

Andrzej S. GÓRNIAK, Adam WIĘCKO,
Adam CUDOWSKI, Anna PIETRYCZUK

*Institut Biologii
Uniwersytet w Białymstoku*

BIOMASA GRZYBÓW WODNYCH W WODACH RZEK POLSKI

WATER FUNGI BIOMASS IN POLISH RIVERS' WATERS

The aim of study was determination of freshwater fungal biomass in polish rivers on different hydrochemical conditions during ice-free season. Investigations were provided 2-3 times on 77 rivers with 99 station for sampling. Water fungi biomass were determination on the basis ergosterol analysis in seston using HPLC methods with own additional changes in extraction protocol. The average values of fungal biomass in rivers was 0,31 µg/L with regional variation cause by artificial water salinity, oxygen saturation and water pH. The significant correlations between concentration Kjeldhal nitrogen, TP, silicates, sulfates and fungi biomass were found. Presented results suggest the possibility fungi biomass use as a additional bioindicator of freshwaters quality.

1. Wprowadzenie

Ekosystemy wodne budują w danym siedlisku organizmy o zróżnicowanej wielkości powiązane sieciami troficznymi, dzięki temu zapewniają obieg energii, materii i bioróżnorodność hydrobiontów [11,18]. Dla większości organizmów wodnych istnieje dobre rozpoznanie ilościowe i jakościowe, najmniej zaś wiemy o mikroorganizmach typu bakterie, grzyby i wirusy, odgrywające istotną rolę w przekształceniu detrytusu i rozpuszczonej materii organicznej [19]. Coraz częściej wskazuje się że grzyby znajdujące się w wodach są odpowiedzialne za infekcje u roślin, ryb i ludzi, w różnych strefach klimatycznych, typach wód i rodzaju stosowanych ujęć, czy metodach uzdatniania [6,7]. Ze zwiększoną obecnością grzybów w wodach utylizowanych do celów komunalnych wiąże się pojawianie specyficznych zapachów wody, podobnie jak w przypadku obfitości sinic [1].

Praktycznie brak jest pełnego rozpoznawania ilościowego (biomasy) grzybów w wodach powierzchniowych. Natomiast istnieje szersze rozpoznanie taksonomiczne *Hyphomycetes* [4,9,13], drożdżaków [15] oraz grzybów zoosporowych [2], z dużym udziałem polskich badaczy. Dlatego celem pracy było określenie przeciętnej biomasy grzybów i zakresu jej występowania w wodach rzecznych w różnych typach krajobrazu w Polsce, na tle warunków hydrochemicznych wodnych o zróżnicowanej skali przekształceń antropogenicznych.

2. Teren i metody badań

Próby wody z powierzchniowej (0-1m), nurtowej części rzek pobierano wiosną, latem i jesienią 2011 roku dla mniejszych rzek wschodniej Polski, zaś latem i jesienią z Wisły i jej głównych dopływów. Latem dokonano jednokrotnego poboru prób w dorzeczu Odry i rzekach Przymorza. Stanowiska poboru prób były zlokalizowane w odcinkach ujściowych rzek, w pobliżu posterunków pomiarowych IMGW. Łącznie pobrano 229 prób z 99 stanowisk na 72 rzekach (rys. 1).

W terenie sondą HQD 9200 firmy Hach Lange określano temperaturę wody, przewodność właściwą, odczyn pH oraz stężenie tlenu i wysycenie wody tlenem. Rozpuszczone związki węgla organicznego (DOC) oznaczono metodą wysokotemperaturowego katalitycznego spalania w analizatorze Shimadzu TOC-5050A [20]. Jakość rozpuszczonej materii organicznej oceniono stosując wskaźnik SUVA [20]. Azot Kjeldhala oznaczano na 2300 Kjeltac Analyzer Unit Foss Tecator po wysokotemperaturowej mineralizacji w kwasie siarkowym. Pozostałe parametry chemiczne wody oznaczono zgodnie z metodami opisanymi przez Hermanowicza i in. [8] bazując głównie na odczynnikach firmy Slandi.

