPERTIES OF *Hottonia palustris* L.

Abstrakt: Zbadano w warunkach laboratoryjnych kinetykę i równowagę procesu sorpcji wybranych metali ciężkich: Cu i Zn w roślinie wodnej - okrzężnicy bagiennej (*Hottonia palustris* L.). Wykazano, że stan równowagi w układzie roztwór soli metalu - okrzężnica bagienna zostaje osiągnięty po około 60 minutach. W warunkach prowadzenia eksperymentu około 36% jonów miedzi i około 49% jonów cynku sorbowanych jest z roztworów początkowych w pierwszych 10 minutach. Do opisu równowag wykorzystano model izotermi Langmuira. Stwierdzono, że *Hottonia palustris* L. sorbuje jony metali ciężkich proporcjonalnie do ich zawartości w roztworze, w którym została zanurzona. Na podstawie przeprowadzonych badań można przypuszczać, że *Hottonia palustris* L. w przyszłości może być wykorzystywana np. w fitoremediacji wód powierzchniowych oraz jako biomonitor ekosystemów wodnych.

Słowa kluczowe: metale ciężkie, *Hottonia palustris* L., kinetyka i równowaga sorpcji, izoterma Langmuira

W badaniach monitoringowych ekosystemów wodnych rośliny, ze względu na dużą ich różnorodność oraz występowanie w bardzo zróżnicowanych warunkach środowiskowych, stają się coraz bardziej popularnymi biomonitorami [1-6].

Okrzężnica bagienna (*Hottonia palustris* L.) jest rośliną wodno-bagienną, należącą do rodziny pierwiosnkowatych. Znana jest na nizinach w całej Europie, szczególnie w Europie Środkowej i Wschodniej. W Polsce występuje pospolicie na terenach nizinnych. Nie jest chroniona ani zagrożona. Najczęściej występuje w wodach stojących lub wolno płynących. Porasta płytkie akweny - starorzecza, stawy, jak również niewielkie oczka wodne i śródpolne, zbiorniki okresowe oraz rowy i kanały. Związana jest z wodami eutroficznymi, zamulonymi lub torfiastymi o niskiej zawartości węglanów i wysokiej zawartości fosforanów. Roślina początkowo zakorzeniona, a w okresie kwitnienia (czerwiec-wrzesień) swobodnie pływająca. Kwitnąca roślina nie wykazuje podobieństwa do innych gatunków. W stadium wegetatywnym może być pomyłona z wywłócznikami, szczególnie z wywłócznikiem okółkowym (*Myriophyllum verticillatum*), którego pęd jest jednak delikatniejszy, a łatki liści cieńsze [7, 8].

Liczne wyniki badań wskazują na różnice w zdolnościach do akumulowania analitów przez różne gatunki roślin, które mogą wynikać m.in. z różnic w ich budowie fizjologicznej i morfologicznej oraz sposobu przygotowania próbek roślin do analiz [9-11].

Celem przeprowadzonych badań była ocena kinetyki oraz opis równowagi sorpcji wybranych metali ciężkich: Cu i Zn w okrzężnicy bagiennej (*Hottonia palustris* L.). Do opisu równowagi wykorzystano model izotermi Langmuira. Wskazanie zależności pomiędzy stężeniem analitu w *Hottonia palustris* L. i w roztworze, w którym ją zanurzono, w przyszłości może zostać wykorzystane do opracowania prostej metody fitoremediacji wód powierzchniowych.

¹ Samodzielna Katedra Biotechnologii i Biologii Molekularnej, Uniwersytet Opolski, ul. kard. B. Kominka 6, 45-032 Opole, tel. 77 401 60 42, email: mrajfur@o2.pl

² Samodzielna Katedra Inżynierii Procesowej, Uniwersytet Opolski, ul. R. Dmowskiego 7-9, 45-365 Opole, tel. 77 401 67 00, fax 77 401 67 01

*Praca była prezentowana podczas konferencji ECOpole'16, Zakopane, 5-8.10.2016

Metodyka

Do badań wykorzystano roślinę wodną okrzężnicę bagienną (*Hottonia palustris* L.) pobraną ze zbiornika Janów (woj. świętokrzyskie). Próbki okrzężnicy bagiennej przeznaczone do analiz przepłukiwano wodą zdemineralizowaną (konduktywność $\kappa = 0,5 \mu\text{S/cm}$) i suszono w temp. 323 K (24 h). Tak przygotowane próbki były przechowywane w szczelnie zamkniętych pojemnikach polietylenowych.

