

MIROŚLAW ŻELAZNY, JOANNA P. SIWEK, JOANNA FIDELUS, TOMASZ STAŃCZYK, JANUSZ SIWEK, AGNIESZKA RUTKOWSKA, PRZEMYSŁAW KRUK, ANNA WOLANIN, ŁUKASZ JELONKIEWICZ

Wpływ wiatrołomu i degradacji drzewostanu na zróżnicowanie chemizmu wód w zlewni Potoku Kościeliskiego w obszarze Tatrzańskiego Parku Narodowego*

Effect of wind damage to tree stands on spatial differences in water chemistry in the Kościeliski Stream catchment in the Tatra National Park

ABSTRACT

Żelazny M., Siwek J. P., Fidelus J., Stańczyk T., Siwek J., Rutkowska A., Kruk P., Wolanin A., Jelonkiewicz Ł. 2017. Wpływ wiatrołomu i degradacji drzewostanu na zróżnicowanie chemizmu wód w zlewni Potoku Kościeliskiego w obszarze Tatrzańskiego Parku Narodowego. Sylwan 161 (1): 27-33.

The study focused on the effects of deforestation by heavy winds and tree stand damage produced by bark beetle invasion on water chemistry of mountainous catchment of Kościeliski Stream in the Tatra National Park (southern Poland). 200 samples of stream and spring water were collected in three series: in July, August and October 2015. Water samples obtained from areas characterized by tree stand damage caused by heavy winds were found to have much higher mean concentration of nitrate (15.44 mg/L) as well as a much higher overall mean nitrate content (3.44% mval/L) than samples obtained from non-deforested areas (3.26 mg/L and 0.78% mval/L). The increase in nitrate concentration and its share in overall water chemistry was high enough that the anion sequence for the deforested areas became altered from $\text{HCO}_3^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{NO}_3^- > \text{Cl}^-$ to $\text{HCO}_3^- > \text{NO}_3^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{Cl}^-$. The mean change in water nitrate concentration in areas with tree stands damaged by the bark beetle was smaller (6.17 mg/L; 1.60% mval/L) than that for areas deforested by wind. The concentration of NO_3^- in stream water in deforested areas varied more than that in stream water in non-deforested areas.

KEY WORDS

water chemistry, nitrate, deforestation, Tatra National Park

ADDRESSES

Mirosław Żelazny ⁽¹⁾ – e-mail: miroslaw.zelazny@uj.edu.pl

Joanna Paulina Siwek ⁽¹⁾, Joanna Fidelus ⁽²⁾, Tomasz Stańczyk ⁽³⁾, Janusz Siwek ⁽¹⁾, Agnieszka Rutkowska ⁽⁴⁾, Przemysław Kruk ⁽¹⁾, Anna Wolanin ⁽¹⁾, Łukasz Jelonkiewicz ⁽¹⁾

⁽¹⁾ Zakład Hydrologii, Uniwersytet Jagielloński; ul. Gronostajowa 7, 30-387 Kraków

⁽²⁾ Zakład Turystyki i Badań Regionalnych, Uniwersytet Pedagogiczny w Krakowie; ul. Podchorążych 2, 30-084 Kraków

⁽³⁾ Katedra Kształtowania Środowiska, SGGW w Warszawie; ul. Nowoursynowska 159, 02-776 Warszawa

⁽⁴⁾ Katedra Zastosowań Matematyki, Uniwersytet Rolniczy w Krakowie; ul. Balicka 253C, 30-198 Kraków

*Praca jest częścią projektu „Ocena wpływu wielkoobszarowych wiatrołomów na reżim hydrochemiczny i denudację zlewni położonych w obszarach leśnych na terenach górskich” sfinansowanego ze środków Funduszu Leśnego Państwowego Gospodarstwa Leśnego Lasy Państwowe (EZ/0290.1.2.2015).

