

Zmiany zakwaszenia jezior tatrzańskich w wyniku opadów kwaśnych na tle wyników badań w innych krajach – udział w pracach Międzynarodowego Programu Oceny i Monitorowania Wpływu Zanieczyszczeń Powietrza na Rzeki i Jeziora

Dorota Rzychoń, Adam Worsztynowicz, Katarzyna Moraczewska-Majkut, Rafał Ulańczyk

*Instytut Ekologii Terenów Uprzemysłowionych, Katowice, ul. Kossutha 6,
e-mail: rzychon@ietu.katowice.pl; worsz@ietu.katowice.pl; morka@ietu.katowice.pl; ulanczyk@ietu.katowice.pl*

Słowa kluczowe: jeziora tatrzańskie, opady kwaśne, zakwaszenie, trendy zmian

Keywords: Tatra Mountains, acid precipitation, acidification, trends

Streszczenie

Badania stopnia zakwaszenia i restauracji dwóch jezior tatrzańskich, Długiego i Zielonego Stawu wykonywano w ramach Międzynarodowego Programu Oceny i Monitorowania Wpływu Zanieczyszczeń Powietrza na Rzeki i Jeziora (ICP-Waters), jednego z programów związanych z realizacją postanowień Konwencji w Sprawie Transgranicznego Zanieczyszczenia Powietrza na Dalekie Odległości, mających na celu ocenę oddziaływania zanieczyszczeń z atmosfery na środowisko poprzez długoterminowy monitoring receptorów zanieczyszczeń. W pracy porównano wyniki badań w Tatrach z rezultatami uzyskanymi w innych krajach biorących udział w pracach ICP-Waters. Zanotowano wyraźne oznaki reakcji składu chemicznego wód na zmiany depozycji związków siarki i azotu z atmosfery.

Wstęp

Zakwaszenie ekosystemów ziemnych i wodnych od kilku dekad jest uważane za jeden z głównych międzynarodowych problemów związanych z zagrożeniami środowiska naturalnego w Europie i Ameryce Północnej. Redukcja emisji zanieczyszczeń kwasogennych do atmosfery ma na celu zahamowanie zakwaszenia i stworzenie warunków umożliwiających ekosystemom powrót do równowagi. Realizacja postanowień Protokołów Siarkowego i Azotowego Konwencji w Sprawie Transgranicznego Zanieczyszczenia Powietrza na Dalekie Odległości powoduje, że wielkość emisji i w rezultacie także depozycji zanieczyszczeń kwasogennych z atmosfery ulega postępującemu obniżeniu.

Międzynarodowy Program Oceny i Monitoringu Wpływu Zanieczyszczeń Powietrza na Rzeki i Jeziora (ICP-

-Waters) to jeden z programów działających na rzecz Organu Wykonawczego Konwencji w Sprawie Zanieczyszczenia Powietrza na Dalekie Odległości i mających na celu monitoring wpływu depozycji kwaśnej na jej receptory, w tym wody powierzchniowe i gleby leśne. Prace tych programów stanowią materiał pozwalający na kontrolę i korektę programów redukcji zanieczyszczeń kwasogennych do atmosfery w Europie. Polska zgłosiła swój udział w pracach Programu w październiku 1994 r. Jej udział obejmuje badania dwóch jezior tatrzańskich (od 1992 r.) oraz dwóch jezior karkonoskich (od 2004 r.). Miejsca pomiarowe ICP-Waters reprezentują większość miejsc w Europie i Ameryce Północnej, gdzie występują wody wrażliwe na zakwaszenie. Wyniki obserwacji jezior w Tatrach wraz z innymi wykonywanymi w ramach ICP-Waters są składową opracowań stanowiących podstawę naukową kształtowania polityki w zakresie ochrony środowiska przed zakwaszeniem. Uczestnictwo w pracach ICP-Waters pozwoliło na porównanie stopnia i zmian zakwaszenia badanych jezior tatrzańskich do sytuacji w innych krajach.

