

**Elena NEVEROVA-DZIOPAK<sup>1</sup>**  
**Zbigniew KOWALEWSKI<sup>2</sup>**

## **DYNAMIKA ROZWOJU PROCESÓW EUTROFIZACJI W RZEKACH WOJEWÓDZTWA PODKARPACKIEGO**

Eutrofizacja stanowi powszechnie rozpowszechniony czynnik oddziaływania na ekosystemy wodne. Na niekorzystne konsekwencje eutrofizacji najbardziej narażone są słodkowodne jeziora i zbiorniki, lecz w ostatnich dziesięcioleciach na skutek intensywnej działalności gospodarczej zjawisko to coraz częściej występuje w wodach morskich oraz wodach płynących. W wyniku dużej dynamiczności tego procesu i jego zależności od całokształtu czynników, ocena stanu troficznego rzek jest znacznie bardziej skomplikowana, aniżeli wód stojących. Najlepiej poznana jest prawidłowość przebiegu procesów eutrofizacji w wodach stojących – stawach i jeziorach oraz strefach przybrzeżnych mórz i oceanów. Zdecydowana większość metod oceny stanu troficznego jest opracowana również dla tych akwenów. Znacznie w mniejszym stopniu poznany jest przebieg procesów eutrofizacji ekosystemach wód płynących, których funkcjonowanie różni się od funkcjonowania ekosystemów wód stojących ze względu na ich cechy charakterystyczne. Ważna rola rzek w gospodarce kraju oraz ich funkcje środowiskowe zmuszają do poszukiwania skutecznych sposobów ochrony przed eutrofizacją. Przedsięwzięcia ochronne powinny opierać się na wiarygodnej informacji o stanie faktycznym wód, uzyskanej za pomocą prostych i tanich wskaźników, nadających się również do celów aplikacyjnych. W referacie zostanie przedstawiony przegląd metod oceny stanu troficznego wód płynących stosowanych w różnych krajach oraz podstawy teoretyczne i możliwość praktycznego zastosowania opracowanej przez autorów metodologii oceny stanu troficznego oraz wyniki badań nad wieloletnią dynamiką rozwoju eutrofizacji w rzekach Województwa Podkarpackiego.

**Słowa kluczowe:** eutrofizacja, wody płynące, ocena stanu troficznego, wskaźniki eutrofizacji

---

<sup>1</sup> Autor do korespondencji: Elena Neverova-Dziopak, Akademia Górniczo-Hutnicza, Al. Mickiewicza 30, paw. C-4, 30-059 Kraków, tel.: +48 (12) 617 47 04, elenad@agh.edu.pl

<sup>2</sup> Zbigniew Kowalewski, Akademia Górniczo-Hutnicza, Al. Mickiewicza 30, paw. C-4, 30-059 Kraków, kowalew@agh.edu.pl

## 1. Aktualność problemu

Eutrofizacja stanowi powszechnie rozpowszechniony, praktycznie nie unikniony i postępujący czynnik oddziaływania na ekosystemy wodne. Główną przyczyną eutrofizacji antropogenicznej jest nadmierne dostarczanie składników odżywczych, tworzących warunki dla przyspieszonego rozwoju procesów produkcyjnych w wodach. Stężenie składników biogenych w wodzie jest wyjściowym wskaźnikiem eutrofizacji, zaś rozwój procesów produkcyjnych stanowi konsekwencję wzrostu zawartości biogenów i zależy od wielu czynników abiotycznych: głównie hydrologicznych, termicznych, morfologicznych i innych. Nadmiar substancji odżywczych na pewnym etapie procesu eutrofizacji może prowadzić do naruszenia równowagi ekosystemu.

Przejawia się to przede wszystkim zachwianiem naturalnej równowagi produkcji i rozkładu substancji organicznych w wodzie, i w związku z tym, akumulacją nadmiaru substancji organicznych w ekosystemie. W wodach powierzchniowych następuje opóźnienie rozwoju organizmów heterotroficznych w stosunku do rozwoju organizmów autotroficznych, czemu towarzyszy zmiana składu jakościowego substancji organicznych w kierunku gromadzenia trudno rozkładalnej organiki w wyniku zanikania odpowiednich grup bakterii [1, 5].

Ze względu na wzrost zawartości materii organicznej w wodzie i w osadach dennych intensyfikacji ulegają procesy jej destrukcji, co jest związane ze zwiększonym zużyciem tlenu rozpuszczonego w wodzie, zmianą warunków oksydacyjno-redukcyjnych środowiska oraz zwiększeniem zawartości w osadach dennych labilnych mineralnych form azotu i fosforu. W związku z tym zwiększa się uwalnianie się tych związków do wody. W wodach eutroficznych staje się to ważnym źródłem wtórnego zanieczyszczenia wody w substancje odżywcze, a proces eutrofizacji zaczyna samoczynnie przyspieszać się.