Wstęp

Obieg geochemiczny jonów w środowisku przyrodniczym jest integralnie związany z obiegiem wody. Ma szczególnie dynamiczny przebieg w obszarach cechujących się wysokogórką rzeźbą typu alpejskiego, która w Polsce występuje w Tatrzańskim Parku Narodowym (TPN). Zlewnie leśne są częstym obiektem badań ze względu na wyjątkowe funkcje, jakie w środowisku przyrodniczym spełnia las. W USA w zlewni Coweeta w latach 30. i Hubbard Brook w latach 60. XX wieku zapoczątkowano badania związane z funkcjonowaniem ekosystemów leśnych. Polegały one na wycięciu różnymi technikami drzewostanów czy też zmianie drzewostanów z wielogatunkowych na iglaste i obserwacji reakcji stanów wody oraz składu chemicznego wód powierzchniowych i podziemnych [Swank i in. 1988]. W Polsce przez ponad dekadę w Sudetach Zachodnich i w Beskidzie Śląskim także badano wody w zlewniach z drzewostanem stopniowo rozpadającym się w wyniku oddziaływania zanieczyszczeń przemysłowych pochodzących z Niemiec, Czech i Polski – z tzw. Czarnego Trójkąta [Černý, Pačes 1995; Pierzgański i in. 2007, 2009; Kosmowska i in. 2015]. Na tle tych badań wylesienie powstałe w Tatrach (23-25 XII 2013) jest wyjątkowe ze względu na naturalny charakter, ponieważ było skutkiem wiatru o sile huraganu. Dotychczasowe badania wskazują, że skutkiem wylesienia zlewni jest zmiana składu chemicznego wód płytkiego krążenia. Liczne badania dowodzą, że w ciągu kilku pierwszych miesięcy po wycięciu drzewostanu następuje uruchomienie procesu wypłukiwania głównych jonów i NO_3^- z gleby, co skutkuje wzrostem ich stężenia w wodach rzecznych [Likens i in. 1969; Martin i in. 1986; Hornbeck i in. 1990; Houlton i in. 2003; Rothe, Mellert 2004; Wang i in. 2006; Pierzgański i in. 2009; Siemion i in. 2011]. Proces silnego wypłukiwania jonów trwa zazwyczaj kilka lat i jest zależny od stopnia wylesienia zlewni [Siemion i in. 2011]. Brak poboru biogenów (np. NO_3^-) przez drzewostan skutkuje wzrostem ich zawartości w wodach glebowych i rzecznych [Houlton i in. 2003]. Według Eshlemana i in. [1998] osłabienie drzewostanu wywołane inwazją insektów przyczynia się do zmniejszenia poboru biogenów przez las i wzrostu ich stężenia w wodach rzecznych.

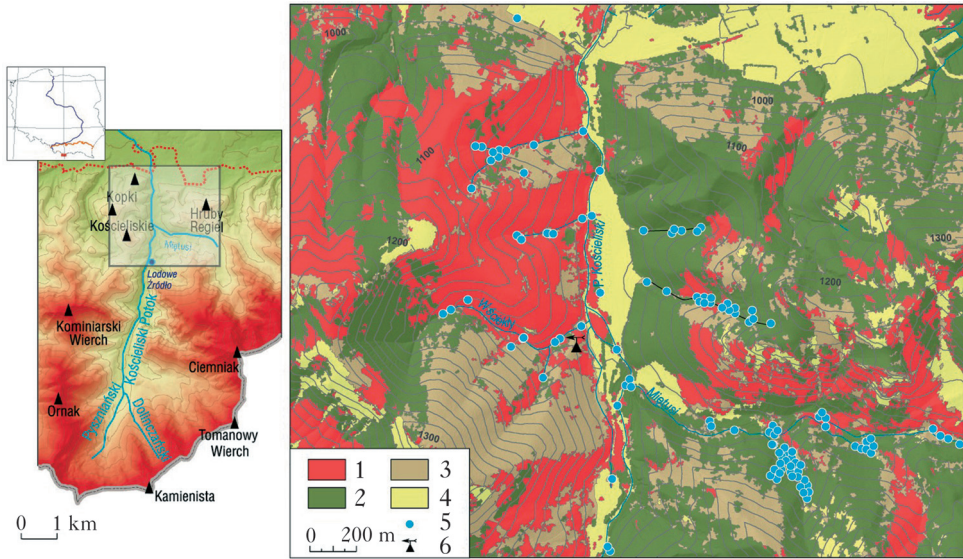
Celem badań było określenie wpływu gwałtownego wylesienia stoków górskich, a także rozpadu drzewostanu wskutek gradacji korników na zróżnicowanie chemizmu wód, ze szczególnym uwzględnieniem zmian azotanów.

