

Joanna Cieślewicz*

**ZMIANY WŁAŚCIWOŚCI SPEKTROMETRYCZNYCH EKSTRAKTÓW
BARWNIKÓW Z INKUBOWANYCH LIŚCI RDESTU ZIEMNOWODNEGO
(*POLYGONUM AMPHIBIUM* L.)**

**CHANGES IN SPECTROMETRIC PROPERTIES OF PIGMENTS
EXTRACTED FROM INCUBATED LEAVES OF THE WATER
KNOTWEED (*POLYGONUM AMPHIBIUM* L.)**

Słowa kluczowe: rdest ziemnowodny, dekompozycja materii organicznej, barwniki roślinne.

Keywords: water knotweed, decomposition of organic matter, plant pigments.

Streszczenie

*Celem prezentowanej pracy było porównanie w warunkach laboratoryjnych procesów rozkładu materii organicznej zachodzących w wodzie o różnych wartościach pH, z uwzględnieniem barwników roślinnych jako wskaźnika zmian. Próbki liści rdestu ziemnowodnego (*Polygonum amphibium* L.) zostały umieszczone w naczyniach szklanych i zalane wodą destylowaną doprowadzoną do wartości pH równej 6, 7 i 8. Materiał inkubowano w cieplarni laboratoryjnej w temperaturze 10°C przez jeden do sześciu miesięcy.*

Przeprowadzone badania wykazały, że najbardziej intensywne zmniejszenie masy próbek zachodziło w ciągu pierwszego miesiąca inkubacji i średnio było największe w próbkach liści inkubowanych w wodzie o wartości pH równej 7. Po miesiącu inkubacji stwierdzono także największy spadek wartości absorbancji ekstraktów barwników przy długościach fal 410, 430 oraz 662 nm, przy czym degradacja barwników zachodziła najintensywniej w wodzie o wartości pH równej 8.

Summary

The objective of this study was to compare, in laboratory conditions, the processes of organic matter decomposition occurring in water with different pH values, taking into account plant

* *Dr Joanna Cieślewicz – Katedra Chemii Środowiska, Wydział Rolnictwa i Biotechnologii, Uniwersytet Technologiczno-Przyrodniczy w Bydgoszczy, ul. Bernardyńska 6/8, 85-029 Bydgoszcz; tel.: 52 374 95 42; e-mail: joanna@utp.edu.pl*

*pigments as an indicator of changes. Samples of water knotweed (*Polygonum amphibium* L.) leaves were placed in glass vessels and flooded with distilled water of pH values equal to 6, 7 and 8. The material was incubated in a laboratory incubator at a temperature of 10°C for a period of 1 to 6 months.*

The research revealed that the major reduction in the weight of samples occurred during the first month of incubation and, on average, was the highest for leaf samples incubated in water with pH of 7. Also in the case of pigments, after a month of incubation, the largest decrease in absorbance values of pigment extracts was determined at the wavelengths of 410, 430 and 662 nm, while the degradation of pigments was most intensive in water with pH of 8.

1. WPROWADZENIE

Rozkład materii organicznej jest procesem bardzo złożonym, a na tempo zachodzących zmian wpływa wiele czynników, takich jak jej skład chemiczny czy obecność organizmów w różny sposób konsumujących dostępny materiał. W badaniach prowadzonych przez Wallance i współautorów [1982] stwierdzono, że wyeliminowanie owadów spowolniło tempo rozkładu materii organicznej nawet 4,5-krotnie, w zależności od gatunku rośliny. Na ogół tempo rozkładu materii organicznej jest większe w wyższej temperaturze. Szybszy rozkład materii organicznej obserwowano również w ciekach o większej zawartości azotu [Meyer i Johnson 1983]. Niskie pH natomiast spowalnia ten rozkład, hamując rozwój mikroorganizmów.

Wiele uwagi poświęca się procesom dekompozycji materii organicznej dopływającej do strumieni z łądu, a także rozkładowi występujących w rzekach makrofitów [Battle i Mihuc 2000; Sridhar i in. 2001; Fleituch 2010]. Tempo dekompozycji zwykle analizuje się umieszczając w badanym cieku lub zbiorniku woreczki z uprzednio zważonymi liśćmi [Swan i Palmer 2004; Ribas i in. 2006; Benfield 2006; Fleituch i Leichtfried 2007; Cheever i in. 2012]. Badania dotyczące wód stojących są prowadzone rzadziej i głównie obejmują one procesy rozkładu materiału zachodzące w strefie litoralu [Belova 1993; Pieczyńska 1972; Pieczyńska 1993; Pieczyńska i in. 1984]. Stosunkowo rzadkie są także badania nad rozkładem materii organicznej z uwzględnieniem procesów związanych z degradacją barwników [Bianchi i Findlay 1991; Bianchi i in. 1991].

Celem prezentowanej pracy było porównanie w warunkach laboratoryjnych procesów rozkładu materii organicznej zachodzących w wodzie o różnych wartościach pH, z uwzględnieniem barwników roślinnych jako wskaźnika zachodzących zmian.

