

Renata GRUCA-ROKOSZ, Janusz A. TOMASZEK

Politechnika Rzeszowska

WPŁYW STANU TROFICZNEGO ZBIORNIKÓW ZAPOROWYCH NA EMISJĘ WĘGLOWYCH GAZÓW SZKLARNIOWYCH

IMPACT OF TROPHIC STATE OF RESERVOIRS ON THE EMISSION OF CARBON GREENHOUSE GASES

The paper presents the results of emission measurements of the carbon greenhouse gases into the atmosphere from the surface of six small reservoirs located in the south - eastern Poland. The subject of the study were reservoirs: Rzeszów, Maziarnia, Besko (Podkarpackie voivodship), Chańcza (Świętokrzyskie voivodship), Nielisz (Lubelskie voivodship) and Klimkówka (Małopolskie voivodship). The diffusive fluxes of carbon dioxide and methane at the water – atmosphere interface were measured by so called „static chamber” method.

On the basis of obtained results reservoirs were divided into two groups. For the Rzeszów, Nielisz and Maziarnia Reservoirs significantly higher values of diffusion fluxes into the atmosphere, both CO₂ and CH₄, than for the other ones were observed. The average fluxes of CH₄ for these reservoirs were comparable to those cited in the literature for large tropical reservoirs. The fluxes of CO₂ (except for the Nielisz Reservoir) were characteristic for reservoirs located in the temperate climate zone. Levels of emission of both gases to the atmosphere from surface of Besko, Chańcza and Klimkówka Reservoirs can be compared to values reported for the temperate reservoirs.

The paper also analyzes the impact of the trophic status of studied reservoirs on the carbon greenhouse gases emission from their surface. For the trophic state identification, Carlson phosphorus and chlorophyll indexes were used. Both for CO₂ and CH₄, increase of fluxes at the water – atmosphere interface with the increase of these indicators was observed. The hypertrophic reservoirs (Rzeszów, Nielisz, Maziarnia) methane emission was significantly higher in comparison to the reservoirs of the lower trophic levels. The obtained results indicate that the origin of the organic matter plays an important role in the formation of carbon greenhouse gases.

1. Wprowadzenie

Wzrost stężenia gazów szklarniowych w atmosferze w ciągu ostatniego stulecia spowodował podwyższenie średnich temperatur powietrza i jeśli te tendencje utrzymają się, mogą mieć duży wpływ na środowisko i czynniki socjo-gospodarcze (IPCC 2007). W świetle problemu globalnego ocieplenia prowadzone są intensywne badania nad

emisją gazów cieplarnianych do atmosfery z różnych środowisk, zarówno wodnych jak i lądowych (np. Adams i Baudo 2001, Rastogi i wsp. 2002, Haese i wsp. 2003, Søvik i Kløve 2007, Krithika i wsp. 2008, Wilcock i Sorrell 2008, Rogalski i wsp. 2008, Gruca-Rokosz i wsp. 2010, 2011 c).

Istnieją mocne dowody na to, że wody śródlądowe (zwłaszcza zbiorniki zaporowe) mogą odgrywać znaczącą rolę w globalnej dynamice gazów szklarniowych. Osady dennie są bowiem składnicą materii organicznej transportowanej do zbiorników ze zlewni oraz produkowanej w środowisku wodnym w procesie produkcji pierwotnej. W warunkach tlenowych materia organiczna ulega mineralizacji, a produktem końcowym tego procesu jest CO₂. W przypadku braku tlenu, bądź innych utleniaczy, materia organiczna rozkładana jest w procesie fermentacji, a produktem końcowym tego procesu są CO₂ i CH₄. Wyprodukowane w osadach dennych węglowe gazy szklarniowe osiągając powierzchnię wody mogą dyfundować z powierzchni zbiorników i przyczynić się do wzrostu ich stężenia w atmosferze. Według wstępnych szacunków wszystkie sztuczne zbiorniki zaporowe emitują 321 TgC·rok⁻¹ co stanowi około 7% węglowych gazów szklarniowych emitowanych ze źródeł antropogenicznych (St. Louis i wsp. 2000). Uważa się jednak, że szacunki te mogą być znacznie zaniżone z uwagi na to, że do obliczeń wzięto pod uwagę jedynie emisję gazów z powierzchni zbiorników zaporowych. Późniejsze badania pokazały, że uwalnianie CO₂ i CH₄ poniżej zapory (bezpośrednio za turbinami wodnymi i w wyniku dyfuzyjnego przepływu z odpływu) może znacząco przyczynić się do ich emisji do atmosfery (Guerin i wsp. 2006).

Głównym celem niniejszej pracy było wyznaczenie wielkości emisji metanu i ditlenku węgla do atmosfery z powierzchni sześciu małych zbiorników zaporowych zlokalizowanych w umiarkowanej strefie klimatycznej (obszar południowo – wschodniej Polski) oraz określenie wpływu stanu troficznego tych zbiorników na wielkość emisji badanych gazów.

