

WPLYW LESISTOŚCI ZLEWNI NA JAKOŚĆ WÓD RZECZNYCH WOJEWÓDZTWA BIAŁOSTOCKIEGO

EFFECT OF WATERSHED FORESTATION ON RIVER WATER QUALITY IN BIAŁYSTOK REGION

Andrzej Górniak, Piotr Zieliński

Instytut Biologii, Uniwersytet w Białymstoku

Wstęp

Rzeka jest ekosystemem otwartym, którego funkcjonowanie zależy od dopływu materii organicznej z ekosystemów lądowych (Schiff i in. 1990, Grieve 1994, Zalewski 1994, Dillon, Molot 1997, Mulholland 1997) i charakteru zlewni bezpośredniej (Kajak 1994). Pokrycie gleby naturalnymi zespołami roślinności drzewiastej z niezmiennym profilem glebowym ma istotny wpływ na krążenie wody, a tym samym na ilość i jakość odpływających wód ze zlewni (Wróbel 1988). W warunkach zbliżonych do naturalnych detrytus ze ściółki leśnej i próchnica z gleb mineralnych dostaje się do ekosystemów wodnych jako główny składnik rozpuszczonych związków węgla organicznego (DOC), przeważnie w postaci substancji humusowych (Guggenberger, Zech 1994, Górniak 1996). W trakcie zagospodarowania zlewni, któremu zazwyczaj towarzyszy znaczne wylesienie, gleby uprawne lub indusdroziemy zmieniają warunki obiegu wody, a także charakter obiegu geochemicznego wielu związków mineralnych (Hill 1980) i organicznych (Eckhardt, Moore 1990). Zwiększa się rola zasilania obszarowego (rozproszonego) w zanieczyszczaniu wód powierzchniowych. Dlatego coraz częściej w działaniach na rzecz poprawy jakości hydrosfery dokonuje się oceny wpływu zagospodarowania zlewni, jej użytkowania na jakość wód powierzchniowych (Zalewski 1994).

Na terenie województwa białostockiego szereg zlewni jest w pełni zalesione zespołami zbliżonymi do naturalnych (duże zespoły leśne np. Puszcza Białowieska i Puszcza Knyszyńska), jednocześnie funkcjonują zlewnie o małym zalesieniu (Sokołowski 1991). Istnieją więc sprzyjające warunki do przeprowadzenia analizy wpływu zalesienia na jakość wód rzecznych, która może być użyteczna przy planowaniu i kształtowaniu krajobrazu wiejskiego.

Material i metody badań

Badania hydrochemiczne prowadzono od maja 1996 do października 1997r. w 42 punktach pomiarowych zlokalizowanych w zlewniach 35 rzek województwa

białostockiego. Obszar wszystkich analizowanych zlewni (7800 km²) stanowi blisko 80% obszaru województwa. Badane zlewnie charakteryzują się zróżnicowaną powierzchnią (od 11,3 do 4302 km²), morfologią i zalesieniem (od 1,8 do 97,4%), przy średniej lesistości 31,8%. Wśród nich wydzielono cztery grupy: I - zlewnie wylesione (zalesienie mniejsze niż 25%), II - o małym stopniu zalesienia zlewni (zalesienie 25-50%), III - o dużym stopniu zalesienia zlewni (zalesienie 50-75%), IV - zlewnie leśne (zalesienie ponad 75%).

Próby wody do analiz pobierano trzy razy do roku: w maju, lipcu, październiku, na każdym stanowisku 6-krotnie, z nurtu rzeki aparatem Bernatowicza. Sytuacja hydrologiczna w rzekach w trakcie poboru prób była typowa dla okresu wiosennego, lata i jesieni. Bezpośrednio w terenie mierzono przewodność elektryczną i temperaturę wody. Pozostałe 15 parametrów fizycznych i chemicznych oznaczano tego samego dnia w laboratorium. Analizy chemiczne wody obejmowały najważniejsze parametry wody, które oznaczano metodami opisanymi przez Hermanowicza i in. (1976). Analizatorem węgla organicznego TOC-5050A firmy Shimadzu oznaczano stężenia DOC w wodach. Badania wykonano w ramach projektu KBN nr 6 P04F 02409.

Wyniki

Badane rzeki miały wody o odczynie od 6,94 do 7,83. Zakres wahań stężeń tlenu mieścił się w przedziale od 4,3 do 11,8 mg/dm³, a stopień wysycenia wody tlenem wynosił średnio 84%. Zawartość DOC w badanych rzekach ulegała znacznym wahaniom w przedziale od 5,6 mgC/dm³ do 33 mgC/dm³. Przewodność właściwa wód rzek województwa białostockiego wyniosła średnio 458 μS/cm.