2. MATERIAŁ I METODY

Materiał do badań został zebrany w strefie przybrzeżnej jeziora Piaseczno. Jest to eumezotroficzny zbiornik położony na terenie Pojezierza Chelmińsko-Dobrzyńskiego w Górz-

nieńsko-Lidzbarskim Parku Krajobrazowym. Podstawowe parametry morfometryczne oraz położenie badanego jeziora przedstawiono w tabeli 1 [Plan Ochrony Górznieńsko-Lidzbarskiego Parku... 2009]. Materiał do badań stanowiły zebrane w wrześniu 2011 liście rdestu ziemnowodnego (*Polygonum amphibium* L.). Jest to bylina z rodziny rdestowatych, w Polsce dość pospolita, występująca w wodach stojących, na brzegach stawów i na podmokłych łąkach.

Po przewiezieniu do laboratorium oddzielono od łodyg zielone liście bez śladów rozkładu. Próbkę liści rdestu ziemnowodnego umieszczono w naczyniach szklanych i zalało wodą destylowaną, której pH doprowadzono do wartości 6, 7 i 8, w trzech powtórzeniach dla każdego wariantu (tab. 2). Naczynia przetrzymywano w cieplarni laboratoryjnej, w temperaturze 10°C. Po upływie kolejnych miesięcy próbki liści wyjmowano z roztworów i zamrażano. Wszystkie próbki pozostawały zamrożone w temperaturze -35°C do czasu wykonania analiz.

Tabela 1. Podstawowe parametry morfometryczne oraz położenie jeziora Piaseczno

Table 1. Basic morphometric parameters and location of Lake Piaseczno

Parametr	Wartość
Głębokość maksymalna	12,5 m
Głębokość średnia	6,4 m
Długość	850 m
Szerokość	500 m
Powierzchnia	25,6 ha
Objętość	1648,7 tys. m ³
Położenie	53°15'40"N, 19°44'03"E

W celu określenia, w jakim stopniu zmienia się masa liści podczas inkubacji w każdym naczyniu umieszczono dodatkowo również woreczek z liśćmi o znanej masie. Woreczki w kolejnych terminach wyjmowano z wody, suszono i ważono. Umożliwiło to określenie spadku masy w porównaniu masą wyjściową. Wyniki przedstawiono w % pozostałej suchej masy.

Tabela 2. Schemat doświadczenia

Table 2. Experimental design

pH wody	Czas [miesiące]					
	1	2	3	4	5	6
	Symbol próbki					
6	61	62	63	64	65	66
7	71	72	73	74	75	76
8	81	82	83	84	85	86

Po zakończeniu eksperymentu próbki liści podzielono na dwie podpróbki:

- **podpróbka A** – w materiale tym oznaczono wilgotność aktualną metodą suszarkowo-wagową, zawartość popiołu po spaleniu w piecu muflowym w temperaturze 550°C oraz zawartość węgla całkowitego (TC) oraz azotu ogółem (TN) aparatem Vario Max CN firmy Perkin Elmer; zawartości węgla i azotu podano w gramach na 1 kg suchej masy bezpopielnej materiału organicznego, a na podstawie uzyskanych wyników obliczono wartość stosunku TC/TN;
- **podpróbka B** – barwniki z liści wyekstrahowano z zastosowaniem ultradźwięków przy użyciu 100% acetonu (0,25 g materiału roślinnego + 50 cm³ acetonu); otrzymane ekstrakty poddano analizie spektrometrycznej spektrometrem UV/VIS Lambda 20 firmy Perkin Elmer w zakresie 330–800 nm.

Analogiczne analizy (oznaczenie wilgotności aktualnej oraz zawartości popiołu, TC, TN oraz barwników) wykonano dla świeżych liści rdestu (materiał wyjściowy), które pozostały zamrożone w temperaturze -35°C.

Na podstawie przebiegu otrzymanych widm ekstraktów barwników można było stwierdzić, że tylko w materiale wyjściowym (próbka 0) występował niezdegradowany chlorofil *a*. Z surowego ekstraktu acetonowego z liści można wyodrębnić chlorofil *a*, wykorzystując jego rozpuszczalność w benzynie ekstrakcyjnej. Chlorofil *a* gromadzi się w górnej warstwie, zabarwionej na intensywny zielony kolor. Cechę tę wykorzystano do potwierdzenia nieobecności chlorofilu *a* w ekstraktach z materiału inkubowanego. Z tego powodu jako miarę zawartości barwników zastosowano wartość pola powierzchni pod krzywą absorpcji (PKA), w przeliczeniu na gram suchej masy bezpopielnej ($A \cdot (\text{nm} \cdot \text{g}_{\text{smbp}})^{-1}$) [Manual of Lambda 20 – UV/VIS 1996]. Dla materiału wyjściowego natomiast dodatkowo obliczono zawartości chlorofilu *a* i *b* oraz karotenoidów na podstawie równań [Lichtentaler i Welburn 1983]:

$$C_a = 11,75 \cdot A_{662} - 2,350 \cdot A_{645} \quad (\text{równanie 1})$$

$$C_b = 18,61 \cdot A_{645} - 3,960 \cdot A_{662} \quad (\text{równanie 2})$$

$$C_{\text{kar}} = (1000 \cdot A_{470} - 2,270 C_a - 81,4 \cdot C_b) / 227 \quad (\text{równanie 3})$$

Do oceny warunków zachowywania barwników w osadach dennych stosuje się wskaźnik zaproponowany przez Guilizzonio i współautorów [1992]. Jest to stosunek wartości absorbancji przy długości fali 430 nm (pasmo charakterystyczne dla chlorofilu *a*) do wartości absorbancji przy długości fali 410 nm (pasmo charakterystyczne dla feofityny *a*). Wartość tego stosunku wynosząca 1 świadczy, że warunki zachowywania są dobre i mamy do czynienia z mieszaniną niezdegradowanych barwników, wartości poniżej 1 natomiast świadczą o zachodzących już procesach degradacji barwników.