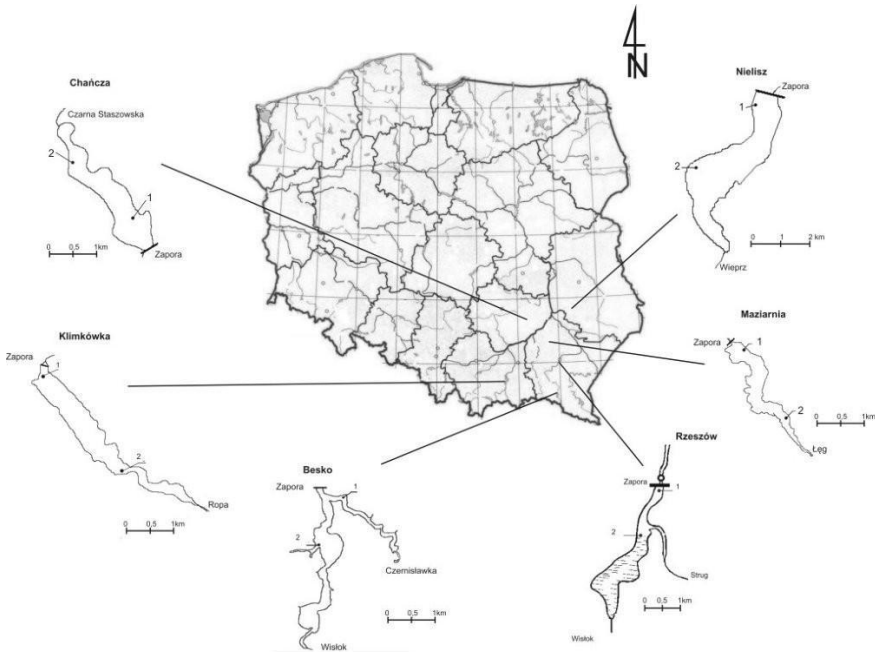
2. Metodyka i teren badań

2.1. Teren badań

Teren badań obejmował sześć małych zbiorników zaporowych (Rzeszów, Nielisz, Maziarnia, Chańcza, Besko i Klimkówka) zlokalizowanych w południowo – wschodniej Polsce. Rozmieszczenie badanych zbiorników oraz punktów badawczych pokazano na rysunku 1. Dla wszystkich zbiorników zaporowych wyznaczono dwa stanowiska badawcze, stanowisko 1 zlokalizowano w pobliżu zapory, a stanowisko 2 w górnej części zbiornika. Charakterystyczne dane dotyczące badanych zbiorników przedstawiono w tabeli 1.

Zbudowany w 1973 r. zbiornik zaporowy Rzeszów znajduje się na rzece Wisłok w południowo – wschodniej Polsce. Zasilany jest przez dwa główne dopływy: Wisłok i Strug. Głównym celem budowy zbiornika było prawidłowe działanie ujęcia wody dla miasta Rzeszowa, umożliwienie poboru wody dla Wytwórni Sprzętu Komunikacyjnego oraz wykorzystanie rekreacyjno – sportowe. Otoczenie zbiornika stanowią nieużytki zielone, pola uprawne i nieliczne rozproszone zabudowania. Zlewnia zbiornika poza

kilkoma centrami przemysłowymi ma głównie charakter rolniczy. Z biegiem lat, wskutek akumulacji osadów oraz intensywnego osadzania się nanoszonego przez dopływy rumoszu uległ on znacznemu wypłyceniu i załadowaniu. Gwałtownie postępująca degradacja zbiornika kilkakrotnie wymusiła podjęcie działań zaradczych, które nie przyniosły oczekiwanych efektów.



Rys. 1. Lokalizacja zbiorników zaporowych będących przedmiotem badań

Fig. 1. Localization of the studied reservoirs

Oddany do eksploatacji w 2008 roku zbiornik zaporowy Nielisz położony jest w województwie lubelskim, w środkowym biegu rzeki Wieprz w rejonie ujścia Poru. Akwen zbiornika, otoczony pasem lasów iglastych, składa się z dwóch części: zbiornika głównego i zbiornika wstępnego. Podstawowe zadania zbiornika obejmują: ochronę przed powodzią, ograniczenie wahań zwierciadła wody w okresie lęgu ptaków, wykorzystanie energetyczne oraz wykorzystanie dla celów rekreacji, wypoczynku i amatorskiego połowu ryb.

Maziarnia to zaporowy zbiornik na rzece Łęg w Wilczej Woli, województwo podkarpackie. Pierwotnie zbiornik miał za zadanie zapewnienie wody dla pokrycia zapotrzebowania lokalnych wodociągów we wsi Ranizów i Wola Ranizowska, nawodnienie deszczownianych oraz gospodarstwa stawowego w Wilczej Woli. Obecnie pełni funkcję retencyjną, lecz z uwagi na małą pojemność nie jest w stanie zatrzymać kulminacji fali powodziowej.

Chańcza, jest to zbiornik retencyjny na rzece Czarnej Staszowskiej, zlokalizowany w pobliżu miejscowości Chańcza w południowo – wschodniej części województwa świętokrzyskiego. Główne zadania zbiornika to zabezpieczenie aktualnych potrzeb wodnych użytkowników poniżej zbiornika, redukcja fal powodziowych, turystyka i rekreacja oraz umożliwienie produkcji energii elektrycznej.

Tab. 1. Parametry morfometryczne badanych zbiorników zaporowych

Tab. 1. Morphometric properties of the studied reservoirs

	Rzeszów	Nielisz	Maziarnia	Chańcza	Besko	Klimkówka
Rok oddania	1974	1997	1988	1984	1978	1994
Objętość [mln m ³]	1,1	19,5	4,2	24,5	15,4	43,5
Powierzchnia [ha]	1,18	890	160	340	124,5	310
Głębokość maks. [m]	6	5	8	11	30	30
Głębokość średnia [m]	0,5		2,6		12	13
Średni czas retencji [d]	2		36	218	61	148
Powierzchnia zlewni [km ²]	2050			475	207	210
Charakter zlewni	górzysty	nizinny	nizinny	nizinny	górzysty	górzysty

Zbiornik zaporowy Besko położony jest na obszarze dwóch powiatów: krośnieńskiego oraz sanockiego. Do głównych zadań zbiornika należy: magazynowanie wody do celów pitnych, wyrównanie przepływów w rzece Wisłok oraz redukcja kulminacji fal powodziowych. Zlewnia zasilająca zbiornik Besko ma charakter rolniczy i silnie rozwiniętą gospodarkę leśną. Brak jest tutaj przemysłu, funkcjonuje natomiast kilka zakładów gospodarki rolnej, których działalność koncentruje się na hodowli bydła oraz na uprawie zbóż. Zabudowa rekreacyjna wokół zbiornika jest nieliczna.