Miejsca i metody badań

Miejsce i metody badań w Tatrach. Monitoring wód jezior tatrzańskich i wielkości depozycji z atmosfery był wykonywany od połowy 1992 do połowy 1998 roku a następnie wznowiony w 2000 roku i kontynuowany do chwili obecnej. Badano wody dwóch jezior, Zielonego i Długiego Stawu, położonych na Hali Gąsienicowej. Wody pobierano z częstotliwością 2 razy w miesiącu w miejscach wypływu z jezior. Opady atmosferyczne zbierano na Hali Gąsienicowej, na terenie stacji meteorologicznej Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej. Analizom poddawano tygodniowe sumy opadów deszczu i śniegu. Od 2000 r. wykorzystywano wyniki analiz uzyskiwane z miesięcznych sum opadów w ramach Państwowego monitoringu chemizmu opadów atmosferycznych i depozycji zanieczyszczeń do podłoża

(stacja pomiarowa na Kasprowym Wierchu), prowadzonego na zlecenie Głównego Inspektoratu ochrony Środowiska ze Środków Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej. Zakres analityczny obejmował oznaczenia pH, przewodnictwa, zasadowości, Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , SO_4^{2-} , Cl^- , NO_3^- i NH_4^+ .

Dane ICP-Waters. Udział w pracach Programu zobowiązuje kraje kooperujące do dostarczania danych dotyczących monitorowanych wód powierzchniowych (głównie jezior), położonych na terenach wrażliwych na depozycję substancji kwasogennych z atmosfery. Centrum Koordynacyjne Programu dysponuje danymi z ponad 200 miejsc pomiarowych miejsc pomiarowych o różnym stopniu zakwaszenia wód, co pozwala na uogólnienia związane z skomplikowanymi zależnościami między depozycją kwaśną a chemicznymi i biologicznymi reakcjami ekosystemów wodnych. Dane opracowywane są przez Centrum Koordynacyjne Programu działające przy Instytucie Badania Wód (NIVA) w Oslo, we współpracy z Krajowymi Centrami Koordynacyjnymi, w miarę uzupełniania baz danych o wyniki z kolejnych lat pomiarowych. Obecnie Program realizują 23 kraje europejskie i północnoamerykańskie.

Metody statystyczne. Do analizy zmian czasowych w środowisku naturalnym został wykorzystany test SKT (Seasonal Kendall Test) (Helsel i in., 1992), będący modyfikacją nieparametrycznego testu Mann'a-Kendall'a, uwzględniającego zmiany sezonowe. Współczynnik nachylenia prostej obrazującej przebieg zmian w czasie wyznaczono metodą Sen'a (1968). Taki sposób postępowania pozwala stwierdzić występowanie trendów w przypadkach, kiedy są one stosunkowo słabe i maskowane znaczną zmiennością wywołaną przez czynniki zewnętrzne.

Wyniki analizy trendów

Trendy zmian stężeń w opadach w Tatrach. W latach 1992–2005 nastąpiły istotne zmiany w składzie chemicznym opadów. Obniżyło się wyraźnie stężenie jonów SO_4^{2-} . Stężenie jonów H^+ lekko wzrastało w okresie 1992–1996, natomiast w latach 2001–2005 nieznacznie spadło. Dla całego analizowanego okresu stężenie H^+ zmniejszało się ze średnią szybkością 2,23 mval/m³ rok. Mniej wyraźne były zmiany stężeń związków azotu. Niewielkie obniżenie stężenia jonów NO_3^- oraz jednoczesny wzrost stężeń jonów NH_4^+ spowodował wzrost sumarycznego stężenia związków azotu (jednak trendy te pozostają na poziomie nieistotnym statystycznie) (tabela 1).

Trendy zmian stężeń w wodach jezior w Tatrach. W rozpatrywanym okresie skład chemiczny wód obu jezior uległ wyraźnym zmianom (tabela 2). Najbardziej widoczne jest obniżenie stężeń kationów zasadowych, siarczanów i azotanów oraz wzrost wartości ANC, definiowanego jako różnica między sumą stężeń mocnych zasad i sumą stężeń mocnych kwasów, przy czym nieco szybsze spadki stężeń sumy Ca^{2+} i Mg^{2+} i SO_4^{2-} miały miejsce w wodach Zielonego Stawu natomiast wzrost

Tabela 1. Wyniki analizy trendów składu chemicznego opadów atmosferycznych w latach 1992–2005

Table 1. Results of the trends analysis of precipitation for the period 1992–2005

Parametr	Średni współczynnik nachylenia linii trendu [mval/m ³ rok]	Poziom istotności p
$\text{Ca}^{2+}+\text{Mg}^{2+}$	+0,963	< 0,01
SO_4^{2-}	-1,91	< 0,01
NO_3^-	-0,238	n.s.*
NH_4^+	+0,360	n.s.*
N ($\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$)	+0,05	n.s.*
H^+ (1992–1996)	+0,616	< 0,01
H^+ (2001–2005)	-0,212	< 0,01
H^+ (1992–2005)	-2,23	< 0,01

