

HUBERT GEMBARZEWSKI

*Zakład Ochrony Przyrody i Zasobów Naturalnych Polskiej Akademii Nauk,
Oddział we Wrocławiu*

ROLNICTWO A EUTROFIZACJA WÓD — W ŚWIETLE LITERATURY. ZLEWNIE CHRONIONE

W związku z postępującym zanieczyszczeniem i eutrofizacją wód powierzchniowych coraz trudniej zapewnić jest wodę pitną dla miast oraz wodę dla wielu gałęzi przemysłu. Nasze główne rzeki Wisła i Odra w coraz mniejszym stopniu nadają się do tego celu.

Na początku lat 60 Odra przestała się nadawać do zaopatrzenia w wodę miasta Wrocławia. Z tego powodu pobudowano dodatkowe ujęcia wodne w dolinie rzeki Oławy, a z uwagi na zbyt małe ilości wody prowadzonej przez tę rzekę, wybudowano kanał przerzutowy z rzeki Nysy Kłodzkiej do Oławy. Jednak nadal następuje pogarszanie się jakości wód i w tych rzekach (woda w Nysie Kłodzkiej w miejscu przerzutu w Michałkowicach zawiera 26% ścieków [46]). Intensywny rozwój przemysłu, transportu i rolnictwa stwarza nowe punktowe, pasmowe i przestrzenne źródła zanieczyszczeń, które mogą powstrzymać dalszy rozwój gospodarczy kraju, nie mówiąc o stratach biologicznych w rzekach i jeziorach. Groźba przekształcenia się naszych rzek w kanały ściekowe, jakimi są niektóre rzeki na zachodzie Europy, jest również realna. Z uwagi na ogromne koszty i trudności realizacyjne budowy oczyszczalni na wszystkich odprowadzalniach ścieków lub stacji uzdatniania wody [16] powstała koncepcja zlewni chronionych. W zlewniach tych skoncentrowane będą wysiłki nad utrzymaniem czystości wód. Zlewni takich będzie w Polsce — licząc tylko większe z nich — 20 [37]. Stanowią one 22% powierzchni kraju. Jak podaje Mańczak i wsp. [44, 45, 46] najtrudniejsze do usunięcia będą w niedalekiej przyszłości przestrzenne źródła zanieczyszczenia, a więc głównie z rolnictwa. Już obecnie sam wpływ rolnictwa jest tak dalece niszczący, że np. tylko wielki wysiłek inwestycyjny (4—5 mld zł) i podporządkowanie gospodarki rolnej sprawie jakości wody, może zapewnić odpowiednią jej jakość dla miasta Wrocławia [45].

W RFN już dziś ładunki zanieczyszczeń (mierzone metodą BZT₅, bez uwzględniania ścieków toksycznych) z działalności rolniczej wraz z wielkimi fermami hodowlanymi, 4-krotnie przekraczają ładunki zanieczyszczeń od ludzi i przemysłu. W Polsce w rejonach podmiejskich o intensywnym ogrodnictwie woda w płytkich studniach nie nadaje się do picia [74].

Z uwagi na tego typu trudności wynikłe ze zbyt wielkich obszarów zlewni o gęstej sieci zaludnienia, uprzemysłowionych i intensywnie zagospodarowanych rolniczo (np. Wrocław zaopatruje się w wodę ze zlewni Oławy i Nysy Kł. o powierzchni 4 492 km², zamieszkałej przez 474 tys. mieszkańców i mającej tylko 25% lasów, a 56% gruntów orných) w perspektywie głównie tereny górskie będą źródłem wody pitnej. Oprócz planowanych dużych zlewni chronionych, jak np. zlewnia górnej Wisły, zlewnia Dunajca czy Nysy Kłodzkiej w przekroju Kamieńca Żąbkowickiego, są planowane i małe zlewnie. W RFN np. większość zlewni chronionych to niewielkie obszary silnie zalesione (zwykle 11—882 km², w tym 65—100% lasów [45]). Zlewnie chronione, a szczególnie silnie zalesione i małe zlewnie dające wodę pitną o wysokich walorach, posiadają stosunkowo ograniczone jej ilości. Wskutek tego należy wykorzystać całoroczną ich retencję poprzez budowę zbiorników wodnych na ciekach. Należy jednak chronić te zbiorniki przez eutrofizacją i innymi formami zanieczyszczeń. Poglądy jednak na temat roli rolnictwa w eutrofizacji wód są tak niejednolite, że problem ten wymaga przedstawienia w świetle literatury. Wyłaniają się tu przy tym dwa aspekty:

- ochrona zlewni dużych, silniej zaludnionych, na terenach równinnych,
- ochroną mniejszych zwykle, zlewni górskich, zwłaszcza wokół zbiorników zaporowych mających dostarczać wody pitnej.

W świetle obu tych aspektów generalnym zagadnieniem jest, jaki jest rzeczywisty udział rolnictwa w eutrofizacji wód i jakie są perspektywy na przyszłość w tym względzie, przy założeniu wykorzystania przewidywanych możliwości poprawy sytuacji. Odrębność zlewni górskich polega m. in. na dużych nachyleniach terenu powodujących spływy powierzchniowe wód, zaś na terenach płaskich problemem do badań jest ługowanie składników w głąb gleby i odpływ wgłębny.

Jakie składniki nawozowe mogą zagrażać wodzie pitnej

W rolnictwie stosuje się w większej ilości głównie trzy makroelementy — azot, fosfor i potas, a ponadto pewne ilości wapnia i magnezu w celu odkwaszenia. Obiektem zainteresowania są więc te pierwiastki, a częściowo towarzyszące im składniki balastowe lub wytrącane z kompleksu sorpcyjnego inne składniki w formie jonowej (zwykle kationy).