Wody zlewni o największym stopniu zalesienia ponad 75% posiadały najniższą średnią temperaturę spośród badanych rzek 11,8 °C i najniższą średnią wartość pH (tab. I). W grupach zlewni o różnym zalesieniu w dość znacznym stopniu zmieniały się średnie stężenia tlenu rozpuszczonego w wodach i stopień jego wysycenia, a zanotowane różnice średnich są istotne statystycznie. Najmniej tlenu, a także najniższe wysycenie wody tlenem było w wodach rzek leśnych i charakteryzowały się najmniejszą amplitudą stopnia nasycenia wody tlenem (tab. I)

Średnie stężenia DOC w wodach rzek wylesionych (grupa IV) były prawie dwa razy mniejsze niż w zlewniach o zalesieniu ponad 75% (tab. I). Natomiast przewodność właściwa rzek wylesionych jest znacznie większa i o największym zakresie zmian niż w rzekach odwadniających zlewnie IV grupy. Najmniejsze średnie stężenia jonów wapnia i magnezu zanotowano w wodach rzek o zalesieniu zlewni ponad 75%. Różnica między zawartością wapnia w wodach zlewni grupy IV i zlewni wylesionych jest istotna statystycznie i wynosi średnio 20 mg/dm³. Wody zlewni o największym zalesieniu posiadały najmniejsze średnie stężenie sodu (tab. I). Porównując obie skrajne grupy zlewni pod względem zalesienia okazuje się, że

średnie stężenia sodu były w zlewniach grupy IV dwukrotnie większe niż w rzekach zlewni o lesistości mniejszej niż 25%.

Najmniejsze średnie stężenia żelaza zanotowano w wodach zlewni wylesionych, a największe w wodach zlewni o największym zalesieniu. Zmiany średnich stężeń wodorowęglanów i siarczanów nie wykazują jednolitego trendu w poszczególnych grupach lesistości (tab. I). Stężenia jonów chlorkowych w wodach zlewni wylesionych były dwukrotnie większe w porównaniu z wodami zlewni z IV grupy. Najmniejsze stężenia i zakres stężeń ortofosforanów i azotanów stwierdzono w rzekach IV grupy (tab. I), a rzeki odwadniające obszary najbardziej wylesione miały średnio 3-krotne więcej azotu azotanowego niż w zlewniach o największym zalesieniu. Największe stężenia jonów amonowych wystąpiły w wodach zlewni wylesionych, w pozostałych typach zlewni ilości N-NH₄ były podobne, różniły się jedynie zakresem zmian.

Prowadzone badania wykazały wyraźne sezonowe zmiany składu chemicznego wód między zlewniami o różnym udziale zalesienia. Najbardziej są one widoczne między zlewniami o skrajnym średnim zalesieniu (zlewnie grupy I i IV).

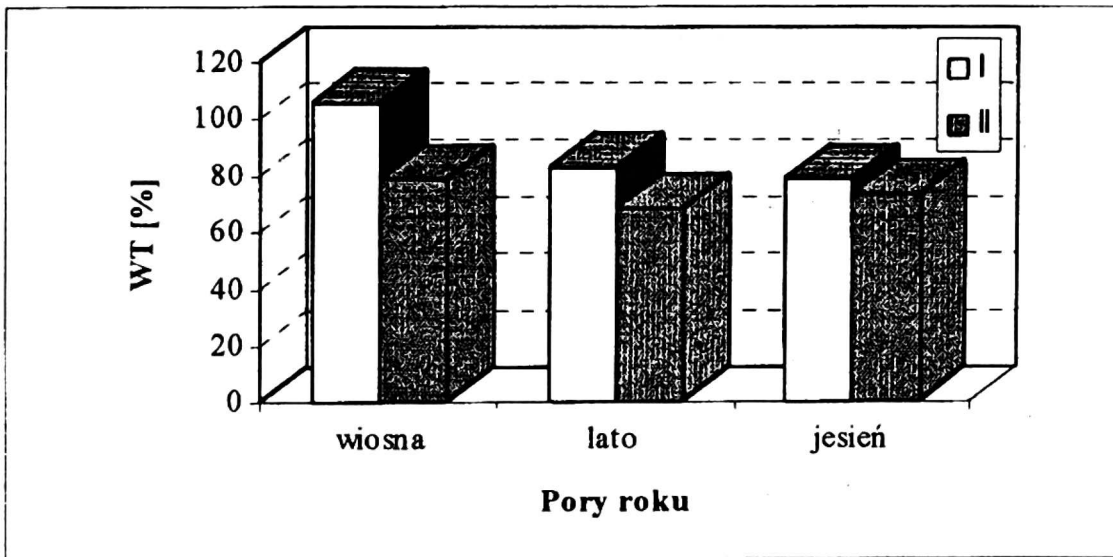
Największe różnice między temperaturą wód rzecznych o odmiennym zalesieniu zlewni wystąpiły wiosną (o około 5°C), a mniejsze latem i jesienią. Podobne tendencje dotyczyły średnich stężeń tlenu rozpuszczonego w wodach, a największe wiosenne stężenia wystąpiły w zlewniach wylesionych. Stopień wysycenia wody tlenem w porach roku był zróżnicowany od stanów przesylenia wody tlenem w maju w zlewniach wylesionych do kilkudziesięciu procent jesienią. Wody rzek o największym zalesieniu zlewni w całym okresie badań charakteryzowały się niższym stopniem wysycenia wody tlenem niż w przypadku zlewni wylesionych (ryc. 1).