Biomasę grzybów wodnych oznaczono metodą zaproponowaną przez Jorgensena i Stepanauskasa [10] z własnymi modyfikacjami protokołu ekstrakcji. Polega ona na analizie zawartości ergosterolu, będącego składnikiem błony komórkowej grzybów wodnych. Probę 1 L wody sączono przez sączki GF/F o średnicy porów 0,7 μ m, a sączek zamrażano w temp. -25°C. Zamrożone sączki rozdrobniono, zalano ciekłym azotem, a po jego odparowaniu dodano 4 ml 10% KOH w metanolu oraz 1 ml cykloheksanu. Następnie poddano sonikacji przez 15 minut przy częstotliwości 42kHz, po czym zawiesinę ogrzewano przez 90 minut w temp. 70°C. Ekstrakcja ergosterolu następowała po dodaniu 1ml wody i 2 ml cykloheksanu. Po odwirowaniu zawiesiny zlewano supernatant i powtórzono ekstrakcję raz jeszcze. Obydwie porcje łącznie odparowano do sucha strumieniem powietrza w temperaturze 40°C. Wytrącony osad rozpuszczono w 1ml metanolu i inkubowano przez 30 min. w temperaturze 50°C. Po przesączeniu próbki przez filtr 0,2 μ m przechowywano ją w temperaturze 4°C do czasu oznaczenia na HPLC. Pomiarowy zestaw chromatograficzny składał się z następujących modułów: System Gold 125 Solvent Module, 166 Detector, Autosampler 502 firmy Beckman oraz komputer wyposażony w oprogramowanie System Gold The PersonalTM Chromatograph. Rozdziału chromatograficznego dokonano w temperaturze 30°C na kolumnie Beckman C18 Ultrasphere ODS 5 μ 4.6mm x 25cm przy izokratycznym przepływie roztworu metanolu z wodą destylowaną w stosunku objętościowym 98:2, ustalonym na poziomie 1,5mL/min. Ergosterol oznaczano przy długości fali 282nm po czasie elucji około 11 minut. Ze względu na małe ilości ergosterolu do oznaczeń zastosowano metodę dodatku wzorca. Do przeliczenia ergosterolu na biomasę grzybów wodnych przyjęto współczynnik 5,5mg ergosterolu w 1g suchej masy grzybów wodnych i 35%-ową zawartość węgla [10]. Walidacja metody wykazała, że odzysk ergosterolu uwolnionego ze strzępek i propagul grzybów wynosi 91 \pm 3%, a błąd metody nie przekracza 0,1 ng/L. Analizy korelacji między stężeniami biomasy grzybów wodnych a wybranymi parametrami chemicznymi wody wykonano jedynie dla rzek dorzecza Wisły, gdyż antropogeniczne przekształcenia jakości rzek w dorzeczu górnej i środkowej Odry nie w pełni obrazują zależności zlewniowe. Szerszą reprezentację danych dla rzeki Odry i jej dopływów pominięto ze względu na jednokrotny pobór prób. Badania sfinansowane przez Narodowe Centrum Badań w projekcie nr - NN304 375938.



Rys. 1. Stanowiska poboru prób do analiz wód rzecznych w 2011 roku

Fig. 1. Sampling stations in the investigated polish rivers in 2011

3. Wyniki i dyskusja

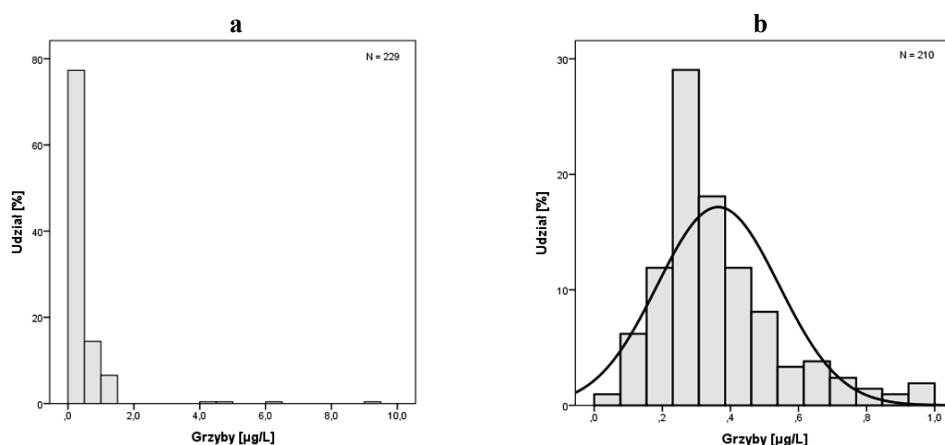
Odnotowane stężenia biomasy grzybów w rzekach Polski w okresie poza zimowym charakteryzowały się znacznym zakresem wartości i maksymalne wynosiły blisko 9,5 $\mu\text{g/L}$ (tab.1, rys.2a), przy czym najczęściej występowały w zakresie do 1 $\mu\text{g/L}$ (rys.2b). Uznając najwyższe dane za przypadkowe, wyliczona wartość mediany biomasy stężenia grzybów ze zbioru 210 prób wynosiła 0,31 $\mu\text{g/L}$ (tab.1), a stężenia najczęściej mieściły się w zakresie 0,2-0,3 $\mu\text{g/L}$. Można ten przedział stężeń uznać za wartości przeciętne. Wartości biomasy grzybów w wodach rzek są nieco mniejsze od jednorazowych danych o dopływach Morza Bałtyckiego[10], które są jedynymi wartościami cytowanymi w literaturze naukowej.

