POLITECHNIKA ZIELONOGÓRSKA

WYDZIAŁ BUDOWNICTWA I INŻYNIERII SANITARNEJ

zeszyty naukowe

111

ZIELONA GÓRA, 1997

POLITECHNIKA ZIELONOGÓRSKA
WYDZIAŁ BUDOWNICTWA I INŻYNIERII SANITARNEJ

ZESZYTY NAUKOWE
Nr 111

INŻYNIERIA ŚRODOWISKA 5

WYDAWNICTWO POLITECHNIKI ZIELONOGÓRSKIEJ • Zielona Góra, 1997

Kolegium redakcyjne:

Dr hab. inż. ANDRZEJ JĘDRCZAK, prof. PZ – przewodniczący
Dr inż. ZBIGNIEW HRYNKIEWICZ –członek
Dr inż. MIROSŁAW MĄKOWSKI – sekretarz

Printed in Poland

Wydano za zgodą
Rektora Politechniki Zielonogórskiej

ISSN-0209-0635

Skład komputerowy
Dr inż. MIROSŁAW MĄKOWSKI

ZIELONA GÓRA – 1997. Nakład: 150 egz. Format B-5. Objętość: ark. druk.: 10,8
Oddano do druku w maju 1997 i druk ukończono w czerwcu 1997 r. Papier offsetowy kl. III, 80 g; 70x100.

Druk: zp PZ, zlec. nr 97/97

Spis treści

1. Kołodziejczyk U.: *Wykorzystanie surowców mineralnych do produkcji materiałów budowlanych w województwie zielonogórskim,* **5**
2. Kołodziejczyk U., Wróbel I. : *Wpływ eksploatacji górniczej na awaryjność obiektów budowlanych Zielonej Góry,* **22**
3. Piontek M.: *Rozwój biologicznych metod oceny stopnia toksyczności trucizn w środowisku wodnym,* **31**
4. Piontek M.: *Ocena stopnia toksyczności wybranych związków chemicznych na podstawie testów z Daphnia magna Straus,* **49**
5. Górska E., Świderska-Bróż M.: *Kwaśne opady atmosferyczne i ich wpływ na gleby i wody powierzchniowe,* **62**
6. Drab M., Wróbel I.: *Zmiany chemiczne wód gruntowych w rejonie Starego Miàsta Zielonej Góry,* **75**
7. Dymaczewski Z., Kepma Edward S., Sozański Marek.M.: *Koagulacja jako strukturotwórczy proces separacji w oczyszczaniu wody i ścieków,* **93**
8. *Hrynkiewicz Z: Mikrozanieczyszczenia organiczne zielonogórskiej wody wodociągowej, 109*
9. Mąkowski M.: *Efektywność i warunki biologicznej defosfatacji ścieków,* **121**
10. *Kempa Edward S.: Minimalizacja odpadów drogą do minimalizacji ryzyka,* **131**
11. Butrymowicz T.: *Skład morfologiczny odpadów komunalnych miast: Żary, Żagań, Polkowice z lat 1992-1993 oraz Zielona Góra z lat 1992-1996 na tle innych miast Polski i prognoz z lat 80-tych,* **147**
12. Lewicki Z., Ziembicki P.: *Komputerowe wspomagania doboru pomp dla studentów sieci i instalacji sanitarnych,* **157**

POLITECHNIKA ZIELONOGÓRSKA • ZESZYTY NAUKOWE NR 111

Nr 5 INŻYNIERIA ŚRODOWISKA 1996

Urszula Kołodziejczyk*

WYKORZYSTANIE SUROWCÓW MINERALNYCH DO PRODUKCJI MATERIAŁÓW BUDOWLANYCH W WOJEWÓDZTWIE ZIELONOGÓRSKIM

Streszczenie

Na terenie województwa zielonogórskiego występują surowce mineralne, które znajdują szerokie zastosowanie w budownictwie.
W pracy zostanie przedstawione aktualne rozpoznanie bazy surowcowej województwa zielonogórskiego, z podziałem na surowce ilaste, piaski szklarskie i kruszywo naturalne.