Rzeki o zalesieniu zlewni ponad 75% wykazywały stopniowy wzrost średniej przewodności właściwej od wiosny do jesieni. Podobne tendencje zanotowano w wodach rzek zlewni wylesionych z tym, że średnie w tych ostatnich były o jedną trzecią większe niż w ciekach terenów leśnych. Najwyższe stężenie DOC w rzekach notowano wiosną, zaś najmniejsze jesienią. Od wiosny do jesieni zaobserwowano spadek stężeń DOC, a wraz z nim zmniejszały się różnice stężeń między typami zlewni (ryc.2).

Tabela I. Średnie wartości parametrów fizykochemicznych \pm odchylenie standardowe w grupach zlewni o określonej lesistości (lata 1996 i 1997).

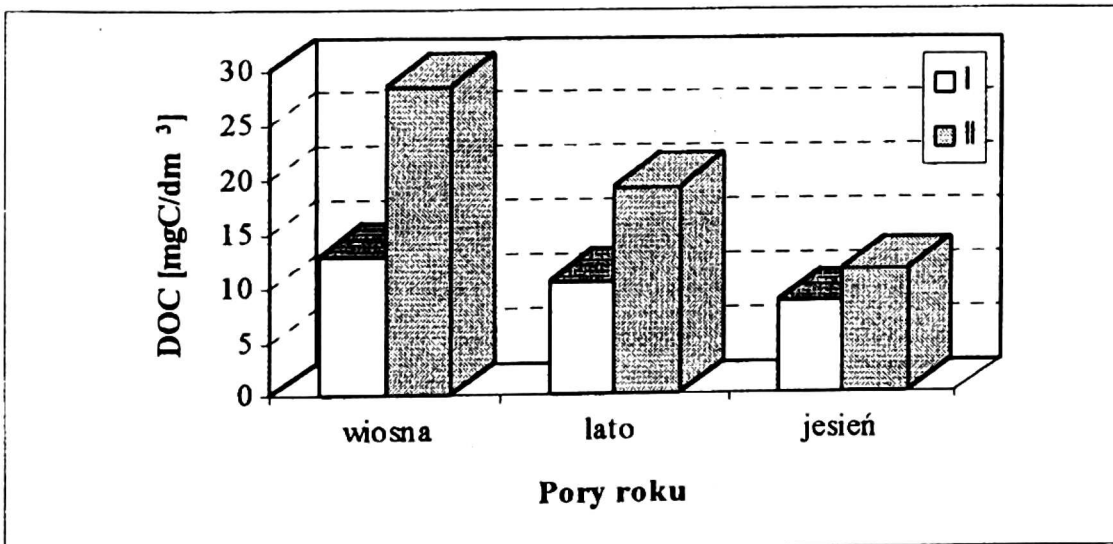
Table I. Mean concentrations of physico-chemical parameters (\pm SD) in rivers water with different per cent of catchment forestation (years 1996 and 1997).