Składniki pokarmowe roślin — zwykle same w sobie nie są toksyczne, powodują jednak rozwój glonów w formie tzw. zakwitów wód. Glony te zarastają wraz z roślinami wyższymi cieki i akweny i mogą zatykać urządzenia wodne, a w momencie obumierania są przyczyną deficytów tlenu i procesów gnilnych w wodach. Prowadzić to może do utraty zdol-

ności samooczyszczania się wód. Zwykle w minimum są makroelementy i one limitują rozwój glonów w kolejności: P — N — C [23]. Wg Schmidta i Weigelta (za Mazurem i Wróblem [48]) już 2 mg N-ogólnego /l i 0,25 mg P_2O_5 /l powoduje silny rozwój glonów. W hypolimnionie dobrze zachowanych jezior oligotroficznych na północy USA jest do 0,015 mg P i 0,30 mg N/l wody (62).

Fosfor. Składnik ten dawany w nawozach mineralnych nie jest w ogóle toksyczny w wodzie. Powoduje jednak „zakwity” wód, a przy jego dostatku pewne glony mogą asymilować azot z powietrza.

Wg Eliassena i Tchobanoglusa [16] metodami biologicznymi (stawy glonowe) można oczyścić np. uzdatnianą wodę lub ściek z azotu, ale fosfor da się usunąć jedynie w 20—40%, chemicznie można go strącić do ilości 1 mg/litr wody.

Azot. Obiektem zainteresowania specjalistów od ochrony wód jest przede wszystkim forma azotanowa, jako najłatwiej rozpuszczalna i najczęściej dostająca się do wód, a także forma amonowa, która w ilości $>0,5$ mg/l uniemożliwia dezynfekcję wody ozonem, a $>1,0$ mg także chlorem [25]. Chlorowanie wody jednak, jak podaje Jasiński [31] powoduje powstawanie wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych — groźnych dla zdrowia. Azot saletrzany nie jest normowany w wodzie pitnej (jedynie azotyny — w ilościach śladowych), ale woda I klasy czystości zawierać go winna $<1,5$ mg/l (Rozp. Rady Min. z 27.XI.1975 r.), II klasy — $<7,0$ mg, III — $<15,0$ mg/l. W USA wody o zawartości 10 mg/l azotu w tej formie uważa się za zanieczyszczone [9]. W Kanadzie uważa się ilości 3—7 g N— NO_3 /l za toksyczne (15).

Potas, wapń, magnez i inne składniki zawarte w nawozach mineralnych nie są normowane bezpośrednio w wodzie pitnej, lecz zwykle wpływają na jej twardość. Nie są też składnikami limitującymi rozwój glonów w wodach. Z ciekawszych prac na temat tych i innych składników należy wymienić badania Czerwińskiego i Pracza [12]. Wg nich wody gruntowe nawożonych intensywnie użytków zielonych (dawki 0—680 kg NPK/ha) zawierały podwyższone ilości Ca^{++} , Mg^{++} , $SO_4^{=}$, HCO_3^{-} pochodzące z wierzchnich warstw gleby oraz jony Na^{+} i Cl^{-} pochodzące z nawozów (zapewne głównie substancje balastowe nawozów potasowych). Jony $H_2PO_4^{+}$ i K^{+} były prawie całkowicie sorbowane w glebie, a jony K^{+} , NH_4^{+} , NO_3^{-} — także intensywnie pobierane i sorbowane biologicznie.

Ługowanie składników w głąb gleby

Cytowani we wstępie i inni badacze czystości wód (np. Stangenberg [66]) wskazują na rolnictwo — jako jeden z głównych dostarczycieli biogenów (składników pokarmowych roślin) do wód. Jednak specjaliści z dziedziny rolnictwa [5, 71] twierdzą, że fosfor — główny składnik powodujący eutrofizację wód — nie jest praktycznie wymywany do wód gruntowych. Są to np. pod Wrocławiem ilości rzędu 0,2—0,9 kg z ha, co nie podnosi jego ilości w wodach rzek wynoszącej 0,1—0,5 mg P/l. Podobnie przy stosowaniu przez 3 lata na glebach lekkich gnojowicy stwierdzili Mazur i Wróbel [49]. Fosfor w rzekach pochodzi wg Wilka [71] ze źródeł przemysłowych (polifosforany). Gołowin i Florczyk [23] cytują Buchstega, że w RFN 90% ładunku P pochodzi ze ścieków domowych oraz Nümanna, który twierdzi, że 55% P pochodzi ze ścieków domowych, 20% ze środków piorących, 20% z rolnictwa, a 5% z erozji naturalnej gleby. Jeśli idzie o azotany, to ilości wymywanego w tej formie N wynoszą 20—40 kg/ha, ale badania z izotopem ^{15}N wykazują, że jest to azot nie z nawozów, lecz z mineralizacji N organicznego w glebie [71]. Takież wnioski z badań w Rothamsted cytuje Kopec [33]. Fosfor nawozowy jest dobrze sorbowany chemicznie przez gleby przechodząc w fosforany dwu i trójwapniowe, lub też w fosforany glinu i żelaza. W ściekach cukrowniczych był on sorbowany w 99% [5]. Wg Badowskiej, Stefańskiej i Szperlińskiego [3] 90% fosforu jest sorbowane w glebach, a jedynie gdy idzie o piaski luźne i słabogliniaste o pojemności sorpcyjnej <6 mvali/100 g gleby, wymywanie przekracza 30%. Badania te wykonano w warunkach laboratoryjnych. Podobnie w badaniach laboratoryjnych Chaiwanakupt i Robertsona [10] w glebie o zawartości 15% iłu koloidalnego i 18% frakcji pyłowo-drobnopiaszczystej ($\varphi = 0,05—0,002$ mm) wymywanie P nie zachodziło wcale, ale w innym wypadku nawet w murszu (83% subst. organicznej) wyniosło 1%. W 4-letnich badaniach na łące sztucznej o glebie gliniastej w Kolorado dawany w ilości 59 kg P/ha fosfor nie przenikał głębiej niż na 30 cm [42]. Wg Margowskiego [47] w różnych zlewniach wymywanie stanowiło 2—20 kg N/ha, 2—10 kg K/ha oraz minimalne ilości P. Odciek drenarski zawierał od poniżej 0,1 do 30 mg N—NO₃/l, a w okresie 1972—75 przy nawożeniu stosowanym na terenie tych zlewni stężenie N—NO₃ w wodach gruntowych wzrosło z 8 do 16 mg/l. Badacz ten stwierdza, że 5—20 razy więcej fosfory pochodzi ze zmywów powierzchniowych niż z ługowania.