Wstęp

Na terenie województwa zielonogórskiego występują surowce mineralne, które znajdują szerokie zastosowanie w budownictwie. Należy tutaj wymienić przede wszystkim surowce ilaste - znajdujące zastosowanie do produkcji ceramiki budowlanej i wyrobów kamionkowych, piaski szklarskie - stanowiące podstawowy surowiec do produkcji szkła oraz kruszywo naturalne, czyli piaski, pospółki i żwiry - stosowane do produkcji betonów, zapraw i wypraw, nasypów itd. Ich odbiorcami są partnerzy krajowi jak i zagraniczni. W związku z otwarciem granic nastąpiła bowiem intensywna wymiana gospodarcza. Wkroczyły również nowe technologie dotyczące sposobu eksploatacji, przeróbki i wykorzystania surowców. Bliskie sąsiedztwo granic spowodowało znaczny wzrost zapotrzebowania na surowce. Ocenia się, że aktualne roczne zapotrzebowanie na surowce w województwie zielonogórskim wynosi: surowce

* Urszula KOŁODZIEJCZYK – Zakład Sieci i Instalacji Sanitarnych, Politechnika Zielonogórska

ilaste do produkcji ceramiki budowlanej - około 950 tys. Mg, surowce ilaste do produkcji wyrobów ogniotrwałych i kamionkowych - około 150 tys. Mg, piaski szklarskie - około 150 tys. Mg, kruszywo naturalne - około 4,5 mln Mg . Jednocześnie przewiduje się dalszy wzrost zapotrzebowania na surowce mineralne, a głównie na kruszywo, w związku z projektowaną budową autostrad, które mają przebiegać przez teren województwa, a także z bezpośrednim sąsiedztwem niemieckich kontrahentów wykazujących duże zainteresowanie naszymi surowcami.

Zapotrzebowanie na surowce mineralne w województwie zielonogórskim jest więc niewątpliwie wyższe niż w innych rejonach kraju. Zachodzi zatem pilna potrzeba rozpoznania istniejącej bazy surowcowej i aktualizacji danych dotyczących istniejących złóż [5,6,7], a także udokumentowania nowych zasobów.

W prezentowanej pracy zostanie przedstawione aktualne rozpoznanie bazy surowcowej województwa zielonogórskiego, co ma istotne znaczenie dla rozwoju gospodarczego rejonu.

Artykuł jest adresowany do grona specjalistów z zakresu eksploatacji złóż oraz do planistów rozwoju gospodarki województwa zielonogórskiego.

Praca stanowi wstęp do większego opracowania syntetycznego dotyczącego omawianego zagadnienia, które będzie opublikowane w przyszłości.

Historia eksploatacji surowców w rejonie lubuskim

Eksploatacja surowców mineralnych w województwie zielonogórskim sięga na kilka wieków przed naszą erą [9]. Świadczą o tym ślady wytwórczości ceramicznej odkryte w Wicinie koło Lubska, Osiecznicy koło Krosna Odrzańskiego i in.

Intensywny wzrost eksploatacji i przetwórstwa surowców nastąpił w XIV w., kiedy powstało szereg ośrodków garncarskich bazujących na surowcach ilastych.

Dynamiczny rozwój technik wydobywczych oraz technologii produkcji, jaki przyniósł XVIII w., spowodował zwiększenie wydobycia surowców, głównie ilastych. W miejsce niewielkich zakładów rzemieślniczych powstawały nowoczesne zakłady przemysłowe. Dominującymi ośrodkami eksploatacyjnymi były wówczas miejscowości: Żary, Lubsko i Gozdnica.

Pod koniec XIX w. na terenie Środkowego Nadodrza rozpoczęto wydobycie na skalę przemysłową piasków silikatowych, które stosowano do produkcji cegły wapienno-piaskowej oraz kruszywa.

Znaczna intensyfikacja wydobycia surowców nastąpiła w okresie międzywojennym.

Po zakończeniu II wojny światowej na Ziemi Lubuskiej bardzo szybko rozpoczęto eksploatację surowców mineralnych. Wznowił produkcję przemysł ceramiczny, a w kolejnych latach uruchamiano nowe cegielnie bazujące na okolicznych zasobach surowcowych. Intensywnie rozwijał się też przemysł kruszyw naturalnych, który bazował głównie na eksploatacji kruszywa z dolin rzecznych.

Obecnie eksploatacja surowców mineralnych stanowi jedną z głównych dziedzin przemysłu województwa zielonogórskiego.