PARAMETR	LESISTOŚĆ ZLEWNI			
	0-25% n=51	25-50% n=60	50-75% n=66	75-100% n=69
Temperatura [°C]	15,0 \pm 4,5	12,8 \pm 4,7	12,4 \pm 4,5	11,8 \pm 5,1
pH	7,51 \pm 0,30	7,34 \pm 0,33	7,33 \pm 0,40	7,22 \pm 0,34
Przew. wł. [μ S/cm]	611 \pm 202	454 \pm 92	378 \pm 65	388 \pm 90
Tlen [mg/dm^3]	9,04 \pm 2,90	9,16 \pm 3,08	9,17 \pm 3,43	8,26 \pm 2,89
Wys. tlenem [%]	88,4 \pm 27,4	84,1 \pm 23,5	84,6 \pm 28,0	73,5 \pm 22,4
Barwa Pt [mg/dm^3]	87 \pm 53	90 \pm 86	120 \pm 91	124 \pm 74
DOC [mg/dm^3]	10,63 \pm 7,95	13,50 \pm 9,31	15,62 \pm 10,73	19,71 \pm 14,71
Ca [mg/dm^3]	91,41 \pm 17,35	77,05 \pm 12,86	65,46 \pm 9,40	69,29 \pm 12,29
Mg [mg/dm^3]	15,08 \pm 5,51	9,49 \pm 4,07	8,34 \pm 2,56	9,17 \pm 3,79
Na [mg/dm^3]	15,27 \pm 14,65	9,18 \pm 6,96	8,65 \pm 8,12	7,43 \pm 7,17
K [mg/dm^3]	4,11 \pm 3,83	2,81 \pm 1,85	2,21 \pm 2,41	1,43 \pm 1,82
Fe [$\mu\text{g}/\text{dm}^3$]	447 \pm 196	507 \pm 295	479 \pm 427	553 \pm 382
Cl [mg/dm^3]	23,7 \pm 15,0	16,3 \pm 4,7	14,1 \pm 3,9	11,4 \pm 3,7
HCO ₃ [mg/dm^3]	303,6 \pm 57,1	254,7 \pm 46,5	219,3 \pm 35,5	238,3 \pm 65,3
SO ₄ [mg/dm^3]	45,5 \pm 16,5	42,8 \pm 15,5	41,4 \pm 14,4	47,3 \pm 15,2
N-NO ₃ [$\mu\text{g}/\text{dm}^3$]	1824 \pm 2455	1021 \pm 822	889 \pm 695	636 \pm 1029
N-NH ₄ [$\mu\text{g}/\text{dm}^3$]	207 \pm 159	156 \pm 52	202 \pm 199	142 \pm 46
P-PO ₄ [$\mu\text{g}/\text{dm}^3$]	106,8 \pm 139,2	110,8 \pm 86,4	165,2 \pm 216,3	83,4 \pm 40,2
P _{org.} [$\mu\text{g}/\text{dm}^3$]	275,7 \pm 440,8	189,8 \pm 248,1	243,5 \pm 504,3	291,0 \pm 406,9
P _{tot.} [$\mu\text{g}/\text{dm}^3$]	382,5 \pm 462,1	300,6 \pm 259,7	408,7 \pm 675,0	374,4 \pm 421,7



Ryc. 1. Sezonowe zmiany średniego wysycenia wody tlenem (WT) w zlewniach wylesionych (I) i leśnych (II).

Fig. 1. Seasonal variations of mean oxygen saturation in deforested (I) and forested (II) catchments.



Ryc. 2. Sezonowe zmiany średnich stężeń DOC w zlewniach wylesionych (I) i leśnych (II).

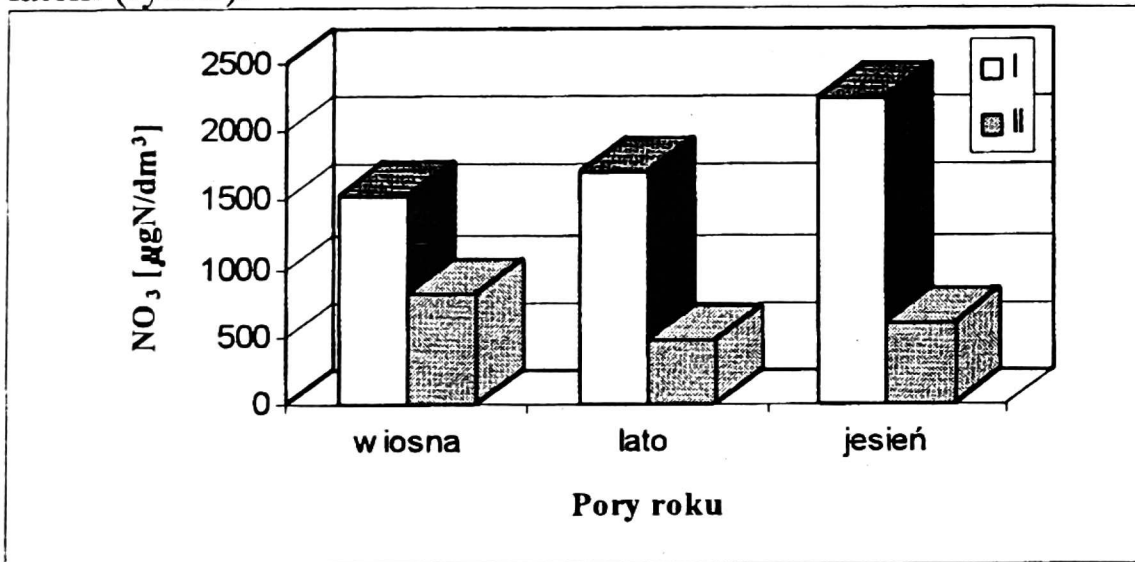
Fig. 2. Seasonal variations of mean DOC concentrations in deforested (I) and forested (II) catchments.