Zbiornik wodny Klimkówka na rzece Ropie leży w województwie małopolskim. Głównym zadaniem zbiornika jest wyrównanie przepływów niżówkowych na Ropie, aby zlikwidować deficyt wody do picia oraz dla przemysłu, a także wyrównanie niskich przepływów rzeki, dla ochrony przeciwpowodziowej i celów energetycznych.

2.2. Metodyka badań

Badania prowadzono w latach 2009 – 2011 (za wyjątkiem okresu zimowego). Dyfuzyjne przepływy CO₂ i CH₄ mierzone były przy użyciu statycznej komory pływającej o wymiarach 0,3m × 0,3m × 0,16m) wyposażonej w wiatrak zasilany akumulatorem oraz zawór z silikonową septą umożliwiającą pobór próbek gazowych. Z wnętrza komory do gazoszczelnych strzykawek pobierano 5 próbek gazu w odstępach 10 minutowych. Wszystkie pobrane próbki były transportowane do laboratorium i analizowane w ciągu 4 godzin pod kątem stężenia CO₂ i CH₄ za pomocą chromatografu gazowego (Pye Unicam, model PU-4410/19) wyposażonego w detektor płomieniowo – jonizacyjny (FID) i kolumnę ze stali nierdzewnej z wypełnieniem Haye Sep Q, 80/100 Mesh (długość 6 m, średnica 2 mm). Chromatograf gazowy był także wyposażony w metanizer umożliwiający pomiar niskich stężeń CO₂. Jako gaz nośny stosowano hel z szybkością przepływu 30 ml/min.

Zmiany stężenia CO₂ i CH₄ w czasie wyznaczano graficznie i na podstawie uzyskanych równań regresji, uwzględniając objętość i powierzchnię komory, obliczano ich przepływy. Wartości dodatnie wskazywały na emisję badanych gazów z powierzchni badanych zbiorników do atmosfery, zaś ujemne pochłanianie.

Każdorazowo ze stanowisk badawczych pobierano do badań próbki wód powierzchniowych i osadów dennych. Próbki osadów suszono i następnie oznaczano w nich zawartość całkowitego węgla organicznego i azotu z zastosowaniem analizatora elementarnego (Flash 1112; ThermoQuest). Całkowity węgiel organiczny mierzono po usunięciu węgla nieorganicznego (Zimmermann 2010). Stężenia fosforu i azotu ogólnego oraz Chlorofil „a” (Chl „a”) w wodach powierzchniowych oznaczano kolorymetrycznie (fotometr WTW PhotoLab S12).

2.3. Analiza statystyczna

W celu ogólnej charakterystyki uzyskanych wyników określono podstawowe statystyki opisowe: wartość minimalną, wartość maksymalną, średnią arytmetyczną oraz odchylenie standardowe. Obliczeń dokonano wykorzystując program Microsoft Excel.

Do oceny różnic między grupami stosowano nieparametryczny *test Kruskala – Wallisa* (brak jednorodności wariancji w grupach). Dla liniowych zależności wyznaczono współczynniki korelacji liniowej Pearsona wraz z odpowiadającymi im poziomami istotności (przyjęto $\alpha = 0,05$). Wszystkich obliczeń dokonano za pomocą programu Statistica PL.

3. Wyniki badań i dyskusja

Wartości wybranych wskaźników chemicznych wód i osadów dennych przedstawiono w tabeli 2.

Stężenia fosforu ogólnego w wodach badanych zbiorników wahały się w zakresie od 0,04 do 1,83 mg·dm⁻³. Maksymalne wartości w zbiornikach Rzeszów, Nielisz i Maziarnia wynoszące odpowiednio 1,53; 1,82 i 1,42 odnotowano tylko jednokrotnie w czerwcu 2010. Był to okres po obfitych opadach i powodziach. Na podstawie średnich wartości stężenia fosforu ogólnego badane zbiorniki podzielono na dwie grupy. W wodach zbiornika Rzeszów, Nielisz i Maziarnia odnotowano stężenia oscylujące wokół wartości 0,3 mg·dm⁻³, zaś dla pozostałych zbiorników otrzymano wartości o rząd wielkości niższe, wynosiły one ok. 0,06 mg·dm⁻³.

Stężenia azotu ogólnego były podobne we wszystkich zbiornikach i mieściły się w zakresie 1,02 – 4,44 mg·dm⁻³. Średnie wartości stężeń w wodach zbiorników: Rzeszów, Nielisz, Maziarnia i Chańcza były porównywalne i nie przekroczyły wartości 2,59 mg·dm⁻³. Dla zbiorników: Besko i Klimkówka średnie wartości stężeń azotu ogólnego osiągały niższe wartości, które wynosiły odpowiednio 1,78 i 1,60 mg·dm⁻³.

Produkcja pierwotna wyrażona w postaci Chl „a” w wodach zbiorników była bardzo zróżnicowana i wahała się w bardzo szerokim zakresie od 0,1 do ponad 159 µg·dm⁻³. W wodach zbiorników Besko i Klimkówka odnotowano znacznie niższe średnie wartości stężeń chlorofilu niż w przypadku pozostałych zbiorników.