Odnotowane stężenia biomasy grzybów w rzekach polski w okresie poza zimowym charakteryzowały się znacznym zakresem wartości i maksymalnie w Warcie w Kostrzynie wynosiła 9,5 $\mu\text{g/L}$ (tab.1, rys.2a). Najczęściej wartości występowały w zakresie do 1 $\mu\text{g/L}$ (rys.2b), z czego ponad 50% w zakresie 0,2-0,3 $\mu\text{g/L}$. Wyliczona wartość mediany biomasy stężenia grzybów w wodach rzek ze zbioru 210 prób wynosiła 0,31 $\mu\text{g/L}$ (tab.1) Wspomniany zakres stężeń tj. 0,2-0,3 $\mu\text{g/L}$. można uznać za wartości przeciętne dla Polski.

Tab. 1 Charakterystyka statystyczna zbioru stężeń biomasy grzybów w wodach rzek Polski w 2011 roku.

Tab. 1 Statistics of river water fungi biomass in polish rivers in 2011

Parametr	Wartość (value)
Minimum	0,06
Maksimum	9,43
Średnia (average)	0,36
Mediana (median)	0,31



Rys.2. Rozkład częstości biomasy grzybów wodnych rzek Polski w 2011 a) wszystkie wyniki (n=229) b) próby uznane za reprezentatywne

Fig. 2. Statistical distribution of fungi biomass concentrations in polish rivers in 2011 a) all results (n=229) b) representative data

Stwierdzone w 2011 roku wartości biomasy grzybów w wodach rzek są nieco mniejsze od jednorazowych danych w dopływach Morza Bałtyckiego[10], które są jedynymi wartościami cytowanymi w literaturze naukowej.

Zestawienia wartości średnich biomasy wodnych grzybów unoszonych w rzekach (każda z co 2-3 pomiarów w sezonie wegetacyjnym) w tabelach 2, 3, 4 wykazują regionalne zróżnicowanie tej cechy biologicznej wód. Największa ilościowo obecność grzybów w wodach była notowana w Wiśle i jej głównych dopływach ($0,87 \pm 0,17 \mu\text{g/L}$) oraz w dopływach Odry ($0,98 \pm 2,44 \mu\text{g/L}$) w jednej, letniej serii pomiarowej. Regionem o najmniejszej biomacie grzybów wodnych w rzekach jest Lubelszczyzna ($0,35 \pm 0,14 \mu\text{g/L}$), a jeszcze mniejsze średnia wartość dotyczyła rzek Przymorza (Reda, Rega, Rega, Słupia, Parsęta, Ina) - $0,22 \pm 0,06 \mu\text{g/L}$. Narew i Biebrza,

główne rzeki Podlasia, mimo swojej dużej naturalności charakteryzowały się średnią biomasa wodnych grzybów rzędu 0,51- 0,56 \pm 0,21 μ g/L, czyli większymi niż przeciętna wartość dla rzek Polski.

Tab. 2 Średnie stężenia biomasa grzybów i wybranych parametrów chemicznych wód rzecznych regionu Lubelskiego w 2011 roku

Tab. 2 Mean values of fungi biomass and selected hydrochemical data for Lublin Region rivers in 2011