W zlewniach wylesionych (typ I) amplituda wahań stężeń DOC była znacznie mniejsza niż w zlewniach leśnych i stężenia DOC w ciekach grupy IV były dwukrotnie większe niż w ciekach wylesionych.

Średnie stężenia azotanów i jonów amonowych w zlewniach wylesionych wykazywały tendencję wzrostową od wiosny do jesieni, natomiast w zlewniach najbardziej zalesionych zaobserwowano w ciągu roku tendencje zupełnie odwrotną (ryc.3,4). W konsekwencji jesienią różnice stężeń form azotu mineralnego w rzekach zlewni o skrajnym zalesieniu były największe.

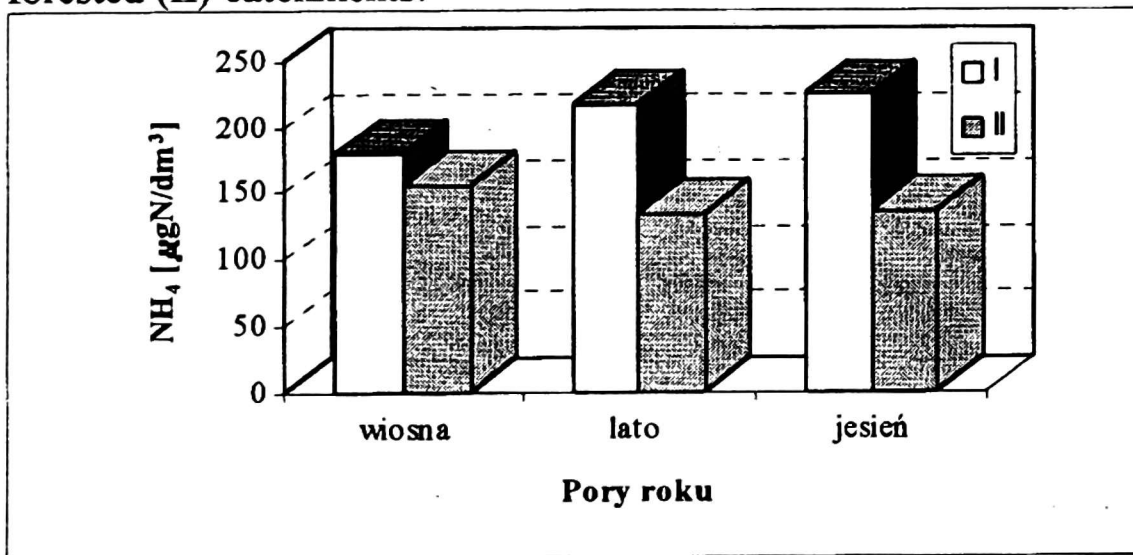
Zmiany stężeń potasu w cyklu rocznym kształtowały się różnie w obu typach zlewni. W zlewniach wylesionych średnie stężenia K były wysokie, a

największe stężenia zanotowano wiosną. W zlewniach grupy IV dynamika stężeń tego jonu przedstawiała się nieco inaczej i najwyższe stężenia potasu odnotowano latem (ryc. 5).