Osady dennie badanych zbiorników charakteryzowały się stosunkowo niską zawartością zarówno węgla organicznego (w zakresie 0,08 – 5,9 %) jak i azotu całkowitego (w zakresie 0,01 – 0,59 %). W osadach dennych zbiorników: Rzeszów, Nielisz, Maziarnia średnia odnotowana zawartość węgla organicznego mieściła się w zakresie 1,69 – 2,31 %. W przypadku azotu były to wartości znacznie niższe, w granicach 0,12 – 0,21 %. Średnia zasobność osadów dennych w węgiel organiczny i azot całkowity pozostałych zbiorników była o rząd wielkości niższa.

Tab. 2. Minimalne, maksymalne i średnie wartości oraz odchylenia standardowe wybranych wskaźników charakteryzujących warunki biogenne

Tab. 2. Minimum, maximum and average values and standard deviations of the selected indicators of biogenic conditions

Woda powierzchniowa					
Zbiornik	Fosfor ogólny [mg·dm ⁻³]				
	Minimum	Maksimum	Średnia	Odch. std.	n
Rzeszów	0,09	1,53	0,27	0,37	27
Nielisz	0,08	1,82	0,37	0,54	16
Maziarnia	0,08	1,43	0,31	0,44	16
Chańcza	0,04	0,08	0,06	0,02	4
Besko	0,04	0,06	0,05	0,01	6
Klimkówka	0,04	0,09	0,06	0,02	4
Zbiornik	Azot ogólny [mg·dm ⁻³]				
	Minimum	Maksimum	Średnia	Odch. std.	n
Rzeszów	1,26	3,56	2,21	0,69	27
Nielisz	1,02	4,44	2,07	0,86	16
Maziarnia	1,48	3,85	2,38	0,75	16
Chańcza	2,06	3,18	2,59	0,46	4
Besko	1,59	2,08	1,78	0,18	6
Klimkówka	1,44	1,86	1,60	0,18	4
Zbiornik	Chlorofil „a” [µg·dm ⁻³]				
	Minimum	Maksimum	Średnia	Odch. std.	n
Rzeszów	0,10	112,54	18,88	28,40	27
Nielisz	11,85	159,19	48,43	36,76	16
Maziarnia	2,96	86,38	33,60	23,22	16
Chańcza	19,25	21,47	20,18	1,11	4
Besko	5,18	15,55	8,76	3,55	6
Klimkówka	0,74	5,18	3,33	1,96	4
Osady dennie					
Zbiornik	Całkowity węgiel organiczny (TOC) [%]				
	Minimum	Maksimum	Średnia	Odch. std.	n
Rzeszów	1,61	4,39	2,31	0,68	24
Nielisz	0,21	4,77	1,69	1,31	16
Maziarnia	0,08	5,90	2,14	2,39	16
Chańcza	0,11	0,40	0,23	0,14	4
Besko	0,48	0,91	0,74	0,16	6
Klimkówka	0,30	0,69	0,53	0,20	3
Zbiornik	Azot całkowity (TN) [%]				
	Minimum	Maksimum	Średnia	Odch. std.	n
Rzeszów	0,12	0,37	0,21	0,06	24
Nielisz	0,02	0,23	0,12	0,08	16
Maziarnia	0,01	0,59	0,20	0,21	16
Chańcza	0,01	0,03	0,02	0,01	4
Besko	0,03	0,07	0,04	0,01	6
Klimkówka	0,03	0,08	0,06	0,03	3

Charakterystyczne wielkości wyznaczonych przepływów ditlenku węgla i metanu na granicy faz woda – atmosfera w badanych zbiornikach przedstawiono w tabeli 3 i na rysunku 2. Badane zbiorniki charakteryzowały się bardzo zróżnicowaną emisją obu gazów. Przeprowadzona nieparametryczna analiza wariancji potwierdziła statystycznie istotne różnice w emisji badanych gazów pomiędzy zbiornikami (dla CO₂ test Kruskala-Wallis: H (5, N=73) = 18,204; p = 0,0027, dla CH₄ Kruskala-Wallis: H (5, N=73) = 21,04639; p = 0,0008). Badane zbiorniki można podzielić na dwie grupy. Rzeszów, Nielisz i Maziarnia to zbiorniki charakteryzujące się wysoką emisją węglowych gazów szklarniowych, natomiast Chańcza, Besko i Klimkówka to zbiorniki charakteryzujące się niską emisją tych gazów (w szczególności metanu) do atmosfery.

Uzyskane wielkości dyfuzyjnych przepływów CO₂ na granicy faz woda – atmosfera mieściły się w zakresie od – 30,64 do 495,35 mmol·m⁻²·d⁻¹. Średnie wartości badanych przepływów w badanych zbiornikach mieściły się w zakresie od 9,96 do 118,27 mmol·m⁻²·d⁻¹, przy czym najniższą średnią wartość odnotowano w zbiorniku zaporowym Chańcza, a najwyższą w zbiorniku Nielisz (Tabela 3). Według St. Luisa i wsp. (2000) wartości dyfuzyjnych przepływów CO₂ do atmosfery z powierzchni zbiorników zlokalizowanych w umiarkowanej strefie klimatycznej mieszczą się w zakresie od 17 do 70 mmol·m⁻²·d⁻¹ (średnio ok. 32 mmol·m⁻²·d⁻¹), zaś wartości w zakresie od 10 do 232 mmol·m⁻²·d⁻¹ (średnio ok. 79 mmol·m⁻²·d⁻¹) są charakterystyczne dla tropikalnych zbiorników zaporowych. Widać więc, że jedynie w przypadku zbiornika zaporowego Nielisz średnia wartość przepływu CO₂ na granicy faz woda – atmosfera znacznie przekroczyła wartości przytaczane dla zbiorników zaporowych umiarkowanej strefy klimatycznej.