Rzeka river	Stanowisko station	EC	pH	TN	TP	Grzyby Fungi biomass	Cl ⁻
		[μ S/cm]		[mgN/L]	[mgP/L]	[μ g/L]	[mg/L]
Bukowa	Jastkowice	195,2	7,76	2,44	0,158	0,45	15,8
Bystrzyca	Lublin	465,3	8,02	2,03	0,143	0,35	25,4
Giełczew	Piaski	507,0	8,33	1,67	0,192	0,29	18,3
Łabuńka	Krzak	723,7	8,22	3,18	0,208	0,30	28,8
Łada	Biłgoraj	380,7	8,19	1,65	0,167	0,31	13,2
Łukawica	Rzeczycza Długa	87,4	7,16	2,46	0,095	0,42	11,3
Por	Kulików	513,0	8,07	2,11	0,149	0,26	11,7
Sanna	Borów	366,2	8,19	2,97	0,132	0,31	14,3
Tanew	Wólka Tanewska	275,1	8,08	1,93	0,142	0,31	14,7
Tyśmienica	Kock	434,0	7,95	2,09	0,203	0,26	20,5
Wojśławka	Krasnystaw	610,7	8,31	2,75	0,169	0,26	16,6
Wolica	Wólka Orłowska	638,0	8,20	1,23	0,144	0,25	15,1
Wyźnica	Rybitwy	525,7	8,15	2,60	0,163	0,29	18,0
Żółkiewka	Rońsko	541,0	8,38	2,63	0,176	0,32	17,8
Wieprz	Dęblin	530,5	7,60	3,35	0,127	0,56	38,8
Biebrza	Burzyn	488,3	7,47	1,68	0,066	0,81	15,2

Udokumentowane występowanie organizmów z Królestwa Eumycota w nurcie rzek to głównie gatunki Hyphomycetes opisane już w latach 80-tych XX wieku a dokładnie opisane przez Ingolda [9,15]. Składnikiem mykoplanktonu rzecznoego są także gatunki związane z rozkładem materii organicznej deponowanej na stałe lub okresowo w osadach rzecznych, aeromycetes – przenoszone drogą powietrzną między sąsiednimi zbiornikami czy rzekami oraz liczne grzyby zoosporowe – okresowo występujące w toni wodnej w czasie drogi pomiędzy kolejnymi gospodarzami.

Tab. 3 Średnie stężenia biomasy grzybów i wybranych parametrów chemicznych wód rzecznych Podlasia, Mazur i Suwalszczyzny w 2011 roku.

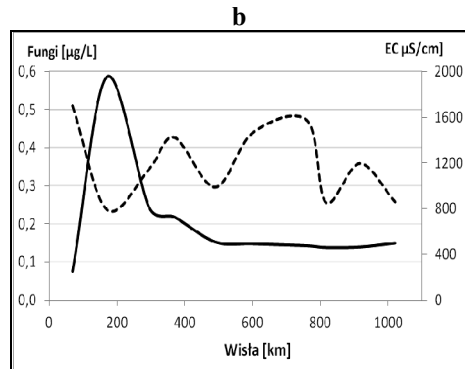
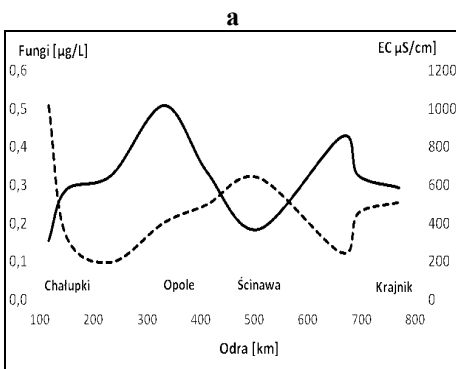
Tab. 3 Mean values of fungi biomass and selected hydrochemical data for rivers in Podlasie, Mazury and Suwalki Lakeland Regions rivers in 2011