Obszar badań

Badania prowadzono w północnym obszarze Doliny Kościeliskiej w Tatrach Zachodnich, w granicach Tatrzańskiego Parku Narodowego (TPN), wzdłuż stoków Kopek Kościeliskich i Hrubego Regła. Według mapy geologicznej Tatr Polskich [Bac-Moszaszwili i in. 1979] obszar położony jest w obrębie jurajskich i triasowych utworów serii regłowej dolnej (np. wapienie, margle, dolomity) oraz fliszu podhalańskiego (np. piaskowce dolomitowe). Według Klimaszewskiego [1988] obszar cechuje rzeźba fluwialno-denudacyjna z wąskimi dolinami V-kształtnymi. Obszar badań znajduje się według Hessa [1974] w umiarkowanie chłodnym i chłodnym piętrze klimatycznym, gdzie roczne sumy opadów zmieniają się od 1200 do ponad 2000 mm. Obecnie obszar ma zróżnicowane zalesienie, co jest skutkiem wiatrołomu i trwającego od kilku lat rozpadu drzewostanu w związku z gradacją kornika (ryc. 1).

Materiał i metody

Badania terenowe polegały na trzykrotnym kartowaniu hydrologiczno-chemicznym w północnej części zlewni Potoku Kościeliskiego (5,8 km²). Przeprowadzono je w półroczu letnim 2015 roku (1-3 VII, 20-23 VIII i 23-25 X). W terenie mierzono przepływ potoków i wydajność źródeł oraz



Ryc. 1.

Obszar badań i miejsca poboru prób wody na tle pokrycia terenu Doliny Kościeliskiej

Study area and water sampling sites against land cover in Kościeliska Valley

1 – obszar wylesiony (wiatrolom z 2013), 2 – obszar zalesiony, 3 – obszar wylesiony wskutek gradacji kornika, 4 – łąki, 5 – miejsca poboru prób wody (potoki, źródła), 6 – posterunek opadowy

1 – area deforested by 2013 windthrow, 2 – forested area, 3 – area deforested because of the bark beetle, 4 – meadows, 5 – water sampling sites (streams, springs), 6 – weather post

temperaturę, przewodność elektrolityczną (25°C) i pH wody. Dla każdej wody określono prawdopodobny obszar alimentacji. Najliczniejszą grupę stanowiły źródła i niewielkie odcinki cieków (L; $n=140$) odwadniające stoki (obszary) zalesione. Kolejne grupy objęły wody odwadniające: stoki wylesione związane z wiatrolomem z XII 2013 roku (W; $n=38$), stoki wylesione związane z drzewostanem rozpadającym się wskutek gradacji kornika (RD; $n=24$) oraz wody Kościeliskiego Potoku (tzw. wody tranzytowe) i źródła przykorytowe i terasowe (T; $n=18$). Opady atmosferyczne zmierzone od 1 VII do 31 X 2015 roku w zlewni Wściegłego Żlebu były niezwykle niskie (89,7 mm) (ryc. 2).