3. OMÓWIENIE WYNIKÓW I DYSKUSJA

3.1. Charakterystyka materiału wyjściowego – liście rdestu ziemnowodnego

Liście rdestu ziemnowodnego (próbka 0) charakteryzowała duża zawartość węgla całkowitego (TC) i azotu ogółem (TN). Oznaczona zawartość węgla była zbliżona, azotu natomiast niższa w porównaniu do wyników uzyskanych przez Ho [1979] (519 i 36,58 g·kg⁻¹ suchej masy bezpopielnej, odpowiednio). Materiał ten charakteryzował się także wysoką wartością stosunku TC/TN (tab. 3).

Wysokie wartości stosunku TC/TN są charakterystyczne dla materii organicznej bogatej w celulozę, wykazującej stosunkowo dużą odporność na rozkład [Routh i in. 2004; Routh i in. 2007], w przeciwieństwie do bogatych w białka glonów, dla których wartości tego stosunku są znacznie niższe (od 8 do 10) [Meyers i Ishiwatari 1993; Talbot 2001].

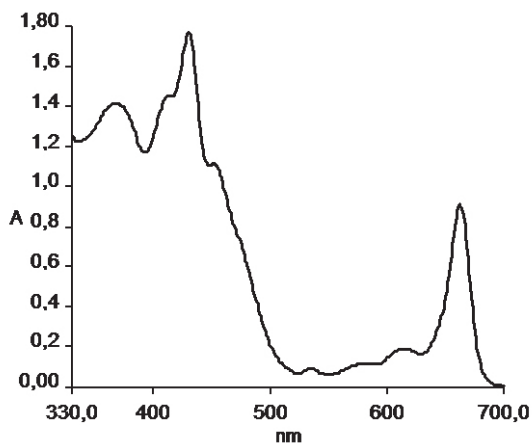
Widmo ekstraktu barwników z liści świeżych (rys. 1) charakteryzowało występowanie dwóch intensywnych pasm absorpcji, przy długościach fal 430,3 i 662,1 nm, a przebieg tego widma jednoznacznie wskazywał, że głównym barwnikiem zawartym w ekstrakcie był chlorofil *a*.

Wysoka wartość stosunku $A_{4/4}$ – wynosząca 1,22 – świadczy, że podczas przechowywania liści w temperaturze -35°C nie doszło do degradacji chlorofilu *a*.

Tabela 3. Właściwości chemiczne liści rdestu ziemnowodnego (próbka 0)

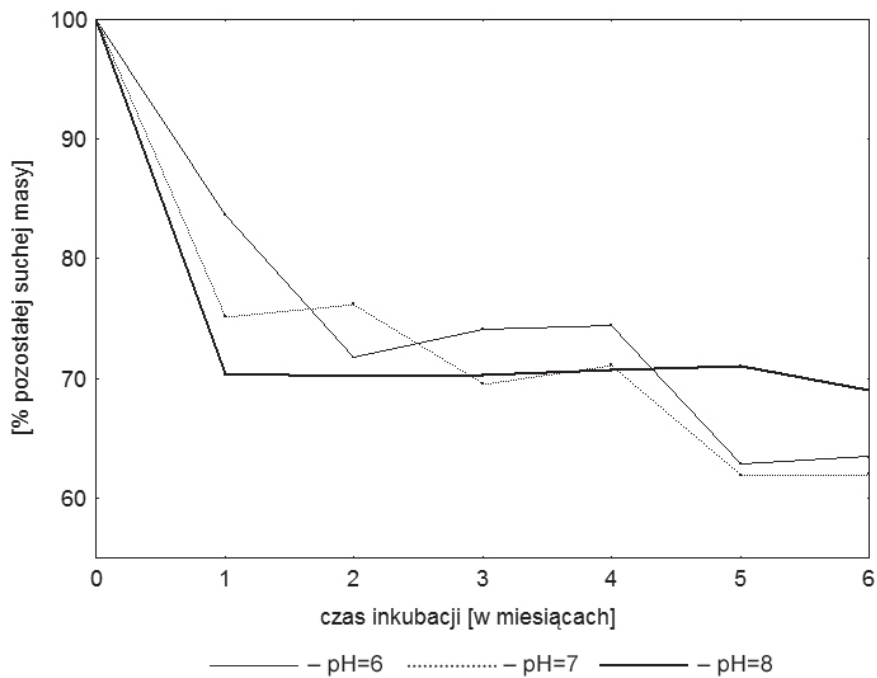
Table 3. Chemical properties of water knotweed leaves (sample 0)

Składniki	Jednostka	Zawartość
TC	[g·kg _{smbp} ⁻¹]	499,0
TN	[g·kg _{smbp} ⁻¹]	24,0
TC/TN	–	20,79
Barwniki		
chlorofil <i>a</i> (chl <i>a</i>)	[μg·g _{sm} ⁻¹]	1985,4
chlorofil <i>b</i> (chl <i>b</i>)	[μg·g _{sm} ⁻¹]	504,7
karotenoidy (kar)	[μg·g _{sm} ⁻¹]	496,8
Σ(chl <i>a</i> +chl <i>b</i> +kar)	[μg·g _{sm} ⁻¹]	2986,9
PKA	[A·(nm·g _{smbp}) ⁻¹]	2540,1
$A_{4/4}$	–	1,22