* nieistotne na poziomie $p < 0,01$

Tabela 2. Wyniki analizy trendów składu chemicznego wód Zielonego i Długiego Stawu w latach 1992–2005

Table 2. Results of trend analysis of water chemistry of Zielony i Długi Staw for the period 1992–2005

Jezioro	Parametr	Średni współczynnik nachylenia linii trendu [mval/m ³ rok]	Poziom istotności p
Długi Staw	$\text{Ca}^{2+}+\text{Mg}^{2+}$	-1,604	< 0,01
	SO_4^{2-}	-2,60	< 0,01
	NO_3^-	-2,03	< 0,01
	ANC	+2,16	< 0,01
	H^+ (1992–1996)	+0,073	n.s.*
	H^+ (2001–2005)	-0,146	n.s.*
	H^+ (1992–2005)	-0,017	< 0,01
Zielony Staw	$\text{Ca}^{2+}+\text{Mg}^{2+}$	-2,03	< 0,01
	SO_4^{2-}	-2,72	< 0,01
	NO_3^-	-1,57	< 0,01
	ANC	+1,55	< 0,01
	H^+ (1992–1996)	-0,026	n.s.*
	H^+ (2001–2005)	-0,007	n.s.*
	H^+ (1992–2005)	+0,019	< 0,01

* nieistotne na poziomie $p < 0,01$

wartości ANC i spadek stężenia NO_3^- zachodził szybciej w Długim Stawie. Jednocześnie zanotowano niewielkie zmiany stężeń jonów H^+ , ich zmiany w obu jeziorach są statystycznie nieistotne na poziomie $p < 0,01$, jeżeli rozpatrujemy oddzielnie okres 1992–1996 i okres 2001–2005. Zmiany okazują się istotne statystycznie, kiedy zostają wzięte pod uwagę wyniki z całego okresu badawczego 1992–2005. Uzyskano trend ujemny w przypadku Długiego Stawu i trend dodatni w przypadku Zielonego Stawu, jednak szybkość tych zmian jest bardzo mała.