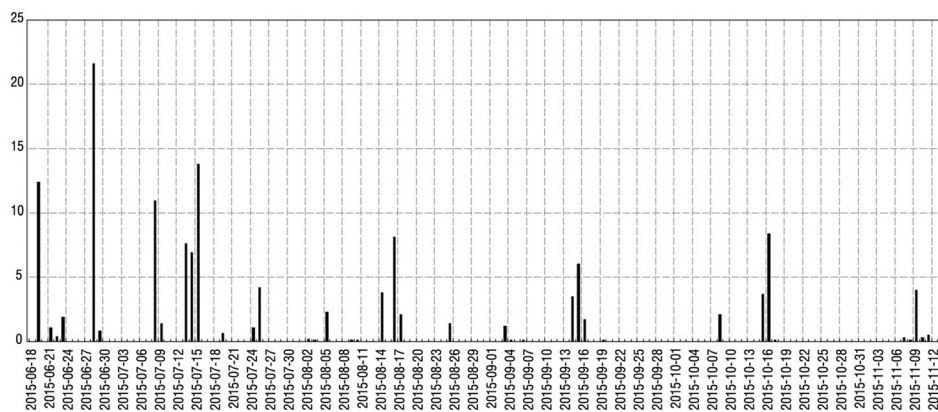
Skład chemiczny wód oznaczono metodą chromatografii jonowej (DIONEX 2000) w zakresie stężenia głównych jonów: Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , HCO_3^- , SO_4^{2-} i Cl^- , biogenów: NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ i PO_4^{3-} oraz mikroelementów: Li^+ , F^- i Br^- . Spośród biogenów i mikroelementów w interpretacji uwzględniono jedynie NO_3^- . Pozostałe jony miały niskie stężenie, poniżej limitu detekcji i nie podlegały interpretacji. Mineralizację wód obliczono jako sumę oznaczonych jonów. Skład chemiczny wód scharakteryzowano średnią arytmetyczną (\bar{x}), decylami: $D_{10\%}$ i $D_{90\%}$ i kwartylami: $Q_{25\%}$ i $Q_{75\%}$. Istotność różnicy średniego stężenia NO_3^- między grupami wód określono analizą wariancji (ANOVA) i testem *post hoc* Scheffégo. Przyjęto poziom istotności $p=0,05$. W celu wizualizacji rozkładów stężenia (mg/L) i udziału (% mval/L) NO_3^- estymowano je jądrową funkcją gęstości na podstawie wartości próby x_1, \dots, x_n , która ma postać:

$$\hat{f}(x) = \frac{1}{nh} \sum_{i=1}^n K\left(\frac{x-x_i}{h}\right)$$

gdzie:

K – funkcja jądra,

$h > 0$ – szerokość pasma.



Ryc. 2.

Dobowe sumy opadów [mm] od 18 VI do 12 XI 2015 roku we Wściekłym Żlebie
Daily precipitation [mm] from June 18, 2015 to November 12, 2015 for Wściekły Żleb

Zastosowano Gaussowską funkcję jądra postaci:

$$K(x) = (2\pi)^{-\frac{1}{2}} \cdot e^{-\frac{1}{2}x^2}$$

oraz szerokość pasma opisaną wzorem Silvermana:

$$h = 1,06 \cdot \frac{\sigma}{\sqrt[5]{n}}$$

gdzie:

σ – odchylenie standardowe w próbie [Silverman 1986; Węglarczyk, Kulig 2001; Żelazny 2012].

Wyniki i dyskusja

Wody odwadniające stoki w częściach zalesionej i wylesionej cechuje słabo zasadowy odczyn, niska mineralizacja i przewodność (tab.). Wśród kationów z reguły najwyższe stężenie wykazuje wapń, następnie magnez, zaś podobne, niskie, sód i potas. Średnie stężenie kationów wyraża się sekwencją $\text{Ca} > \text{Mg} > \text{Na} > \text{K}$. Wśród anionów z reguły najwyższe stężenie cechuje wodorowęglany, podobne siarczany i azotany oraz zdecydowanie niższe chlorki. Średnie stężenie anionów wyraża się sekwencją $\text{HCO}_3 > \text{SO}_4 > \text{NO}_3 > \text{Cl}$.