Rzeka river	Stanowisko station	EC	pH	TN	TP	Grzyby Fungi biomass	Cl-
		[μ S/cm]		[mgN/L]	[mgP/L]	[μ g/L]	[mg/L]
Bug	Kózki	543,7	8,20	2,34	0,165	0,27	26,9
Czarna	Sochonie	522,3	7,80	2,72	0,133	0,26	14,2
Czarna Hańcza	Sobolewo	543,7	8,07	2,98	0,090	0,48	19,1
Gać	Gać	542,0	8,07	3,69	0,160	0,39	19,0
Kumiałka	Rudka	580,7	8,00	2,16	0,072	0,44	12,9
Łojewek	Stare Bożejewo	470,0	7,87	2,72	0,117	0,70	10,5
Narewka	Białowieża	374,3	7,15	2,28	0,113	0,58	13,0
Orlanka	Chraboły	562,3	7,51	2,47	0,113	0,65	23,5
Pisa	Dobrylas	373,3	7,78	2,12	0,180	0,41	14,8
Płoska	Królowy Most	379,3	7,66	1,08	0,115	0,47	11,2
Rospuda	Święte Miejsce	447,7	8,14	2,05	0,076	0,39	10,5
Rozoga	Walery	418,3	7,71	1,99	0,154	0,37	16,0
Marycha	Aleksiejówka	548,3	7,77	2,36	0,091	0,38	16,9
Ruż	Zaruzie	569,3	7,46	3,98	0,151	0,38	17,2
Sidra	Harasimowicze	532,7	8,08	1,56	0,062	0,32	9,3
Skroda	Ruda Skroda	550,0	7,50	3,28	0,126	0,44	16,6
Słoja	Kondycja	412,7	7,79	2,52	0,102	0,52	11,1
Sokołda	Straż	508,3	7,73	3,03	0,096	0,38	15,8
Supraśl	Nowosiółki	403,0	7,69	2,66	0,125	0,39	12,3
Szczeberka	Szczebra	540,3	7,97	2,70	0,102	0,62	11,4
Szeszupa	Rudka Tartak	464,3	8,08	1,89	0,056	0,52	7,8
Szkwa	Szkwa	454,3	7,56	2,27	0,196	0,35	23,4
Ślina	Zawady	536,7	7,38	3,11	0,072	0,51	16,7
Wołkuszanka	Wołkusz	465,0	7,82	2,80	0,122	0,37	12,4
Narew	Wizna	465,7	7,72	2,03	0,119	0,90	17,1
Biebrza	Burzyn	488,3	7,47	1,68	0,066	0,81	15,2

Tab. 4 Średnie stężenia biomasy grzybów i wybranych parametrów chemicznych wód rzeki Wisły i jej głównych dopływów w 2011 roku.

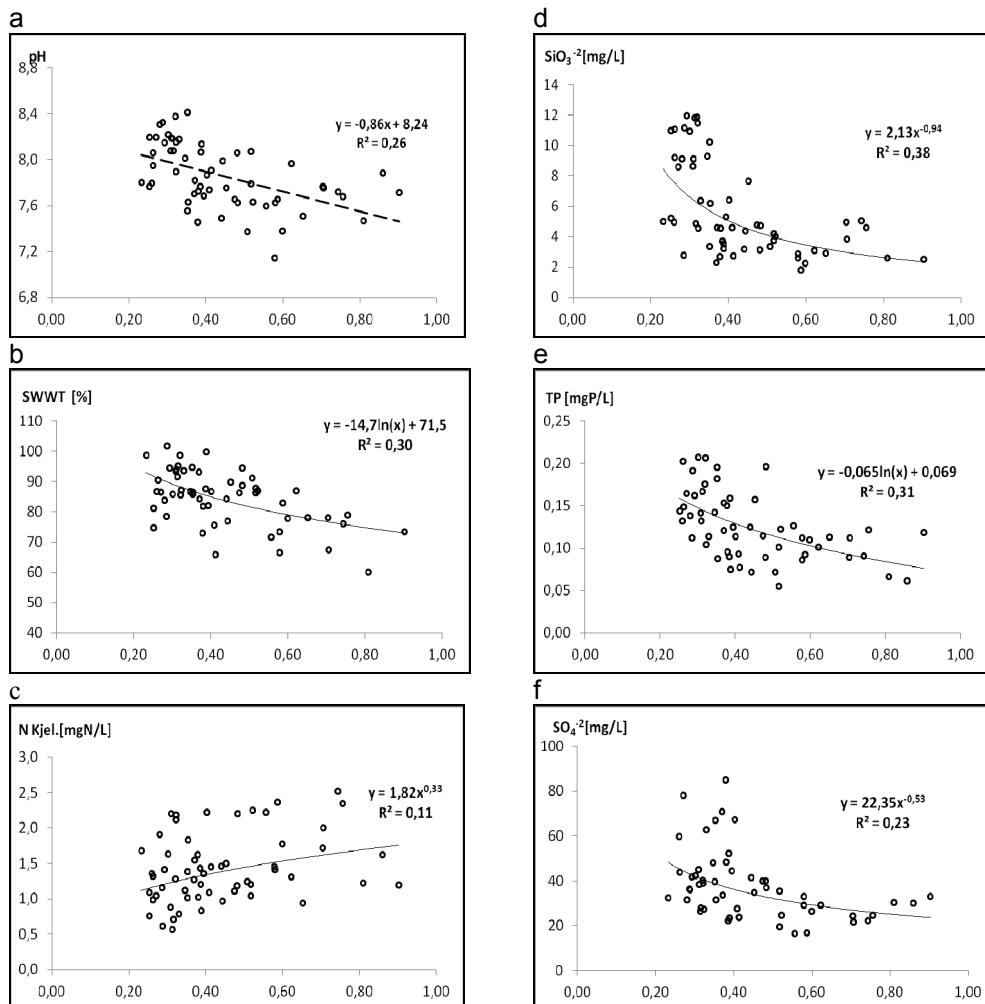
Tab.4 Mean values of fungi biomass and selected hydrochemical data for Vistula River water and its main tributaries in 2011.