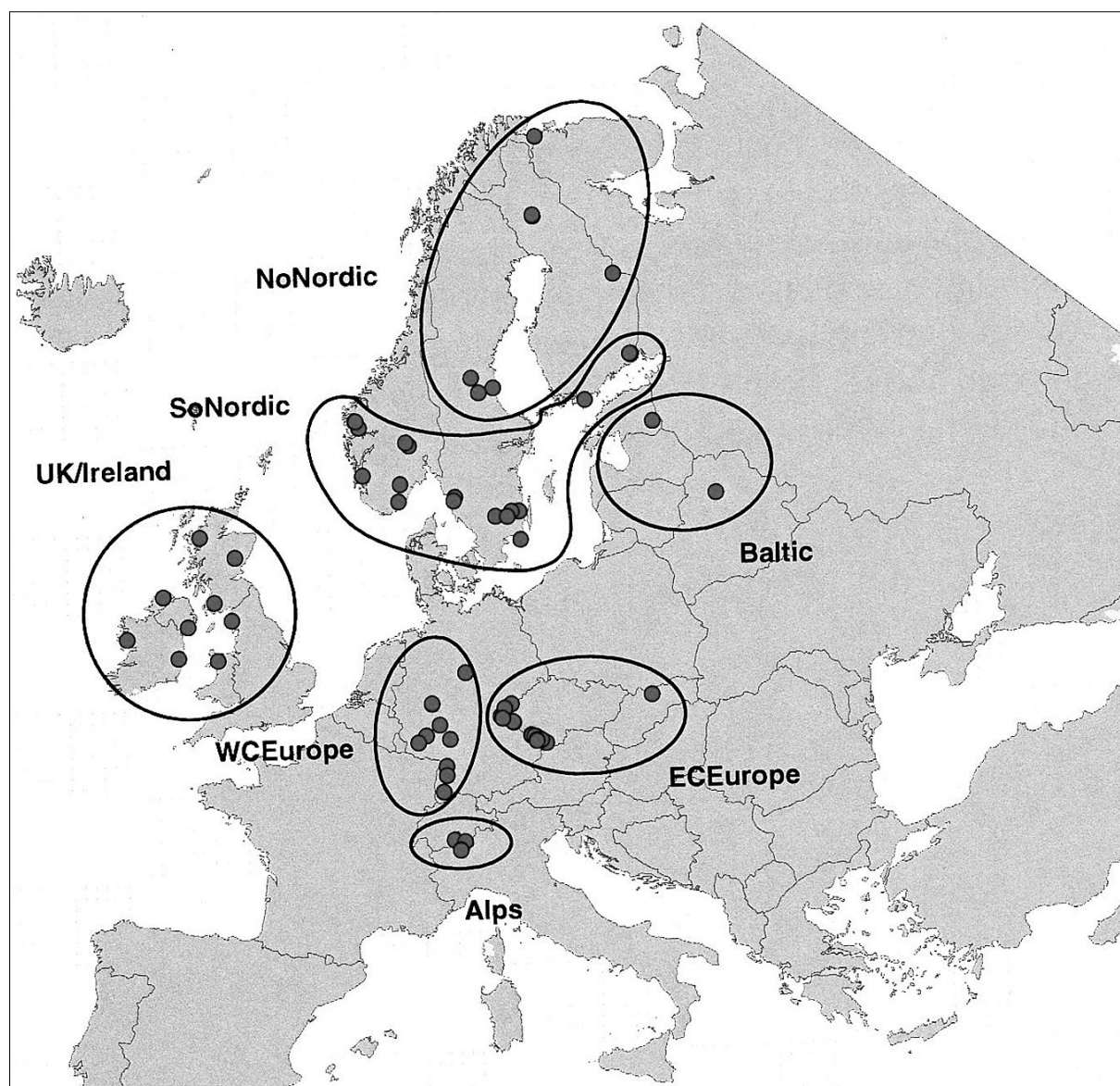
Trendy depozycji w miejscach pomiarowych ICP-Waters. Wyniki programu Monitoringu i Oceny Przenoszenia Zanieczyszczeń Powietrza na Dalekie Odległości (EMEP) wskazują, że od wczesnych lat 80-tych depozycja związków siarki uległa obniżeniu o blisko 80%. Depozycja związków azotu zmniejszyła się w tym czasie w mniejszym stopniu. O ile wielkość depozycji siarki obniżyła się we wszystkich miejscach pomiarowych ICP-Waters, to depozycja azotu jest zróżnicowana terytorialnie; w niektórych miejscach obniżyła się, w innych wzrosła, w jeszcze innych nie wykazała istotnych statystycznie zmian.

Trendy zmian stężeń w wodach powierzchniowych ICP-Waters. Analizie trendów poddano 72 europejskie miejsca monitoringowe. Do analizy trendów wybrano miejsca: (1) dla których dostępne są wyniki analiz dla okresu od 7 do 11 lat, (2) dla których dostęp-

ne są wszystkie parametry odpowiadające bezpośrednio za zakwaszenie, (3) o zweryfikowanej jakości analiz (analizy wykonywane przez laboratoria osiągające poprawne wyniki podczas kontroli jakości).

Ze względu na duże zróżnicowanie pomiędzy poszczególnymi miejscami pomiarowymi, podzielono je na grupy, w zależności od regionu geograficznego (ryc. 1). Przy podziale opierano się na ich bliskości geograficznej oraz podobieństwie tła geologicznego i charakteru depozycji. Jednak w dalszym ciągu uzyskano dużą niejednorodność danych w obrębie regionów, szczególnie w przypadku Europy Centralnej. Pomimo różnic uzyskano stosunkowo dużą zgodność odpowiedzi wodnych ekosystemów na zmiany depozycji z atmosfery.

Uzyskane wyniki (tabela 3) wskazują, że cofanie się zmian chemicznych wywołanych zakwaszeniem zmienia się między regionami i między poszczególnymi miejscami



Ryc. 1. Lokalizacja miejsc pomiarowych ICP-Waters, dla których wykonano analizę trendów (de Wit i in., 2007)

Fig. 1. Location of ICP-Waters sites used for trend analysis (de Wit et al., 2007)

Tabela 3. Wyniki regionalnej analizy trendów dla miejsc ICP-Waters w latach 1994–2004 (de Witt i in., 2007)**Table 3.** Regional trend analysis results for ICP-Waters sites over the period 1994–2004 (de Wit et al., 2007)