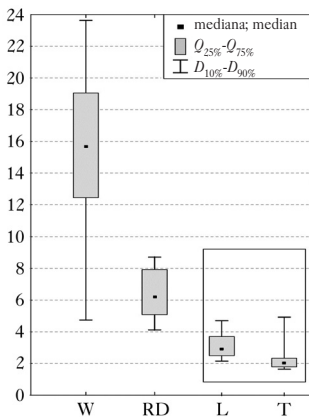
Wody odwadniające stoki po wiatrołomie oraz stoki pokryte uszkodzonym przez korniki drzewostanem różnią się od wód stoków zalesionych przede wszystkim wielokrotnie wyższym stężeniem NO_3^- (tab., ryc. 3). Średnie stężenie NO_3^- w wodach odwadniających wylesione stoki po wiatrołomie wynosi 15,44 mg/L, stoki wylesione wskutek gradacji kornika 6,17 mg/L, a zalesione stoki tylko 3,26 mg/L. Stężenie NO_3^- w wodach odwadniających stoki z wiatrołomem i pokryte uszkodzonym drzewostanem jest silniej zróżnicowane niż stężenie NO_3^- w wodach odwadniających zalesione stoki. Wyraża się to większym rozstępem międzykwartylowym i międzydecylowym (ryc. 3). Różnice między średnimi stężeniami NO_3^- w wyodrębnionych grupach wód są istotne, co potwierdza analiza wariancji (ANOVA). Analiza empirycznych funkcji gęstości stężenia i udziału NO_3^- w strukturze składu chemicznego wyodrębniła wyraźnie dwie subpopulacje wód odwadniających stoki wylesione wskutek wiatrołomu i gradacji kornika (ryc. 4). Badania Żelaznego [2012] oraz Żelaznego i in. [2013] z okresu przed wiatrołomu wskazują, że stężenie NO_3^- w wodach odwadniających obecnie wylesione stoki było porównywalne. Zakładając, że

Tabela.

Liczba próbek (N), odczyn (pH), mineralizacja (Min [mg/L]) i przewodność ((PEW [μS/cm]) oraz średnie stężenie (m [mg/L]) i udział (% [% mval/L]) jonów w strukturze składu chemicznego wód odwadniających obszar wylesiony (W; wiatrolom z 2013), obszar drzewostanu zdegradowanego wskutek gradacji kornika (RD), Potok Kościeliski (T), obszar zalesiony (L) i lasy reglaowe (LSR)

Number of samples (N), reaction (pH), mineralization (Min [mg/L]) and conductivity ((PEW [μS/cm]) as well as mean concentration (m [mg/L]) and content (% [% mval/L]) of ions in overall chemistry of waters from area deforested by the 2013 windthrow (W), area deforested because of the bark beetle (RD), Koscieliski Stream (T), forested areas (L) and subatric succession area (LSR)