Borowiec [8] podaje, że w badaniach nad użytkami rolnymi o glebach średnich, nawożonych oraz nad zlewniami piaszczystymi, silnie zalesionymi, ilość biogenów w odciekach z drenów była w pierwszym wy-

padku 2,5 razy wyższa dla NO_3 , 2,7 razy dla P, 1,7 razy dla K, 1,6 razy dla Ca i 1,8 razy dla Mg. Wskazuje to na wyraźny wpływ nawożenia, mimo zwięźlejszych gleb pod uprawę rolną niż pod lasami. Wynika tu problem pewnej „pojemności nawozowej” gleb.

Problemem wymywania składników pokarmowych z gleby zajmowali się też w kraju inni badacze [9, 43, 48].

W Danii wg Hansena i Pedersena [24] przy przeciętnym nawożeniu, na glebach gliniastych, zdrenowanych, na 15 obiektach średnio z lat 1971—74 odpływ wód wyniósł 117 mm rocznie i zawierał 0,040 kg P, 1 kg K, 21,1 kg N— NO_3 , 8 kg Mg i 27 kg Ca/ha. Według Pedersena i Lindaa [40, 41, 56, 57] zaś, zużycie N mineralnego wynosi w Danii średnio 113 kg + N organiczny — 57 kg/ha. Z wodami drenarskimi uchodzi 10—40 kg N/ha, a do wód wgłębnych 0—25 kg N. Może to dać maksymalnie 6,25 mg N/l w tych wodach.

W USA przy dawkach azotu w badaniach 270—540 kg N/ha raz na parę lat przy ciągłej uprawie pszenicy po sobie, wymywaniu ulegało 4—37 N [1]. W stanie Wisconsin stwierdza się wymywanie azotanów do wód gruntowych w większym zakresie przy deszczowaniu. Na piasku gliniastym przy uprawie ziemniaków, nawożenie 260 kg N/ha w 3 dawkach + 450 mm dawka wody wiązało się z wymywaniem 200 kg N— NO_3 [63]. Odcinek gruntowy zawierał tu 30 mg tej formy azotu/l. Wpływ użytkowania gleby na ługowanie składników. Według Kolenbrandera [35] straty N w odcieku drenarskim w Holandii wynoszą średnio 7—32% na gruntach ornych i 5—13% na użytkach zielonych. Najbardziej nieodpowiednie jest pozostawianie gleby nie okrytej roślinnością. Według Maschaupta [cyt. za 35] np. ugór tracił rocznie 250 kg N/ha z terenu obsianego roślinami uprawnymi. Ilości te pochodziły głównie z rozkładu resztek poźniwnych. Duże ilości N w odcieku wiosną są również związane z rozkładem resztek organicznych (op. cit.). Tłumaczy to m. in. dużą ilość związków azotowych w wodach wiosną i potwierdza wrocławskie badania Wilka [71]. Ciekawe dane na ten temat cytuje też Kopeć [33] z Wielkiej Brytanii.

W Stanach Zjedn. A. P. w odcieku z terenów pod uprawami było 0—11%, a pod ugorem 29—72% danego N [2].

Straty N wynikają często przez przesiąki bezpośrednio do rejonu sączków poprzez podsypkę piaszczystą [5].

Splukiwanie składników z wodami powierzchniowymi

W Polsce tereny faliste stanowią ok. 20% powierzchni kraju [60]. Na terenach takich, zwłaszcza przy większym nasileniu erozji wodnej

ogromną rolę odgrywają spływy wód po powierzchni i zachodzące przy tym zmywy gleby [22, 36, 44, 53, 65, 73 i in.]. Zasadniczo wszyscy są zgodni, że najlepszą wodochronną i glebochronną formą użytkowania stoków jest las, a w drugiej kolejności łąka (por. Prończuk — 59). Według Jagły [29] zmyw erozyjny na użytkach zielonych był (wg wyliczeń własnych) ok. 10-krotnie mniejszy niż na gruntach ornym. W zlewni zbiornika Trestna wg Kosteckiego [36] w spływach z lasu było 0,4 mg N—NO₃/l, z użytków zielonych 0,7 mg, a z gruntów ornym 3,1 mg/l. Jednak użytki zielone stanowiły pastwiska i 75% N występowało w związkach organicznych (pochodziło najprawdopodobniej z odchodów zwierząt), wobec 12% tej formy w spływach z lasu i pola. W badaniach własnych w Sudetach [20], użytkowanie pastwiskowe — szczególnie przy wyższej obsadzie bydła obniżało pojemność wodną gleby i jej zdolność do szybkiego wchłaniania wody (objętość porów niekapilarnych). Podobne są wnioski Mullenena [49]. Wypas zaś owiec przy zbyt wysokiej obsadzie może być nadto przyczyną erozji gleb. Przy wypasie wolnym i opadach rocznych rzędu 1300 mm obsada powyżej 2 szt. owiec na 1 ha powodowała erozję rzędu 34 t gleby/ha [18].

Zarośnięcie pastwiska roślinnością przy intensywnym nawożeniu lub zarośnięcie chwastami, jak np. paproć, znacznie poprawiło zdolności gleby do wchłaniania wody [20, 32, 34, 50, 65].