Badanie kinetyki sorpcji

Próbki okrzężnicy o masie $0,500 \pm 0,001$ g s.m. umieszczano w perforowanym pojemniku o objętości ok. 15 cm^3 i wraz z nim zanurzano w roztworze soli wybranego metalu: Cu i Zn o objętości 200 cm^3 . Roztwór intensywnie mieszano, wykorzystując mieszadło magnetyczne. Okresowo, bezpośrednio z naczynia, w którym prowadzono doświadczenie, zaciągano roztwór w celu oznaczenia stężenia analitu (AAS). Proces prowadzono przez 60 minut.

W celu oceny wpływu sposobu przygotowania biomasy okrzężnicy (preparowania - kondycjonowania w wodzie zdemineralizowanej o konduktywności $\kappa = 0,5 \mu\text{S/cm}$) na jej właściwości sorpcyjne przeprowadzono badania kinetyki sorpcji miedzi w roślinie, którą przed eksperymentem zanurzano na 30 minut w wodzie zdemineralizowanej, oraz na takiej próbce, która wcześniej nie była kondycjonowana w wodzie zdemineralizowanej.

Podczas procesu sorpcji metali ciężkich na biomasie okrzężnicy badano zmiany konduktywności i pH roztworu.

Badanie parametrów równowagi w układzie statycznym

Doświadczenie prowadzono analogicznie do badań kinetyki procesu. Zmieniano jedynie początkowe stężenia jonów metali: Cu^{2+} i Zn^{2+} w roztworze. Próbki roztworu, w celu oznaczenia stężenia metali ciężkich, pobierano na początku i na końcu procesu sorpcji trwającego 60 minut.

Aparatura i odczynniki

Do oznaczania stężeń metali ciężkich wykorzystano absorpcyjny spektrometr atomowy iCE 3500 firmy Thermo Electron Corporation (USA). Do kalibrowania aparatu wykorzystano wzorce firmy ANALYTIKA Ltd. (CZ). W tabeli 1 podano granice wykrywalności oraz granice oznaczalności metali ciężkich, charakteryzujące spektrometr iCE 3500 [12].

Tabela 1
Granice wykrywalności (*IDL*) oraz granice oznaczalności (*IQL*) charakteryzujące spektrometr iCE 3500 [mg/dm^3]

Table 1

The instrumental detection limits (*IDL*) and instrumental quantification limits (*IQL*) for the spectrometer iCE 3500 [mg/dm^3]

Metal	<i>IDL</i>	<i>IQL</i>
Cu	0,0045	0,033
Zn	0,0033	0,010

Do badania konduktywności oraz pH poszczególnych roztworów, w których zanurzono okrężnicę bagienną, zastosowano urządzenia firmy Elmetron Sp. J. z Zabrze: pH-metr CP551, konduktometr CC51, których bezwzględny błąd wskazań wynosił odpowiednio $\Delta\text{pH} = 0,02$ oraz $\Delta\kappa = 0,1 \mu\text{S/cm}$. Niepewność wskazań wykorzystywanej wagi laboratoryjnej wynosiła $\pm 0,001$ g.

Zapewnienie oraz kontrola jakości

W tabeli 2 przedstawiono stężenia metali ciężkich oznaczone w certyfikowanych materiałach referencyjnych BCR-414 *plankton* i BCR-482 *lichen*, wytwarzanych przez Institute for Reference Materials and Measurements, Belgium.

Tabela 2
Porównanie zmierzonych i certyfikowanych wartości stężeń metali ciężkich w BCR-414 *plankton* i BCR-482 *lichen*

Table 2
Comparison of measured and certified concentrations heavy metals in BCR-414 *plankton* and in BCR-482 *lichen*

Metal	BCR-414 <i>plankton</i>		AAS		Dev.**
	Stężenie	\pm Niepewność	Średnia	\pm SD*	
	[mg/kg s.m.]				[%]
Cu	29,5	1,3	28,4	1,6	-3,7
Zn	112	3	107	3	-4,5
Metal	BCR-482 <i>lichen</i>		AAS		Dev.**
	Stężenie	\pm Niepewność	Średnia	\pm SD*	
	[mg/kg s.m.]				[%]
Cu	7,03	0,19	6,63	0,17	-5,7
Zn	100,6	2,2	95,1	2,3	-5,5