Charakterystyka złóż surowców mineralnych województwa zielonogórskiego

Surowce ilaste

Województwo zielonogórskie jest zaliczane do regionów o znacznym rozprzestrzenieniu surowców ilastych [5,6,7], chociaż na ogół złoża koncentrują się w południowej części województwa.

Surowce te charakteryzują się wysoką jakością, ale często występują w skomplikowanych warunkach geologicznych, takich jak: znaczny nadkład, zaburzenia glacitektoniczne, stosunki wodne itp., które utrudniają eksploatację. Do najważniejszych złóż surowców ilastych omawianego rejonu należą:

- złoża iłów mio-plioceńskich w rejonie Żar (Kunice, Mirostowice, Jankowa Żagańska), Lubska (Budych, Dachówczarnia, Jasień, Glinka), Gozdnicy (Gozdnica I, II, Borowe), Zielonej Góry (Krośnieńska), Nowogrodu Bobrzańskiego, Nowego Miasteczka, Siedliska, Kożuchowa i in.,
- złoże glin zwałowych (plejstoceńskich) w Sulechowie,
- złoże iłów zastoiskowych (plejstoceńskich) w rejonie Zbąszynia (Strzyżewo).

Piaski szklarskie

Piaski szklarskie zalegają głównie w południowo-zachodniej części województwa, w rejonie Żar (Lutynka). Występujące tutaj złoże stanowi soczewkę o szerokości 2 km i długości 20 km . Są to utwory trzeciorzędowe (miocen), o miąższości od 1,0 do 20,0 m, wykazujące bardzo korzystne parametry uziarnienia.

Kruszywo naturalne

Liczne złoża kruszywa naturalnego, jakie występują w województwie zielonogórskim są reprezentowane przez czwartorzędowe osady piaszczyste i żwirowo-piaszczyste . Zostały one wykształcone w facjach: lodowcowej, wodnolodowcowej, rzecznej i eolitycznej. Złoża te różnią się stopniem wysegregowania kruszywa, warstwowaniem itp.

Osady piaszczyste występują niemal na całym obszarze województwa zielonogórskiego, tworząc pokrywy akumulacyjne w wysoczyznach polodowcowych lub w dolinach i pradolinach.
Są to surowce o dobrych parametrach techniczno-technologicznych, dzięki czemu mogą być wykorzystane jako:

- piaski budowlane do wypraw i zapraw cementowych oraz wyrobów betonowych,
- piaski kwarcowe do produkcji cegły wapienno-piaskowej i betonów komórkowych.

Osady żwirowo-piaszczyste są rozmieszczone bardzo nieregularnie i wykazują zróżnicowane parametry pod względem uziarnienia, zawartości części organicznych, składu petrograficznego itp. Duża koncentracja tych złóż nastąpiła w dolinie Bobru (złoża: Wysoka, Nowogród Bobrzański, Krzystkowice, Gorzupia, Dobroszów, Żagań, Szprotawa, Leszno) oraz Nysy Łużyckiej (złoża: Sanice, Bucze, Brożek, Przewóz).
Złoża żwirowo-piaszczyste znajdują szerokie zastosowanie do produkcji betonów zwykłych i zbrojonych, nasypów drogowych itd.

Analiza zasobów surowców mineralnych i stanu ich wykorzystania

Stan zasobów surowców mineralnych województwa zielonogórskiego został ustalony na podstawie szczegółowej analizy materiałów archiwalnych, w tym: dokumentacji geologicznych, kart rejestracyjnych złóż, inwentaryzacji, sprawozdań, orzeczeń, zestawień w systemie SUEZ itd. Łącznie przeanalizowano 220 materiałów archiwalnych uzyskując sumaryczne zasoby szacunkowe i przybliżoną powierzchnię wszystkich złóż (udokumentowanych w poszczególnych kategoriach oraz perspektywicznych).

Surowce ilaste

W województwie zielonogórskim występuje 36 złóż surowców ilastych wykorzystywanych do produkcji ceramiki budowlanej oraz 9 złóż surowców ilastych przeznaczonych do produkcji materiałów ogniotrwałych i kamionki.

Zestawienie zasobów szacunkowych i powierzchni złóż surowców ilastych (ustalonych na podstawie dokumentacji archiwalnych), wykorzystywanych do produkcji ceramiki budowlanej, pokazano w tabeli 1, natomiast złóż przeznaczonych do produkcji materiałów ogniotrwałych i kamionki - w tabeli 2.