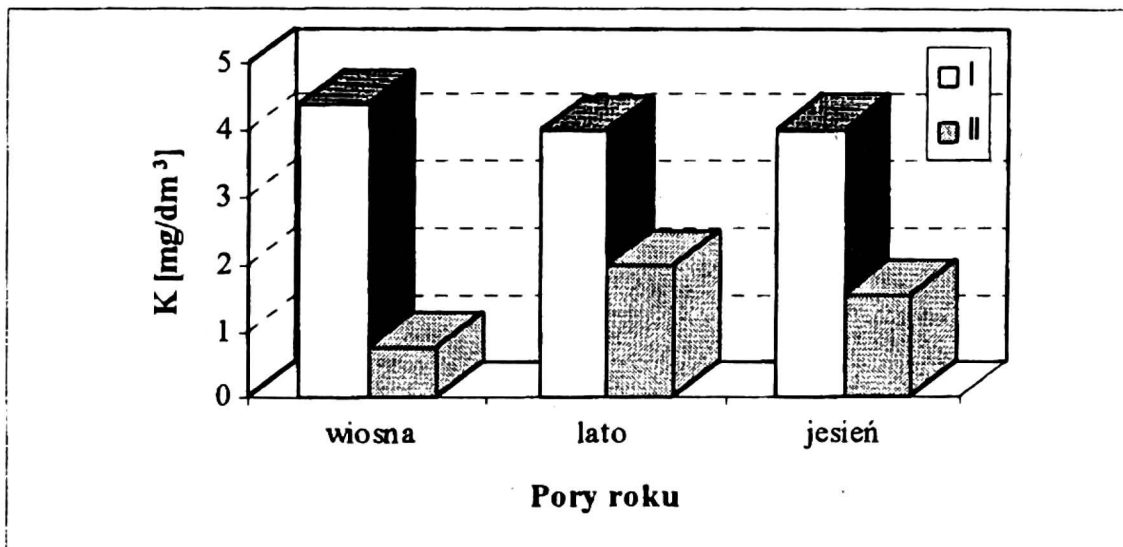
Ryc. 3. Sezonowe zmiany średnich stężeń NO_3 w zlewniach wylesionych (I) i leśnych (II).

Fig. 3. Seasonal variations of mean NO_3 concentrations in deforested (I) and forested (II) catchments.



Ryc. 4. Sezonowe zmiany średnich stężeń NH_4 w zlewniach wylesionych (I) i leśnych (II).

Fig. 4. Seasonal variations of mean NH_4 concentrations in deforested (I) and forested (II) catchments.



Ryc. 5. Sezonowe zmiany średnich stężeń K w zlewniach wylesionych (I) i leśnych (II).

Fig. 5. Seasonal variations of mean K concentrations in deforested (I) and forested (II) catchments.

Wraz ze wzrostem zasilania obszarowego (wzrost przewodności właściwej) i HCO_3 stwierdzono istotny spadek stężeń DOC (tab. II). W ten sposób uruchamiany jest cały szereg procesów biochemicznych przyspieszających obieg materii w zlewni, potencjalnie obniżających jakość wód powierzchniowych wiejskich. Rzeki leśne w porównaniu z rzekami zlewni wylesionych wykazują większe naturalne wzbogacenie wód jonami żelaza i siarczanów, zaś wraz ze zmniejszeniem lesistości zlewni zwiększa się natlenienie, przewodność właściwa, stężenie Ca, Mg, Na, K oraz azotanów i chlorków. Potwierdzają to istotne współczynniki korelacji tych parametrów ze stopniem zalesienia zlewni (tab. II).

Dyskusja

Uzyskane wyniki wskazują na wyraźnie na dość zadawalający stan jakości wód powierzchniowych województwa białostockiego w porównaniu do innych regionów Polski. Jedynie rzeki o zlewniach w znacznym stopniu wylesionych odwadniające tereny zurbanizowane (np. Biała) mają zmieniony skład chemiczny wód. Najmniejsze stężenia większości badanych parametrów wód rzecznych stwierdzono w ciekach leśnych (np. Krzywczanka, Jelonka). Składa się na to wiele czynników. Lasy występują z reguły na glebach uboższych w składniki pokarmowe (Wróbel 1988). Ponadto odpływ wody z tych obszarów jest mniejszy, niż przy innym użytkowaniu zlewni. Przyczyną mniejszego i równomiernego odpływu biogenów ze zlewni leśnych jest wzrost roślinności w ciągu całego roku i ciągle pobieranie jonów z roztworu glebowego. W wyniku specyficznego mikroklimatu leśnego, w okresie wiosennym występuje przedłużona retencja śniegu ułatwiająca zwiększone przenikanie wody do wód podziemnych z wolno topniejącego śniegu (Wilgat 1984). Ściółka oraz warstwa gleby bardzo często traktowana jest jako

swoistego rodzaju filtr wychwytyjący z roztworu niektóre substancje. Zdolność gleb do zatrzymywania i retencji różnych związków chemicznych zależy od wielu jej właściwości (Ryszkowski i in. 1990). Dużą też rolę odgrywa również piętrowy układ systemów korzeniowych roślinności leśnej (Wróbel 1988).