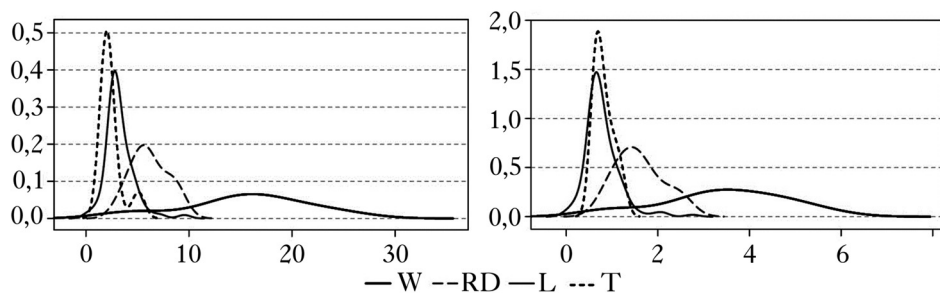
	W	RD	T	L	LSR
	2015	2015	2015	2015	2007-2010
N	38	4	18	140	348
pH	7,76	7,71	7,74	7,74	7,95
Min	289,4	253,8	183,0	271,2	280,6
PEW	341,6	298,4	223,0	318,3	289,6
m Ca ²⁺	60,83	57,05	35,70	48,65	48,75
m Mg ²⁺	8,16	4,64	6,86	13,93	14,30
m Na ⁺	0,79	0,88	0,74	0,44	0,81
m K ⁺	0,50	0,46	0,42	0,42	0,86
m HCO ₃ ⁻	195,5	176,4	119,7	197,3	200,9
m SO ₄ ²⁻	7,20	7,58	16,70	6,61	11,70
m Cl ⁻	0,89	0,59	0,40	0,54	0,61
m NO ₃ ⁻	15,44	6,17	2,41	3,26	2,55
% Ca ²⁺	41,06	43,67	36,74	33,97	33,50
% Mg ²⁺	8,29	5,55	12,31	15,60	15,59
% Na ⁺	0,47	0,59	0,71	0,27	0,59
% K ⁺	0,18	0,18	0,23	0,15	0,30
% HCO ₃ ⁻	44,04	45,63	40,94	46,94	45,61
% SO ₄ ²⁻	2,13	2,47	7,97	2,02	3,85
% Cl ⁻	0,35	0,26	0,24	0,22	0,26
% NO ₃ ⁻	3,44	1,60	0,81	0,78	0,58



Ryc. 3.

Stężenie NO₃⁻ [mg/L] w wyróżnionych grupach wód
 NO₃⁻ concentration [mg/L] for distinguished groups of water samples
 ramką zaznaczono brak istotnych różnic; oznaczenia jak w tabeli
 frame indicates lack of significant differences; denotes as in table

stężenia te były podobne w czasie bezpośrednio poprzedzającym wiatrolom, wzrost stężenia NO₃⁻ w wodach odwadniających wylesione stoki po upływie jednego sezonu wegetacyjnego jest ponad 5-krotny. Houlton i in. [2003] w zlewni Hubbard Brook wykazali 7-krotny wzrost stężenia NO₃⁻ w dwóch zlewniach cząstkowych, gdzie gradobicie zniszczyło drzewostan. Najwyższe stężenie NO₃⁻ stwierdzono w drugim roku po tym wydarzeniu. Wieloletnie badania w zlewni



Ryc. 4.

Empiryczne funkcje gęstości azotanów dla wyróżnionych grup wód
 Empirical functions of the density of nitrates in distinguished groups of water samples
 oznaczenia jak w tabeli; denotes as in table

Hubbard Brook wskazują jednak, że odpływ NO_3^- ze zlewni z drzewostanem uszkodzonym w wyniku zjawisk naturalnych (np. atak insektów czy gradobicie) jest znacznie mniejszy niż w wyniku wycięcia lasu. Potwierdzają to także badania Martina i in. [1986] przeprowadzone w Górach Białych (USA) – w 9 ciekach drenujących zlewnie, w których wycięto las, w drugim roku po tym wydarzeniu wystąpił aż 20-krotny wzrost stężenia NO_3^- . W czwartym roku po wycięciu drzewostanu stężenie NO_3^- w potokach wróciło do poziomu sprzed wycinki. Przyczyną zwiększonego stężenia NO_3^- w potokach drenujących zlewnie pozbawione drzewostanu jest wzrost zawartości w glebach azotu możliwego do wymycia. Wzrost ten wiązany jest najczęściej z brakiem poboru azotu przez zdegradowany drzewostan [Burns, Murdoch 2005; Wang i in. 2006] oraz z jego zwiększoną dostawą z rozkładającej się materii organicznej [Dahlgren 1998].

