

KATARZYNA PUCZKO, PIOTR ZIELIŃSKI, ELŻBIETA JEKATIERYNCZUK-RUDCZYK

Zakład Ochrony Środowiska
Instytut Biologii
Uniwersytet w Białymstoku
Ciołkowskiego 1J, 15-245 Białystok
E-mail: k.puczko@uwb.edu.pl
p.zielinski@uwb.edu.pl
rudczyk@uwb.edu.pl

ROZPUSZCZONA MATERIA ORGANICZNA W WODACH SŁODKICH

WSTĘP

Rozpuszczona materia organiczna (RMO) (ang. dissolved organic matter, DOM), występuje powszechnie we wszystkich ekosystemach słodkowodnych. Szacuje się, iż rozpuszczone substancje organiczne stanowią od 60% do 90% wszystkich substancji organicznych w wodach słodkich (SZPAKOWSKA 2001). Ilość DOM najczęściej wyrażana jest w jednostkach wagowych węgla organicznego (RWO) (ang. dissolved organic carbon, DOC). Do celów praktycznych oba terminy mogą być używane zamiennie i przeliczane wzajemnie (ALLAN 1998).

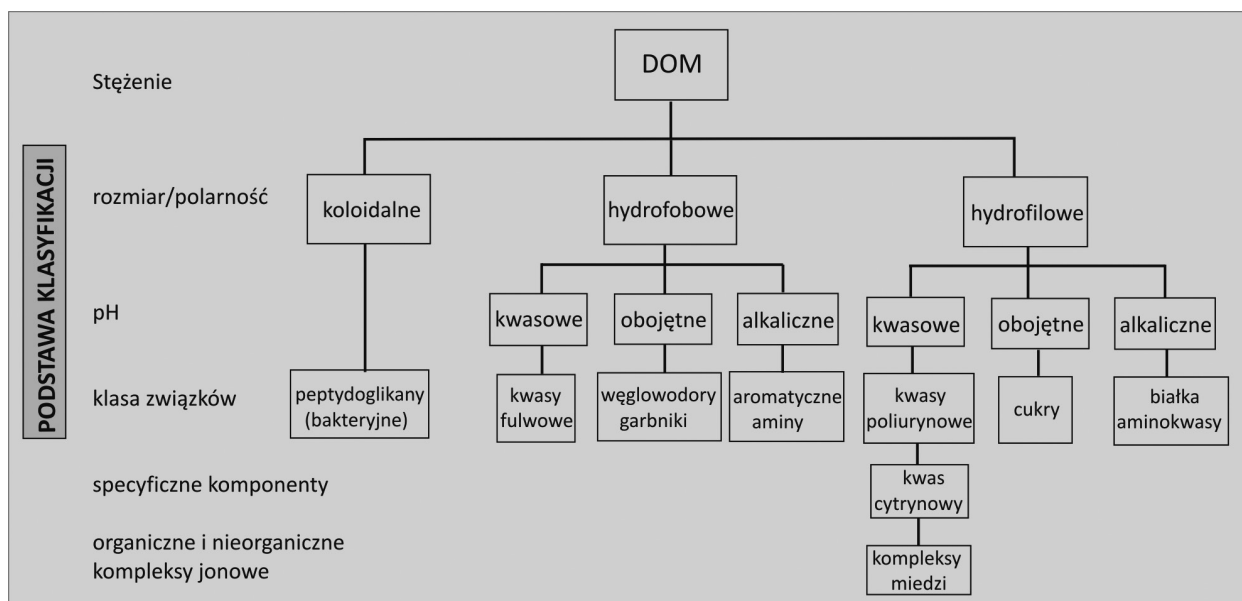
DOC stanowi największy rezerwuár węgla organicznego w ekosystemach wodnych i jest aktywnym elementem biogeochemicznego obiegu węgla w przyrodzie (WETZEL 2001). W wodach słodkich ilość DOM, jej skład i biodostępność, zależą od jej pochodzenia, sposobu użytkowania zlewni, rzeźby terenu, obecności drobnoustrojów, parametrów hydrologicznych oraz przemian fotochemicznych (JAFFÉ i współaut. 2008, FELLMAN i współaut. 2009, HUANG i CHEN 2009, WAGNER i ZALEWSKI 2000). Rozpuszczona materia organiczna w ekosystemach słodkowodnych może stanowić źródło energii dla heterotroficznych mikroorganizmów.

SKŁAD CHEMICZNY ROZPUSZCZONEJ MATERII ORGANICZNEJ

DOM jako mieszanina różnych związków chemicznych, trudno poddaje się szczegóło-

wym analizom i wymaga zastosowania nowoczesnych technik analitycznych. Metodą współcześnie stosowaną do oznaczania związków wchodzących w skład DOM jest spektroskopia fluorescencyjna. We wczesnych badaniach wykorzystywano ją przede wszystkim do charakterystyki składowych DOM wprowadzanych przez rzeki do wód przybrzeżnych. Obecnie, bardziej szczegółowa, trójwymiarowa spektroskopia fluorescencyjna emisji i wzbudzenia (EEM), w połączeniu z modelem PARAFAC, dostarczają pełnych danych spektralnych i pozwalają na oznaczanie różnych frakcji rozpuszczonej materii organicznej (BAKER 2001, STEDMON i współaut. 2003). Zastosowanie tego modelu pozwala na podział złożonego sygnału fluorescencyjnego na poszczególne czynniki przedstawione graficznie w postaci widm emisji i wzbudzenia. Widmo fluorescencyjne wzbudzenia rozpuszczonej materii organicznej zawiera się w przedziale 250-400 nm, a widmo emisji 350-500 nm. Lokalizacja poszczególnych pików umożliwia identyfikację związków organicznych wchodzących w skład rozpuszczonej materii organicznej (STEDMON i współaut. 2003).