We wszystkich tabelach zastosowano podział na:

- złoża eksploatowane, tzn. złoża, w których aktualnie odbywa się eksploatacja,
- złoża nieeksploatowane, tzn. złoża, które dotychczas nie były jeszcze eksploatowane,
- złoża o zaniechanej eksploatacji, tzn. złoża, w których zawieszono prowadzoną wcześniej eksploatację, ale zawierające jeszcze pewną ilość zasobów.

Całkowite zasoby szacunkowe surowców ilastych województwa zielonogórskiego wynoszą 85.708,9 tys. Mg.

TABELA 1

Zestawienie złóż surowców ilastych, przeznaczonych do produkcji ceramiki budowlanej, występujących na terenie województwa zielonogórskiego

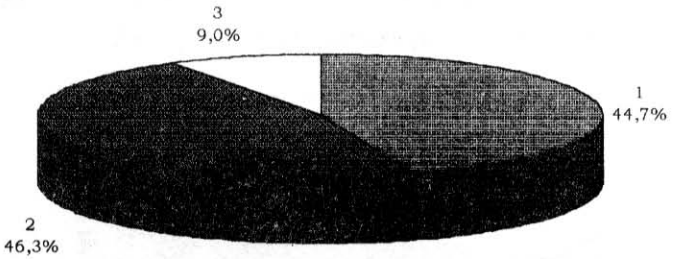
Lp	Stan eksploatacji	Liczba złóż	Zasoby szacunkowe (tys. Mg)	Przybliżona powierzchnia (ha)
1	złoża eksploatowane	19	35.670,4	106,9
2	złoża nieeksploatowane	12	39.415,6	31,3
3	eksploatacja zaniechana	5	6.757,5	33,0
	Razem	36	81.943,5	171,2

TABELA 2

Zestawienie złóż surowców ilastych, przeznaczonych do produkcji materiałów ogniotrwałych i kamionki, występujących na terenie województwa zielonogórskiego

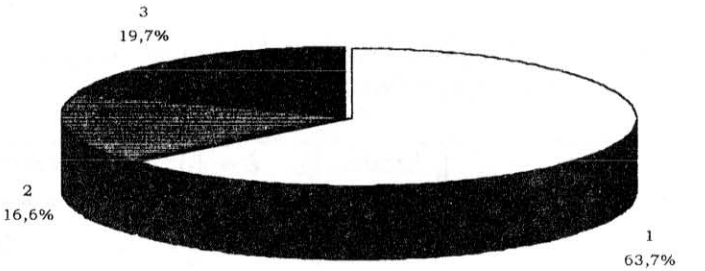
Lp	Stan eksploatacji	Liczba złóż	Zasoby szacunkowe (tys. Mg)	Przybliżona powierzchnia (ha)
1	złoża eksploatowane	5	2.712,4	18,5
2	złoża	1	195,0	1,4
3	nieeksploatowane eksploatacja zaniechana	3	858,0	5,7
	Razem	9	3.765,4	25,6

Analiza przeprowadzona dla poszczególnych stanów eksploatacji (rys.1) wykazała, że w województwie zielonogórskim dominują złoża dotychczas nieeksploatowane - 46,3 % zasobów. Złoża podlegające obecnie eksploatacji zawierają jeszcze 44,7 % zasobów, a złoża o zaniechanej eksploatacji - pozostałe 9,0 % zasobów.



Rys. 1. Udział zasobów surowców ilastych województwa zielonogórskiego w złożach o różnym stanie eksploatacji.
Objaśnienia: *1 - złoża eksploatowane, 2 - złoża nieeksploatowane, 3 - złoża o zaniechanej eksploatacji*

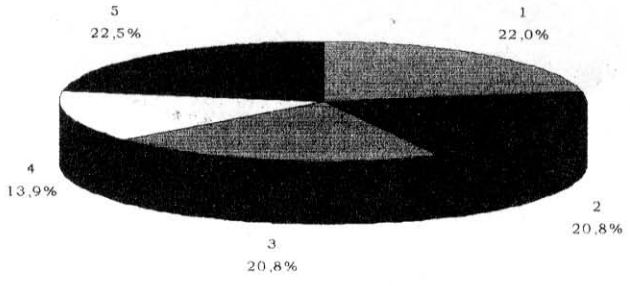
Sumaryczna powierzchnia wszystkich złóż surowców ilastych wynosi 196,8 ha, z czego 63,7 % przypada na złoża eksploatowane obecnie, 19,7 % stanowią złoża o zaniechanej eksploatacji, natomiast pozostałe 16,6% zajmują złoża dotychczas nieeksploatowane - rysunku 2.