W wodach odwadniających wylesione stoki (wiatrołom) udział NO_3^- w strukturze składu chemicznego wynosi średnio 3,44% mval/L, co jest wartością blisko 6-krotnie wyższą niż w latach 2007-2010 (0,58% mval/L) [Żelazny 2012]. Udział NO_3^- w składzie chemicznym wód odwadniających stoki z wiatrołomem był na tyle wysoki, że zmianie uległa sekwencja anionów: z $\text{HCO}_3^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{NO}_3^- > \text{Cl}^-$ na $\text{HCO}_3^- > \text{NO}_3^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{Cl}^-$. Azotany stały się anionami o większym udziale w strukturze składu chemicznego wód niż siarczany. Przeprowadzone badania wskazują, że duże znaczenie w kształtowaniu składu chemicznego wód odgrywa nie tylko gwałtowne wylesienie stoków (wiatrołom), ale także gradacja drzewostanu przez korniki. Skutkuje ona prawie dwukrotnie wyższym średnim stężeniem NO_3^- w wodach w porównaniu do wód odwadniających obszary zalesione, co jednak nie zmienia ich położenia w sekwencji anionów. Decyduje o tym najprawdopodobniej, podobnie jak w przypadku starzejącego się lasu [Vitousek, Reiners 1975; Murdoch, Stoddard 1992; Swank, Vose 1997], zmniejszony pobór NO_3^- przez uszkodzony drzewostan.

Podsumowanie

Wylesienie stoków spowodowane huraganowym porywem wiatru i rozpadem drzewostanu w wyniku gradacji kornika zróżnicowało skład chemiczny wody. W wodach odwadniających stoki po wiatrołomie zanotowano wielokrotny wzrost stężenia jonów NO_3^- i ich udziału w strukturze składu chemicznego wody. Wzrost ten był na tyle znaczący, że w sekwencji anionów – wyrażonej zarówno w mg/L, jak i w % mval/L – NO_3^- znajdują się przed SO_4^{2-} , ustępując jedynie HCO_3^- . W wodach odwadniających stoki z rozpadającym się drzewostanem stwierdzony wzrost stężenia jonów NO_3^- i ich udziału w strukturze chemicznej wody nie skutkowało zmianą kolejności w sekwencji anionów.