Parametr	N	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	Ca ²⁺ +Mg ²⁺	ANC	H ⁺	Alk
Alpejski (Alps)	11	-1,3 (***)	+0,79 (*)	1,0 (n.s.)	0,6 (n.s.)	0,003 (*)	0,8 (**)
Centralno-wschodni (ECEurope)	23	-3,6 (***)	-1,14 (n.s.)	-1,9 (n.s.)	4,2 (*)	-0,15 (*)	0,1 (n.s.)
Północno-północny (NoNordic)	7	-1,4 (**)	-0,05 (n.s.)	-0,8 (**)	1,1 (**)	-0,02 (*)	0,9 (n.s.)
Południowo-północny (SoNordic)	15	-4,8 (***)	-0,04 (n.s.)	-2,2 (**)	3,9 (***)	-0,05 (**)	2,3 (**)
Angielsko-irlandzki (UK/Irland)	5	-1,6 (*)	-0,19 (n.s.)	-1,6 (n.s.)	0,1 (n.s.)	-0,54 (**)	0,1 (n.s.)
Centralno-zachodni (WCEurope)	11	-5,6 (***)	0,08 (n.s.)	-2,5 (n.s.)	7,5 (***)	-0,12 (**)	3,5 (n.s.)

Zamieszczone wartości są średnimi (dla poszczególnych regionów) nachyleniami linii trendów, wyrażonymi w mval m⁻³ rok⁻¹. Poziom istotności statystycznej p zaznaczono: n.s. (nieistotny) – p > 0,05; * – p < 0,05; ** – p < 0,01; *** – p < 0,001; N – ilość miejsc.

w regionach w zależności od takich parametrów, jak: wielkość zmian depozycji i charakterystyka zlewni.

Nachylenia linii trendów dla poszczególnych parametrów wód jezior tatrzańskich (tabela 2) są zbliżone do odpowiadającego ich położeniu regionu ECEurope za wyjątkiem trendów azotu, który w Tatrach wykazuje istotny statystycznie trend malejący.

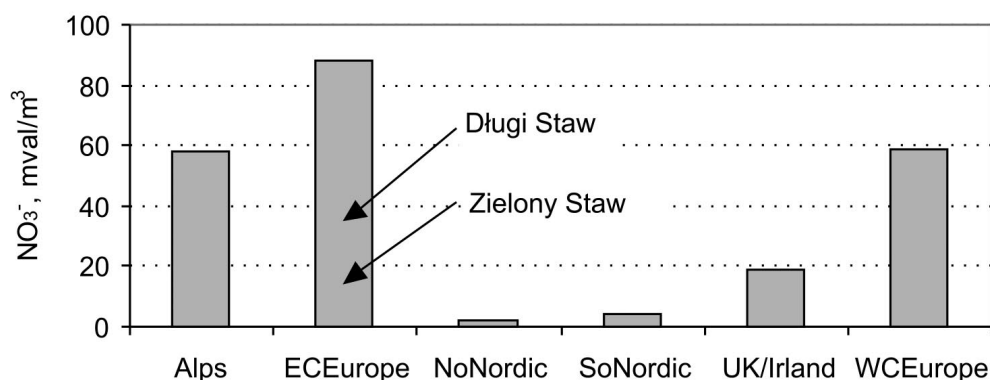
Trendy zmian depozycji a trendy zmian składu chemicznego wód powierzchniowych. Na podstawie porównania nachylenia linii trendów stężeń związków siarki w wodach opadowych i powierzchniowych stwierdzono, że obniżenie stężeń w wodach powierzchniowych jest mniejsze niż w opadach wskazując na opóźnioną reakcję ekosystemów i prawdopodobnie wynika z desorpcji siarki zakumulowanej w glebach zlewni w okresie zwiększonej depozycji. Tylko w regionie alpejskim i angielsko-irlandzkim wyniki monitoringu wskazują na bezpośrednią reakcję wód powierzchniowych na zmiany depozycji. Nie stwierdzono istotnej statystycznie korelacji między wartościami charakteryzującymi nachylenie linii trendów stężeń związków azotu w wodach powierzchniowych i opadach.