Literatura podkreśla ochronną rolę użytków zielonych, a także upraw ozimych i pastewnych wieloletnich. Należy podkreślić rolę stanu uprawy, np. rzadka lucerna gorzej chroni glebę niż przeciętne żyto, nawet bez wsiewki [4]. Prawidłowo uprawiane motylkowate wieloletnie w monokulturze i z trawami tworzą wodowodporne agregaty i mają następczy wpływ przeciwerozyjny [73]. Wszelkie uprawy rzadko rosnące lub późno zakrywające rzędy, jak np. kukurydza [4] są podatne na erozję. Z okopowych bardziej glebochronne są ziemniaki niż okopowe korzeniowe przy uprawie w poprzek stoku [65]. Jagła [29] podaje dla okresu VI—VII zmyw gleby na łące — 4,9 kg/ha, na polu jęczmienia — 10,8 kg, na polu buraków 67,7 kg, na ugorze 67,7 kg z hektara. Z uwagi na omawiane już silniejsze ługowanie wgłębné, najmniej odpowiedni jest jednak ugor. Zalecane są płodozmiany pastewne, zawierające człon uprawy motylkowatych wieloletnich o przedłużonym użytkowaniu np. 2—3 lat i o ok. 50% udziale traw. Polecać można też użytkowanie kośno pastwiskowe takiej mieszanki, szczególnie w ostatnim roku, co wg Ivinsa [28] podnosi plony rośliny następczej. Będzie to w górach zwykle koniczyna czerwona z uwagi na dostosowanie do klimatu. Pewne informacje na ten temat podają Gembarzewski i Gospodarczyk [21].

Duże znaczenie na skłonach ma sposób uprawy gleby. W badaniach

na terenach morenowych Mazura [51] uprawa równoległa do warstwic spowodowała w czasie ulewnych deszczów 7-krotne zmniejszenie zmywów gleby, w tym N i P 4-krotne, wobec uprawy wzdłuż skłonu. Gałwin i Florczyk [23] podają za Holtem, że przyoranie nawozów fosforowych dało redukcję zawartości fosforu w spływających wodach z 0,30 do 0,09 mg P/dm³, bez nawożenia wynosiła ona 0,08 mg/dm³. Wg tych badaczy potrzeby roślin są ok. 100 razy wyższe niż zawartość jego rozpuszczalnej formy w roztworze glebowym równa zwykle 0,01—0,1 (rzadko powyżej 0,2 mg/dm³).

Wg Reniger [61] zawarta darni (zapewne i zawarte, rozkrzewione stany innych roślin) przechwytyje pyły i piaski na zboczach, a części spławialne ($\varphi < 0,02$ mm) odpływają z wodami.

Odrębny problem stanowi gnojowica i gnojówka. Istotnym zagrożeniem czystości wód ze strony rolnictwa będą wkrótce fermy hodowlane usuwające odchody zwierząt w formie gnojowicy [6, 26, 27, 38]. Kutera [38] podaje, że w fermach wielkostatdnych chowa się obecnie (plan na 1980 r.) 4% bydła i 7% trzody chlewnej, a w 1990 r. liczby te wyniosą 29 i 34% (ale np. w NRD 100%), jednak z tendencją ograniczania ich wielkości.

Wg Mazura i Wróbla [48] wody gruntowe i głębinowe (studnia głęboka na 67 m) z I klasy czystości przeszły do klasy ścieków w wyniku gospodarki gnojowicowej na glebach lekkich; zawierały one wtedy 100 mg N/l. Pedersen i Lind [56, 57] podają, że w Danii tylko 3—5% wody pitnej pochodzi z wód powierzchniowych, ale coraz częściej i wody gruntowe są zanieczyszczone przez rolnictwo (zagadnienie odrębne od eutrofizacji wód powierzchniowych, bo m. in. przy braku światła nie rozwijają się glony [55]). W wykonanych badaniach w Danii, na terenie, gdzie odciek drenarski zawierał 25 mg N—NO₃/l, woda z ujęć poniżej granicy natlenienia gleby (3—13,5 m) z zasady nie zawierała azotanów, zagrożone są więc głównie płytkie ujęcia wodne. W Holandii cytowany Kolenbrander [35] podaje, że przy stosowaniu nawozów płynnych, jak gnojowica, dawki azotu są przy stosowaniu wiosną wymywane w 0—2%, a jesienią do 40%. Wskazuje to na dużą rolę pobierania go przez rośliny i na niecelowość — z punktu widzenia czystości wód — dawek pozawegietacyjnych. Potwierdza to Borowiec [8] oraz Gołwin i Florczyk [23]. Budowa ferm gnojowicowych jest więc w zlewniach chronionych nie wskazana, a realizacja zalecenia przechowywania jej do wiosny wymaga budowy dużej ilości zbiorników, co podnosi koszty. W zlewniach górskich nadto rozwój chowu trzody chlewnej, której ścieki są szczególnie niebezpieczne [6] jest także z uwagi na wykorzystanie środowiska przyrodniczego nie wskazany.

Procesy samooczyszczania się wód w glebie i w rzekach

Pondel [58] stwierdził w wodzie źródlanej w zlewni rzeki Bystrej w woj. lubelskim 0,84 mg PO_4/l , a przy jej ujściu do Wisły 0,32 mg, zaś na jej dopływie 0,19 mg. Przy ujściu Wisły do morza wynosi ona 0,12 mg/l, a Odry 0,16 mg/l. Analogicznie ilość N—NO_3 wyniosła 3,08 mg/l u źródeł, 1,47 mg przy ujściu i 1,5 mg na dopływie rzeki Bystrej, a przy ujściu Wisły i Odry 1,14 mg i 2,08 mg. Co do potasu — ilości te wyniosły 3,0 mg/l przy źródłach, 3,7 mg przy ujściu Bystrej i 2,0 mg na jej dopływie; w ujściu Wisły i Odry 16,6 mg i 21,1 mg/l, a co do Ca — 80 mg/l w Bystrej, 55—60 mg w Wiśle pod Puławami, 57 mg/l w Odrze. Wysoka zawartość biogenów u źródeł niektórych rzek wynika wg tego badacza z erozji chemicznej skał. Jak widać, poza potasem, ilości innych składników były w dole rzek mniejsze.