* - odchylenie standardowe

** - względna różnica pomiędzy stężeniem zmierzonym i certyfikowanym $100\% \cdot (c_z - c_c) / c_c$

Model izotermi Langmuira

Model izotermi Langmuira zakładający, że na powierzchni adsorbentu istnieje określona ilość centrów adsorpcji, z których każde zdolne jest do zaadsorbowania tylko jednej cząsteczki, opisany jest za pomocą równania [13]:

$$c_{(H,1)} = (c_{(H,\text{max})} \cdot K \cdot c_{(r,1)}) \cdot (1 + K \cdot c_{(r,1)})^{-1} \quad (1)$$

gdzie: $c_{(H,1)}$ - stężenie metalu w *Hottonia palustris* L. w stanie równowagi [mg/g s.m.], $c_{(r,1)}$ - stężenie metalu w roztworze w stanie równowagi [mg/dm³], $c_{(H,\text{max})}$ - pojemność sorpcyjna *Hottonia palustris* L. [mg/g s.m.], K - stała.

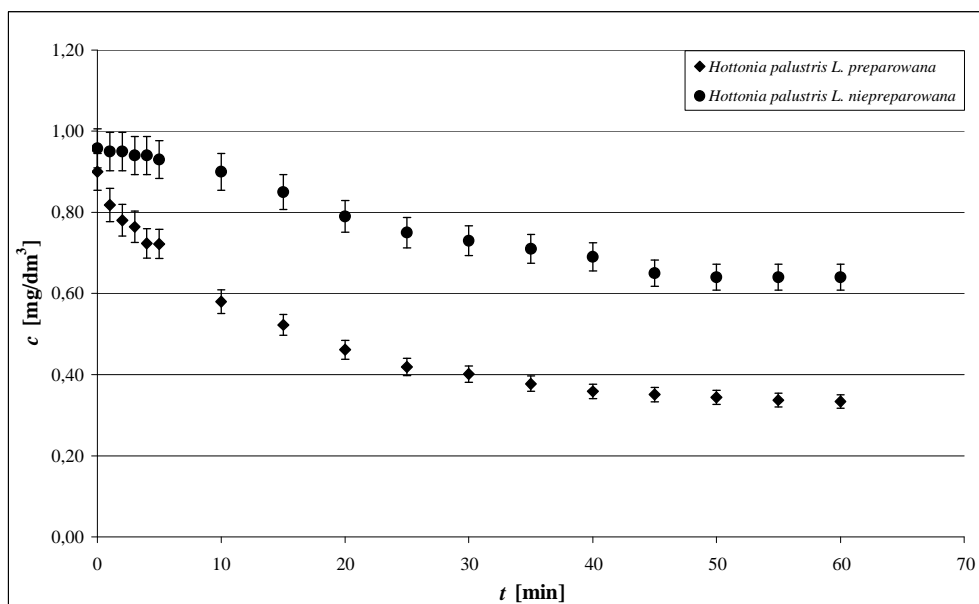
W celu prostego wyznaczenia wartości maksymalnej pojemności sorpcyjnej oraz stałej równowagi K równanie opisujące model izotermi Langmuira można przekształcić do postaci liniowej:

$$(c_{(H,1)})^{-1} = (c_{(H,\text{max})} \cdot K \cdot c_{(r,1)})^{-1} + (c_{(H,\text{max})})^{-1} \quad (2)$$

Wyniki i ich analiza

W celu oceny wpływu kondycjonowania rośliny w wodzie zdemineralizowanej na jej właściwości sorpcyjne wyniki badań prowadzonych z wykorzystaniem okrężnicy bagiennej

preparowanej porównano z wynikami badań prowadzonymi z wykorzystaniem rośliny niekondycjonowanej w wodzie zdeminiaralizowanej. Na rysunku 1 przedstawiono przebieg zmian stężenia miedzi w roztworach, w których zanurzano preparowane i niepreparowane próbki okrężnicy bagiennej. Stężenia metali ciężkich w roztworach początkowych wynosiły $0,90 \text{ mg/dm}^3$.



Rys. 1. Przebieg zmian stężenia Cu^{2+} w roztworach, w których zanurzono preparowane i niepreparowane próbki *Hottonia palustris* L.