W wyniku eutrofizacji antropogenicznej cały ekosystem wodny zaczyna rozwijać się w kierunku zmniejszenia różnorodności gatunkowej i dominacji nielicznych gatunków hydrobiontów.

Wszystkie te procesy przebiegają stosunkowo wolno, nawet w warunkach wysokiej presji antropogenicznej mogą trwać dziesięciolecia, ale właśnie to jest główne ryzyko eutrofizacji. Zmiany ekosystemu wodnego są bardzo istotne, a potencjalny okres jego odnowy jest bardzo długi.

Na niekorzystne konsekwencje eutrofizacji są najbardziej narażone słodkowodne jeziora i zbiorniki, ale w ostatnich dziesięcioleciach na skutek intensywnej działalności gospodarczej zjawisko to coraz częściej występuje w wodach morskich oraz wodach płynących. Długość sieci rzecznej w Polsce jest dość znaczna i wynosi 74714 km, z tego 52% - uregulowana. Cechą pozytywną regulacji rzek jest zaspokajanie potrzeb gospodarczych, natomiast taka drastyczna ingerencja w ich środowisko prowadzi do utraty naturalnych walorów rzeki, zmiany struktury biotopów i biocenozy rzecznej, a w konsekwencji – do

zmniejszania się jej zdolności samooczyszczającej, zanieczyszczenia oraz postępującej eutrofizacji.

W sieci hydrograficznej dowolnej zlewni dominują średnie i małe rzeki, które są bardzo uzależnione od sytuacji w obszarze zlewiska, a antropogeniczna działalność w tej strefie w dużym stopniu wpływa na stan ekosystemów rzecznych. Jeszcze nie tak dawno podstawowymi źródłami zanieczyszczenia rzek były ścieki komunalne i przemysłowe. W ostatnich latach ładunek zanieczyszczeń ze źródeł punktowych zmniejszył się na skutek budowy coraz większej liczby oczyszczalni, ale jednocześnie zwiększył się udział spływów obszarowych z terenów rolniczych i niekorzystny wpływ żeglugi i energetyki wodnej.

## 2. Specyfika przebiegu procesu eutrofizacji w rzekach

Najlepiej poznaną jest prawidłowość przebiegu procesów eutrofizacji w wodach stojących – stawach i jeziorach oraz strefach przybrzeżnych mórz i oceanów. Zdecydowana większość metod oceny stanu troficznego jest opracowana również dla tych akwenów. Znacznie w mniejszym stopniu poznany jest przebieg procesów eutrofizacji ekosystemach wód płynących, których funkcjonowanie różni się od funkcjonowania ekosystemów wód stojących ze względu na następujące warunki charakterystyczne:

a) ruch wody, który odgrywa znaczną rolę, jako czynnik ograniczający procesy eutrofizacji;

b) znacznie bardziej intensywna wymiana między wodą a lądem, w wyniku czego rzeki stanowią „otwarty ekosystem” z heterotroficznym typem metabolizmu;

c) dystrybucja tlenu, która w rzekach jest bardziej równomierna, w związku z czym brak jest termicznej lub chemicznej stratyfikacji [3].

Specyficzne cechy funkcjonowania ekosystemów rzecznych warunkują odmienny przebieg procesów eutrofizacji niż w ekosystemach limnicznych, w związku z czym nie zawsze można je opisać na podstawie prawidłowości ustalonych dla wód stojących.

Wzrost zawartości związków biogennych w rzekach jest bezpośrednio związany z działalnością antropogeniczną w zlewiskach. Rozwój procesów urbanizacji i działalność rolnicza przyczyniają się do zwiększenia ładunków substancji biogennych w rzekach, odprowadzanych ze źródeł punktowych (ścieki komunalne i przemysłowe oraz zrzuty ścieków burzowych) i dyfuzyjnych (spływy obszarowe z użytków rolnych i terenów zurbanizowanych).

Aktualne koncepcje eutrofizacji w wodach płynących koncentrują się głównie na wzbogaceniu wody w związki azotu i fosforu [14]. Wcześniej badania nad procesami eutrofizacji w rzekach skupiały się na odprowadzaniu substancji organicznych w nieoczyszczonych ściekach oraz z terenów użytkowanych rolniczo [6]. W ostatnich 30 latach były podejmowane badania w celu

ustalenia zależności między obciążeniem wód rzecznych ładunkami substancji biogennych a rozwojem organizmów autotroficznych.