Rys. 2. Powierzchnia złóż surowców ilastych województwa zielonogórskiego przypisana poszczególnym stanom eksploatacji.
Objaśnienia: *1 - złoża eksploatowane, 2 - złoża nieeksploatowane, 3 - złoża o zaniechanej eksploatacji*

Jak już wspominano, surowce ilaste występują głównie w południowej części województwa zielonogórskiego. Szczegółowa analiza wykazała, że największe zasoby surowców ilastych są zgromadzone w gminach: Małomice - 17.083,2 tys. Mg (22,0%), Lubsko - 16.132,9 tys. Mg

(20,8%), Żary - 16.114,9 tys. Mg (20,8%) i Gozdnica - 10.766,7 tys. Mg (22,5%). Wyniki tej analizy zaprezentowano na rysunku 3.



Rys. 3. Wielkość zasobów surowców ilastych w poszczególnych gminach województwa zielonogórskiego.
Objaśnienia: 1 - Małomice, 2 - Lubsko, 3 - Żary, 4 - Gozdnica, 5 - pozostałe gminy

Piaski szklarskie

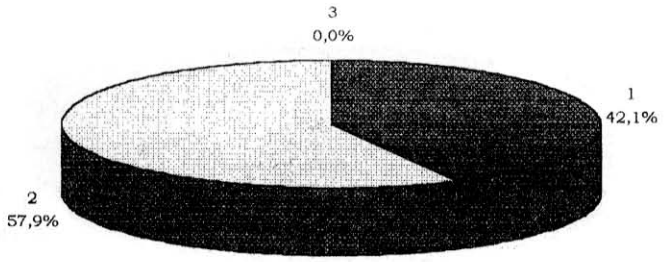
Na terenie województwa zielonogórskiego dotychczas udokumentowano cztery złoża piasków szklarskich. Zbiorcze zestawienie zasobów złóż i ich powierzchni pokazano w tabeli 3.

TABELA 3

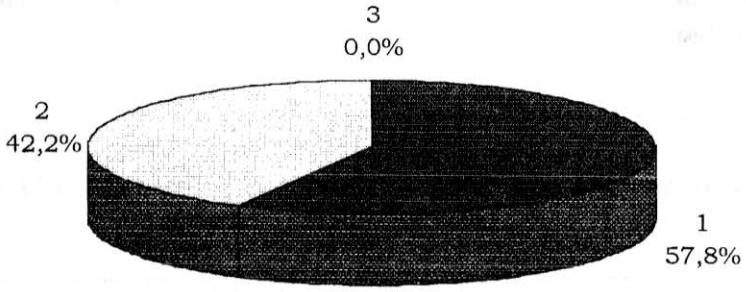
Zestawienie złóż piasków szklarskich występujących na terenie województwa zielonogórskiego

Lp	Stan eksploatacji	Liczba złóż	Zasoby szacunkowe (tys. Mg)	Przybliżona powierzchnia (ha)
1	złoża eksploatowane	2	244,5	2,6
2	złoża	2	336,0	1,9
3	nieeksploatowane eksploatacja zaniechana	0	0,0	0,0
	Razem	4	580,5	4,5

Graficzny obraz przedstawiono na diagramach, gdzie zaprezentowano procentowy rozkład zasobów w poszczególnych stanach eksploatacji (rys.4) oraz stosunek powierzchni złóż eksploatowanych do złóż nieeksploatowanych (rys.5).