Literatura

- Bac-Moszaszwili M., Burchart J., Głazek J., Iwanow A., Jaroszewski W., Kotański Z., Lefeld J., Mastella L., Ozimkowski W., Roniewicz P., Skupiński A., Westwalewicz-Mogilska E. 1979. Mapa geologiczna Tatr Polskich (Geological Map of the Polish Tatra), skala 1:30 000. Wydawnictwo Geologiczne, Warszawa.
- Burns D. A., Murdoch P. S. 2005. Effects of a clearcut on the net rates of nitrification and N mineralization in a northern hardwood forest, Catskill Mountains, New York, USA. *Biogeochemistry* 72 (1): 123-146.
- Černý J., Pačes T. 1995. Acidification in the Black Triangle Region: Acid rain '95. 5th International Conference on Acidic Deposition: Science and Policy, Göteborg, Sweden, 26-30 June 1995: Excursion, June 21-24, 1995. Czech Geological Survey, Prague.
- Dahlgren R. A. 1998. Effects of forest harvest on stream-water quality and nitrogen cycling in the Caspar Creek watershed. Proceedings of the Conference on Coastal Watersheds: The Caspar Creek Story, May 6, 1998, Ukiah, California. 45-53.
- Eshleman K. N., Morgan II R. P., Webb J. R., Deviney F. A., Galloway J. N. 1998. Temporal patterns of nitrogen leakage from mid-Appalachian forested watersheds: role of insect defoliation. *Water Resources Research* 34 (8): 2005-2116.
- Hess M. 1974. Piętra klimatyczne Tatr. *Czasopismo Geograficzne* 45 (1): 75-94.
- Hornbeck J. W., Smith C. T., Martin Q. W., Tritton L. M., Pierce R. S. 1990. Effects of intensive harvesting on nutrient capitals of three forest types in New England. *Forest Ecology and Management* 30 (1-4): 55-64.
- Houlton B. Z., Driscoll C. T., Fahey T. J., Likens G. E., Groffman P. M., Bernhardt E. S., Buso D. C. 2003. Nitrogen dynamics in ice storm-damaged forest ecosystems: implications for nitrogen limitation theory. *Ecosystems* 6 (5): 431-443.
- Klimaszewski M. 1988. Rzeźba Tatr Polskich. PWN, Warszawa.
- Kosmowska A., Żelazny M., Małek S., Siwek J. P. 2015. Wpływ wylesień na krótkoterminowe zmiany składu chemicznego wody w zlewni Potoku Malinowskiego (Beskid Śląski). *Sylwan* 159 (9): 778-790.
- Likens G. E., Bormann F. H., Johnson N. M. 1969. Nitrification: importance to nutrient losses from a cutover forested ecosystem. *Science* 163 (3872): 1205-1206.
- Martin C. W., Pierce R. S., Likens G. E., Bormann F. H. 1986. Clearcutting affects stream chemistry in the White Mountains of New Hampshire. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Forest Experiment Station, Broomall.
- Murdoch P. S., Stoddard J. L. 1992. The role of nitrate in the acidification of streams in the Catskill Mountains of New York. *Water Resources Research* 28 (10): 2707-2720.
- Pierzgalski E., Janek M., Kucharska K., Niemtur S., Stolarek A., Tyszka J., Wróbel M. 2009. Procesy hydrologiczne i erozyjne w leśnych zlewniach górskich. Instytut Badawczy Leśnictwa, Sękocin Stary.
- Pierzgalski E., Janek M., Kucharska K., Tyszka J., Wróbel M. 2007. Badania hydrologiczne w leśnych zlewniach sudeckich. Synteza badań prowadzonych w latach 1993-2005. Instytut Badawczy Leśnictwa, Sękocin Stary.
- Rothe A., Mellert K. H. 2004. Effects of forest management on nitrate concentration in seepage water of forests in Southern Bavaria, Germany. *Water, Air, and Soil Pollution* 156 (1): 337-355.
- Siemon J., Burns D. A., Murdoch P. S., Germain R. H. 2011. The relation of harvesting intensity to changes in soil, soil water, and stream chemistry in a northern hardwood forest, Catskill Mountains, USA. *Forest Ecology and Management* 261 (9): 1510-1519.
- Silverman B. W. 1986. Density Estimation. Chapman and Hall, London.
- Swank W. T., Swift Jr. L. W., Douglass, J. E. 1988. Streamflow changes associated with forest cutting, species conversions, and natural disturbances. W: Swank W. T., Crossley Jr. D. A. [red.]. *Forest Hydrology and Ecology at Coweeta*. Springer-Verlag, New York. 297-312.
- Swank W. T., Vose J. M. 1997. Long-term nitrogen dynamics of Coweeta forested watersheds in the southeastern United States of America. *Global Biogeochemical Cycles* 11 (4): 657-671.
- Vitousek P. M., Reiners W. A. 1975. Ecosystem succession and nutrient retention: a hypothesis. *BioScience* 25 (6): 376-381.
- Wang X., Burns D. A., Yanai R. D., Briggs R. D., Germain R. H. 2006. Changes in stream chemistry and nutrient export following a partial harvest in the Catskill Mountains, New York, USA. *Forest Ecology and Management* 223 (1-3): 103-112.
- Węglarczyk S., Kulig M. 2001. O wyższości nieparametrycznego estymatora funkcji gęstości nad histogramem. *Wiadomości Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej* 24 (2): 59-69.
- Żelazny M. 2012. Czasowo-przestrzenna zmienność cech fizykochemicznych wód Tatrzańkiego Parku Narodowego. Instytut Geografii i Gospodarki Przestrzennej UJ, Kraków.
- Żelazny M., Wolanin A., Płaczkowska E. 2013. Hypsometric factors for differences in chemical composition of spring waters of the Tatra National Park. *Polish Journal of Environmental Studies* 22 (1): 289-299.