Badania limnologiczne pozwoliły ustalić wyraźną korelację między wzbo- gaceniem wód jeziornych w związku azotu i fosforu a wzrostem biomasy roślin- nej oraz priorytetową rolę fosforu w stymulacji procesów autotroficznych, co pozwoliło wyznaczyć podstawowe tradycyjne wskaźniki eutrofizacji: substan- cje biogenne oraz zawartość chlorofilu. Correll [2] pisał, że nadmiar zawartości fosforu jest najbardziej powszechną przyczyną eutrofizacji słodkowodnych jezior, zbiorników, rzek oraz wód estuariów. Jednak to stwierdzenie nie było oparte na specyficznych badaniach i obserwacjach empirycznych ekosystemów lotycznych. Francoeur [4] przedstawił następujące wyniki badań nad ogranicza- jącą rolą fosforu w procesach eutrofizacji 237 rzek: 16,5% wykazało ogranicza- jącą rolę azotu, 18,1% - ograniczającą rolę fosforu, 23,2% - równorzędną rolę azotu i fosforu, 5% - inhibicję rozwoju biomasy roślinnej, jako reakcje na za- wartość azotu lub fosforu i 43% - brak reakcji na zawartość azotu i fosforu. To oznacza, że dla rzek zawartość substancji biogennych nie może stanowić wiary- godnego wskaźnika eutrofizacji, ponieważ stan trofii określa się nie tyle zawar- tością tych substancji, ile stanem bilansu biotycznego w wodach. Dane z in- nych badań również potwierdzają odmienną przebiegu procesów eutrofizacji w wodach płynących [3, 13, 16]. W związku z tym, metody oceny stanu tro- ficznego opracowane przeważnie dla systemów lenitycznych nie zawsze dają wiarygodny wynik oceny stanu troficznego wód rzecznych.

### 3. Sposoby oceny stanu troficznego wód rzecznych

Wiele dyrektyw unijnych zawiera wymóg oceny i kontroli tego zjawiska oraz wdrażania działań ochronnych, ograniczających jego intensyfikację. Są to między innymi Dyrektywa 91/271/EWG (*Dyrektywa ściekowa*), Dyrektywa 91/676/EWG (*Dyrektywa azotanowa*) oraz Dyrektywa 2000/60/EW (*Ramowa Dyrektywa Wodna*). W żadnej z tych dyrektyw nie podaje się ujednoczonej definicji tego procesu, ani metodologii jego oceny. W interpretacji dyrektyw unijnych eutrofizacja stanowi niepożądane zjawisko i nie wymagają one okre- ślenia poziomu troficznego, lecz tylko stwierdzenia faktu występowania nieko- rzystnych zmian stanu wód. Takie podejście nie koreluje z metodologią opra- cowaną przez *OECD*, a ocena stopnia troficznego w rozumieniu poszczegól- nych dyrektyw unijnych może dawać sprzeczne wyniki. Oprócz tego wspo- mniane dyrektywy umożliwiają ocenę tylko tendencji tego zjawiska, a sama ocena nosi charakter opisowy. Na przykład według *Dyrektywy azotanowej* można zdefiniować status troficzny akwenu wodnego, jako „strefę wrażliwą lub niewrażliwą” na eutrofizację, a według *Ramowej Dyrektywy Wodnej* oraz pol- skiego *Rozporządzenia w sprawie kryteriów wyznaczania wód wrażliwych na zanieczyszczenie związkami azotu ze źródeł rolniczych* można ocenić zjawisko eutrofizacji tylko w kategoriach „wody zeutrofizowane lub niezeutrofizowane”.

Niektóre dyrektywy unijne (np. *Dyrektywa azotanowa*) nie są zgodne z nowoczesnym podejściem do oceny stanu wód, prezentowanym w dokumentach opracowanych w 2005 roku przez grupę roboczą *ECOSTAT*, powołaną przez UE.

Często oceny stopnia troficzności tego samego akwenu, wykonane na podstawie zaleceń poszczególnych dokumentów, znacznie się różnią. Wynika to przede wszystkim z różnicy przyjętych założeń oraz podejść do oceny tego zjawiska, a także celów praktycznych, do których wyniki oceny mają być wykorzystane. Przyczynia się do tego również zestaw proponowanych wskaźników troficzności i interpretacji ich wartości granicznych [7].