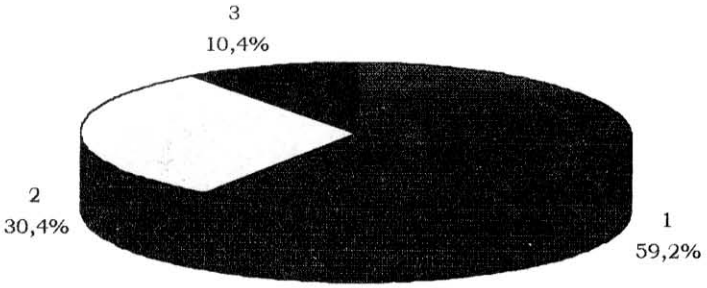
Rys. 4. Udział zasobów piasków szklarskich województwa zielonogórskiego w złożach o różnym stanie eksploatacji.
Objaśnienia: *1 - złoża eksploatowane, 2 - złoża nieeksploatowane, 3 - złoża o zaniechanej eksploatacji*



Rys. 5. Powierzchnia złóż piasków szklarskich województwa zielonogórskiego przypisana poszczególnym stanom eksploatacji.
Objaśnienia: *1 - złoża eksploatowane, 2 - złoża nieeksploatowane, 3 - złoża o zaniechanej eksploatacji*

Kruszywo naturalne

Zasoby szacunkowe kruszywa naturalnego w województwie zielonogórskim wynoszą 328.807,7 tys. Mg, z czego 59,2 % stanowi pospółka, 30,4 % - żwir, natomiast 10,4 % - piaski (rys.6).



Rys. 6. Udział pospółki, żwiru i piasku w ogólnych zasobach kruszywa naturalnego.
Objaśnienia: *1 - złoża eksploatowane, 2 - złoża nieeksploatowane, 3 - złoża o zaniechanej eksploatacji*

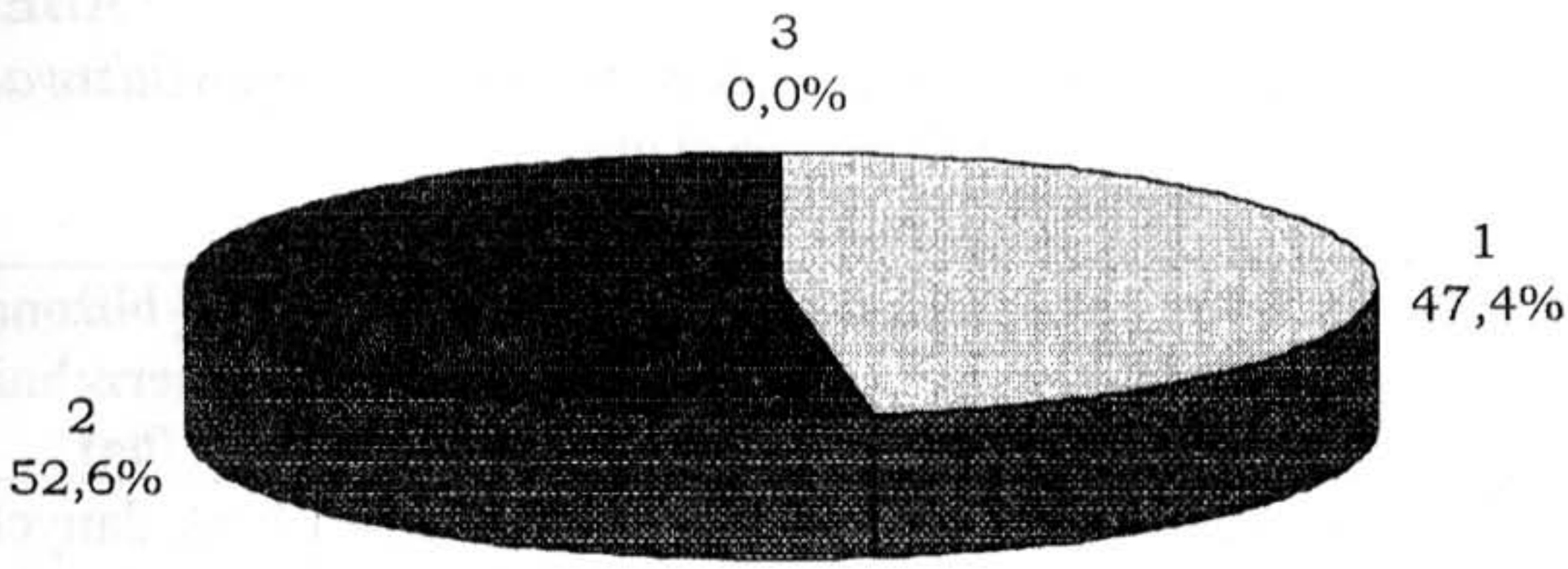
Na terenie województwa zielonogórskiego zostało rozpoznanych 66 złóż **pospółki**. Stan eksploatacji tych złóż, a także wielkość zasobów i powierzchnie złóż zestawiono w tabeli 4.