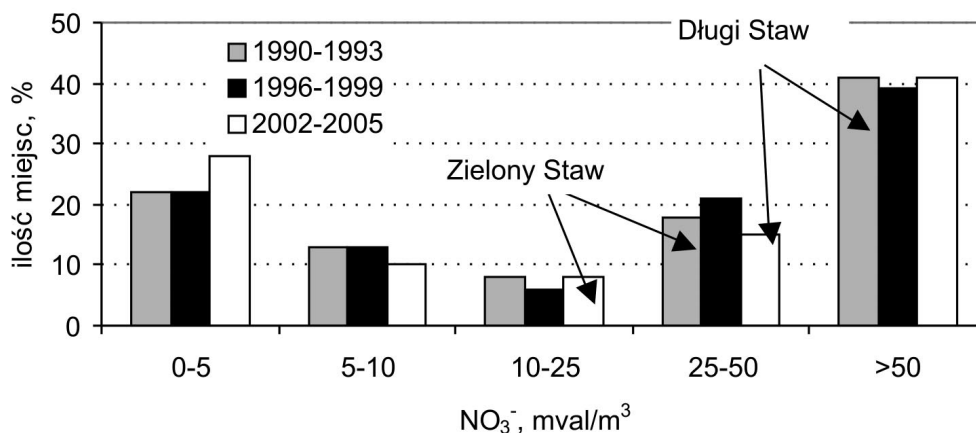
Rola azotu w zakwaszeniu wód

Istnieje duże zróżnicowanie stężeń NO₃⁻ w wodach ICP-Waters w różnych regionach. Najwyższe stężenia wy-

stępują w zachodniej i wschodniej części Europy i w Alpach (reprezentowanych przez północno-zachodnią część Włoch). Najniższe stężenia oznaczono w wodach północnej części Europy (ryc. 2). Wody badanych w ramach ICP-Waters jezior tatrzańskich zawierają niewielkie stężenia NO₃⁻ w porównaniu do średniej charakteryzującej cały region ECEurope (ryc. 2). Stężenia przewyższające 50 mval/m³ występują w około 40% badanych miejsc europejskich, i (w tej grupie jezior znajdował się Długi Staw na początku lat 90-tych XX w.) (ryc. 3), przy czym geograficzny zasięg tego zjawiska jest znaczny – jedynie w krajach skandynawskich i Wielkiej Brytanii i Irlandii nie zanotowano jego występowania. Wskazuje to na istotną rolę azotu w kształtowaniu jakości wód powierzchniowych w większości monitorowanych miejsc. Warto podkreślić, że z uwagi na sezonowy charakter zmian koncentracji azotu, skutki jego zakwaszającego oddziaływania mogą być w wielu przypadkach poważniejsze, niż wynikałoby to z wartości stężeń średniorocznych.

Udział jonu azotanowego w zakwaszeniu może być określony przez stosunek stężenia jonów azotanowych do sumy jonów azotanowych i siarczanowych KSN [mval/m³] (KSN = NO₃⁻/(SO₄²⁻ + NO₃⁻)). W większości miejsc pomiarowych ICP-Waters jon NO₃⁻ odgrywa znaczną rolę w zakwaszeniu wód. W latach 2002–2005 KSN był większy od 0,1 dla ponad 70% miejsc ICP. Aż 13% przypadków wykazywało KSN > 0,5; w tych miejscach udział azotu

**Ryc. 2.** Średnie roczne stężenia NO₃⁻ w różnych regionach Europy w latach 2002–2005**Fig. 2.** Mean annual NO₃⁻ concentration in different regions of Europe during the period 2002–2005



Ryc. 3. Częstotliwość występowania średnich rocznych stężeń NO₃⁻ dla 72 miejsc ICP-Waters w latach 1990–1993, 1996–1999 i 2002–2005

Fig. 3. Frequency distribution of mean annual NO₃⁻ concentration at 72 ICP-Waters sites over periods 1990–1993, 1996–1999 i 2002–2005

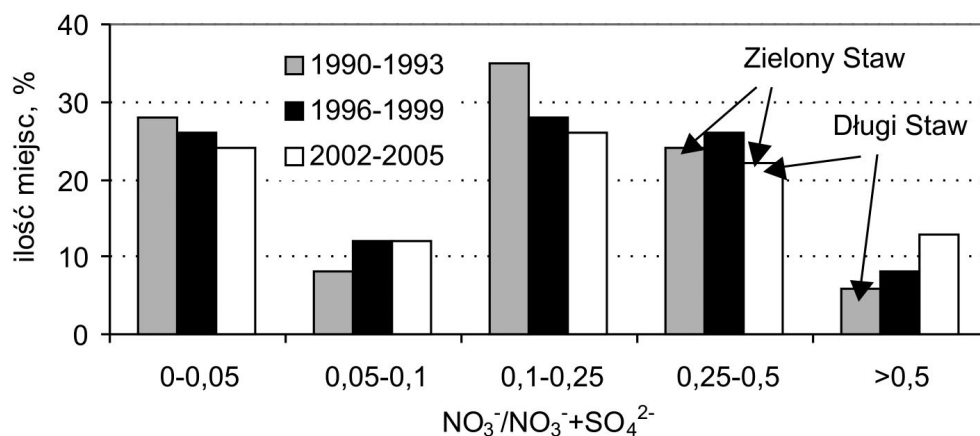
w zakwaszeniu był większy od udziału siarki. Dla większości miejsc ICP-Waters siarka jest w dalszym ciągu jonem dominującym w zakwaszeniu wód (ryc. 4). Zarówno Długi jak i Zielony Staw znajdują się w grupie jezior o dużym udziale jonu NO₃⁻ w zakwaszeniu, jednak obserwowana jest tu wyraźna tendencja malejąca, związana z wzrostem retencji azotu przez obie zlewnie.