Zasadniczym aspektem przy ocenie eutrofizacji jest określenie stanu troficznego wód, który w rzeczywistości odzwierciedla metabolizm ekosystemu (dostarczanie, akumulacja i zużycie energii). Podstawy typologicznej klasyfikacji stanu troficznego wód zostały określone przez klasyków współczesnej limnologii Naumanna i Thienemanna [8, 14]. Zaproponowany przez Naumanna podział wód na oligotroficzne, mezotroficzne i eutroficzne pozostaje podstawowym w ocenie ekosystemów wodnych. Dodatkowo wyróżniają pośrednie kategorie – ultra-oligotroficzne, oligo-mezotroficzne, mezo-eutroficzne i hypertroficzne.

Podział wód według poziomów troficznych jest kwestią subiektywną i względną, więc przy ilościowych ocenach jest wiele zawilości i sprzeczności. Chociaż nie brakuje opracowanych przez różnych autorów klasyfikacji wód i wskaźników ilościowych, ocena stopnia troficznego konkretnych zbiorników i cieków wodnych stanowi poważny problem. Odpowiednia ilościowa ocena stanu troficznego wód jest bardzo ważna przy wyborze strategii ochrony ekosystemów wodnych przed negatywnymi skutkami eutrofizacji.

Oczywistym jest, że najbardziej obiektywną ocenę można dokonać na podstawie szeregu biologicznych, chemicznych i fizycznych cech i wskaźników funkcjonowania ekosystemu wodnego ze szczególnym uwzględnieniem ich zmienności przestrzenno-czasowej. Jednak trudności w organizowaniu i prowadzeniu takich badań oraz ich koszty zmusiły do poszukiwania bardziej prostych i tanich wskaźników i kryteriów eutrofizacji.

Ocena stanu troficznego rzek jest znacznie bardziej skomplikowana, aniżeli wód stojących, ponieważ objawy tego procesu i jego przebieg różnią się w zależności od typu rzeki. Tradycyjnie eutrofizację wód przyjęto oceniać na podstawie granicznych wartości zespołu wskaźników, opracowanych przez różnych autorów, przeważnie dla wód stojących lub estuariów, a także zgodnie z obowiązującymi rozporządzeniami w tym zakresie. Stan trofii rzek jest najczęściej oceniany na podstawie zawartości różnych form azotu i fosforu, chlorofilu oraz makrofitów. Jednak, jak pokazuje praktyka, ze względu na dużą liczbę czynników determinujących rozwój procesów eutrofizacji, bardzo często tradycyjne podejście do oceny stanu troficznego rzek daje niewiarygodne lub sprzeczne wyniki i utrudnia ocenę rzeczywistej sytuacji.

#### 4. Metodologia oceny stanu troficznego wód płynących

Wychodząc z fundamentalnych praw ekologii i definicji eutrofizacji, przedstawionych w naukowych opracowaniach, można stwierdzić, że stan troficzny ekosystemów wodnych stanowi wynik przebiegu procesów produkcyjno-destrukcyjnych, a wskaźnik stanu troficznego powinien odzwierciedlać en bilans biotyczny [9, 11, 15]. Autorzy niniejszego artykułu do oceny stanu troficznego wód płynących zastosowali oryginalną metodologię opartą na integralnym kryterium troficznego (Index of Trophic State - *ITS*), który odzwierciedla stan bilansu biotycznego w wodach i oblicza się na podstawie równania (1), a w wodach o różnym statusie troficznym przyjmuje wartości, przedstawione w tabeli 1 [10].

$$ITS = \sum pH_i / n + a(100 - \sum [O_2\%]) / n \quad (1)$$

gdzie:  $pH_i$  – wartość pH  
 $[O_2\%]$  – nasycenie wody tlenem  
 a – współczynnik empiryczny  
 n – liczba pomiarów w czasie t

**Tabela 1. Wartości wskaźnika *ITS* w wodach o różnym stanie troficznosci [10]**

Table 1. *ITS* values in waters of different trophic level [10]

Stan troficzny	Wartość wskaźnika <i>ITS</i>
Dystroficzny	$< 5,7 \pm 0,3$
Ultraoligotroficzny	$6,3 \pm 0,3$
Oligotroficzny	$7,0 \pm 0,3$
Mezotroficzny	$7,7 \pm 0,3$
Eutroficzny	$> 8,3 \pm 0,3$

Zastosowanie przedstawionego sposobu oceny pozwala na określenie przestrzenno-czasowej dynamiki przebiegu procesów eutrofizacji i oszacowanie długoterminowych trendów rozwoju tego procesu. Metoda pozwala na ocenę poziomu troficznego w retrospektywie odległego czasu w przeszłości, kiedy nie istniał ustawowy obowiązek badania stanu troficznego, a oznaczanie wskaźników eutrofizacji nie było objęte zakresem monitoringu. Natomiast wartości pH i nasycenia wody tlenem od ponad 80 lat są obowiązkowymi parametrami rutynowego monitoringu i mogą być wykorzystano w celu oceny stanu trofii wód.