Rozwój spektroskopii fluorescencyjnej i NMR (magnetyczny rezonans jądrowy) przyspieszył tempo i dokładność analiz na poziomie molekularnym (MOPPER i współaut. 2007). Mimo wykorzystania wielu zaawansowanych technik, dotychczas udało się scharakteryzować zaledwie 25% związków wchodzących w skład DOM w wodach słodkich. Analiza jakościowa DOM wód rzecznych



Ryc. 1. Klasyfikacja składowych DOM (wg LEENHEER i CROUE 2003).

pozwoili zidentyfikować takie związki jak: kwasy fulwowe, kwasy huminowe, aminokwasy, węglowodany, węglowodory, kwasy organiczne. Zdecydowana większość DOM pozostaje jednak wciąż niescharakteryzowana, a jej opis utrudnia fakt ciągłych zmian DOM, spowodowany procesami biogeochemicznymi zachodzącymi w ekosystemach wodnych. Szczegółowe zestawienie powszechnie występujących związków tworzących strukturę DOM wraz z klasyfikacją przedstawiono na Ryc. 1.

Podstawową grupą substancji w wodach słodkich są substancje humusowe, występujące w wodzie w formie kwasów fulwowych o charakterze hydrofilowym, kwasów huminowych (hydrofobowych) i humin (soli tych kwasów) (DE HAAN 1993). Głównym składnikiem puli węgla organicznego, znajdującego się w ekosystemach wodnych, są rozpuszczalne w wodzie kwasy fulwowe.

POCHODZENIE I WIEK ROZPUSZCZONEJ MATERII ORGANICZNEJ

Rozpuszczona materia organiczna ma pochodzenie autochtoniczne i allochtoniczne. Autochtoniczna materia organiczna w wodach powierzchniowych wytwarzana jest przez organizmy poprzez wydalanie, pozakomórkową sekrecję, wypłukiwanie z obumarłych glonów, makrofitów i uwalnianie z osadów dennych (NAGATA 2000). Allochtoniczną materię organiczną tworzą substancje dostające się do wody z ekosystemów lądowych, najczęściej w wyniku spływu powierzchniowego. Są to związki organiczne wymywane z

gleby, związki pochodzenia zwierzęcego i zanieczyszczenia antropogeniczne.

Pochodzenie DOM wpływa na jej skład chemiczny. Glebowa DOM różni się od DOM pochodzenia roślinnego, co jest bezpośrednio związane z rodzajem związków chemicznych, oraz czasem przekształceń materii organicznej w glebie (THURMAN 1985). Materia organiczna wypłukiwana z obumarłych glonów uważana jest za bardziej labilną, w porównaniu do DOM pochodzenia lądowego (KARLSSON i współaut. 2007). Strefy przejściowe woda-ład są metabolicznie bardzo aktywnymi obszarami, o znacznie większej produktywności niż strefa toni wodnej (THURMAN 1985).

Niedocenianym, ale bardzo zasobnym źródłem DOM są lasy. W zlewniach leśnych podstawowa produkcja DOC ma miejsce w górnej warstwie ściółki (QUALLS i HAINES 1991). Innym ważnym i zasobnym źródłem DOC są torfowiska. Woda o dużej zawartości DOC ma zwykle brunatną barwę i jest charakterystyczna dla rzek drenujących obszary podmokłe. Spływ wody z torfowisk wnosi do wód powierzchniowych duży ładunek materii organicznej, w tym przede wszystkim substancji humusowych. W wodach torfowisk stężenie DOC wynosi około 20 mg dm⁻³, a nawet więcej (NADANY i SAPEK 2004, SAPEK 2009) (Tabela 1).

Jednym z bezpośrednich źródeł allochtonicznego DOM są porowe wody podziemne, występujące w wodonośnych skałach osadowych okruskowych. Dodatkowo, woda podziemna, przesiąkająca przez bogate w materię organiczną osady dennie, może istotnie wzbogacać się w DOM. Brak produkcji pier-

Tabela 1. Średnie stężenia DOC w różnych typach wód słodkich strefy umiarkowanej.

Typ wody	DOC [mg dm ⁻³]	
Wody podziemne (porowe, warstwowe)	0,1–2	MONTGOMERY 1985 OLĄNCZUK-NEYMAN 2001
Wody powierzchniowe stojące		
Jezióra oligotroficzne	1–3	BARAŁKIEWICZ i SIEPAK 1994
Jezióra mezotroficzne	2–4	
Jezióra eutroficzne	3–34	
Jezióra dystroficzne	20–50	
Wody powierzchniowe płynące	0,5–25	JEKATIERYN CZUK-RUDCZYK i współaut. 2006
Wody torfowisk	> 20	NADANY i SAPEK 2004 SAPEK 2009

wotnej i wąska specjalizacja mikroorganizmów występujących w wodach podziemnych powodują, że materia organiczna wyjątkowo wolno ulega rozkładowi (WETZEL 2001).