Rys. 1. Widmo ekstraktu acetonowego barwników wyekstrahowanych z liści rdestu ziemnowodnego

Fig. 1. Spectrum of acetone pigment extracts from water knotweed leaves



Rys. 2. Zmiany zawartości suchej masy próbek liści podczas trwania inkubacji

Fig. 2. Changes in the dry matter content in samples of leaves during the incubation

3.2. Charakterystyka materiału po inkubacji

Na rysunku 2 przedstawiono zachodzące podczas trwania eksperymentu zmiany zawartości pozostałej suchej masy liści. Początkowy gwałtowny spadek masy można wiązać zachodzącym procesem wypłukiwania rozpuszczalnych związków organicznych i nieorganicznych (pierwsze stadium rozkładu). Wypłukiwane są głównie węglowodany i polifenole [Suberkropp i in. 1976; Gulis i Suberkropp 2003]. Tempo, w jakim zachodzi wymywanie, jest uwarunkowane między innymi temperaturą i gatunkiem rośliny [Kaushik i Hynes 1971]. Dalsze zmiany (stadium drugie) powodowane były przede wszystkim przez rozwój mikroorganizmów. Ze względu na brak bezkręgowców i działania czynników mechanicznych nie doszło do fragmentacji materiału (stadium trzecie), dlatego też spadek suchej masy próbek był stosunkowo niewielki.

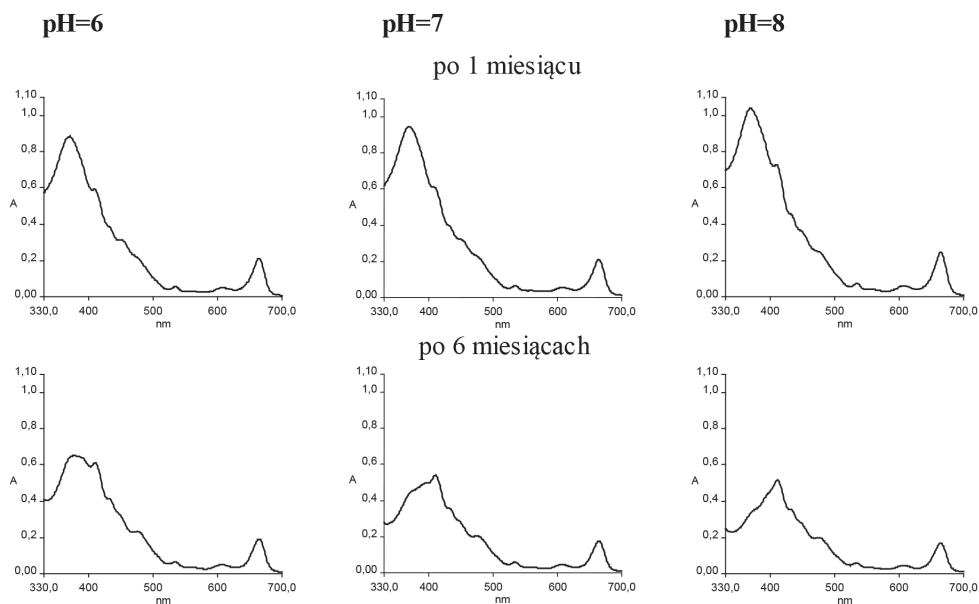
Tabela 4. Właściwości chemiczne inkubowanych liści rdestu ziemnowodnego oraz właściwości spektrometryczne ekstraktów barwników (wartości średnie dla 3 powtórzeń)

Table 4. Chemical properties of incubated water knotweed leaves and spectrometric properties of pigment extracts (mean values for 3 repetitions)

Symbol próbki	TC	TN	TC/TN	$A_{4/4}$	PKA
	[g·kg _{smbp} ⁻¹]	[g·kg _{smbp} ⁻¹]			[A·(nm·g _{smbp}) ⁻¹]
61	497,4	28,8	17,27	0,66	1951,9
62	492,0	32,9	14,95	0,59	2119,7
63	473,7	26,8	17,68	0,61	2001,5
64	498,5	34,0	14,66	0,61	2215,0
65	489,3	29,6	16,53	0,65	1861,0
66	494,4	28,9	17,11	0,68	1956,1
wartość średnia	490,88	30,17	16,28	0,63	2017,53
71	497,9	28,8	17,29	0,66	2078,9
72	495,7	28,3	17,52	0,57	1577,7
73	499,0	28,1	17,76	0,65	1917,8
74	492,2	24,9	19,77	0,68	1866,0
75	500,9	39,3	12,75	0,61	1932,6
76	499,2	36,5	13,68	0,66	1603,3
wartość średnia	497,48	30,98	16,07	0,64	1829,38
81	498,5	32,0	15,58	0,63	2134,3
82	479,4	35,8	13,39	0,64	2087,0
83	500,0	31,5	15,87	0,68	1461,3
84	471,4	28,3	16,66	0,69	1510,7
85	475,1	25,9	18,34	0,62	1635,7
86	482,4	32,4	14,89	0,69	1449,4
wartość średnia	484,47	30,98	15,79	0,66	1713,07