#### 5. Wyniki oceny dynamiki zmian stanu troficznego

Warunkiem zastosowania *ITS* jako kryterium troficznego jest istnienie liniowej zależności między pH, a nasyceniem wody tlenem. W celu ustalenia charakteru tej zależności została przeprowadzona analiza korelacyjno-regresyjna, oparta o dane monitoringu wód płynących na terenie województwa

Podkarpackiego, udostępnione przez Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Rzeszowie. Badania przeprowadzono dla punktów pomiarowo-kontrolnych na rzekach Wisłoka i San objętych regularnym monitoringiem w okresie lat 2000-2011 (tab. 2). Ogólna liczba pomiarów badanych parametrów wynosiła 1990: 1062 – na rzece Wisłoka i 928 – na rzece San. Analiza korelacyjna wykazała istnienie liniowej zależności między badanymi parametrami (współczynnik korelacji mieścił się w zakresie 0,34 - 0,90), co uzasadniło zastosowanie wskaźnika *ITS* i pozwoliło na ocenę dynamiki zmian stanu troficznego rzek na przestrzeni ostatnich 10 lat.

**Tabela 2. Punkty pomiarowo-kontrolne wybrane do oceny dynamiki procesów eutrofizacji**

Table 2. Measurement points selected for the assessment of eutrophication processes dynamics

Rzeka ppk	km	Kod JCW	Typ rzeki
<b>Wisłoka</b>			
Krępna	146	PLRW200014218199	Mała rzeka fliszowa
Gądki	105	PLRW200014218199	Mała rzeka fliszowa
Przeclaw	36	PLRW20001921895	Rzeka nizinna piaszczysto-gliniasta
Wojśław	21	PLRW20001921899	Rzeka nizinna piaszczysto-gliniasta
Gawłuszowice	3	PLRW20001921899	Rzeka nizinna piaszczysto-gliniasta
<b>San</b>			
Rajskie	352	PLRW200014221199	Mała rzeka fliszowa
Hurko	156	PLRW2000192259	Rzeka nizinna piaszczysto-gliniasta
Radymno	134	PLRW2000192259	Rzeka nizinna piaszczysto-gliniasta
Ubieszyn	100	PLRW2000192259	Rzeka nizinna piaszczysto-gliniasta

Zakres wartości parametrów niezbędnych do obliczenia wskaźnika *ITS* w badanych punktach pomiarowo-kontrolnych w latach 2000-2009 przedstawia tabela 3.

**Tabela 3. Zakresy wartości pH i nasycenia wody tlenem**

Table 3. Range of pH and oxygen saturation values

Rzeka ppk	Zakres wartości	
	pH	O <sub>2</sub> ,%
<b>Wisłoka</b>		
Krępna	7,5 - 8,7	60 - 101
Gądki	7,8 - 8,6	58 - 102
Przeclaw	7,2 - 8,3	75 - 143
Wojśław	7,2 - 8,7	66 - 182
Gawłuszowice	7,4 - 8,9	61 - 177
<b>San</b>		
Rajskie	7,8 - 8,9	64 - 108
Hurko	7,5 - 8,5	60 - 118
Radymno	7,4 - 8,3	69 - 121
Ubieszyn	7,4 - 8,3	79 - 126

Wyniki oceny stanu troficznego dla badanych punktów pomiarowo-kontrolnych, przeprowadzonej w oparciu o obliczone według równania (1) wartości wskaźnika *ITS*, przedstawia tabela 4.

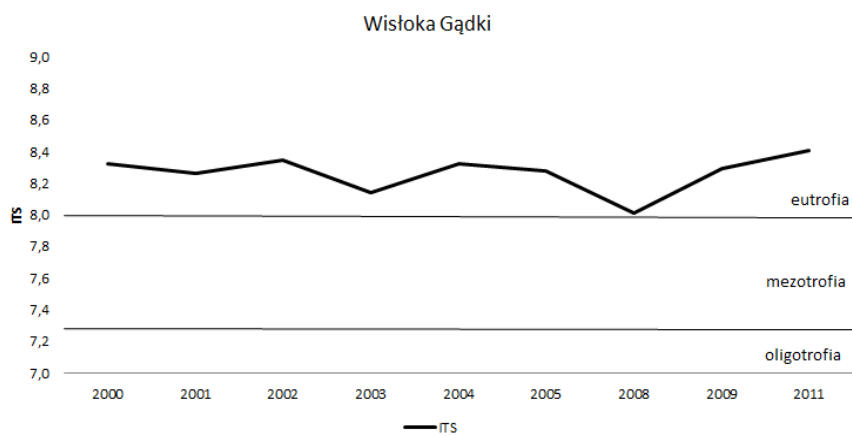
**Tabela 4. Ocena stanu troficznego w badanych punktach pomiarowo-kontrolnych**