Opady atmosferyczne również stanowią okresowe źródło DOM. Stężenie DOC w wodach opadowych jest bardzo zmienne w czasie i zależne od ich kontaktu z roślinnością. Stężenia DOC w wodzie opadowej powyżej koron drzew wynoszą ok. 1 mg dm⁻³. Woda deszczowa w kontakcie z liśćmi, spłukuje z ich powierzchni znaczne ilości materii organicznej. Badania przeprowadzone przez FISHERA i LIKENSZA (1973) dowodzą, że wody opadowe ściekające po pniu drzew ulegają wzbogaceniu w DOC (nawet ok. 18 mg dm⁻³).

W ekosystemach wodnych, rozpuszczone substancje organiczne są mieszaniną materiału „młodego” i „starego”. Większość rzeczynego i jeziornego DOC jest młodsza niż DOC w glebach organicznych (SCHIFF i współaut. 1990). Wiek substancji humusowych gleb leśnych i gleb stepowych mieści się w szerokim zakresie 200–8000 lat, w wodach podziemnych nawet 17.000 lat. Najmłodsze pod tym względem są substancje humusowe w jeziorach i rzekach. DOC w wodach powierzchniowych pochodzi przede wszystkim z lądowej produkcji pierwotnej. Wiek 50% DOC znajdującego się w rzekach i w jeziorach szacowany jest na ok. 40 lat (SCHIFF i współaut. 1997).

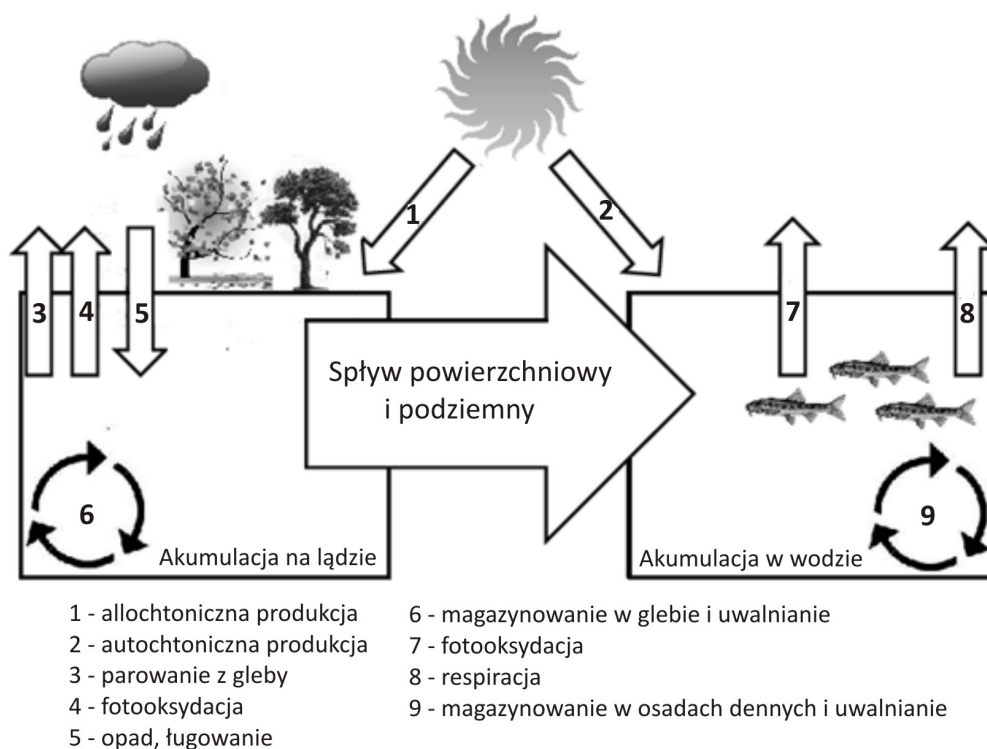
PRZEMIANY CHEMICZNE, FIZYCZNE I BIOLOGICZNE ROZPUSZCZONEJ MATERII ORGANICZNEJ

DOM ulega ciągłym przemianom chemicznym, przemianom fizycznym takim jak: adsorpcja i desorpcja, oraz przemianom biologicznym – jest pobierana i uwalniana przez organizmy żywe. Na obieg DOM w przyrodzie składają się procesy produkcji, fotoutle-

niania, wymywania, ługowania i akumulacji (Ryc. 2).