Zawartości węgla całkowitego (TC) i azotu ogółem (TN) w czasie trwania doświadczenia wahały się w stosunkowo szerokich granicach (tab. 4) i w niektórych terminach przekraczały wartości początkowe oznaczone w liściach świeżych. Największy średni ubytek zawartości węgla stwierdzono w materiale organicznym inkubowanym w wodzie o początkowej wartości pH równej 8. Wahania w zawartości węgla i azotu stwierdzano również we wcześniejszych badaniach prowadzonych nad rozkładem makrofitów [Hunter 1976], w których w przypadku rzęsy mniejszej i morszczynu pęcherzykowego po odpowiednio 70 i 63 dniach ekspozycji zawartość węgla wzrosła o od około 2 do 10%, azotu natomiast w przypadku morszczynu o 170%. Podobne tendencje zmian w zawartości azotu stwierdził także Fleituch [2010] w badaniach rozkładu liści dębu i olchy w wodach płynących.

Zróznicowanie zawartości TC i TN wpłynęło również na zróżnicowanie wartości stosunku TC/TN. Obliczone wartości tego stosunku dotyczące materiału inkubowanego były niższe w porównaniu z materiałem wyjściowym. Zachodzące procesy diagenetyczne, przykładowo wymywanie oraz rozkład węglowodanów, powodują pozorne wzbogacenie materiału organicznego w azot i zawężenie stosunku TC/TN. W dłuższym okresie zmiany w wartości stosunku TC/TN są powodowane nierównomiernym ubytkiem węgla i azotu [Choudhary i in. 2009].



Rys. 3. Widma ekstraktów barwników z liści inkubowanych

Fig. 3. Spectra of pigment extracts from incubated leaves

Tabela 5. Długości fal, przy których występowały maksima absorpcji**Table 5.** Absorption maxima wavelenghts

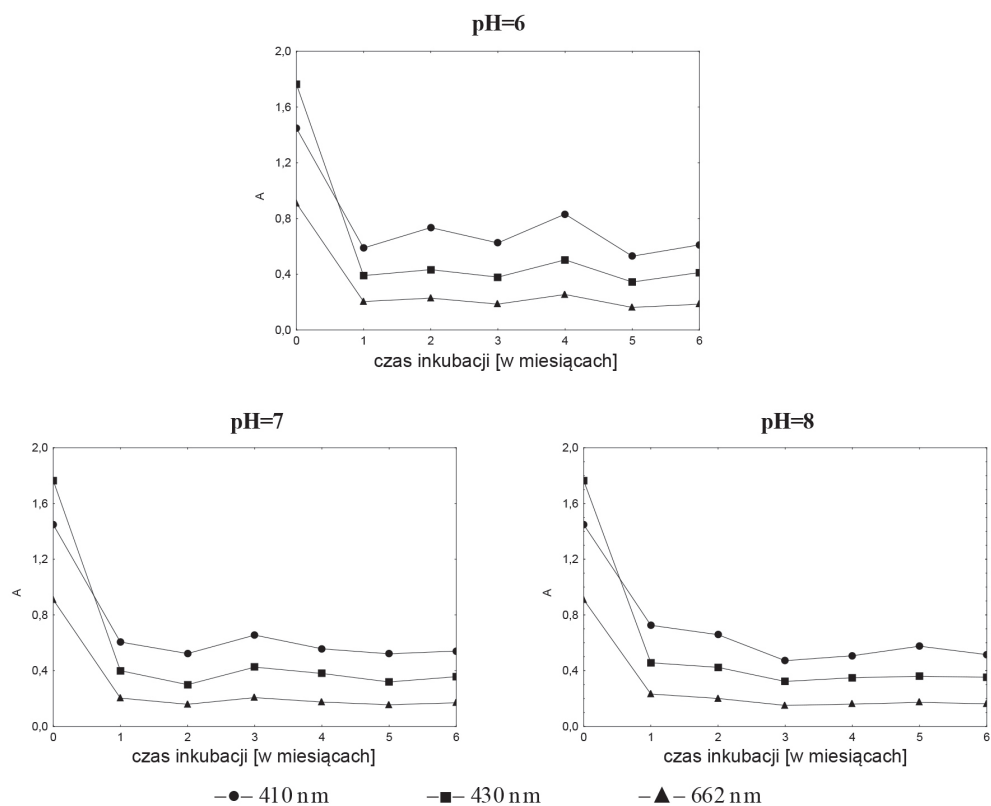
Barwnik/ symbol próbki	Długość fali (nm)												
	410,7	430,3	453,5	479,9	505,3	534,1	534,7	559,5	580,3	616,5	662,1	665,5	
chlorofil a*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
feofityna a*	409,5	-	-	-	-	505,3	534,7	559,5	-	-	608,9	-	665,5
β,β-karoten(*)	-	-	-	453,5	479,9	-	-	-	-	-	-	-	-
0	-	430,3	-	451,7	-	-	534,4	-	580,7	614,2	-	662,1	-
61	408,2	-	-	448,2	-	-	534,0	559,9	-	-	608,6	-	664,3
62	408,3	-	-	-	-	473,1	534,0	-	-	-	607,4	-	664,7
63	-	-	-	-	-	474,2	533,9	-	-	-	606,9	-	664,7
64	409,5	-	432,0	-	-	475,4	533,9	-	-	-	606,7	-	664,9
65	-	-	-	-	-	473,2	533,9	-	-	-	606,9	-	664,4
66	409,5	-	431,5	-	-	475,2	533,6	-	-	-	606,0	-	664,3
71	-	-	-	-	-	-	534,0	-	-	-	607,8	-	664,4
72	-	-	-	-	-	-	533,9	-	-	-	607,4	-	664,9
73	-	-	-	-	-	474,3	533,7	-	-	-	606,8	-	664,3
74	409,0	-	-	-	-	474,0	533,9	-	-	-	607,8	-	664,3
75	-	-	-	-	-	474,0	534,2	-	-	-	606,0	-	664,6
76	-	410,0	-	-	-	474,7	533,8	-	-	-	606,2	-	664,5
81	408,6	-	-	-	-	-	534,0	-	-	-	607,9	-	664,6
82	-	-	-	-	-	474,9	533,9	-	-	-	606,9	-	664,3
83	409,2	-	-	-	-	-	533,9	-	-	-	606,2	-	664,2
84	409,7	-	-	-	-	-	533,6	-	-	-	606,0	-	664,3
85	409,0	-	-	432,0	-	474,7	533,8	-	-	-	606,4	-	664,9
86	-	410,2	-	-	-	474,6	533,9	-	-	-	606,8	-	664,5