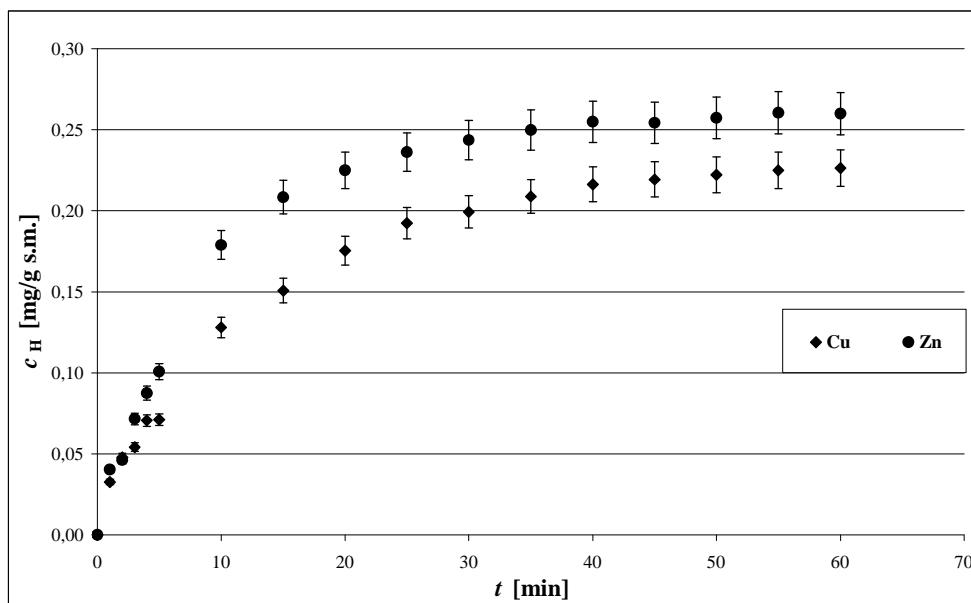
Fig. 1. The course of changes in the concentration of Cu^{2+} in the solutions, in which were dipped prepared and unprepared samples of *Hottonia palustris* L.

Analizując wyniki badań stwierdzono, że podczas 60-minutowego eksperymentu biomasa preparowanej rośliny zakumulowała około 63% jonów miedzi, znajdujących się w roztworze początkowym. Natomiast roślina niepreparowana zakumulowała tylko około 33% jonów Cu^{2+} w odniesieniu do stężenia początkowego.

Badania kinetyki sorpcji jonów metali ciężkich Cu^{2+} i Zn^{2+} prowadzono w warunkach statycznych (przy zmniejszającym się stężeniu analitu w roztworze) w celu oceny czasu potrzebnego do uzyskania stanu równowagi pomiędzy *Hottonia palustris* L. (roślina preparowana) a roztworem, w którym ją zanurzano. Na rysunku 2 przedstawiono zmiany stężeń miedzi i cynku w roślinie, którą zanurzano w roztworach soli metali.

Wyniki przeprowadzonych badań wskazują, że stan równowagi dynamicznej podczas sorpcji Cu i Zn w okrężnicy bagiennej zostaje osiągnięty po około 60 minutach. W tym czasie w próbce roślin zakumulowało się około 63% jonów Cu^{2+} i 71% Zn^{2+} znajdujących się w roztworze początkowym. W pierwszych 10 minutach trwania procesu z roztworu do biomasy sorbowanych jest około 36% jonów miedzi i około 49% jonów cynku

w odniesieniu do ich stężenia zakumulowanego w roślinie w stanie równowagi (dla Cu - 0,23 mg/g s.m. i dla Zn - 0,26 mg/g s.m.). Dla porównania, stan równowagi dynamicznej podczas procesu sorpcji m.in. Cu, Zn i Pb w *Myriophyllum spicatum* i *Ceratophyllum demersum* zostaje osiągnięty po około 20 minutach [14].