Część DOM wykazuje właściwości absorpcji światła, szczególnie w zakresie promieniowania UV. Decydujące znaczenie odgrywają tu kwasy humusowe, ponieważ jako mieszanina wielkocząsteczkowych i wielopierścieniowych związków organicznych, posiadają optycznie czynne grupy chromoforowe. Optycznie aktywna frakcja DOM (ang. chromophore-containing dissolved organic matter, CDOM), nadaje brunatną barwę wodzie i jest absorbentem światła. Pośrednio wpływa na poziom produkcji pierwotnej (ograniczając ją), właściwości termodynamiczne wody i chroni organizmy wodne przed szkodliwym promieniowaniem UV. W kształtowaniu się jakościowych i ilościowych własności optycznych CDOM uczestniczą procesy mieszania wody, fotowycielania i mikrobiologicznego rozpadu (KOWALCZUK i współaut. 2003). Znaczącym źródłem CDOM są ekosystemy lądowe (BRACCHINI i współaut. 2006). Rzeki z kolei, pełnią funkcję transportową CDOM do jezior, mórz i oceanów. Podczas transportu rzeczynego, w ujściach i w strefach przybrzeżnych, CDOM ulega procesom fotowycielania, czyli utraty barwy na skutek przemian fotochemicznych (VĀHĀTALO i WETZEL 2004). Konsekwencją fotowycielania jest zwiększona penetracja promieni słonecznych i w rezultacie, zwiększenie zasięgu promieniowania UV w wodzie, zazwyczaj szkodliwego dla organizmów wodnych. Bakterioplankton i fitoplankton, czyli biocenozy, odgrywające ważną rolę w obiegu węgla w ekosystemach wodnych, są bardzo wrażliwe na promieniowanie UV, które ogranicza produkcję pierwotną, powoduje uszkodzenia aparatu fotosyntetycznego i DNA (SULZBERGER i DURISCH-KAISER 2009).

Zachodzące w środowisku wodnym przemiany fotochemiczne oddziałują na wzrost



Ryc. 2. Obieg rozpuszczonej materii organicznej.

lub spadek dostępności DOM dla mikroorganizmów wodnych. W wyniku procesów fotochemicznych dochodzi do rozdrobnienia rozbudowanych cząsteczek DOM, co poprawia w efekcie dostępność tych związków organicznych dla mikroorganizmów. Indukowany światłem wzrost dostępności biologicznej DOM może wpływać na zwiększenie tempa respiracji mikroorganizmów, a także przyrost biomasy bakterii wywołany intensyfikacją przemian materii organicznej w tzw. pętli mikrobiologicznej (BERTILSSON i TRANVIK 1998). PRAIRIE (2008) nazywa DOM „wielkim moderatorem”, który absorbując promieniowanie słoneczne, powoduje wzrost temperatury powierzchniowych warstw wody. Ponadto, tworząc kompleksy metaloorganiczne, wpływa na transport i dostępność metali ciężkich oraz reguluje pH w wodach słodkich o małych zdolnościach buforowych.

DOM wykazuje zdolność wiązania substancji ropo pochodnych i metali ciężkich, które w postaci kompleksów sedymentują do osadów dennych (WIŚNIEWSKA-KIELIAN i NIEMIĘC 2008). Kwasy humusowe, w związku z bogactwem grup funkcyjnych, mogą wiązać jony metali na drugim i trzecim stopniu utlenienia. W przypadku metali ciężkich, np. rtęci, szczególnie preferowanym miejscem ich wiązania przez substancje humusowe jest węgiel z grup karboksylowych. Substancje humusowe o dużej masie czą-

steczkowej wiążą mangan, kadm i nikiel, z kolei te o małej masie cząsteczkowej wiążą miedź i kobalt (ROCHA i współaut. 2008). FORSTNER i WITTMANN (1983) przedstawili szereg wiązania metali z substancjami humusowymi, w ciągu malejącego powinowactwa: Hg>Cu>Ni>Zn>Co>Mn>Ca>Mg. Metale ciężkie, dzięki związaniu z materią organiczną, tracą zdolność przenikania przez błony komórkowe organizmów, przez co stają się nieszkodliwe.

ZASOBY ROZPUSZCZONEJ MATERII ORGANICZNEJ W EKOSYSTEMACH WODNYCH

Stężenie węgla w formie rozpuszczonej w wodach słodkich waha się od jednego do kilkudziesięciu mg dm⁻³ (Tabela 1). Najmniejsze stężenie DOC obserwowane jest w wodach podziemnych, największe zaś w wodach jezior dystroficznych oraz w wodach torfowisk. Wody powierzchniowe poddane antropopresji, silnie zanieczyszczone związkami organicznymi, charakteryzują się stężeniem DOC nawet do kilkudziesięciu mg dm⁻³. Stężenia DOC rosną od 2–3 mg dm⁻³ w wodach opadowych, do 10–50 mg dm⁻³ w wodach przepływających przez gleby organiczne i duże zbiorowiska roślinne (DALVA i MOORE 2001).

Czynnikami pośrednio wpływającymi na stężenie DOC w wodach słodkich są: warunki klimatyczne, hydrometeorologiczne,

geologiczne i typ wegetacji. Największy ładunek DOC do rzek dostarczany jest z borów bagiennych i torfowisk, a najmniejszy ze stepów i prerii (WETZEL 2001). Sposób zagospodarowania zlewni ma swoje odzwierciedlenie w jakości wód gruntowych (ZIELIŃSKI i GÓRNIAK 1999). Badania GÓRNIAKA (1996) wskazują, iż rzeki przepływające przez tereny leśne charakteryzują się wysokim stężeniem DOC, co jest spowodowane wymywaniem związków organicznych z próchnicy glebowej.