* – dla 100% acetonu [Jeffrey i in. 1997].

(*) – dla acetonu [Jeffrey i in. 1997].

Na rysunku 3 przedstawiono widma ekstraktów barwników z liści inkubowanych przez 1 miesiąc i przez 6 miesięcy, w tabeli 5 natomiast przedstawiono długości fal, przy których rejestrowane były w poszczególnych widmach maksima absorpcji (przy wartości progowej 0,001) oraz porównawczo maksima absorpcji charakterystyczne dla chlorofilu *a* i β , β -karotenu, barwników najczęściej występujących w roślinach wyższych oraz feofityny *a* – podstawowego produktu degradacji chlorofilu *a*.

Już po upływie miesiąca (rys. 3) zdecydowanej zmianie uległ przebieg widm w porównaniu z widmem wyjściowym (rys. 1). Przede wszystkim zanikło intensywne pasmo absorpcji przy długości 430,3 nm, nastąpiło także przesunięcie maksimum absorpcji z 662,1 nm na około 664 nm. Przebieg widm ekstraktów z liści, które podlegały dekompozycji przez kolejne miesiące ulegał dalszym zmianom, dlatego też widma ekstraktów z liści inkubowanych 6 miesięcy w niewielkim stopniu przypominają widmo wyjściowe otrzymane dla ekstraktu z liści świeżych. Analizowane ekstrakty charakteryzowały także niższe wartości absorbancji.



Rys. 4. Zmiany wartości absorbancji ekstraktów barwników przy wybranych długościach fal

Fig. 4. Changes in absorbance values for pigment extracts at selected wavelengths

Na rysunku 4 przedstawiono zmiany wartości absorbancji ekstraktów przy trzech podstawowych długościach fal: 430 i 662 nm, charakterystycznych dla chlorofilu *a*, oraz 410 nm, charakterystycznej przede wszystkim dla feofityny *a*, (występowanie pasma przy długości fali 410 nm stwierdza się także dla chlorofilu *a*). Gwałtowne zmiany wartości absorbancji widoczne były głównie w początkowym okresie, zmiany późniejsze zachodziły już znacznie wolniej. Obliczone wartości stosunku $A_{4/4}$ świadczą, że w żadnym z analizowanych wariantów pH warunki nie były korzystne do zachowywania barwników. Zmianom w porównaniu do wartości początkowej (próbka 0 – $2540,1 \text{ A} \cdot (\text{nm} \cdot \text{g}_{\text{smbp}})^{-1}$) ulegały także wartości pola powierzchni pod krzywą absorpcji. Średnio największą zmianę stwierdzono w odniesieniu do próbek liści inkubowanych w wodzie o pH=8. Wahania w zawartości barwników powodowane były zmianami ilościowymi i jakościowymi, zachodzącymi w ich składzie. Podczas rozkładu zwiększa się zróżnicowanie barwników na skutek zachodzących przemian diagenetycznych [Daley 1973]. Należy bowiem mieć na uwadze, że przykładowo podczas rozkładu chlorofilu *a* ($\text{C}_{55}\text{H}_{72}\text{N}_4\text{O}_5\text{Mg}$) tworzy się nie tylko feofityna *a* ($\text{C}_{55}\text{H}_{74}\text{N}_4\text{O}_5$), ale także pirofeofityna *a* ($\text{C}_{53}\text{H}_{72}\text{N}_4\text{O}_3$), feoforbid *a* ($\text{C}_{35}\text{H}_{36}\text{N}_4\text{O}_5$), czy chlorofilid ($\text{C}_{35}\text{H}_{34}\text{N}_4\text{O}_5\text{Mg}$). Związki te charakteryzuje zróżnicowany skład chemiczny oraz barwa i w związku z tym odmienne właściwości spektrometryczne.