Rzeka river	Stanowisko station	EC	pH	TN	TP	Grzyby Fungi biomass	Cl ⁻
		[μS/cm]		[mgN/L]	[mgP/L]	[μg/L]	
Wisła	Świbno	691,5	7,77	3,07	0,062	0,70	120,1
Bzura	Sochaczew	582,0	7,63	4,45	0,197	0,48	49,9
Drwęca	Złotoria	499,0	7,76	3,51	0,113	0,71	39,3
Dunajec	Niedomnice	381,5	7,89	2,89	0,062	0,86	142,4
Kamienna	Czekarzewice	499,0	7,64	4,23	0,088	0,35	44,0
Nida	Nowy Korczyn	580,5	7,87	4,59	0,114	0,40	47,3
Plica	Białobrzegi	389,0	7,71	3,21	0,107	3,31	34,8
Przemsza	Chelmek	2244,0	7,27	6,45	0,140	0,80	285,2
Raba	Chelm	374,5	7,81	2,80	0,082	0,23	52,9
San	Wrzawy	421,0	8,18	1,45	0,114	0,33	17,9
Soła	Oświęcim	247,0	7,28	2,70	0,090	2,28	37,5
Wisłoka	Gawłuszowice	477,0	7,62	3,63	0,222	0,25	36,7
Wieprz	Dęblin	530,5	7,60	3,35	0,127	0,56	38,8



Rys.3. Zmienność biomasy grzybów w wodach biegu rzek Odry (a) i Wisły (b) latem 2011 roku na tle zmian przewodności właściwej wody.

Fig.3. Fungi biomass in water of Oder River (a) and Vistula River (b) courses in summer 2011.



Rys. 4. Istotne statystycznie ($p < 0,050$) zależności między średnią biomasa grzybów w wodach rzek a średnimi wartościami pH (a), wysyceniem wody tlenem (b), azotu Kjeldhala (c), całkowitego fosforu (d), krzemianów (e) i siarczanów (f).

Fig. 4. Significant relationships between average fungi biomass in the water of investigated rivers and average values of pH (a), oxygen saturation (b), Kjeldhal nitrogen (c), silicates (d), total phosphorus (e) and sulphates (f).

Do tego należy dołączyć liczną grupę grzybów glebowych wprowadzanych do wód poprzez spływ powierzchniowy oraz grzyby rozmnażające się w sieci kanalizacyjnej, wodociągowej oraz w oczyszczalniach ścieków. Aktualnie opisano ponad 3000 gatunków typowo wodnych należących do systematycznych grup Ascomycetes, Basidomyce-tes, Coelomycetes, Zygomycetes i Trichomycetes [4] i wielu gatunków ma ścisły związek z zasobnością wód w niektóre elementy.

Przeprowadzone badania w polskich rzekach potwierdzają znane wcześniej nieliczne doniesienia o roli siedliska w rozwoju grzybów wodnych. Odnotowano istotną rolę zasolenia wód, rozumianą jako ilość rozpuszczonych związków mineralnych w kształtowaniu obfitości grzybów wodnych w rzekach. Latem na biegu Odry od granicy z Czechami aż po Krajnik minima biomasy grzybów były powiązane ściśle ze wzrostem przewodności właściwej wód (EC) (rys.3a), natomiast na Wiśle dopływ zasolonych wód Przemyszy zmniejsza wyraźnie ilość grzybów w toni wodnej (rys.3b). W obu rzekach wzrost EC w wodach do wartości ponad 600 $\mu\text{S}/\text{cm}$ wywoływał spadek biomasy grzybów. Staje się więc zrozumiałe dlaczego zanieczyszczenia mineralne wprowadzane sztucznie przez człowieka do wód powierzchniowych zmniejszają biomasę mycoplanktonu. Ograniczenie ich rozwoju zmniejsza zdolności rzek do biologicznej mineralizacji materii organicznej, co jest główną funkcją tych mikroorganizmów w ekosystemach [3, 4,9]. Tym samym zmniejsza się naturalna efektywność samooczyszczania wód płynących.