Dyskusja i podsumowanie

Wody powierzchniowe terenów wrażliwych na zakwaszenie silnie reagują na zmiany kwaśnej depozycji z atmosfery. Skład chemiczny wód powierzchniowych jest odbiciem odpowiedzi całej zlewni na zmiany kwaśnej depozycji. Jej obniżenie powoduje istotne statystycznie obniżenie stężeń SO₄²⁻ oraz podwyższenie pH i zasadowości w przeważającej ilości monitorowanych w ramach ICP-Waters wód powierzchniowych Europy (Skjelkvale i in., 2005). W części regionów nie obserwuje się wyraźnych oznak restauracji wód. Mimo redukcji depozycji związków siarki w części monitorowanych wód

nie zanotowano oznak ich restauracji, jak np. w Górach Harzu w Niemczech. Prawdopodobnie powodem jest desorpcja siarki zaadsorbowanej w glebie w okresie podwyższonych depozycji w przeszłości.

Mechanizmy przemian azotowych są rozpoznane w niewielkim stopniu. Depozycja azotu nie obniża się w tak szerokim zakresie ilościowym i przestrzennym jak depozycja siarki. Reakcja wód na zmiany depozycji związków azotu jest bardzo zróżnicowana. Większość zdeponowanego azotu jest retencjonowana przez gleby i roślinność i nie jest wymywana do wód powierzchniowych. Obniżenie depozycji azotu nie zawsze powoduje wyraźne zmiany w wodach powierzchniowych i odwrotnie: pomimo braku trendu malejącego depozycji w niektórych przypadkach obserwuje się istotne obniżenie stężeń NO₃⁻. W większości badane zlewnie są dalekie od osiągnięcia stanu ustalonego w zakresie bilansu azotowego. Brak jest wystarczającej wiedzy dotyczącej kierunków przemian azotowych w zlewniach. Trudności w przewidywaniu retencji azotu i różnorodne czynniki zakłócające jak m.in. zakwaszenie i klimat ograniczają możliwości



Ryc. 4. Udział jonów NO₃⁻ w zakwaszeniu wód dla 72 miejsc ICP-Waters w latach 1990–1993, 1996–1999 i 2002–2005

Fig. 4. Relative importance of NO₃⁻ in acidification at 72 ICP-Waters sites over periods 1990–1993, 1996–1999 i 2002–2005

prognozowania przyszłych zmian zakwaszenia wód. Wiadomo jednak, że ciągle wzbogacanie w azot wrażliwych na zakwaszenie ekosystemów zwiększa prawdopodobieństwo zakwaszenia i eutrofizacji w przyszłości.

Analiza danych pomiarowych dotyczących składu chemicznego wód jezior tatrzańskich wskazuje na wyraźne cofanie się zmian wywołanych dużymi depozycjami substancji kwasogennych w przeszłości. Notowane od lat 80-tych obniżenie depozycji siarki znalazło odbicie w szybkiej redukcji stężeń jonów SO_4^{2-} w odpływie. Brak, często obserwowanego w innych rejonach, opóźnienia reakcji zlewni wynika prawdopodobnie z niskiej zdolności absorpcyjnej gleb krystalicznej części Tatr. Stosunkowo trudny w interpretacji jest fakt wyraźnego, istotnego statystycznie, obniżenia stężeń azotanów w sytuacji dużo mniejszego tempa spadku ich stężeń w opadach. W literaturze (Vesely i in., 2002) spotyka się tłumaczenie, że być może powodem jest wzrost poboru azotu przez roślinność zlewni w sytuacji mniejszego zakwaszenia. Poparciem dla tej tezy mogłoby być zmniejszenie wymywania azotu przez zlewnie obu badanych jezior tatrzańskich (w stosunku do lat 1992–1996). Zwiększona konsumpcja azotu może być także spowodowana wydłużeniem okresu wegetacyjnego, związanego ze zmianami klimatycznymi.