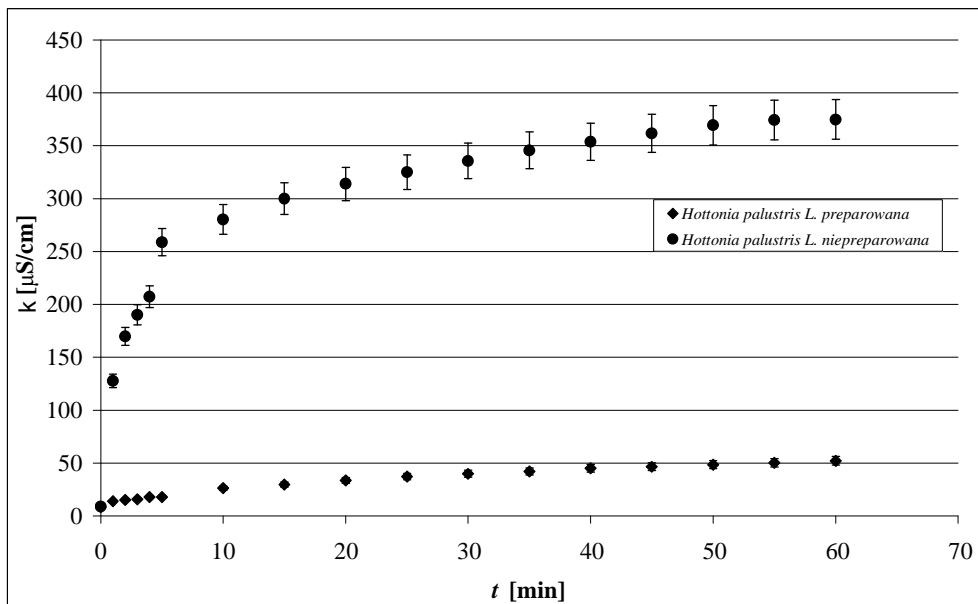
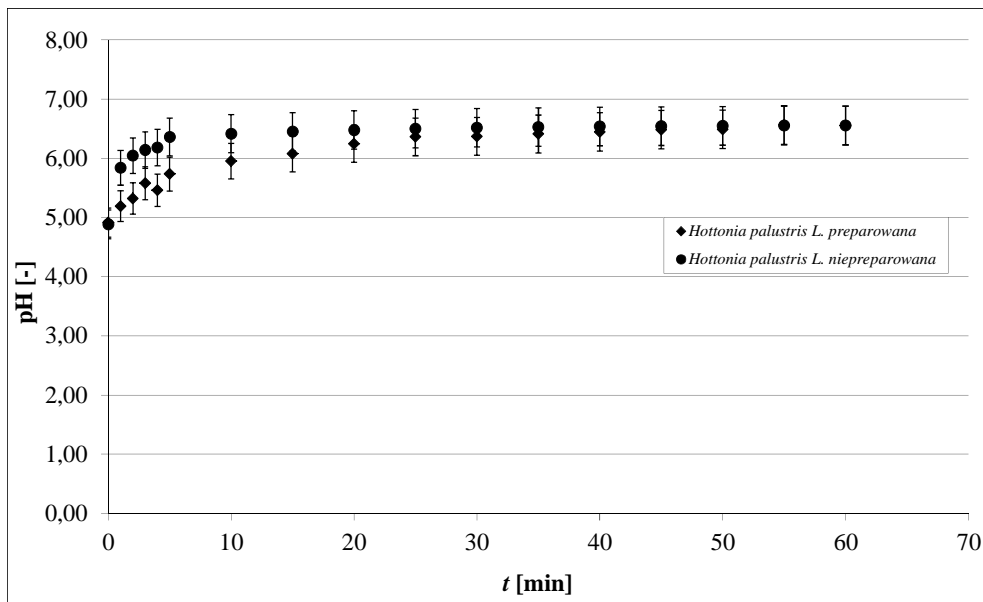


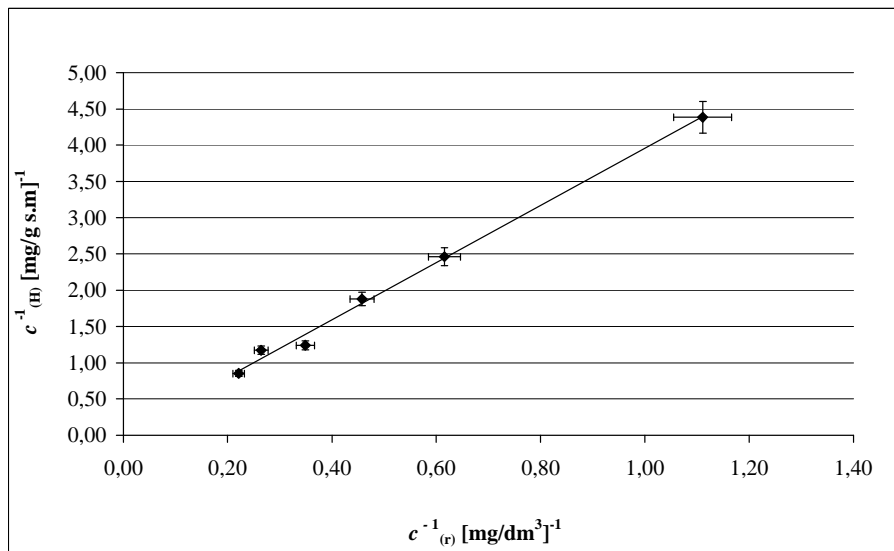
Rys. 2. Przebieg zmian stężenia Cu^{2+} i Zn^{2+} w *Hottonia palustris* L., którą wprowadzono do roztworów soli metali
 Fig. 2. The course of changes in the concentration of Cu^{2+} and Zn^{2+} in *Hottonia palustris* L., which was introduced to the metal salt solutions

Na rysunkach 3 i 4 przedstawiono kolejno zmiany pH i konduktywności roztworów podczas procesu sorpcji miedzi w okrzężnicy bagiennej.