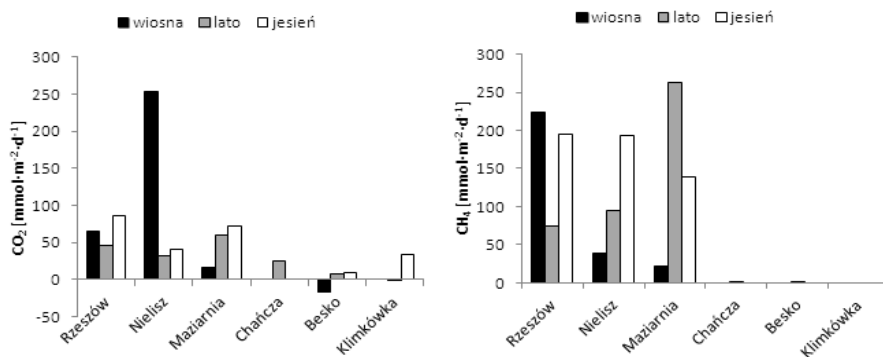
Tab. 3. Minimalne, maksymalne i średnie wartości oraz odchylenie standardowe dyfuzyjnego przepływu CO₂ i CH₄ na granicy faz woda - atmosfera

Tab. 3. Minimum, maximum and average values and standard deviations of the diffusion fluxes of CO₂ and CH₄ at the water – atmosphere interface

Zbiornik zaporowy	CO ₂ [mmol·m ⁻² ·d ⁻¹]				
	Minimum	Maksimum	Średnia	Odch. std.	n
Rzeszów	11,49	183,78	61,84	50,24	27
Nielisz	3,58	495,35	62,18	118,27	16
Maziarnia	- 4,70	138,33	58,92	46,14	16
Chańcza	17,67	39,47	24,70	9,96	4
Besko	- 30,64	16,02	0,73	16,02	6
Klimkówka	- 9,92	46,78	16,80	23,67	4
	CH ₄ [mmol·m ⁻² ·d ⁻¹]				
	Minimum	Maksimum	Średnia	Odch. std.	n
Rzeszów	0,00	1181,90	133,38	279,21	27
Nielisz	0,00	426,50	112,39	146,33	16
Maziarnia	0,00	758,18	186,47	295,50	16
Chańcza	0,00	2,46	0,62	1,23	4
Besko	0,00	4,07	0,68	1,66	6
Klimkówka	0,00	0,00	0,00	0,00	4

Zmierzone dyfuzyjne przepływy CH_4 na granicy faz woda – atmosfera w badanych zbiornikach mieściły się w bardzo szerokim zakresie od 0 do 758, 18 $\text{mmol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$. Najniższą średnią wartość, równą 0 $\text{mmol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$, odnotowano dla zbiornika zaporowego Klimkówka, a najwyższą, wynoszącą 295,5 $\text{mmol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$, uzyskano dla zbiornika Maziarnia. W przypadku emisji CH_4 , widać większe niż w przypadku CO_2 dysproporcje pomiędzy zbiornikami. Zaobserwowano, że emisja CH_4 ze zbiorników Rzeszów, Nielisz i Maziarnia była znacząco wyższa niż przypadku pozostałych zbiorników. Jak podają St. Louis i wsp. (2000), wartości dyfuzyjnego przepływu metanu do atmosfery z powierzchni zbiorników strefy umiarkowanej wynoszą średnio 1,25 $\text{mmol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ (0,6 – 5 $\text{mmol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$), a w strefie tropikalnej mieszczą się w zakresie od 1,25 do 93,75 $\text{mmol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ (średnio ok. 19 $\text{mmol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$). Widać więc, że wartości przepływu metanu do atmosfery z powierzchni zbiorników zaporowych Rzeszów, Nielisz i Maziarnia były wysokie i charakterystyczne dla dużych zbiorników tropikalnych.

Na rysunku 2 przedstawiono średnie wartości dyfuzyjnych przepływów CO_2 i CH_4 na granicy faz woda – atmosfera dla badanych zbiorników w różnych porach roku. Nie zaobserwowano jednak wyraźnego związku pomiędzy emisją badanych gazów i porą roku, a co za tym idzie, temperaturą. Otrzymano jednak statystycznie istotną, dodatnią korelację pomiędzy emisją obu gazów ($r = 0,9023$; $p = 0,014$; $\alpha = 0,05$). Taka zależność może świadczyć o tym, że CO_2 tworzony jest głównie w procesie fermentacji metanowej. Przeprowadzone badania izotopów węgla ($\delta^{13}\text{C}\text{-CH}_4$ i $\delta^{13}\text{C}\text{-CO}_2$) w wodzie porowej osadów dennych zbiornika zaporowego Rzeszów pokazały, że w powierzchniowej warstwie osadów dennych nawet ponad 70% CO_2 pochodziło z procesu metanogenezy (badania własne niepublikowane).