Ogólna ilość N—NH_4 i N—NO_3 w wodach gruntowych jednego z obiektów [47] wyniosła 1,4 i 12,6 mg, a w odcieku z drenów 0,9 i 6,2 mg i dalej w dół cieku nie rosła, a w badaniach tego typu prowadzonych przez Pondla [58] i Dionne [15] wyraźnie malała.

Engelhard [17] cytuje różne badania (m. in. polskie — Skalskiego), że nadbrzeżne drzewa i krzewy, a zwłaszcza wierzby przyspieszają samooczyszczanie się wody o 33—40%. Pobierają one sole mineralne i nasycają wodę tlenem. Sitowie pobierało z 1 l wody do 600 mg fenolu. Wyjaśniałoby to częściowo niezbyt duże zawartości biogenów w dolnych odcinkach wielkich rzek. Podobne procesy oczyszczania biologicznego zachodzą oczywiście i w glebie, a ile dawki nawozów nie są zbyt duże. Jest to przede wszystkim pobieranie przez rośliny uprawne oraz sorpcja biologiczna przez drobnoustroje. Część azotu ulatnia się w powietrze [1].

W związku z łatwością stosowania nawozów mineralnych i trudnością rozlewania płynnych np. gnojówki, zdarza się, że rolnicy świadomie odprowadzają ją do cieków. Zdaniem autora znaczną rolę odgrywać może splukiwanie odchodów zwierząt z podwórek i dróg w okresie rozwożenia obornika, a także lokowanie w ciekach worków po nawozach mineralnych. Nawet górskie strumyki i źródła zamieniane są tą drogą w swoisty "śmietnik". Wg wykresów stężeń NH_4^+ w wodzie Nysy Kłodzkiej w 1974 r. [25] najwyższe stężenia rzędu 1,5 mg/l wystąpiły w okresie X—II oraz V—VI, gdy szczyt opadów wystąpił w lipcu; grudzień był wogóle bezopadowy. Zawartość NH_4^+ była więc wysoka późną wiosną (rzeka prowadzi wodę z gór, gdzie prace polowe i rozwożenie obornika oraz wysiew są opóźnione), a także w okresie pozawegetacyjnym i późną jesienią, gdy następuje rozkład roślinności. Ten okres cechuje się zanikiem sorpcji biologicznej biogenów, a jest to sezon kampanii cukrowniczej,

która ponadto silnie zanieczyszcza rzekę. Należy zauważyć, że październik nie jest okresem intensywnego nawożenia pól.

Warto porównać te dane ze składem wód opadowych. W USA [16] wody opadowe zawierają 0,1—2,0 mg N/l oraz 0,01—0,03 mg P/l, przy czym azot występuje głównie w formie amonowej. W Polsce Chojnacki [11a—d] badał w latach 1964—67 na terenie całego kraju ilości dostających się do gleby z opadami składników. Ilość ich zależy od ilości opadów, przy czym jeśli idzie o azot, forma amonowa stanowi 3/4 ogólnej jego ilości, a źródłem jej jest azot wchodzący normalnie w skład powietrza, jako jego główny składnik. Wobec tego oczywiste jest, że wyższe opady np. w górach dają wyższy opad N/ha. Przy około 8,1 kg N-NH₄/ha — na terenach mniej uprzemysłowionych, dawało to wg wyliczeń własnych około 1,35 mg N-NH₄/l opadu. W stosunku do fosforu ilość 0,35 kg/ha dała 0,06 mg P/l. Wg Margowskiego woda opadowa zawiera w Polsce 0,3—4,0 mg N/l [47].

Tak więc zawartości azotu i fosforu w wodach umożliwiają „zakwity” glonowe wód, a zawartość N-NH₄ uniemożliwia jej dostateczną dezynfekcję — kation amonowy skutecznie wiąże chlor i ozon przy tych stężeniach [25].

Zważywszy, że analizowana przykładowo rzeka Nysa Kłodzka w miejscu przerzutu wody dla potrzeb mieszkańców Wrocławia zawiera przy 26% wody zużytej (ścieków) średnio 0,66 mg N-NH₄/l (25, 46 — podane ilości NH₄⁺ dotyczą zapewne N-NH₄^{*}) można zauważyć, że:

— wody opadowe ulegają znacznemu oczyszczeniu po drodze do rzeki lub w samej rzece,

— w okresie intensywnych opadów wody deszczowe mogą poważnie zanieczyścić rzekę i utrudnić dezynfekcję jej wód do celów pitnych, a niezależnie od tego następuje wzmożone splukiwanie składników pokarmowych z pól i obejść gospodarskich. To ostatnie może mieć sporadycznie groźne w skutkach nasilenie.

Pierwsza uwaga potwierdza niejako uwagi Eliassena i Tchobanoglusa [16], że główną drogą oczyszczania wód w glebie z NH₄⁺ jest absorpcja chemiczna.

Rolnictwo, przeciętnie biorąc, przyczynia się jak dotychczas, jedynie umiarkowanie do eutrofizacji wód. Nie można żadną miarą wodom cieków, szczególnie większych i zbiorników zaporowych na nich, stawiać wymogów takich, jak głębokim jeziorom oligotroficznym. Wszak nawet w potokach górskich powyżej stref użytkowania rolniczego istnieją wystarczające dla rozwoju życia ilości składników pokarmowych, czego do-

*) gramojon NH₄⁺ ma masę 18 g wobec 14 g masy gramoatomu N, co nie stanowi dużej różnicy

wodem może być istnienie tam fauny, mimo hamującego wpływu niskich temperatur.

Zalecenia nawozowe i systemy zapobiegania eutrofizacji wód przez rolnictwo w zlewniach chronionych

Podstawą ochrony przed zanieczyszczeniami ze źródeł rolniczych powinna być przede wszystkim odpowiednia gospodarka nawozowa oraz zapobieganie erozji gleb.