Badania DOJLIDO i współaut. (1994) potwierdzają zależność pomiędzy stężeniem DOC w wodach powierzchniowych a cechami strefy klimatycznej. Najmniejsze stężenia DOC odnotowano w wodach słodkich obszarów położonych w strefie klimatów polarnych (Arktyka), klimatów suchych i w klimacie górskim (np. alpejskim). Wynika to z małego ładunku substancji organicznych docierającego ze zlewni, spowodowanego niską produkcją roślinną. Co ciekawe, w wodach słodkich w strefie klimatów tropikalnych stężenie DOC jest również niskie, co wynika z bardzo szybkiego procesu mineralizacji związków organicznych. Wody strefy umiarkowanej charakteryzują się dużym stężeniem DOM. Największe stężenie DOC występuje w wodach powierzchniowych obszarów bagiennych, terenów wilgotnych i w tajdze, gdzie produkcja jest wysoka, a mineralizacja przebiega wolno.

Istotny wpływ na stężenie DOM w wodach powierzchniowych na terenach nizinnych mają przemiany materii organicznej zachodzące w strefie hyporeicznej. Podwyższone stężenie DOM w wodach interstycjalnych może wskazywać na to, że wody porowe nie w pełni uczestniczą w obiegu materii w zlewni (ZIELIŃSKI i JEKATIERYN CZUK-RUDCZYK 2010). Wody interstycjalne, zasilające koryta rzek drenażowych, mogą wpływać na jakość wód powierzchniowych obniżając ich jakość, szczególnie w okresie wysokich stanów. Wody źródlisk na obszarach nizinnych charakteryzują się mniejszym stężeniem DOM ($<10 \text{ mg dm}^{-3}$) w porównaniu do wód powierzchniowych ($>10 \text{ mg dm}^{-3}$) (JEKATIERYN CZUK-RUDCZYK 2010).

ZNACZENIE ROPUSZCZONEJ MATERII ORGANICZNEJ

DOM, ze względu na swoje właściwości sorpcyjne, jest nośnikiem zanieczyszczeń antropogenicznych, w postaci metali ciężkich i pestycydów. Dzięki temu DOM wpływa na tempo i zasięg przemieszczania się metali ciężkich w hydrosferze. DOM, poprzez zdolności tworzenia związków metaloorganicznych, obniża toksyczność metali ciężkich dla ryb, bezkręgowców bentosowych i fitoplanktonu.

Kwasy organiczne, będące istotną częścią DOM, wpływają na obniżenie wartości odczynu wody o 0,5, a nawet 2,5 jednostki pH. Skutkuje to zmniejszeniem dostępności rozpuszczonego węgla nieorganicznego (ang. dissolved inorganic carbon, DIC) dla autotrofów. Stres fizjologiczny, związany ze spadkiem pH wody, wpływa na ograniczenie wzrostu fitoplanktonu. Z drugiej strony, słabe kwasy organiczne posiadają zdolności buforowe i przeciwdziałają nadmiernemu zakwaszeniu środowiska wodnego. Jeżeli DOM pochodzi ze środowisk bogatych w substancje odżywcze, wówczas podwyższone stężenia DOM będą wiązały się z eutrofizacją wód. Zdolność DOM, a w szczególności substancji humusowych, do okresowego wiązania jonów zawierających N i P może pośrednio wpływać na krążenie pierwiastków biogennych i w konsekwencji przyczyniać się do intensyfikacji procesów fotosyntezy (KLUG 2002). Zjawisko to jest obserwowane głównie w toni wodnej i dotyczy fitoplanktonu oraz makrofitów swobodnie pływających.

DOM jest istotnym czynnikiem wpływającym na strukturę i funkcjonowanie łańcucha pokarmowego w ekosystemach wodnych (WETZEL 2001). Przepływ węgla przez mikrobiologiczny łańcuch pokarmowy, czyli tzw. pętlę mikrobiologiczną, odgrywa istotną rolę w remineralizacji materii organicznej. Bakterie korzystając m.in. z DOM jako źródła energii, uwalniają do atmosfery CO_2 i CH_4 , gazy wzmagające efekt cieplarniany.

Obciążenie wód powierzchniowych rozpuszczoną materią organiczną może prowadzić do okresowych deficytów tlenowych, czego przyczyną są mikrobiologiczne procesy rozkładu DOM. W przypadku małych rzek i zbiorników wodnych, taki stan jest niekorzystny dla funkcjonowania hydrobiontów. Chociaż sam parametr (DOM) nie jest uwzględniany przy klasyfikacjach stanu ekologicznego wód powierzchniowych, to wzrost stężenia DOC w wodzie może powodować obniżenie wartości ekologicznej ekosystemu, pomimo dużego stopnia naturalności zlewni (czasem zbliżonego do stanu referencyjnego).