W tabeli 6 przedstawiono wartości współczynników korelacji obliczone dla analizowanych parametrów rozkładu materiału roślinnego. Zwraca uwagę w większości przypadków brak korelacji pomiędzy analizowanymi parametrami spektrometrycznymi ekstraktów barwników a składem chemicznym liści. Brak także korelacji pomiędzy wartościami absorbancji przy długościach fal 410, 430 i 662 nm a wartością pola powierzchni pod krzywą absorpcji (PKA) dla liści inkubowanych w wodzie o pH=7. W pozostałych przypadkach (woda o pH=6 i 8) parametry te były ze sobą silnie skorelowane.

Tabela 6. Wartości istotnych współczynników korelacji ($p < 0,05$)

Table 6. Values of significant correlation coefficients ($p < 0.05$)

pH	Parametr	TC						
6	TN	–	TN					
	TC/TN	–	-0,99	TC/TN				
	A_{410}	–	–	-0,81	A_{410}			
	A_{430}	–	–	–	0,96	A_{430}		
	A_{662}	–	–	–	0,95	0,94	A_{662}	
	$A_{4/4}$	–	–	–	–	–	–	$A_{4/4}$
	PKA	–	–	–	0,99	0,93	0,95	–

c.d. tab. 6 na str. 127

cd. tab. 6 ze str. 126

pH	Parametr	TC						
7	TN		TN					
	TC/TN	-0,83	-1,0	TC/TN				
	A ₄₁₀	–	–	–	A ₄₁₀			
	A ₄₃₀	–	–	–	0,92	A ₄₃₀		
	A ₆₆₂	–	–	–	0,96	0,93	A ₆₆₂	
	A _{4/4}	–	–	–	–	–	–	A _{4/4}
	PKA	–	–	–	–	–	–	–

pH	Parametr	TC						
8	TN	–	TN					
	TC/TN	–	-0,98	TC/TN				
	A ₄₁₀	–	–	–	A ₄₁₀			
	A ₄₃₀	–	–	–	0,98	A ₄₃₀		
	A ₆₆₂	–	–	–	0,99	0,99	A ₆₆₂	
	A _{4/4}	–	–	–	–	–	–	A _{4/4}
	PKA	–	–	–	0,97	0,97	0,95	–

5. PODSUMOWANIE

Procesy rozkładu materii organicznej zachodzące w wodach są skomplikowane i nie do końca poznane. Celem przeprowadzonych badań było porównanie w warunkach laboratoryjnych procesów rozkładu materii organicznej zachodzących w wodzie o różnych wartościach pH. Badaniami objęto także zmiany ilościowe barwników roślinnych, zachodzące podczas dekompozycji materiału organicznego.

Przeprowadzone badania wykazały, że w założonych warunkach eksperymentu najbardziej intensywny spadek masy próbek zachodził podczas pierwszego miesiąca inkubacji. W okresie tym zmniejszała się także wartość absorbancji przy długości fali 430 nm, co może świadczyć o szybko postępującej degradacji chlorofilu *a*. Wyniki te potwierdzają, że istotną rolę w początkowej fazie dekompozycji odgrywa proces wyplukiwania. Średnio największy ubytek suchej masy próbek (30,66%) stwierdzono w odniesieniu do materiału inkubowanego w wodzie o wartości pH równej 7, największy natomiast średni spadek zawartości barwników, wynoszący 32,56%, zanotowano dla liści znajdujących się w wodzie o pH równym 8.

Przebieg otrzymanych widm absorpcji ekstraktów barwników wskazuje, że proces ich degradacji zachodził w odmienny sposób w zależności od wartości pH wody.

Barwniki roślinne stanowią integralną część materii organicznej wydaje się więc celowe, aby badania nad jej rozkładem obejmowały również procesy degradacji i zachowywania barwników.

PIŚMIENNICTWO

- BATTLE J.M., MIHUC T.B. 2000. Decomposition dynamics of aquatic macrophytes in the lower Atchafalaya, a large floodplain river. *Hydrobiologia* 418: 123–136.
- BELOVA M. 1993. Microbial decomposition of freshwater macrophytes in the littoral zone of lakes. *Hydrobiologia* 251: 59–64.
- BENFIELD E.F. 2006. Decomposition of leaf material. [W:] Hauer F.R., Lamberti G.A. (eds.) *Methods in stream ecology*. Academic Press, Amsterdam.
- BIANCHI T.S., FINDLAY S. 1991. Decomposition of Hudson estuary macrophytes: photosynthetic pigment transformations and decay constants. *Estuaries* 14: 65–73.
- BIANCHI T.S., FINDLAY S., D. FONTVIEILLE D. 1991. Experimental degradation of plant materials in Hudson River sediments. I. Heterotrophic transformations of plant pigments. *Biogeochemistry* 12: 171–187.
- CHEEVER B.M., KRATZER E.B., WEBSTER J.R. 2012. Immobilization and mineralization of N and P by heterotrophic microbes during leaf decomposition. *Freshwater Science* 31: 133–147.
- CHOUDHARY P., ROUTH J., GOVIND J., CHAKRAPANI G.J. 2009. An environmental record of changes in sedimentary organic matter from Lake Sattal in Kumaun Himalayas, India. *Science of the Total Environment* 407: 2783–2795.
- DALEY R.J. 1973. Experimental characterization of lacustrine chlorophyll digenesis. II. Bacterial viral and herbivore grazing effects. *Archiv für Hydrobiologie* 72: 277–304.
- FLEITUCH T. 2010. Dekompozycja gruboziarnistej materii organicznej a funkcjonowanie ekosystemów małych rzek w warunkach antropopresji. *Studia Nature* 57, Kraków.
- FLEITUCH T., LEICHTFRIED M. 2007. Electron Transport System (ETS) activity in alder leaf litter in two contrasting headwater streams. *International Review of Hydrobiology* 92: 378–391.
- GULIS V., SUBERKROPP K. 2003. Leaf litter decomposition and microbial activity in nutrient-enriched and unaltered reaches of a headwater stream. *Freshwater Biology* 48: 123–134.
- GUILIZZONI P., LAMI A., MARCHETTO A. 1992. Plant pigment ratios from lake sediments as indicators of recent acidification in alpine lakes. *Limnology and Oceanography* 37(7): 1565–1569.
- HO Y.B. 1979. Chemical composition studies on some aquatic macrophytes in three Scottish lochs. I. Chlorophyll, ash, carbon, nitrogen and phosphorus. *Hydrobiologia* 63(2): 161–166.
- HUNTER R.D. 1976. Changes in carbon and nitrogen content during decomposition of three macrophytes in freshwater and marine environment. *Hydrobiologia* 51(2): 119–128.
- JEFFREY S.W., MANTOURA R.F.C., WRIGHT S.W. (eds.) 1997. *Phytoplankton pigments*