Gospodarka nawozowa na terenach zlewni chronionych powinna polegać na:

— dzieleniu łatwo rozpuszczalnych w wodzie nawozów azotowych na dawki nieprzekraczające 50—70 kg N/ha,

— dostosowaniu terminów nawożenia do potrzeb pokarmowych roślin,

— stosowanie form nawozów azotowych i ewentualnie potasowych (z uwagi także na składniki balastowe) wolno rozpuszczających się w wodzie i wolniej ulegających przemianom w takie formy, niż obecnie stosowane; preferować należy formy granulowane,

— o ile można przykrywaniu nawozów glebą lub choćby mieszanii ich z nią.

Ponieważ świeżo wykoszona lub spasiona ruń słabiej chroni glebę, a także nie pobiera intensywnie nawozów, należałoby je dawać przy nawożeniu łąk i pastwisk trwałych i polowych ok. 10 dni później, zwłaszcza, gdy będzie to łatwo przyswajalny i łatwo rozpuszczalny w wodzie azot saletrzany.

Według Weglnera [70] wymywanie nawozów zaczynało się od dawek 100 kg/ha danego składnika oraz przy nawożeniu zamarzniętej lub namokniętej gleby. Podobnie Alessi i Power [1] badając nawożenie pszenicy jarej na Równinach Północnych w USA w ciągłej uprawie po sobie przez 6 lat wykazali, że wymywanie N rozpoczyna się od dawek 90 kg/ha, a dawki 45 kg N/ha dane raz do roku były tylko minimalnie wymywane. Można więc zalecić jednorazowe dawki rzędu 50—70 kg N/ha.

Z pozostałych zaleceń co do gospodarki nawozowej wymaga jeszcze wyjaśnienia sprawa nawozów wolno działających. Oczywiście azot w formie amonowej i jako mocznik działa już nieco wolniej niż azotanowy i nie ulega w tej formie łatwo ługowaniu. W wielu krajach rozwiniętych jednak stosuje się różnego typu ulepszone nawozy wolno działające, a w naszym kraju dokonano produkcji na skalę doświadczalną mocznika powlekanego siarką, któremu nadano nazwę Agramid K-1 [52, 13]. W USA produkuje się, bada i stosuje w praktyce mocznik powlekany siarką

(SCU) oraz siarką i woskami lub poliwinylami, ureaform i IBDU [39, 14, 72]. Wg Wilkinsona [72] izobuten dwumocznika (IBDU) zawiera 10%, a ureaformaldehyd 25—35% N w formie łatwo rozpuszczalnej w wodzie. Wyższe dawki ureaformu mogą więc początkowo działać niekorzystnie na czystość wód gruntowych. Azot z IBDU udostępnia się poprzez powolne rozpuszczanie, a z ureaformu poprzez procesy mikrobiologiczne — zależy więc od temperatur, uwilgotnienia itp. W badaniach Saffigny, Keeney i Tannera [63] przy nawożeniu za pomocą SCU ilość N-NO₃ zmniejszyła się w odcieku drenarskim z 48 mg do 5 mg/l.

W wypadku K₂SO₄ otoczkowanego siarką, im grubsza była otoczka S, tym wyższe plony roślin i słabsze ługowanie potasu [67]. Na lekkich glebach w USA [2] straty przy ługowaniu w głąb gleby w wypadku ugoru były przy dawce 100 lub 200 kg K i 200 lub 400 kg N/ha kolejno największe przy: saetrze amonowej w wyższej dawce > moczniku powlekanym siarką (zarówno o 12, jak i 20% N) > saetrze amonowej w niższej dawce lub przy moczniku zwykłym > bez nawożenia. Przy uprawie roślin nawozy otoczkowane były zdecydowanie mniej ługowane niż na ugorze wykazując swą wyższość nad innymi. Nawozy te jednak silnie zakwasiły glebę powodując np. spadek pH z 7,3 do 6,0, z 6,3 do 4,7 itp. i wymywanie Ca i Mg. Wymagają więc te systemy nawożenia, dodatkowego odkwaszania gleby.

Wapnowanie gleb jest z punktu widzenia zachowania czystości wód zabiegiem pożądanym, ponieważ zmniejsza rozpuszczalność wielu składników.

Należałoby również podjąć badania nad przydatnością inhibitorów nitryfikacji [68].

Możliwości stosowania doglebowo (wgłębnie) skroplonego amoniaku — raz na parę lat, są jeszcze technicznie nie dopracowane [64]. Metoda ta wymaga badań nad przemieszczaniem i przemianami tej formy N oraz wymywaniem produktów jej przemian w głąb gleby.

Nie należy stosować technik samolotowych w wysiewanie nawozów i pestycydów na terenach zlewni chronionych.

Co do pestycydów — należy ograniczać ich stosowanie do wypadków przekroczenia „progu szkodliwości”, a nie planować, ani nie zalecać zniszczenia „wszystkich” szkodników czy chwastów. Szkodniki i chwasty są bowiem, jak twierdzi Oprychałowa [53] naturalnym składnikiem biocenoz, a ich całkowite wytepienie chemiczne nie jest możliwe. Grozi to w wypadku chwastów ryzykiem niebezpiecznych „luk ekologicznych” stanowiących okazję do inwazji innych, bardziej odpornych (np. wskutek innego cyklu rozwojowego) na dany środek gatunków.

W terenach górskich na zlewniach zbiorników zaporowych niezbędne do wprowadzenia są także przestrzenne systemy ochrony wód. W CSRS

Vaniček podzielił otoczenie zbiornika Vir na 4 strefy (wg przepisów obowiązujących w CSRS 3 strefy) o różnym stopniu ochrony i stopniu nasilenia upraw pastewnych. Zdaniem piszącego jednak, składniki chemiczne i cząstki gleby dostają się do górskich zbiorników zaporowych głównie poprzez cieki, które do nich wpadają.