W doniesieniach naukowych z ostatnich lat DOC jest opisywane jako wskaźnik zmian zachodzących w środowisku w aspekcie globalnym. Postawiono kilka hipotez wyjaśniających obserwowany w ostatnich dekadach wzrost stężenia DOC w ekosystemach wodnych. Jedną z hipotez jest wpływ ocieplenia klimatu na wzrost produkcji kwasów fulwowych i huminowych w glebie. Ponadto, badania EVANSA i współaut. (2012) wiążą obserwowaną wzmożoną denudację DOC ze zlewni ekosystemów słodkowodnych Europy Zachodniej i Ameryki Północnej ze stopniowym wzrostem pH wód opadowych (zmniejszona

zawartość SO_2 w powietrzu). Jak się okazuje, analiza zmian stężenia DOC może dostarczać wielu cennych z punktu widzenia ekologia informacji, np. na temat funkcjonowania jeziora, absorpcji ciepła, zmian zachodzących w zlewni, takich jak: zwiększony odpływ, naruszenie stosunków wodnych czy zmiany w szacie roślinnej (EVANS i współaut. 2006, BENOY i współaut. 2007, KELLER i współaut. 2008, DE WIT i współaut. 2016). Badania MONTEIGHT i współaut. (2007) wskazują, iż wzrost stężenia DOC w rzekach związany jest ze spadkiem siły jonowej i zakwaszeniem roztworu glebowego. FREEMAN i współaut. (2001) łączą fakt zwiększenia stężenia DOC w wodach powierzchniowych Wielkiej Brytanii ze zmianami klimatycznymi. Wzrost temperatury, związany z globalnym ociepleniem, wpływa stymulująco na procesy denudacji DOC z torfowisk. Zapasy węgla organicznego zawarte w glebach torfowych zaczynają ulegać stopniowemu zmniejszeniu. Ogromne ilości węgla organicznego pochodzenia lądowego transportowane są przez rzeki, a w konsekwencji docierają do mórz i oceanów wpływając na zaburzenia globalnego obiegu węgla. Modelowe symulacje pokazują, iż do 2100 r. średnia temperatura powietrza na kuli ziemskiej wzrośnie o 2–4°C, a wielkość opadów na półkuli północnej wzrośnie o ok. 30%. W efekcie zwiększy się dopływ allochtonicznej materii organicznej do wód powierzchniowych powodując wzrost stężenia DOC w wodach słodkich (RITSON i współaut. 2014).

Streszczenie

Związki organiczne stanowią powszechny składnik wód słodkich. Rozpuszczona materia organiczna (RMO) w środowisku lądowym jest syntetyzowana zarówno wewnątrz ekosystemu jak i poza nim. RMO jest heterogeniczną mieszaniną tysięcy różnych organicznych substancji i związków chemicznych zawierających, oprócz węgla, także m. in. tlen, wodór, azot, fosfor i siarkę. RMO podlega biologicznym i abiotycznym transformacjom. Na przemiany RMO w przyrodzie składają się procesy produkcji, fotoutleniania, wymywania, ługowania oraz akumulacji. RMO wpływa na tempo i zasięg przemieszczania się metali ciężkich w wodach słodkich. Rozpuszczone barwne substancje organiczne powodują szybsze ogrzewanie się wody. Rozpuszczony węgiel organiczny (RWO) stanowi największy rezerwuuar węgla organicznego w ekosystemach wodnych i jest istotnym elementem biogeochemicznego obiegu węgla w przyrodzie. Wysokie stężenie RMO w wodach słodkich prowadzi do znacznych deficytów tlenowych w hypolimnionie i eutrofizację wód. Obfitość i jakość RMO wpływa również na tempo produkcji pierwotnej i stanowi ważny element petli mikrobiologicznej organizmów wodnych.

LITERATURA

- ALLAN J. D., 1998. *Ekologia wód płynących*. PWN, Warszawa.
- ALUWIHARE L. I., REPETA D. J., CHEN R. F., 2002. *Chemical composition and cycling of dissolved organic matter in the Mid-Atlantic Bight*. Deep Sea Res. (Part II), 49, 4421-4437.
- BAKER A., 2001. *Fluorescence excitation-emission matrix characterization of some sewage-impacted rivers*. Environ. Sci. Technol. 35, 948-953.
- BARALKIEWICZ D., SIEPAK J., 1994. *The contents and variability of TOC, POC and DOC concentration in natural waters*. Pol. J. Environ. Stud. 3, 15-18.
- BENOY G., CASH K., MCCAULEY E., WRONA F., 2007. *Carbon dynamics in lakes of the boreal forest under a changing climate*. Environ. Rev. 15, 175-189.
- BERTILSSON S., TRANVIK L. J., 1998. *Photochemically produced carboxylic acids as substrates for freshwater bacterioplankton*. Limnol. Oceanogr. 43, 885-895.
- BRACCHINI L., DATILO A. M., HULL V., LOISELLE S. A., MARTINI S., ROSSI C., SERITTI A., 2006. *The bio-optical properties of CDOM as descriptor of lake stratification*. J. Photoch. Photobio. B. 85, 145-149.
- DALVA M., MOORE T. R., 2001. *Some controls on the release of dissolved organic carbon by plant tissues and soils*. Soil Sci. 166, 38-47.
- DE HAAN H., 1993. *Solar UV light penetration and photodegradation of humic substances in peaty lake water*. Limnol. Oceanogr. 38, 1072-1076.
- DE WIT H. A., MONTEITH D. T., STODDARD J. L., 2016. *Climatic and chemical drivers of trends in DOC in northern surface waters in Europa and North America*. IEGU General Assembly Conference Abstracts, 18, 16886.
- DOJLIDO J., SIEPAK J., TABORYSKA B., 1994. *Oznaczanie węgla organicznego w wodach i ściekach*. Materiały Komisji Analizy Wody Komitetu Chemii Analitycznej PAN.
- EVANS C. D., CHAPMAN P. J., CLARK J. M., MONTEITH D. T., CRESSER M. S., 2006. *Alternative explanations for rising dissolved organic carbon export from organic soils*. Glob. Change Biol. 12, 2044-2053.
- EVANS C. D., JONES T. G., BURDEN A., OSTLE N., ZIELIŃSKI P., COOPER M. D., FREEMAN C., 2012. *Acidity controls on dissolved organic carbon mobility in organic soils*. Glob. Change Biol. 18, 3317-3331.
- FELLMAN J. B., HOOD E., D'AMORE D. V., EDWARDS R. T., WHITE D., 2009. *Seasonal changes in the chemical quality and biodegradability of dissolved organic matter exported from soils to streams in coastal temperate rainforest watersheds*. Biogeochemistry 95, 277-293.
- FISHER S. G., LIKENS G. E., 1973. *Energy flow in Bear Brook, New Hampshire: an integrative approach to stream ecosystem metabolism*. Ecol. Monogr. 43, 421-439.
- FORSTNER U., WITTMANN G. T. W., 1983. *Metal pollution in the aquatic environment*. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, Tokyo.
- FREEMAN C., EVANS C. D., MONTEITH D. T., REYNOLDS B., FENNER N., 2001. *Export of organic carbon from peat soils*. Nature 412, 785-785.
- GÓRNIĄK A., 1996. *Substancje humusowe i ich rola w funkcjonowaniu ekosystemów słodkowodnych*. Dział Wydawnictw Filii Uniwersytetu Warszawskiego w Białymstoku, 448, 151.
- HUANG W., CHEN R. F., 2009. *Sources and transformations of chromophoric dissolved organic matter in the Neponset River Watershed*. J. Geophys. Res. 114, DOI: 10.1029/2009JG000976.