W czasie prowadzenia procesu sorpcji Cu (jak również Zn) w roślinie wodnej zaobserwowano wzrost konduktywności (rys. 3). Można przypuszczać, że jest on wynikiem postępujących w czasie nieodwracalnych zmian w strukturze błon komórkowych, co powoduje wyciekanie substancji jonowych z komórek roślin do roztworu. Efekt ten jest również potęgowany przez rozpuszczanie się soli naturalnie zakumulowanych na roślinach. Próbkę niepreparowaną po wprowadzeniu do roztworu soli metali powodowały większy wzrost konduktywności. Rozpuszczone w roztworze sole zakumulowane na roślinie ograniczają sorpcję metali ciężkich (rys. 1). Taki sam efekt stwierdzono podczas analizy wyników badań sorpcji jonów Cu^{2+} na biomacie glonów *Spirogyra* sp. [15]. Z wykresu przedstawionego na rysunku 4 wynika, że procesowi sorpcji jonów Cu^{2+} (jak również Zn^{2+}) w okrzężnicy bagiennej towarzyszy sorpcja jonów H^+ .

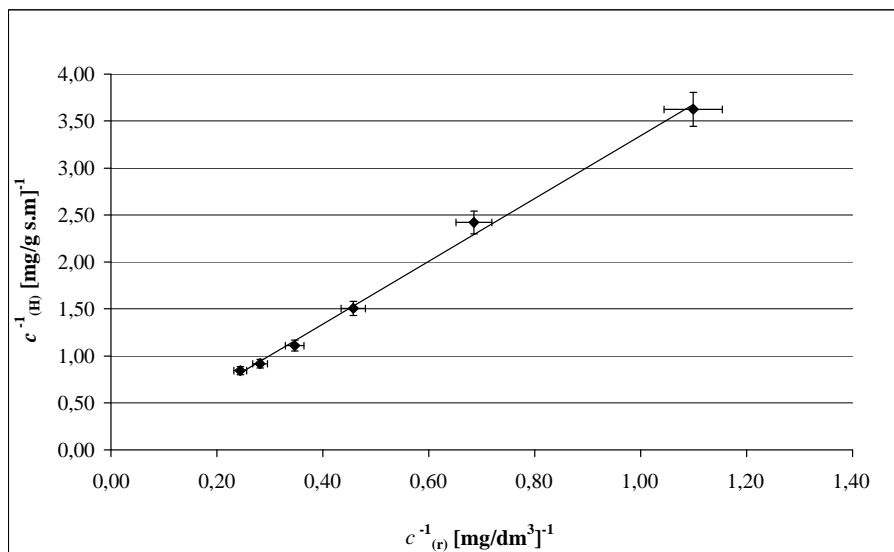
Kolejnym etapem były badania równowag podczas procesu sorpcji jonów miedzi i cynku z roztworów ich soli.

Rys. 3. Zmiany konduktywności roztworu podczas sorpcji Cu^{2+} w biomacie *Hottonia palustris* L.Fig. 3. Changes in solution conductivity during sorption of Cu^{2+} in the *Hottonia palustris* L. biomassRys. 4. Zmiany pH roztworu podczas sorpcji miedzi w biomacie *Hottonia palustris* L.Fig. 4. Changes in solution pH during sorption of copper in the *Hottonia palustris* L. biomass



Rys. 5. Izoterma Langmuira opisująca równowagę sorpcji miedzi w układzie roztwór soli Cu - *Hottonia palustris* L.

Fig. 5. Langmuir isotherm describing the sorption equilibrium of copper in a copper salt solution - *Hottonia palustris* L. system



Rys. 6. Izoterma Langmuira opisująca równowagę sorpcji cynku w układzie roztwór soli Zn - *Hottonia palustris* L.

Fig. 6. Langmuir isotherm describing the sorption equilibrium of zinc in a zinc salt solution - *Hottonia palustris* L. system

Na podstawie wyników pomiarów stężeń metali ciężkich w roztworze $c_{(s)}$, przed (0) i po (1) procesie sorpcji wyznaczono stężenia metali $c_{(H)}$, przeliczone na 1 g s.m. (suchej masy rośliny). Aby zachować warunki eksperymentu (0,5 g s.m. rośliny wprowadzano do 200 cm³ roztworu soli metali), należy przyjąć, że sorpcja w 1 g s.m. roślin zachodzi z roztworu o objętości 400 cm³. Zmiana jednego z parametrów (masa próbki okrężnicy bagiennej, objętość roztworu) ma wpływ na równowagę procesu.