Table 4. Assessment of trophic level in selected measurement points

Rzeka ppk	Ocena stanu troficznego						
	2000	2002	2004	2006	2008	2009	2011
<b>Wisłoka</b>							
Krępna	e	e	e	e	b/d	e	b/d
Gądki	e	e	e	b/d	e	e	e
Przeclaw	e	e	m	e	e	m	m
Wojśław	m	e	m	e	e	b/d	b/d
Gawłuszowice	m	m	m	e	m	m	m
<b>San</b>							
Rajskie	b/d	e	e	e	e	e	b/d
Hurko	m	e	e	e	e	m	b/d
Radymno	m	e	e	e	e	b/d	b/d
Ubieszyn	m	e	e	e	b/d	m	b/d

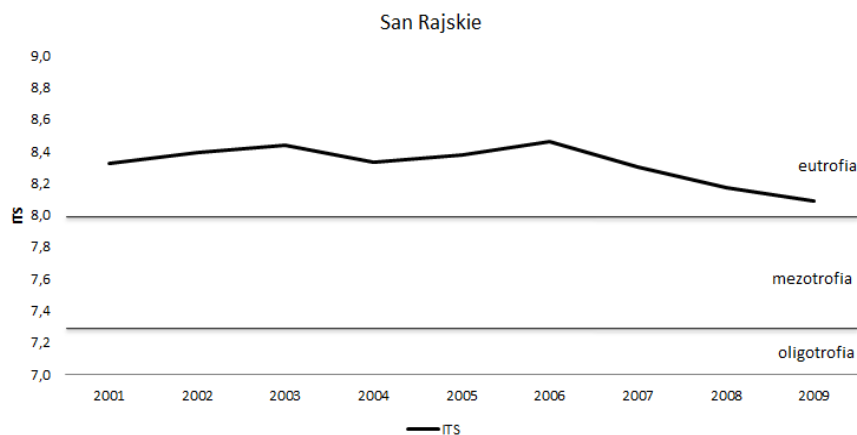
e – eutrofia, m – mezotrofia, b/d – brak danych

Z przeprowadzonej oceny wynika, że wody rzeczne w większości badanych punktów pomiarowo-kontrolnych obecnie charakteryzują się jako wody mezotroficzne lub eutroficzne. Nie stwierdzono przypadków występowania wód oligotroficznych. Wieloletnie zmiany stanu troficznego w wybranych punktach ilustrują wykresy na rysunkach 1–2.



**Rys. 1. Zmiany stanu troficznego w punkcie pomiarowo-kontrolnym Gądki (Wisłoka)**

Fig. 1. Trophic state changes in Gądki measurement point (Wisłoka)

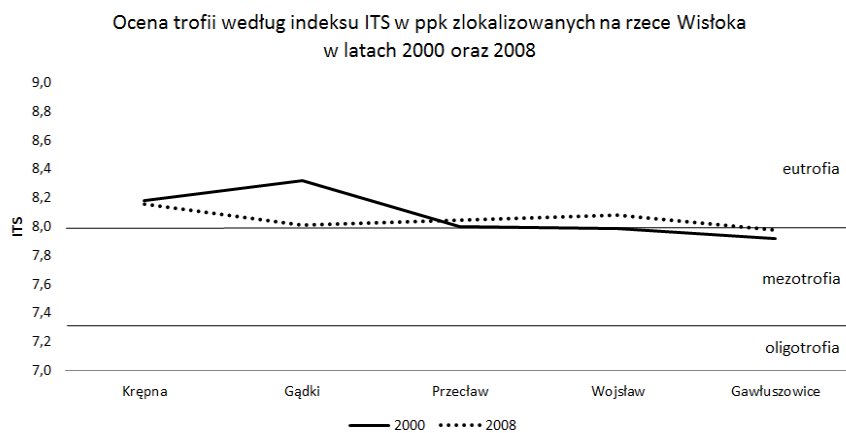


**Rys. 2. Zmiany stanu troficznego w punkcie pomiarowo-kontrolnym Rajskie (San)**

Fig. 2. Trophic state changes in Rajskie measurement point (San)