Równie interesujące wydają się być rezultaty prezentowanych badań pokazujące siedliskowe uwarunkowania rozwoju grzybów w wodach rzecznych Polski. Stwierdzono, że przy niższych wartościach odczynu pH wody rzecznej obfitość biomasy *Mycota* zmniejsza się (rys.4a). Również istotną statystycznie okazała się odwrotnie proporcjonalna zależność między średnią wartością stopnia wysycenia wody tlenem a średnią biomasą grzybów w wodach badanych rzek (rys.4b). Potwierdza to znaną z jednej strony prawidłowość o tlenowych potrzebach grzybów podczas prowadzenia procesu rozkładu związków organicznych zawartych w detrytusie docierającym do wód powierzchniowych [12]. Jednakże zbyt duża intensywność życiowych procesów biochemicznych z udziałem grzybów wodnych w rezultacie może prowadzić do stopniowego zubażania wód w tlen w większym stopniu niż zdolność wody do pobierania tlenu z atmosfery i wydzielenia jego w procesach fotosyntezy przez wodne autotrofy, takie jak glony czy makroalgi. Płyńie z tego wniosek praktyczny dla inżynierii sanitarnej, pojawienie się zwiększonej ilości grzybów wodnych w wodach retencjonowanych przy ujęciach powierzchniowych stanowi potencjalne zagrożenie znacznego ubytku tlenu w wodzie. Również wody powierzchniowe bogate w detrytus organiczny czy rozpuszczone związki węgla organicznego (DOC) pochodzenia zlewniowego są narażone na nadmierny rozwój grzybów wodnych, podobnie jak bakterii. Takie sytuacje powszechnie są spotykane w rzekach północno-wschodniej Polski w okresie wiosennym, kiedy to pojawiają się okresowe deficyty tlenu, bez ingerencji człowieka i są naturalnym zjawiskiem dla nizinnych zlewni zalesionych i z dużym udziałem aktywnych biochemicznie torfowisk [5, 17].

Wraz z obecnością materii w wodach powierzchniowych naturalnym jest fakt wzrostu stężeń całkowitego azotu (TN), co z kolei daje podstawę do zwiększenia biomasy grzybów wodnych. Dlatego stwierdzona w prowadzonych badaniach statystycznie istotna ($p < 0,01$) wprost proporcjonalna zależność między biomasą grzybów i TN (rys.4c) jest potwierdzeniem wcześniejszych wyników badań wód rzecznych dopływających do Bałtyku [10].

Rozwój grzybów w wodach powiązany i wrazony ich biomasą jest związany ze zmniejszeniem stężeń wszystkich analizowanych form fosforu tj. całkowitego stężenia (TP) (rys.4e), całkowitego rozpuszczonego (TDP), rozpuszczonego reaktywnego (SRP) oraz cząstkowego (PP) zawartego w zawieszinie wody. Czyli obecność grzybów wodnych przyczynia się do redukcji średnich stężeń pierwiastka istotnie eutrofizującego wody, co należy uznać z sytuację korzystną z gospodarczego punktu widzenia.

Podsumowując, prezentowane badania jednoznacznie wskazały na obecność niewielkiej ilościowo biomasy grzybów wodnych w wodach polskich rzek, a stężenia rzędu 0,2- 0,3 $\mu\text{g/L}$ należy uznać za granicę wód niezanieczyszczonych. Wyższe wartości należy uznać za naturalne wzbogacenie jedynie w warunkach podwyższonego poziomu stężeń DOC, uwarunkowanego czynnikami jedynie naturalnymi, zlewniowymi. Większa biomasa grzybów wodnych w sestonie rzek ponad wskazane wartości, przy braku czynników zlewniowych wskazuje na obecność zanieczyszczenia. Toteż biomasa grzybów wodnych może być z powodzeniem wykorzystana jako jeden z bioindykator antropogenicznych przekształceń środowiska wodnego. Może także posłużyć w ocenie stanu jakości wód i stanu ekologicznego ekosystemów wodnych przy wdrażaniu Ramowej Dyrektywy Wodnej.

Podziękowania

Autorzy dziękują H.Samsonowicz, mgr M.Cimochowi i inż.M. Demiańczukowi za pomoc w poborze prób w terenie oraz w laboratoryjnych analizach chemicznych.