Wyniki przeliczone zgodnie z modelem Langmuira (zależność (2)) przedstawiono na rysunkach 5 i 6.

Parametry funkcji $y = ax + b$ ($\pm SD_a$ - odchylenie standardowe parametru a , $\pm SD_b$ - odchylenie standardowe parametru b , R^2 - współczynnik determinacji, $c_{(H,max)}$ - wyznaczona z izotermy Langmuira pojemność sorpcyjna *Hottonia palustris* L.) przedstawione na rysunkach 5 i 6 zebrano w tabeli 3.

Tabela 3

Parametry funkcji $y = ax + b$

Table 3

Parameters of the $y = ax + b$ function

Analit	a	b	$\pm SD_a$	$\pm SD_b$	R^2	$c_{(H,max)}$
Cu	3,950	0,013	0,136	0,080	0,995	76,9
Zn	3,325	0,009	0,100	0,060	0,996	111

Wyniki w tabeli 3 wskazują, że wyznaczone z izotermy Langmuira niepewności współczynnika $b = (c_{(a,max)})^{-1}$, na podstawie którego można obliczyć pojemności sorpcyjne *Hottonia palustris* L., są sześciokrotnie większe w przypadku Cu i prawie siedmiokrotnie większe w przypadku Zn od wartości tego współczynnika. Dlatego też wyznaczone z izoterm Langmuira pojemności sorpcyjne $c_{(H,max)}$ mają jedynie charakter orientacyjny. Niepewność pomiarowa przy wyznaczaniu pojemności sorpcyjnej glonów *Spirogyra* sp. wynosiła nawet 10⁴% i była zależna od sposobu, w jaki prowadzono eksperyment [15]. Wartości współczynników kierunkowych izoterm Langmuira: $a = (c_{(H,max)} \cdot K)^{-1}$ dla miedzi i cynku wskazują, że Cu wykazuje większe powinowactwo do *Hottonia palustris* L. niż Zn.

Wyniki przedstawione na rysunkach 5 i 6 potwierdzają możliwość zastosowania *Hottonia palustris* L. do biomonitoringu wód powierzchniowych oraz ich fitoremediacji.

Podsumowanie i wnioski

Uzyskane wyniki wskazują, że *Hottonia palustris* L. jest dobrym sorbentem jonów Cu^{2+} i Zn^{2+} z roztworów wodnych. Dane literaturowe potwierdzają, że głównym mechanizmem procesu sorpcji tych analitów w roślinach wodnych jest wymiana jonowa. W ciągu 60 minut prowadzenia eksperymentu sorpcja miedzi w roślinach zachodzi w około 63%, natomiast cynku w około 71%.

Na podstawie przeprowadzonych badań stwierdzono, że parametry sorpcji jonów metali ciężkich w *Hottonia palustris* L. uzależnione są od sposobu przygotowania próbek biomasy do analiz. Badania wskazują, że wskaźnikiem jakości preparowanych próbek okrężnicy bagiennej mogą być zmiany konduktywności wody zdeminalizowanej, w której zanurzono próbki roślin.

Dotychczas nie w pełni rozpoznane zostały relacje pomiędzy biosorbentem a środowiskiem, co utrudnia walidację metodyk badawczych. Należy przypuszczać, że w warunkach naturalnych procesy sorpcji metali ciężkich mogą być spowalniane przez makroelementy zawarte w wodzie, dlatego wymagane jest przeprowadzenie szczegółowych badań dotyczących wpływu czynników abiotycznych na właściwości sorpcyjne *Hottonia palustris* L. Dokładne rozpoznanie parametrów sorpcji przyspieszy kolejne badania dotyczące zastosowania okrzężnicy bagiennej jako biosorbentu w fitoremediacji wód i w procesach doczyszczania ścieków.