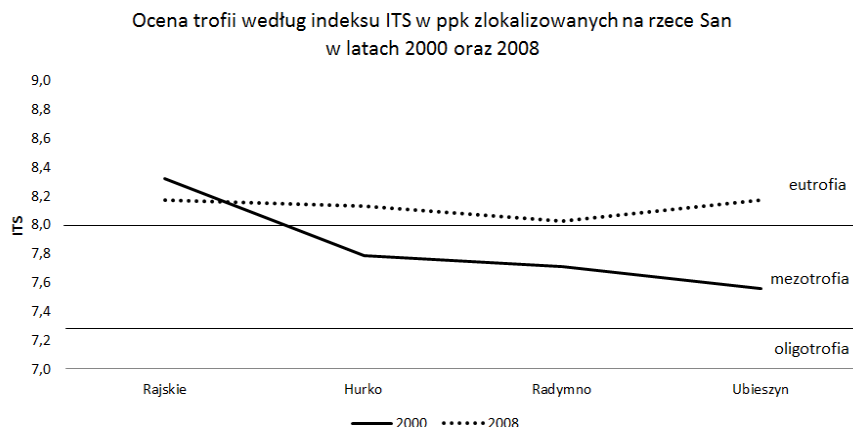
Przy czym porównanie wyników oceny z roku 2000, a roku 2009/11 pozwoliło na stwierdzenie pozytywnych zmian stanu troficznego w niektórych punktach pomiarowo-kontrolnych z eutrofii na mezotrofię. W pozostałych punktach stan trofii utrzymywał się na stabilnym poziomie w ciągu ostatnich 9–10 lat.

Zastosowanie wskaźnika *ITS* pozwoliło nie tylko na ocenę stanu troficznego rzek Wisłoki i Sanu, ale i na przedstawienie jego zmian czasowo-przestrzennych w okresie ostatnich 9 lat. Dla Wisłoki zmiany poziomu trofii były ocenione na odcinku o długości 143 km (rys. 3), dla Sanu – na odcinku o długości ok. 250 km (rys. 4).



**Rys. 3. Tendencja przebiegu procesu eutrofizacji dla rzeki Wisłoka**

Fig. 3. Eutrophication process tendency in the river Wisłoka



**Rys. 4. Tendencja przebiegu procesu eutrofizacji dla rzeki San**

Fig. 4. . Eutrophication process tendency in the river San

Analiza tendencji przedstawionych na rysunkach 3 i 4 pozwala stwierdzić, że stan troficzny wód rzeki Wisłoki na odcinku od ppk Krępna do ppk Gawłuszowice poprawił się, a mianowicie zmienił się z poziomu zaawansowanej eutrofii do pogranicznego poziomu mezo-eutrofii. Natomiast bliżej ujścia do Wisły stan trofii oscyluje na poziomie pogranicznym mezo-eutrofii.

W przypadku dynamiki rozwoju eutrofizacji na badanym odcinku rzeki San stan troficzny w rozpatrywanym okresie znacznie zwiększył się ze stanu początkowej mezotrofii praktycznie na całej długości badanego odcinka (oprócz ppk Rajskie) do stanu początkowej eutrofii.

Raport o stanie środowiska w Województwie Podkarpackim podaje, że w roku 2011 w 70 % wód rzecznych stwierdzono występowanie eutrofizacji [12]. Natomiast metodologia oceny, stosowana przez Inspektoraty Ochrony Środowiska, pozwala ocenić to zjawisko tylko w kategoriach: „podatne” lub „nie podatne” na eutrofizację. Zastosowanie liczbowego wskaźnika eutrofizacji, opartego na występujących w wodach zależnościach korelacyjnych, które odzwierciedlają reakcję ekosystemu wodnego na czynniki presji, pozwala na precyzyjną ocenę poziomu troficznego, co jest bardzo przydatne przy prognozowaniu jego zmian i opracowaniu przedsięwzięć ochronnych.

## 6. Wnioski

Zastosowana metoda oceny stanu troficznego pozwoliła określić tendencje przestrzenno-czasowe rozwoju procesu eutrofizacji w wybranych punktach pomiarowo-kontrolnych na rzekach Wisłoka i San na przestrzeni 9 lat w okresie 2000-2011. Wskaźnik *ITS* pozwolił na dokładną ocenę poziomu troficznego wód rzecznych i stopnia jego zaawansowania w granicach poszczególnych sta-

nów, co umożliwiło obserwacje nawet najmniejszych zmian w poszczególnych punktach i okresach pomiarowych. Oprócz tego przedstawiona metoda charakteryzuje się niskimi kosztami oceny i łatwością interpretacji wyników.