We współpracy z Zakładem Ochrony Wód Inst. Kształtowania Środow. i „Hydroprojektem” we Wrocławiu wykonano opracowanie koncepcji urządzenia zlewni projektowanego zbiornika „Bukówka” na Bobrze w Sudetach. Jest to teren o powierzchni ok. 57,6 km² obejmujący 6 wsi i leżący częściowo na stokach Grzbietu Lasockiego (w otulinie Karkonoskiego Parku Narod.) na wysokości 512—1187 m n.p.m. o przeważającym nachyleniu 10—15° (rzadziej do 25°), w 38% zalesiony. Jest tu 73—86% łąk i pastwisk w strefie górskiej i 60% w dolinowej. Przeanalizowano systemy gospodarki rolnej z punktu widzenia ochrony wód przed zmywami gleby.

Sporządzono mapy nachyleń terenu i zaproponowano: a) zalesienie terenu od 16° nachylenia wzwyż, b) zadarnienie trwale skłonów 12—16°, zastosowanie płodozmianów przeciwerozyjnych (w sektorze wielkotowarowym — uprawę wstęgową) na skłonach 8—11°, tereny do upraw polowych bez ograniczeń 4—7° i wymagające zwykle melioracji 0—3°. Ponadto tereny >850 m n.p.m. przeznaczono do zalesienia, a położone na wysokości 700—850 m n.p.m. jako wyłączone z upraw polowych trwale użytki zielone. Zaproponowano strefy ochronne po 50 m wzdłuż cieków — zadarnić trwale, a ok. 5 m przy cieku przeznaczyć do samozalesienia i zakrzaczenia. Postulat ten nie dotyczy międzywali rzek obwałowanych, ponieważ groziłoby to ograniczeniem przepływu wód przy wezbraniach. Pasy 5—50 m od brzegów cieków miałyby być koszone i nawożone wg proponowanych zasad, ponieważ nawożenie zwiększa porowatość ogólną gleb i ułatwia wchłanianie wód powierzchniowych na rzecz spływów wglębnych [19].

Realizacja projektu będzie możliwa po wykonaniu pełnej dokumentacji stanu czystości wód i projektu samego zbiornika.

Proponowane zmiany wpłynęłyby na racjonalizację przestrzenną rozłogu ziemi przy niezbyt dużych zmianach struktury użytków.

LITERATURA

1. Alessi J., Power J. F.: *Agronomy Journ.* v. 70, 282—286, 1978.
2. Allen S. E., Terman G. L., Kennedy H. G.: *Agronomy Journ.* v. 70, 264—273, 1978.
3. Badowska H., Stefańska L., Szperliński Z.: *Gosp. Wodna* nr 4, 131—134, 1975.

4. Bauer L., Weinitschke H.: Landschaftspflege und Naturschutz als Teilaufgaben der Sozialistischen Landeskultur. Custav Fischer Verlag, Jena, s. 105, 1973.
5. Boćko J.: W: Zasoby wodne Ziemi Kłodzkiej. Oddz. PAN Wrocław, s. 123, 1976.
6. Boćko J.: II Szkoła Letnia Bud. Roln. i Bud. Wod.-Mel. Wydz. Mel. Wodn. Akad. Roln., Wrocław, 151—152, 1977.
7. Bormann F. W., Likens G. E.: The watershed-ecosystem concept and studies of nutrient cycles (W: The ecosystem concept in natural resources management. Red. Van Dyne), Academic Press New York and London, 49—76, 1969.
8. Borowiec S.: Sympozjum PTGleb. i IBL nt. Dynamika procesów glebowych w określonych ekosystemach. Roczn. Glebozn. (w druku). 1977.
9. Bujwid H., Cydzik D., Traczyk J.: Gospodarka Wodna, 6, 182—185, 1977.
10. Chaiwanakupt P., Robertson W. K.: Agronomy Journ. v. 68, 507—511, 1967.
11. Chojnacki A.: Pamiętnik Puławski z. 24 i 29: 1967 i 35: 1968.
12. Czerwiński Z., Pracz J.: Roczn. N. roln., ser. A, t. 101, 91—107, 1976.
13. Czuba R.: Potrzeby ilościowe i asortymentowe nawozów mineralnych w kraju do 1990 r (W: Stan i perspektywy nawożenia mineralnego w Polsce). SITR NOT, Warszawa — Wrocław, 17—32, 1977.
14. Daigger L. A., Moline W. J.: Agronomy Journ. v. 69, 644—647, 1977.
15. Dionne J. L.: Canadian Agricult. v. 19, 16—17, 1974.
16. Eliassen R., Tchobanoglous G.: Removal of nitrogen and phosphorus from waste water (W: Reading in man, the environments and human ecology, red. Boughey A.S.). Macmillan Pub. Co. Inc. Collier Macmillan Pub, New York, London, 409—417, 1973.
17. Engelhard W.: Oczyszczanie wód (W: Kształtowanie krajobrazu, a ochrona przyrody). PWRiL, Warszawa, s. 510, 1975.
18. Evans R.: J. Brit. Grassl. Soc. v32, 65—76, 1977.
19. Gembarzewski H.: Probl. Zagosp. Ziem górsk. PAN 17, 65—91, 1976.
20. Gembarzewski H.: Studia Naturae nr 15, 1978.
21. Gembarzewski H., Gospodarczyk F.: Zesz. Probl. Post. N. roln., praca w druku.
22. Gil E.: Dokument geogr. nr 2, 1976.
23. Gołowin S., Florczyk H.: W: Ochrona i kształtowanie środowiska na tle planów społecznego rozwoju oraz przestrzennego zagosp. w makroregionie po-