- JAFFÉ R., MCKNIGHT D., MAIE N., CORY R., McDowell W. H., CAMPBELL J. L., 2008. *Spatial and temporal variations in DOM composition in ecosystems: The importance of long-term monitoring of optical properties*. J. Geophys. Res. 113, G04032.
- JEKATIERYNCZUK-RUDCZYK E., 2010. *Przekształcenia składu fizyczno-chemicznego płytkich wód podziemnych w strefach drenażu na obszarach nizinnych*. Wydawnictwo Uniwersytetu w Białymstoku, Białystok.
- JEKATIERYNCZUK-RUDCZYK E., ZIELIŃSKI P., GÓRNIAK A., 2006. *Stopień degradacji rzeki wiejskiej w bezpośrednim sąsiedztwie Białegostoku*. Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie 6, 143-153.
- KARLSSON J., JANSSON M., JONSSON A., 2007. *Respiration of allochthonous organic carbon in unproductive forest lakes determined by the Keeling plot method*. Limnol. Oceanogr. 52, 603-608.
- KELLER W., PATERSON A. M., SOMERS K. M., DILLON P. J., HENEBERRY J., FORD A., 2008. *Relationships between dissolved organic carbon concentrations, weather, and acidification in small Boreal Shield lakes*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 65, 786-795.
- KLUG J. L., 2002. *Positive and negative effects of allochthonous dissolved organic matter and inorganic nutrients on phytoplankton growth*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 59, 85-95.
- KOWALCZUK P., COOPER W. J., WHITEHEAD R. F., DURAKO M. J., SHELDON W., 2003. *Characterization of CDOM in an organic-rich river and surrounding coastal ocean in the South Atlantic Bight*. Aquat. Sci. 65, 384-401.
- LEENHEER J. A., CROUE J. P., 2003. *Peer reviewed: characterizing aquatic dissolved organic matter*. Environ. Sci. Technol. 37, 18-26.
- MONTETH D. T., STODDARD J. L., EVANS C. D., DE WIT H. A., FORSIUS M., HOGASEN T., KELLER B., 2007. *Dissolved organic carbon trends resulting from changes in atmospheric deposition chemistry*. Nature 450, 537-540.
- MONTGOMERY J. M., 1985. *Water treatment principles and design*. Wiley, New York.
- MOORE T. R., DALVA M., 2001. *Some controls on the release of dissolved organic carbon by plant tissues and soils*. Soil Sci. 166, 38-47.
- MOPPER K., STUBBINS A., RITCHIE J. D., BIALK H. M., HATCHER P. G., 2007. *Advanced instrumental approaches for characterization of marine dissolved organic matter: extraction techniques, mass spectrometry, and nuclear magnetic resonance spectroscopy*. Chem.Rev. 107, 419-442.
- NADANY P., SAPEK A., 2004. *Zróżnicowanie stężenia węgla organicznego w wodzie gruntowej w różnie użytkowanych glebach torfowych*. Woda-Środowisko-ObszaryWiejskie 4, 281-289.
- NAGATA T., 2000. *Production mechanisms of dissolved organic matter*. [W:] *Microbial ecology of the oceans*. KIRCHMAN D. L. (red.). John Wiley, New York, 121-152.
- OLAŃCZUK-NEYMAN K., 2001. *Mikroorganizmy w kształtowaniu jakości i uzdatnianiu wód podziemnych*. Wydawnictwo Politechniki Gdańskiej, Gdańsk.
- PRAIRIE Y. T., 2008. *Carbocentric limnology: looking back, looking forward*. Canad. J. Fish. Aquat. Sci. 65, 543-548.
- RITSON J. P., GRAHAM N. J. D., TEMPLETON M. R., CLARK J. M., GOUGH R., FREEMAN C., 2014. *The impact of climate change on the treatability of dissolved organic matter (DOM) in upland water supplies: a UK perspective*. Sci. Tot. Environ. 473, 714-730.
- QUALLS R. G., HAINES B. L., 1991. *Geochemistry of dissolved organic nutrients in water percolating through a forest ecosystem*. Soil Sci. Soc. Am. J. 55, 1112-1123.
- ROCHA C. L., NOWALD N., PASSOW U., 2008. *Interactions between diatom aggregates, minerals, particulate organic carbon, and dissolved organic matter: Further implications for the ballast hypothesis*. Global Biogeochem. Cycles 22, B4005.
- SAPEK A., 2009. *Rozpuszczony węgiel organiczny w wodzie z gleb torfowych na bagnie Ławki*. Roczniki Gleboznawcze Warszawa, 60, 89-101.
- SCHIFF S. L., ARAVENA R., TRUMBORE S. E., DILLON P. J., 1990. *Dissolved organic carbon cycling in forested watersheds - a carbon isotope approach*. Wat. Resour. Res. 26, 2949-2957.
- SCHIFF S. L., ARAVENA R., TRUMBORE S. E., HINTON M. J., ELGOOD R., DILLON P. J., 1997. *Export of DOC from forested catchments on the Precambrian Shield of Central Ontario: Clues from 13C and 14C*. Biogeochemistry 36, 43-65.
- STEDMON C. A., MARKAGER S., BRO R., 2003. *Tracing dissolved organic matter in aquatic environments using a new approach to fluorescence spectroscopy*. Marine Chem. 82, 239-254.
- SULZBERGER B., DURISCH-KAISER E., 2009. *Chemical characterization of dissolved organic matter (DOM): a prerequisite for understanding UV-induced changes of DOM absorption properties and bioavailability*. Aquat. Sci. 71, 104-126.
- SZPAKOWSKA B., 2001. *Dissolved organic substances in water bodies of agricultural landscapes*. [W:] *Landscape ecology in agroecosystems management*. RYSZKOWSKI L. (red.). CRC Press, Washington, 159-184.
- THURMAN E. M., 1985. *Organic geochemistry of natural waters*. Nijhoff & Junk Publ., Boston.
- VÄHÄTALO A. V., WETZEL R. G., 2004. *Photochemical and microbial decomposition of chromophoric dissolved organic matter during long (months-years) exposures*. Marine Chem. 89, 313-326.
- WAGNER I., ZALEWSKI M., 2000. *Effect of hydrological patterns of tributaries on biotic processes in a lowland reservoir - consequences for restoration*. Ecol. Eng. 16, 79-90.
- WETZEL R. G., 2001. *Limnology: lake and river ecosystems*. Academic Press, San Diego.
- WIŚNIEWSKA-KIELIAN B., NIEMIEC M., 2008. *Effect of bottom sediment addition to the substrate on the Fe, Mn, Zn and Cu contents and on quantitative ratios between these elements in plant biomass*. Ecol. Chem. Eng. 15, 1183-1191.
- ZIELIŃSKI P., JEKATIERYNCZUK-RUDCZYK E., 2010. *Dissolved organic matter transformation in the hyporheic zone of a small lowland river*. Oceanol. Hydrob. St. 39, 97-103.
- ZIELIŃSKI P., GÓRNIAK A., 1999. *Analizy rozpuszczonego węgla organicznego w wodach naturalnych*. Aparatura Badawcza i Dydaktyczna 4, 37-45.