Literatura

- [1] Trojanowski J, Trojanowska C, Antonowicz J. Cumulation of Cu, Zn, Cd, and Mn in plants of Gardno Lake. E3S Web of Conferences. 2013;1:1-5. DOI: 10.1051/e3sconf/20130129010.
- [2] Robinson B, Nick Kimb N, Marchetti M, Monid C, Schroeter L, van den Dijssel C, et al. Arsenic hyperaccumulation by aquatic macrophytes in the Taupo Volcanic Zone, New Zealand. Environ Exp Bot. 2006;58:206-215 DOI: 10.1016/j.envexpbot.2005.08.004.
- [3] Stanković Ž, Pajević S, Vučković M, Stojanović S. Concentrations of trace metals in dominant aquatic plants of the Lake Provala (Vojvodina, Yugoslavia). Biol Plant. 2000;43(4):583-585. DOI: 10.1023/A:1002806822988.
- [4] Rahman MA, Hasegawa H. Aquatic arsenic: Phytoremediation using floating macrophytes. Chemosphere. 2011;83(5):633-646. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2011.02.045.
- [5] Ngayila N, Basly J-P, Lejeune A-H, Botineau M, Baudu M. Myriophyllum alterniflorum DC., biomonitor of metal pollution and water quality. Sorption/accumulation capacities and photosynthetic pigments composition changes after copper and cadmium exposure. Sci Total Environ. 2007;373:564-571. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2006.11.038.
- [6] Munteanu V, Munteanu G. Biomonitoring of mercury pollution: A case study from the Dniester River. Ecol Indic. 2007;7:489-496. DOI:10.1016/j.ecolind.2006.01.002.
- [7] Vermeersch S, Triest L. Distylic *Hottonia palustris* shows high reproductive success in small populations despite low genetic variability. Aquatic Botany. 2006;84:354-358. DOI:10.1016/j.aquabot.2006.01.004.
- [8] Szoszkiewicz K, Jusik S, Zgoła T. Klucz do oznaczania makrofitów dla potrzeb oceny stanu ekologicznego wód powierzchniowych. Warszawa: Inspekcja Ochrony Środowiska; 2010. http://www.gios.gov.pl/images/dokumenty/raporty/Klucz_makrofitow_nizsza_rozdzielczosc.pdf.
- [9] Lesage E, Mundia C, Rousseau DPL, Van de Moortel AMK, Du Laing G, Meers E, et al. Sorption of Co, Cu, Ni and Zn from industrial effluents by the submerged aquatic macrophyte *Myriophyllum spicatum* L. Ecol Eng. 2007;30:320-325. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2007.04.007.
- [10] Wang TC, Weissman JC, Ramesh G, Varadarajan R, Benemann JR. Parameters for removal of toxic heavy metals by water milfoil (*Myriophyllum spicatum*). Bull Environ Contamin Toxicol. 1996;57(5):779-786. <http://link.springer.com/article/10.1007%2Fs001289900257?LI=true#page-1>.
- [11] Keskinan O, Goksu MZL, Yuceer A, Basibuyuk M, Forster CF. Heavy metal adsorption characteristics of plant (*Myriophyllum spicatum*). Process Biochem. 2003;39:179-183. DOI: 10.1016/S0032-9592(03)00045-1.
- [12] Instrukcja obsługi aparatu AAS ice 3000 firmy Thermo Scientific. Warszawa: Spectro-Lab; 2013.
- [13] Saeed A, Iqbal M, Akhtar MW. Removal and recovery of lead(II) from single and multimetal (Cd, Cu, Ni, Zn) solutions by crop milling waste (black gram husk). J Hazard Mater B. 2005;117:65-73. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2004.09.008.
- [14] Keskinan O, Goksu MZL, Yuceer A, Basibuyuk M. Comparison of the adsorption capabilities of *Myriophyllum spicatum* and *Ceratophyllum demersum* for zinc, copper and lead. Eng Life Sci. 2007;7(2):192-196. DOI: 10.1002/elsc.200620177.
- [15] Rajfur M. Algae - heavy metals biosorbent. Ecol Chem Eng S. 2013;20(1):23-40. DOI: 10.2478/eces-2013-0002.

ASSESSMENT OF SORPTION PROPERTIES OF *Hottonia palustris* L.¹ Chair of Biotechnology and Molecular Biology, University of Opole² Chair of Environmental Engineering, University of Opole

Abstract: In the laboratory conditions were studied the kinetics and sorption equilibrium of selected heavy metals: Cu and Zn in plant water - colon marsh (*Hottonia palustris* L.). It has been shown that the equilibrium state in the metal salt solution - marsh colon system is reached after about 60 minutes. Under the conditions of the experiment about 36% copper ions and about 49% zinc ions are sorbed from the initial solutions in the first 10 minutes. To describe the equilibriums was used the Langmuir isotherm model. It was found that *Hottonia palustris* L. sorbs heavy metal ions in proportion to their content in the solution in which it was submerged. Based on the study it can be assumed that *Hottonia palustris* L. may be used in the future *eg* in phytoremediation of surface waters and as biomonitoring of aquatic ecosystems.

Keywords: heavy metals, *Hottonia palustris* L., kinetics and sorption equilibrium, Langmuir isotherm