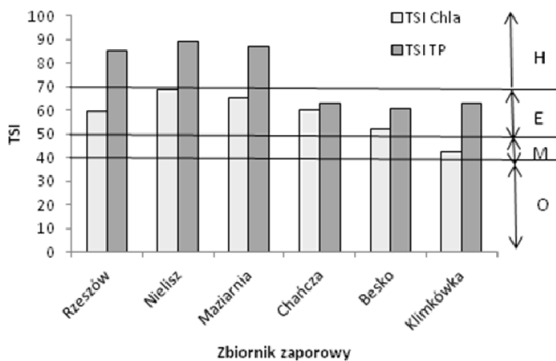


Rys.2. Średnie przepływy CO_2 i CH_4 na granicy faz woda – atmosfera w różnych porach roku

Fig. 2. Average flows of CO_2 and CH_4 at the water - atmosphere interface in different seasons of the year

W celu wyjaśnienia znacznych różnic w emisji CO_2 i CH_4 pomiędzy badanymi zbiornikami określono stan troficzny tych ekosystemów. Do tego celu wykorzystano powszechnie stosowane wskaźniki TSI (*Trophic State Index*) autorstwa Carlsona (1977). Metoda Carlsona oparta jest na wynikach pomiarów w lecie w wodach powierzchni-

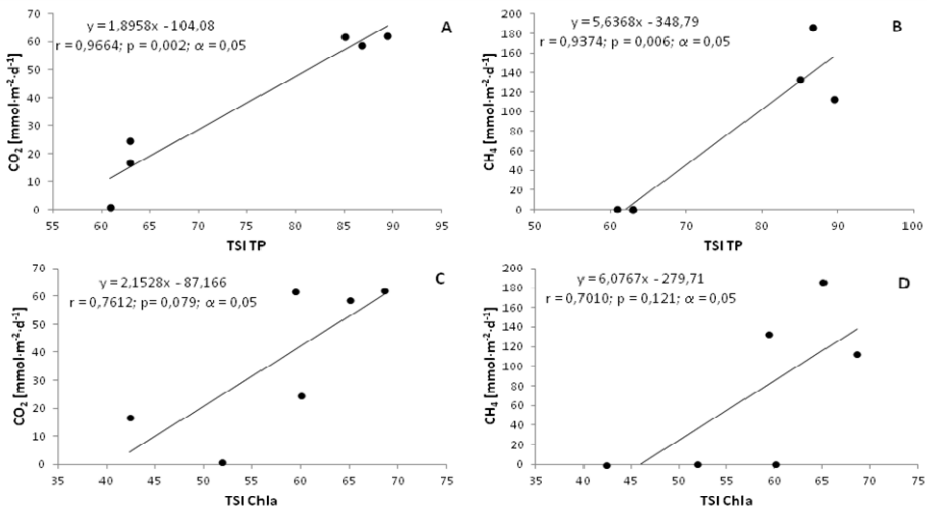
wych zawartości fosforu ogólnego i chlorofilu „a” przekształconych we wskaźniki liczbowe stanowiące rodzaj „miernika” poziomu zaawansowania procesu eutrofizacji. Wartości TSI poniżej 40 charakteryzują oligotrofię, w zakresie od 40 do 50 – mezotrofię, w zakresie od 50 do 70 – eutrofię, a powyżej 70 – hipertrofię. Na rysunku 3 przedstawiono wyliczone wskaźniki TSI w odniesieniu do fosforu (TSI TP) i chlorofilu „a” (TSI Chla) dla zbiorników zaporowych będących przedmiotem badań. Analizując stan troficzny pod kątem TSI TP, badane zbiorniki można podzielić na dwie grupy. Zbiornik zaporowy Rzeszów, Nielisz i Maziarnia to zbiorniki hipertroficzne, zaś zbiornik Chańcza Besko i Klimkówka to zbiorniki eutroficzne. Wskaźniki TSI Chla osiągały niższe wartości niż wskaźniki TSI TP, przy czym bardziej znaczące różnice obserwowano w przypadku zbiorników: Rzeszów, Nielisz, Maziarnia i Klimkówka. Brak kompensacji TSI TP i TSI Chla jest zjawiskiem powszechnym i często obserwowanym zarówno w jeziorach jak i zbiornikach zaporowych (Karpowicz i wsp. 2010, Taheriyoun i wsp. 2010, Gruca – Rokosz i wsp. 2011 a, Gruca – Rokosz 2013). Duże różnice pomiędzy TSI TP i TSI Chla mogą świadczyć o tym, że znaczna ilość fosforu dostarczana do zbiorników nie jest włączana w łańcuch troficzny. Takie przypuszczenie potwierdziła analiza wartości ilorazów N:P. W praktyce przyjmuje się, że wartość ilorazu N:P niższa niż 10 wskazuje na niedobór azotu, a wyższa od 20 wskazuje niedobór fosforu (Galvez-Cloutier i Sanchez 2007). Dla zbiorników Rzeszów, Nielisz i Maziarnia iloraz N:P nie przekraczał wartości 10 co wskazuje na niedobór azotu, dla zbiorników Chańcza i Besko znacznie przekraczał wartość 20 co świadczy o niedoborze fosforu, zaś dla zbiornika w Klimkówce, otrzymano wartość na podstawie której można stwierdzić, że obydwa biogeny w równym stopniu były pierwiastkami limitującymi produkcję. Na podstawie analizy wyliczonych wskaźników TSI Chla stwierdzono, że zbiornik Klimkówka można zaliczyć do zbiorników mezotroficznych, zbiornik Besko znajduje się na pograniczu mezotrofii i eutrofii, zbiorniki Rzeszów, Maziarnia i Chańcza wykazują eutrofię, zaś zbiornik Nielisz znajduje się na pograniczu eutrofii i hipertrofii.