KOSMOS Vol. 66, 3, 457–464, 2017

KATARZYNA PUCZKO, PIOTR ZIELIŃSKI, ELŻBIETA JEKATIERYNCZUK-RUDCZYK

*Department of Environmental Protection, Institute of Biology, University of Białystok, Ciołkowskiego 1J, 15-245 Białystok, E-mail:
k.puczko@uwb.edu.pl, p.zielinski@uwb.edu.pl, rudczyk@uwb.edu.pl*

DISSOLVED ORGANIC MATTER IN FRESHWATERS

Summary

Organic compounds are a common component of freshwaters. Dissolved organic matter (DOM) is synthesized inside the ecosystem and beyond, in the terrestrial environment. DOM is a heterogeneous mixture of thousands of different organic substances and chemical compounds containing, in addition to carbon, also: oxygen, hydrogen, nitrogen, phosphorus and sulfur. DOM undergoes biological and abiotic transformations. The transformation of DOM consists of primary production processes, photo-oxidation processes, leaching and accumulation. DOM affects the rate and movement of heavy metals in freshwaters. Colored organic substances cause higher water temperature. Dissolved organic carbon (DOC) is the largest reservoir of organic carbon in aquatic ecosystems and is an important element of the biogeochemical carbon cycle. Elevated concentration of DOM in surface water, affects the oxygen deficits in hypolimnion and water eutrophication. The abundance and quality of DOM affects the rate of primary production and is an important element of the microbial loop.

Key words: dissolved organic carbon, dissolved organic matter, freshwater ecosystems