Zanotowano, powszechnie obserwowane także w innych monitorowanych wodach, silne obniżenie stężeń kationów zasadowych w wodach obu jezior. Zjawisko to jest związane z uzupełnianiem zubożonego kompleksu jonowymiennego gleby przez dostarczane, głównie w wyniku wietrzenia kationy. Innym wytłumaczeniem jest zwiększony, w sytuacji mniejszego zakwaszenia, pobór tych kationów przez roślinność (Vesely i in., 2002).

Trendy wyznaczone dla jezior tatrzańskich są zbliżone do uśrednionych dla regionu Europy centralno-wschodniej. Wyjątkiem są zmiany stężeń jonów azotanowych, których szybkość redukcji w wodach obu jezior należy do najwyższych w Europie.

Mimo wyraźnej poprawy część wód powierzchniowych w różnych regionach pozostała zakwaszonych mimo obniżenia kwaśnej depozycji z atmosfery. Do chwili obecnej zostały spełnione postanowienia protokołu z Göteborga w zakresie redukcji emisji siarki w 2010 r., natomiast redukcja emisji azotu jest ciągle jeszcze daleka od ustaleń tego protokołu. Tymczasem wiele jezior i rzek południowej Norwegii i Szwecji, wysokogórskich, jak alpejskie, tatrzańskie, karkonoskie, gór Penińskich w Wielkiej Brytanii oraz terenów wschodniej części Stanów Zjednoczonych i Kanady w dalszym ciągu jest narażonych na zakwaszenie. Na tych terenach zakwaszenie pozostanie problemem także w przyszłości. W ramach toczącej się rewizji postanowień tego protokołu ważnym zadaniem ICP-Waters jest uświadomienie decydom problemu zakwaszenia na tych terenach.

Changes in acidification of Tatra's lakes due to acid deposition in comparison with other ICP Waters' sites. Activities under the International Cooperative Programme on Assessment and Monitoring Effects of Air Pollution on Rivers and Lakes

Research on acidification and restoration of two Tatra lakes – Długi Staw and Zielony Staw was carried out under the International Cooperative Programme on Assessment and Monitoring Effects of Air Pollution on Rivers and Lakes (ICP-Waters) – one of the research programmes focused on the implementation of provisions set in the Convention on Long Range Transboundary Air Pollution, the aim of which is environmental impact assessment of atmospheric pollutants through a long-term monitoring of pollutant receptors. In this study research results from the Tatra Mountains were compared with results obtained in other countries participating in the works of ICP-Waters. A distinct response of the chemical composition of the lake water to the changes in atmospheric deposition of sulphur and nitrogen compounds was observed.

Literatura

- de Wit H., Skjelkvale B.L., (Ed.) 2007. Trends in surface water chemistry and biota; The importance of confounding factors. 2007; NIVA report: SNO: 5385–2007, ICP – Waters Report 87/2007.
- Helsel D.R., Hirsch R.M., 1992. Statistical Methods in Water Resources. Studies in Environmental Science 49. Elsevier Science Publishers.
- Rzychoń D., 1998. Wpływ opadów kwaśnych na zakwaszenie jezior Tatr Wysokich. Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego. Katowice. pp. 132.
- Rzychoń D., Worsztynowicz A., 2008. What affects the nitrogen retention in Tatra Mountains lakes' catchments in Poland? Hydrol. Earth Syst. Sci., 12, 415–424.
- Sen P.K., 1968. Estimates of regression coefficients based on Kendal's tau. J. of the American Statistical Assoc. 63, 1379–1389.
- Skjelkvale B.L., Stoddard J.L., Jeffries D.S., Torseth K., Hogasen T., Bowman J., Mannio J., Monteith D.T., Rogora M., Rzychoń D., Vesely J., Wieting J., Wilander A., Worsztynowicz A., 2005. Regional scale evidence for improvements in surface water chemistry 1990–2001. Environmental Pollution 137 (2005) 165–176.
- Vesely J., Majer V., Norton S.A., 2002. Heterogeneous response of central European streams to decreased acidic atmospheric deposition. Environmental Pollution 120 (2), 2002, 275–281.