### Literatura

- [1] Bagotsky, S. V.: Mathematical model describing auto-oscillation in concentrations of toxins secreted by algae. *Biofizika*, 36(1), 1991 s. 117-121.
- [2] Correll D.L.: Phosphorus: a rate limiting nutrient in surface waters. *Poultry Sci*, 78, 1999, s. 674-682.
- [3] Dodds W.K.: Eutrophication and trophic state in rivers and streams. *Limnol. Oceanogr.* 51(1, part 2), 2006, s. 671-680.
- [4] Francoeur S.N.: Meta-analysis of lotic nutrient amendment experiments: detecting and quantifying subtle responses. *J.N.Am.Benthol.Soc.*20, 2001, s. 515-528.
- [5] Goering J.J., Wallen D.D., Nauman R.M.: Nitrogen uptake by phytoplankton in the discontinuity layer of the eastern subtropical Pacific Ocean. *Limnol.Oceanogr.* 15, 1970, s. 789-796.
- [6] Hynes H.B.N.: *The biology of polluted Waters*. Liverpool Univ. Press, 1960.
- [7] Kowalewski Z.: Weryfikacja możliwości zastosowania integralnego kryterium do oceny stanu troficznego wód płynących. Rozprawa doktorska, AGH, Kraków, 2012.
- [8] Nauman E.: *Limnologische Terminologie*. Hanb. Biol. Arb. method. Iabt. IX, Teil 8, Urban and Schwarzenberg, Berlin, 1932, s. 776.
- [9] Neverova-Dziopak E.: *Ekologiczne aspekty ochrony wód powierzchniowych*. Monografia, Oficyna Wydawnicza Politechniki Rzeszowskiej, 2007.
- [10] Neverova-Dziopak E.: *Podstawy zarządzania eutrofizacją antropogeniczną*. Monografia, Wydawnictwa AGH, Kraków, 2010.
- [11] Odum E.P.: *Fundamentals of ecology*. Third edition, W.B. Saunders Company, Philadelphia-London-Toronto, 1971.
- [12] Raport o stanie środowiska w województwie Podkarpackim w 2011 roku. Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Rzeszowie, 2012.
- [13] Smith V.H.: Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems. A global problem, *Environ. Sci. Pollut. Res.* 10, 2003 s. 126-139.
- [14] Thienemann A.: *Die Binnengewässer Mitteleuropas*. Die Binnengewässer, Vol. 1. Jena, 1925, s. 225.
- [15] Winberg G.G.: *Pierwiczna produkcja wodojemow*. Mińsk, 1960, s. 213-223.
- [16] Zheng L., Paul M.J.: *Effects of eutrophication on stream ecosystems*. Tetra Tech Inc., 2003.

## **DYNAMICS OF EUTROPHICATION PROCESS DEVELOPMENT IN THE RIVERS OF SUBCARPATHIAN VOIVODESHIP**

### **S u m m a r y**

Eutrophication is a widespread factor of the impact on aquatic ecosystems. The negative consequences of eutrophication are the most vulnerable in freshwater lakes and reservoirs, but in recent decades as a result intensive anthropogenic activity, this phenomenon occurs more often in marine ecosystems and running waters. As a result of high dynamism of eutrophication and its dependence on the entirety of the different factors the assessment of trophic status of the rivers of different types is much more complicated than in stagnant water. The regularity of eutrophication processes is best understood for stagnant waters – ponds, lakes and coastal areas of seas and oceans. The vast majority of trophic status assessment methods are also developed for these waters. Much less the eutrophication processes is understood for flowing water ecosystems which functioning is different from other water ecosystems due to their specific features. The important role of the rivers makes it necessary to search for effective ways of protection them against eutrophication. Protection measures should be based on reliable information about the actual state of water, obtained on the base of simple and cheap indicators, easy to interpret and suitable for solution of applied tasks. The paper presents an overview of trophic status assessment methods for running waters used in different countries, as well as theoretical basis and the possibility of practical application of the author's methodology of trophic state assessment and the results of studies on long-term dynamics of eutrophication process in the rivers of different types in Subcarpathian Voivodeship.

**Keywords:** eutrophication, running waters, trophic state assessment, indicators of eutrophication

DOI: 10.7862/rb.2013.36

*Przesłano do redakcji w sierpniu 2013 r.*

*Przyjęto do druku we wrześniu 2013 r.*