Rys.3. Ocena stanu trofii badanych zbiorników zaporowych na podstawie wyliczonych indeksów troficznych wg Carlsona; O – oligotrofia, M – mezotrofia, E – eutrofia, H – hipertrofia

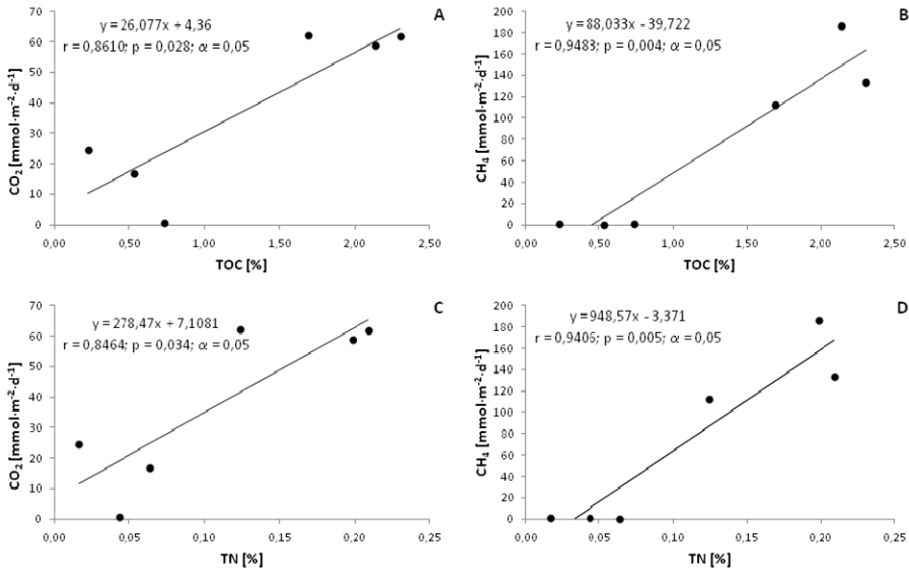
Fig. 3. The assessment of the studied reservoirs trophic state on the basis Carlson; O – oligotrophy, M – mezotrophy, E – eutrophy, H - hypertrophy

Na rysunku 4 przedstawiono zależności pomiędzy stanem troficznym badanych zbiorników (wyrażonym w postaci wskaźników TSI) a średnią emisją CO_2 i CH_4 do atmosfery. Na ich podstawie można stwierdzić, że wraz ze wzrostem stanu trofii zbiorników zaporowych wzrasta dyfuzyjny przepływ węglowych gazów szklarniowych do atmosfery. Dla TSI TP otrzymano zależności statystycznie istotne o wysokim współczynniku korelacji ($r = 0,9664$ dla CO_2 , $r = 0,9374$ dla CH_4). Widać tu wyraźny podział na dwie grupy zbiorników. Zbiorniki, dla których wartości TSI TP mieściły się w zakresie 85 – 90, charakteryzowały się wysoką emisją węglowych gazów szklarniowych (szczególnie CH_4), natomiast w przypadku zbiorników, dla których wartości TSI TP mieściły się w zakresie 60 – 65, obserwowano znacznie niższą emisję CO_2 i CH_4 . W przypadku TSI Chla nie otrzymano korelacji statystycznie istotnych ale współczynniki korelacji były stosunkowo wysokie ($r = 0,7612$ dla CO_2 , $r = 0,7010$ dla CH_4) i również wskazywały na dodatni wpływ stanu troficznego zbiorników na wielkość emisji badanych gazów do atmosfery.



Rys. 4. Zależność pomiędzy TSI TP i TSI Chla dyfuzyjnymi przepływami CO_2 (panel A, C) i CH_4 (panel B, D) na granicy faz woda - atmosfera

Fig. 4. Dependence of TSI TP and TSI Chla on diffusive fluxes CO_2 (panel A, C) and CH_4 (panel B, D) at the water – atmosphere interface



Rys. 5. Wpływ zawartości całkowitego węgla organicznego (panel A, B) i azotu ogólnego (panel C, D) w osadach dennych na dyfuzyjne przepływy CO_2 i CH_4 z powierzchni badanych zbiorników zaporowych do atmosfery

Fig. 5. Dependence of content of total organic carbon (panel A, B) and total nitrogen (panel C, D) in sediments on diffusive fluxes CO_2 and CH_4 from surface of reservoirs to the atmosphere

Wysoka produkcja pierwotna, a co za tym idzie wzmożona eutrofizacja, z jednej strony może obniżyć emisję węglowych gazów szklarniowych do atmosfery w wyniku wiązania CO_2 przez glony w procesie fotosyntezy, z drugiej zaś strony wytworzona w zbiorniku materia organiczna obumiera, ulega rozkładowi i może powrócić do atmosfery. W zbiornikach eutroficznych duża ilość rozłożonej materii organicznej zawracana jest do atmosfery w postaci metanu (St. Louis 2000, Barros i wsp. 2011).

Dyfuzyjny przepływ CO_2 i CH_4 do atmosfery dobrze korelował z zawartością węgla organicznego i azotu całkowitego zdeponowanego w osadach dennych (rysunek 5). Zbiorniki zaporowe, których osady były bardziej zasobne w te składniki charakteryzowały się wyższą emisją węglowych gazów szklarniowych do atmosfery. Udokumentowano, że wiele czynników reguluje emisję gazów ze zbiorników zaporowych, a m. in. są to: zawartość nutrientów i składników organicznych w osadach dennych (Jędrysek 1999). Nie bez znaczenia jest również pochodzenie materii organicznej. Analiza stężeń metanu w wodzie porowej oraz wartości $\delta^{15}\text{N}$ i $\delta^{13}\text{C}$ w osadach dennych zbiornika zaporowego Nielisz wykazała, że zdecydowanie lepszym substratem dla procesu metagenety jest materia organiczna pochodzenia autochtonicznego (Gruca-Rokosz i wsp. 2011 b). Wiadomo też, że glony rozkładają się do metanu i dwutlenku węgla 10 razy szybciej niż lignoceluloza (Benner i wsp. 1984).

Podsumowując można stwierdzić, że stan troficzny zbiorników zaporowych wpływa na wielkość emisji węglowych gazów szklarniowych do atmosfery. Wyprodukowana w zbiornikach świeża, bardziej labilna materia organiczna łatwiej niż materia allochtoniczna ulega rozkładowi, przyczynia się do powstawania warunków anoksyicznych i jest lepszym substratem dla procesu metanogenezy, który jest źródłem CO₂ i CH₄.