Tabela II. Istotne współczynniki korelacji parametrów fizykochemicznych z lesistością zlewni i DOC; w nawiasach podano poziom istotności.

Table II. Significant correlation coefficients between physico-chemical parameters and % of forests in the catchment, and DOC (level of significance in brackets).

PARAMETR	LESISTOŚĆ ZLEWNI	DOC
temperatura	-0,61 (0,000)	
pH	-0,50 (0,001)	-0,39 (0,012)
tlen rozpuszczony		-0,46 (0,003)
wysycenie tlenem		-0,55 (0,000)
przewodność właściwa	-0,67 (0,000)	-0,43 (0,004)
Ca	-0,63 (0,000)	-0,52 (0,000)
K	-0,56 (0,000)	
Na	-0,43 (0,005)	
Cl	-0,56 (0,000)	
HCO ₃	-0,49 (0,001)	-0,46 (0,002)
N-NO ₃	-0,43 (0,004)	
DOC	0,46 (0,002)	

W całym okresie badań najwyższe stężenia DOC notowano w grupie rzek o zlewniach o największym zalesieniu, szczególnie w okresie wiosennym. Jest to spowodowane podwyższonym zasilaniem rzek substancjami humusowymi (HS) pochodzącymi z próchnicy gleb leśnych, które w wodach powierzchniowych stanowią blisko 50-60% DOC (Górniak 1996). Wiosenny wzrost stężeń DOC obserwowali podczas roztopów McKnight i Bencala (1990). Natomiast latem obserwowany był spadek stężeń DOC pod wpływem biogenicznej mineralizacji potęgowanej degradacją struktur organicznych po wpływie promieniowania UV, szczególnie w wodach zlewni wylesionych. Rzeki zlewni terenów leśnych posiadają generalnie wody bardziej zakwaszone dużymi ilościami kwasów humusowych. Z analiz statystycznych jednoznacznie wynika, że wraz ze wzrostem zalesienia nizinnych zlewni regionu białostockiego zmniejsza się średnia wartość pH wody (tab. II). Podobny mechanizm zakwaszenia wód przez SH był opisywany przez Kullberga i in. (1995). Ponadto naturalny proces wzbogacania materią organiczną rzek obszarów leśnych powoduje obniżenie wysycenia wody tlenem do wartości

typowych dla rzek antropogenicznie zanieczyszczonych (tab.II). Wówczas polska użytkowa klasyfikacja wód zawodzi i sztucznie zaniża ocenę jakości wód. Istnieje więc pilna potrzeba opracowania takiej klasyfikacji dla nizinnych terenów leśnych.

Zwiększone zagospodarowanie rolnicze obszarów nizinnych, a za tym idące wylesienie zlewni drastycznie zmienia warunki fizyko-chemiczne funkcjonowania hydrobiontów w wodach powierzchniowych. W odsłoniętych korytach rzecznych następuje szybki rozwój zbiorowisk roślinności niższej w szczególności glonów. Pod wpływem promieniowania UV uaktywnia się fotochemiczny rozpad kompleksów mineralno-organicznych (Kulovaara, 1995) któremu towarzyszy wzrost stężeń wodorowęglanów potencjalnego źródła węgla dla autotrofów.

Propagując zrównoważony rozwój obszarów wiejskich należy mieć na uwadze postępującą eutrofizację wód powierzchniowych wywołaną jedynie biogenami pochodzenia naturalnego, nazwaną jako humoeutrofizacja (Górniak 1996). Jednym ze sposobów jej ograniczenia jest tworzenie stref zadrzewień (zacienienia) wzdłuż cieków wodnych.

Wnioski

1. Wzrost lesistości zlewni sprzyja zmniejszeniu przewodności właściwej wód rzecznych oraz stężeń większości anionów i kationów.
2. Charakter zagospodarowania zlewni jest jednym z głównych czynników wpływających na stężenie DOC w rzekach, gdyż rzeki zlewni o lesistości ponad 75% charakteryzują się średnio dwukrotnie większym stężeniem węgla organicznego niż rzeki obszarów wylesionych (<25%).
3. W planach zagospodarowania zlewni rolniczych powinno się dążyć do tworzenia ciągów zakrzewień ograniczających degradujący wpływ promieniowania UV na kompleksy mineralno-organiczne w wodach rzek.
4. DOC jest jednym z czynników powodujących humoeutrofizację rzek opuszczających tereny zalesione.