Bibliografia

- [1] Bays L.R., Burman N.P. and Lewis W.M. Taste and odour in water supplies in Great Britain: a survey of the present situation and problems for the future. *Water Treat. Exam.* 1970, 16 136-160
- [2] Czeczuga B., Górniak A., Kiziewicz B., Godlewska A., Muszyńska E., Jekatierynczuk-Rudczyk E., Zieliński P., Grosfeld A. and Michalska J. Zoosporic fungi and fungus-like organisms in the Siemianówka dam reservoir. *Nova Hedwigia* 2010, 91 (1-2) 137-150
- [3] Gessner M. O. Fungal biomass, production and sporulation associated with particulate organic matter in streams. *Limnetica*, 1997, 13 (2), 33-44
- [4] Goh T.K. and Hyde K.D Biodiversity of freshwater fungi. *J Industrial Microb.* 1996, 17, 328-345
- [5] Górniak A. and Zieliński P. Influence of catchment characteristics and hydrology on DOC in rivers in the northeastern Poland. *Verh. Intern. Verein. Limnol.* 2000, 27 1142-1145
- [6] Hageskal G., Knutsen A.K., Gaustad P., Sybren de Hoog G., Skaar I., Diversity and Significance of Mold Species in Norwegian Drinking Water. *App. Envir. Microb.*, 2006, 7586-7593.
- [7] Hageskal G., Lima N. and Skaar I. The study of fungi in drinking water. *Myc. Res.* 2009 113 165 – 172
- [8] Hermanowicz W., Dojlido J., Dożańska W., Koziorowski B. and Zerbe J.. Fizyko-chemiczne badania wody i ścieków. *Arkady*, Warszawa, 1999.

- [9] Ingold C.T. An illustrated guide to aquatic and water borne Hyphomycetes with notes on their biology. *Fresh. Biolog. Assoc. Sci. Public.* 30, 1975
- [10] Jorgensen N.O.G. and Stepanauskas R. Biomass of pelagic fungi in Baltic rivers. *Hydrobiologia*, 2009, 623 105-112
- [11] Kajak Z. *Hydrobiologia – limnologia. Ekosystemy wód śródlądowych.* PWN, Warszawa. 2001
- [12] Krauss G.J., Sole M., Krauss G., Schlosser D. and Wesenberg D. Fungi in freshwaters: ecology, physiology and biochemical potencial. *FEMS Microbiology* 2011, 35 620-651.
- [13] Orłowska M., Kulikowska-Karpińska E. and Ostrowska H. Wodne Hyphomycetes w rzece Narewka. *Ochr. Środ. Zas. Natur.* 2009, 40 524-523
- [14] Padgett D.E., Mallin M.A. and Cahoon L.B. Evaluating the use of ergosterol as a bioindicator for assessing fungal response to water quality. *Envir. Monit. Ass.* 2000, 65, 547-558
- [15] Shearer C.A., Descals E., Kohlmeyer B., Kohlmeyer J., Maranova L., Padgett D., Porter D., Raja H.A., Schmit J.P., Thorton H.A., and Voglymar H. Fungal biodiversity in aquatic habitats. *Biodiver. Conserv.* 2007, 16 49-67
- [16] Solé M., Fetzter I., Wennrich R., Sridhar K.R., Harms H. and Krauss G. Aquatic Hyphomycetes communities as potential bioindicators for assessing anthropogenic stress. *Sci. Tot. Environ.* 2008, 38 (9): 557–565
- [17] Suchowolec T and Górniak A. Riverine water transformation during retention in small lowland reservoirs. *Oceanol. Hydrob. Stud.* 2009, XXXVIII, (4) 103-108.
- [18] Webster J. and Descals Morphology, distribution and ecology of conidial fungi in freshwater habitats. *Biology of Conidial Fungi.vol. I*, (Cole G.T., Kendrick B eds.), Academic Press, New York, 1981, 295-355
- [19] Wong M.K.L., Teik-Khaing G., Hodgkiss I.J., Hyde K.D., Ranghoo V.M., Tsui C.K.M., Wai-hong H., Wong W.S.W., Tsz-Kit Y., Role of fungi in freshwater ecosystems. *Biodivers. Conserv.* 1998, 7 1187-1206
- [20] Zieliński P. and Górniak A. Oznaczanie rozpuszczonych związków węgla organicznego w wodach. *Aparatura Nauk.-Badawcza* 1999, 3 37-45