- łudniowo-zach.). Kom. Plan. R. Min., PAN Kom. N. „Człowiek i Środ.”, U. Woj. w Legnicy, 289—301, 1978.
24. Hansen L., Pedersen E. F.: Tidsskrift for Planteavl, v. 79, 670—688, 1975.
 25. Hebrowska A., Mańczak H., Paluch J., Wojtowicz J.: (W: Zasoby wodne Ziemi Kłodzkiej). Mat. z sesji KNZ Oddz. PAN we Wrocławiu, 99—115, 1967.
 26. Ilnicki P.: Wiad. Mel. i Łąk nr 6, 167—172, 1974
 27. Ilnicki P.: W: II Szkoła Letnia Bud. Roln i Bud. Wod.-Mel., Wyd. Mel. Wodn. Akad. Roln., Wrocław, 151—152, 1977.
 28. Ivins J. D.: The measurement of grassland productivity. Butterwords Sci. Pub., London, 1959.
 29. Jagła S.: Wiad. IMUZ, t. VI, 115—123, 1966.
 30. Jagła S., Kostuch R.: Probl. Zagosp. Ziem górsk. nr 18, 167—186, 1977.
 31. Jasiński B.: Aura nr 1, 15—16, 1978.
 32. Kopeć S.: Probl. Zagosp. Ziem górsk. z. 18, 147—166, 1977.
 33. Kopeć S.: Aura nr 1, 4—5, 1978.
 34. Kopeć S., Kostuch R.: Roczn. N. roln., ser. D, t. 118, 135—160, 1966.
 35. Kolenbrander G.: Netherlands J. of agric. Sci. t. 17, 246—255, 1969.
 36. Kostecki M.: Gosp. Wodna nr 2, 52—53, 1976.
 37. Kostrzewa H., Tylko J.: Gosp. Wodna nr 4, 125—127, 1975.
 38. Kuter J.: jak poz. 23: Kom. Plan R. Min., Kom. „Człowiek i Środ.”, U. Woj. w Legnicy, 316—329, 1978.
 39. Liegel E. A., Walsh L. M.: Agronomy Journ. v 68, 457—463, 1976.
 40. i 41. Lind A. M., Pedersen M. B.: Tidsskrift for Planteavl, v. 80, 82—99 i 100—106, 1976.
 42. Ludwick A. E., Rumburg C. B.: Agronomy Journ. v. 68, 933—937, 1976.
 43. Majdowski F.: Wiadomości IMUZ, t. 8, z. 2, 81—105, 1969.
 44. Mańczak H.: W: Wykorzystanie i ochrona środow. ziem połudn.-zach. Polski. Wyd. Oddz. PAN we Wrocławiu, 16—30, 1974.
 45. Mańczak H., Jasek-Karłowska M., Rzewuska H.: W: Zasoby wodne Ziemi Kłodzkiej. Wyd. Oddz. PAN we Wrocławiu, 81—98, 1976.
 46. Mańczak H. Wasilewski M.: W: Problemy przestrzenne gospodarczego rozwoju Sudetów. Mat. Ogólnop. Konf. TUP, Wyd. Tow. Urb. Polskich, Wrocław, 34—55, 1975.
 47. Margowski Z.: W: Dynamika procesów glebowych w określonych ekosystemach. Symp, PTGleb. i IBL. Roczn. glebozn. (w druku), 1977.

48. Mazur T., Wróbel Z.: W: Stan i kierunki badań nad wykorzystaniem gnojowicy dla celów nazozozowych. Kom. Glebozn. i Chemii roln. PAN, Akad. Roln.—Techn. w Olsztynie, Olsztyn, 1977.
49. Mullen G. J.: J. agricult. Res. v. 13, 171—180, 1974.
50. Nägeli W.: Versuche zum Problem des Oberflächenabflusses bei Wald und Weideböden. IASH, Publ. nr 48, Symposium Hannoversah-Munden, Gentbrugge, 140—149, 1959.
51. Niewiadomski W., Skrodzki M.: Zesz. Nauk. WSR Olsztyn nr 17, 269—291, 1964.
52. Odziemkowski K., Popławski Z.: Nowe Roln. nr 14, 1978.
53. Opyrchałowa J.: W: Dodatnie i ujemne aspekty chemicznej ochrony roślin. Konf. nauk.-techn. SITR NOT. Wrocław, 1970.
54. Oświecimski A.: Roczn. N. roln. i leśn. t. 54, 133—154, 1950.
55. Paluch J., Kwiecień L.: jak poz. 23. Urz. Woj. w Legnicy, 278—288, 1978.
- 56 i 57. Pedersen M. B., Lind A. M.: Tidsskrift for Planteavl, 80, 73—81 i 107—118, 1976.
58. Pondel H.: Sympozjum n.t. Dynamika procesów glebowych w określonych ekosystemach. PTGleb. i IBLeśn. 1977, Roczn. glebozn. (w druku).
59. Prończuk J.: Post. N. roln. nr 2, 27—38, 1971.
60. Reniger A.: Roczn. N. roln. t. 54, 1—59, 1950.
61. Reniger A.: Roczn. N. roln. 71-F-1, 149—210, 1955.
62. Sawyer Clair N.: Basic concepts of eutrophication (W: Reading in man, the environment, and human ecology). Collier Macmillan Pub., New York, London, 381—387, 1973.
63. Saffigna P. G., Keeney D. R., Tanner C. B.: Agronomy Journ. v. 69, 251—257, 1977.
64. Schon J. B., Tesar M. B.: Agronomy Journ. v. 69, 440—446, 1977.
65. Słupik J.: Dokument. geogr., 2, 1973.
66. Stangenberg M.: Chronmy Przyr. oycz. nr 3—4 5—19, 1974.
67. Valentin G. O., Robertson W. K., Johnson J. T., Weelss W. W.: Agron. Journ. v. 70, 345—348, 1978.
68. Valk G. M., Pudeck A. E.: Agronomy Journ. v. 68, 534—536, 1976.
69. Vaniček V.: Acta Univ. Agricult. Sbornik Vysoke Školy Zeml. w Brnie, Fac. agron., R. XIX, 491—500, 1971.
70. Weglner U.: Wasserwirtschaft Techn. nr 3, 79—81, 1973.

71. Wilk K.: (W: Zasoby wodne Ziemi Kłodzkiej). Oddz. PAN we Wrocławiu, 121—122, 1976.
72. Wilkinson J. F.: *Agronomy Journ.* v. 69, 657—661, 1977.
73. Ziemiński S.: *Melioracje przeciwerozryjne*. PWRiL, Warszawa, 1968.
74. Żyliński S., Sapek A.: *Wiad. mel. i łąkarskie* nr 6, 189—190, 1974.