- in oceanography: guidelines to modern methods. UNESCO Publishing.
- KAUSHIK N.K., HYNES H.B.N. 1971. The fate of autumn-shed leaves that fall into streams. *Archiv für Hydrobiologie* 68: 465–515.
- LICHTENTALER H.K., WELLBURN A.R. 1983. Determinations of total carotenoids and chlorophylls *a* and *b* in leaf extracts in different solvents. *Biochemical Society Transactions* 11: 591–592.
- Manual of Lambda 20 – UV/VIS.** 1996. Spectrometer operation and parameter description. Perkin–Elmer Corporation, USA.
- MEYER J.L., JOHNSON C. 1983. The influence of elevated nitrate concentration on the rate of leaf decomposition in a stream. *Freshwater Biology* 13: 177–183.
- MEYERS P.A., ISHIWATARI R. 1993. Lacustrine organic geochemistry – an overview of indicator of organic matter sources and diagenesis in lake sediments. *Organic Geochemistry* 20: 867–900.
- PIECZYŃSKA E. 1972. Ecology of the eulittoral zone of lakes *Ekologia Polska – Polish Journal of Ecology* 20: 637–368.
- PIECZYŃSKA E. 1993. Detritus and nutrient dynamics in the shore zone of lakes: A review. *Hydrobiologia* 251: 49–58.
- PIECZYŃSKA E., BALCERZAK D., KOŁODZIEJCZYK A., OLSZEWSKI Z., RYBAK J.I. 1984. Detritus in the littoral of several Masurian Lakes (sources and fates). *Ekologia Polska – Polish Journal of Ecology* 32: 387–440.
- Plan Ochrony Górznieńsko-Lidzbarskiego Parku Krajobrazowego do roku 2030.** 2009. Część II Ocena stanu istniejącego, inwentaryzacja i ocena zasobów, tworów i składników przyrody, walorów krajobrazowych, wartości kulturowych oraz identyfikacja wewnętrznych i zewnętrznych zagrożeń obszaru GLPK. Toruń, Górzno, Czarny Bryńsk.
- RIBAS A.C., TANAKA M.O., DE SOUZA A.L. 2006. Evaluation of macrofaunal effects on leaf litter breakdown rates in aquatic and terrestrial habitats. *Austral Ecology* 31: 783–790.
- ROUTH J., MEYERS P.A., GUSTAFSSON Ö., BASKARAN M., HALLBERG R., SCHOLDSTRÖM A. 2004. Sedimentary geochemical record of human induced environmental changes in the Lake Brunnsviken watershed, Sweden. *Limnology and Oceanography* 49: 1560–1569.
- ROUTH J., MEYERS P.A., HJORTH T., BASKARAN M., HALLBERG R. 2007. Sedimentary geochemical record of recent environmental changes around Lake Middle Marviken, Sweden. *Journal of Paleolimnology* 37: 529–45.
- SRIDHAR K.R., KRAUSS G., BÄRLOCHER F., RAVIRAJA N.S., WENNRICH R., BAUMBACH R., KRAUSS G.-J. 2001. Decomposition of alder leaves in two heavy metal-polluted streams in central Germany. *Aquatic Microbial Ecology* 26: 73–80.
- SUBERKROPP K.F., GODSHALK G.L., KLUG M.J. 1976. Changes in the chemical composition of leaves during processing in a woodland stream. *Ecology* 57: 720–727.

- SWAN C.M., PALMER M.A. 2004. Leaf diversity alters litter breakdown in a piedmont stream. *Journal of the North American Benthological Society* 23: 15–28.
- TALBOT M.R. 2001. Nitrogen isotopes in paleolimnology. [W:] Last W.M., Smol J.P. (eds.) *Tracking environmental changes using lake sediments. Physical and Geochemical Methods*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- WALLANCE J.B., WEBSTER J.R., CUFFEY T.F. 1982. Stream detritus dynamics: regulation by invertebrate consumers. *Oecologia* 53: 197–200.