Podziękowania

Badania były finansowane przez Ministerstwo Nauki i Szkolnictwa Wyższego w ramach grantu nr N N305 077836.

Bibliografia

- [1] Adams, D.D. and Baudo R. Gases (CH₄, CO₂ and N₂) and pore water chemistry in the surface sediments of Lake Orta, Italy: acidification effects on C and N gas cycling. *J. Limnol.*, 2001, 60(1) 79-90
- [2] Barros, N., Cole, J.J., Tranvik, L.J., Prairie, Y.T., Bastviken, D., Huszar, V.L.M., del Giorgio, P. and Roland, F. Carbon emission from hydroelectric reservoirs linked to reservoir age and latitude. *Nature Geosciences*, 2011, doi:10.1038/NCEO1211
- [3] Benner, R., Maccubin, A.E. and Hodson, R.E. Anaerobic biodegradation of lignin polysaccharide components of lignocellulose and synthetic lignin by sediment microflora. *Appl. Environ. Microbiol.*, 1984, 47 998-1004
- [4] Carlson, R.E. A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*, 1977, 22(2) 361-369
- [5] Galvez-Cloutier, R. and Sanchez, M. Trophic Status Evaluation for 154 Lakes in Quebec, Canada: Monitoring and Recommendations. *Water Qual. Res. J. Canada*, 2007, 42 (4) 252-268
- [6] Gruca-Rokosz R. Stan troficzny zbiornika zaporowego Rzeszów. *JCEEA*, 2013, XXX, 60 (3/13) 279-291
- [7] Gruca-Rokosz, R., Koszelnik, P. and Tomaszek, J.A. Ocena stanu troficznego trzech nizinnych zbiorników zaporowych Polski południowo-wschodniej. *Inżynieria Ekologiczna*, 2011 a, 26 196-205
- [8] Gruca-Rokosz, R., Tomaszek, J.A. and Czerwieniec, E., Methane emission from Nielisz Reservoir. *Environment Protection Engineering*, 2011 b, 37(3) 107-116
- [9] Gruca-Rokosz, R., Tomaszek, J.A., Koszelnik, P. and Czerwieniec, E. Methane and carbon dioxide emission from some reservoirs in SE Poland. *Limnological Review*. 2010, 1 15 - 21

- [10] Gruca-Rokosz, R., Tomaszek, J.A., Koszelnik, P. and Czerwieniec, E., Methane and carbon dioxide fluxes at the sediment-water interface in reservoir. *Polish Journal of Environmental Studies*, 2011 c, 20(1) 81-86
- [11] Guerin, F., Abril, G., Richard, S., Burban, B., Reynouard, C., Seyler, P. and Delmas, R., Methane and carbon dioxide emission from tropical reservoirs: Significance of downstream rivers. *Geophysical Research Letters*, 2006, 33, L21407, doi:10.1029/2006GL027929
- [12] Haese, R.R., Meile, C., van Cappellen, P. and de Lange, G.J. Carbon geochemistry of cold seeps: Methane fluxes and transformation in sediments from Kazan mud volcano, eastern Mediterranean Sea. *Earth and Planetary Science Letters*, 2003, 212, 361-375
- [13] IPCC Climate Change, Synthesis Report, 2007.
- [14] Jędrysek, M.O. Spatial and temporal patterns in diurnal variations of carbon isotope ratios of earlydiagenic methane from fresh water sediments. *Chemical Geology*, 1999, 159 241-262
- [15] Karpowicz, M., Górniak, A. and Cudowski, A. Struktura zespołu zooplanktonu skorupiakowego oraz ocena aktualnej trofii jeziora Wigry. *Rocznik Augustowsko – Suwalski*, 2010, 10 11-20
- [16] Krithika, R., Purvaja, R., Ramesh, R. Fluxes of methane and nitrous oxide from an Indian mangrove. *Current Science*, 2008, 94(2) 218-224
- [17] Rastogi, M., Singh, S., Pathak, H. Emission of carbon oxide in soil. *Current Science*, 2002, 82(5) 510-517
- [18] Rogalski, L., Bęś, A. and Warmiński, K. Carbon dioxide emission to the atmosphere from overburden under controlled temperature conditions. *Polish Journal of Environmental Studies*, 2008, 17(3) 427-432
- [19] Søvik, A.K. and Kløve, B. Emission of N₂O and CH₄ from a constructed wetland in southeastern Norway. *Science of the Total Environment*, 2007, 380 28-37
- [20] St. Louis, V.L., Kelly, C.A., Duchemin, E., Rudd, J.W.M. and Rosenberg, D.M., Reservoir surfaces as sources of greenhouse gases to the atmosphere: a global estimate, *BioScience*, 2000, 50 (9) 766-775
- [21] Taheriyoun, M., Karamouz, M. and Baghvand, A. Development of entropy-based fuzzy eutrophication index for reservoir water quality evaluation. *Iran. J. Environ. Sci. Eng.*, 2010, 7(1) 1-14
- [22] Wilcock, R.J. and Sorrell, B.K. Emission of greenhouse gases CH₄ and N₂O from low-gradient streams in agriculturally developed catchments. *Water Air Soil Pollut.*, 2008, 188 155-170
- [23] Zimmermann, C.F., Keefe, C.W. and Bashe, J. Determination of carbon and nitrogen in sediments and particulates/coastal waters using elemental analysis. Method 440.0. NER Laboratory, USEPA, 1997, Cincinnati, Ohio, http://www.epa.gov/nerlcwww/m440_0.pdf