Literatura

- Dillon P.J., Molot L.A. 1997. *Effect of landscape form on export of dissolved organic carbon, iron, and phosphorus from forested stream catchments*. Water Res. Research, 33:2591-2600.
- Eckhardt B.W. i Moore T.R. 1990. *Controls on dissolved organic carbon concentrations in streams, southern Quebec*. Can. J. Fish. Aqat. Sci., 47: 1537-1544.

- Górnjak A., 1996. *Substancje humusowe i ich rola w funkcjonowaniu ekosystemów słodkowodnych*. Dissertationes Universitatis Varsoviensis 448, Białystok. 86 ss.
- Grieve I.C. 1994. *Dissolved organic carbon dynamics in two streams draining forested catchments at Loch Ard, Scotland*. Hydrol. processes 8: 457-464.
- Guggenberger G., Zech W. 1994. *Dissolved organic carbon in forest floor leachates: simple degradation products or humic substances?* Sci. Total Environ. 152: 37-47.
- Hermanowicz W., Dożańska W., Dojlido J. i Kozirowski B. 1976. *Fizyczno-chemiczne badanie wody i ścieków*. Warszawa, Arkady: 846 ss.
- Hill A.R. 1980. *Stream cation concentrations and losses from drainage basins with contrasting land uses in Southern Ontario*. Water Res., 11: 1295-1305.
- Kajak Z., 1994. *Hydrobiologia. Ekosystemy wód śródlądowych*. F UW, Białystok, 326 ss.
- Kullberg A., Bishop K.H., Hargeby A., Jansson M. and Petersen R.C. Jr. 1993. *The Ecological Significance of Dissolved Organic Carbon in Acidified Waters*. Ambio. 22: 331-337.
- Kulovaara M., Corin N., Backlund P., and Tervo J., 1996. *Impact of UV₂₅₄ radiation on aquatic humic substances*. Chemosphere 33: 783-790.
- McKnight D.M. and Bencala, K.E. 1990. *The chemistry of iron, aluminium and dissolved organic material in three acids, metal-enriched, mountain streams, as controlled by watershed and instream processes*. Wat. Resour. Res. 26: 3087-3100.
- Mulholland P.J. 1997. *Dissolved organic matter concentration and flux in streams*. Journal of the North American Benthological Society, 16: 131-141.
- Ryszkowski L., Bartosiewicz A., Marcinek J., 1990. Bariery biogeochemiczne [w:] (red.) Ryszkowski L., Marcinek J., Kędziora A., *Obieg wody i bariery biogeochemiczne w krajobrazie rolniczym*. Wyd. UAM, Poznań, 167-183.
- Shiff S.L., Aravena R., Trumbore S.E., Dillon P.J. 1990. *Dissolved Organic Carbon Cycling in Forested Watersheds: A carbon Isotope Approach*. Water Res. Research, 26: 2949-2957.
- Sokołowski A.W. 1991. *Przyrodnicze obiekty chronione województwa białostockiego*. Białystok: 150 ss.
- Wetzel R.G. i Manny B.A., 1977. *Seasonal changes in particulate and dissolved organic carbon and nitrogen in hardwater stream*. Arch. Hydrobiol. 80(1): 20-39.
- Wilgat T., 1984. *Ochrona zasobów wodnych Polski*. PWN, Warszawa-Łódź, 59 ss.
- Wróbel S., 1988. *Ekochemia wód śródlądowych*. [w:] Tarwid K.,(red.) *Ekologia wód śródlądowych*. PWN, Warszawa, 139-186.
- Zalewski M., 1994. *Rola ekotonowych stref buforowych w regulacji zanieczyszczeń obszarowych i przyspieszaniu tempa samooczyszczania rzek*. [w:] (red.) Zalewski M. *Zintegrowana strategia ochrony i zagospodarowania ekosystemów wodnych*. PIOŚ, Łódź: 25-33.

Summary

Effect of watershed forestation on river water quality in Białystok region. Chemical composition of rivers water from 42 lowland watersheds in Białystok region were investigated in 1996-1997. The extent of forests was negatively correlated with specific conductivity, concentrations mostly cations and anions as well as DOC. Humoeutrophication of surface water play an important role in river water quality, specially in watersheds modiflicated by agriculture.

Andrzej Górniak,
Piotr Zieliński,
Instytut Biologii, Uniwersytet w Białymstoku,
ul. Świerkowa 20B, 15-950 Białystok