TABELA 4

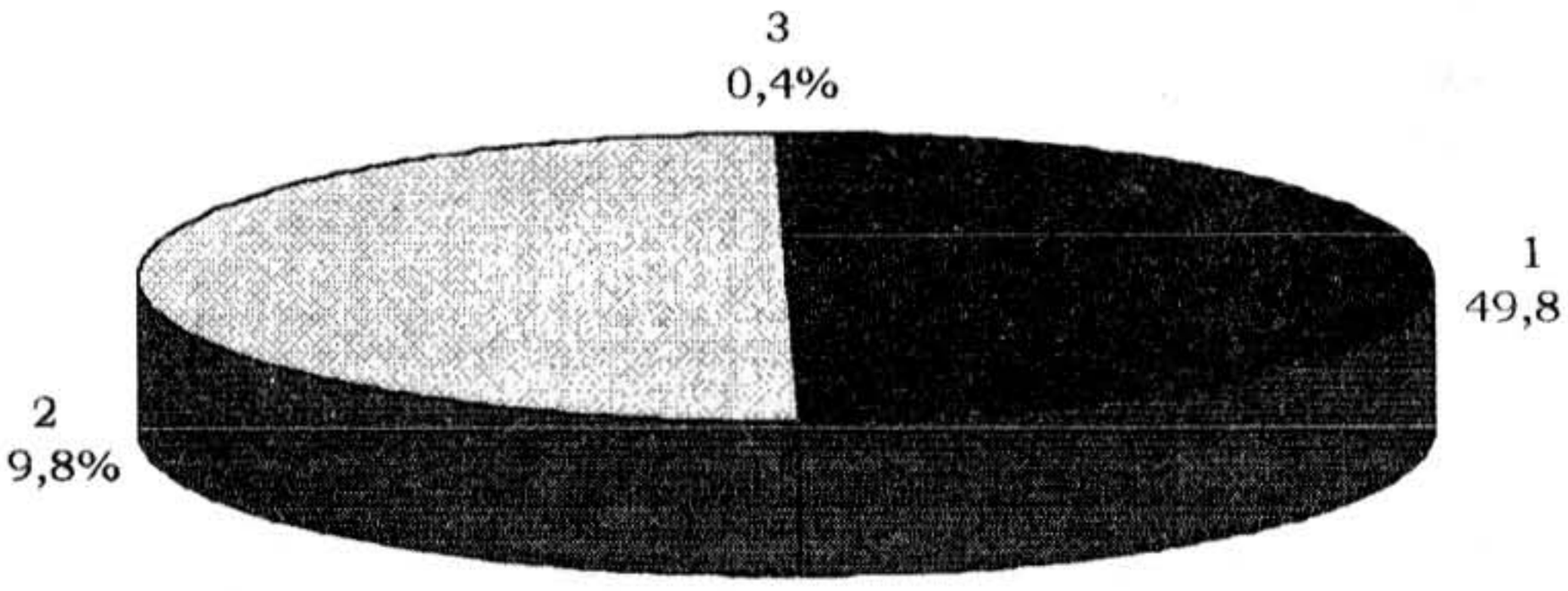
Zestawienie złóż pospółki występujących na terenie województwa zielonogórskiego

Lp	Stan eksploatacji	Liczba złóż	Zasoby szacunkowe (tys. Mg)	Przybliżona powierzchnia (ha)
1	złoża eksploatowane	52	92.666,1	245,3
2	złoża	12	101.974,0	245,6
3	nieeksploatowane eksploatacja zaniechana	2	674,0	2,0
	Razem	66	195.314,1	492,9

Procentowy udział zasobów w różnych stanach eksploatacji złóż pospółki pokazano na rysunku 7, natomiast ich powierzchni - na rysunku 8.



Rys. 7. Udział zasobów pospółki województwa zielonogórskiego w złożach o różnym stanie eksploatacji.
Objaśnienia: *1 - złoża eksploatowane, 2 - złoża nieeksploatowane, 3 - złoża o zaniechanej eksploatacji*



Rys. 8. Powierzchnia złóż pospółki województwa zielonogórskiego przypisana poszczególnym stanom eksploatacji.
Objaśnienia: *1 - złoża eksploatowane, 2 - złoża nieeksploatowane, 3 - złoża o zaniechanej eksploatacji*

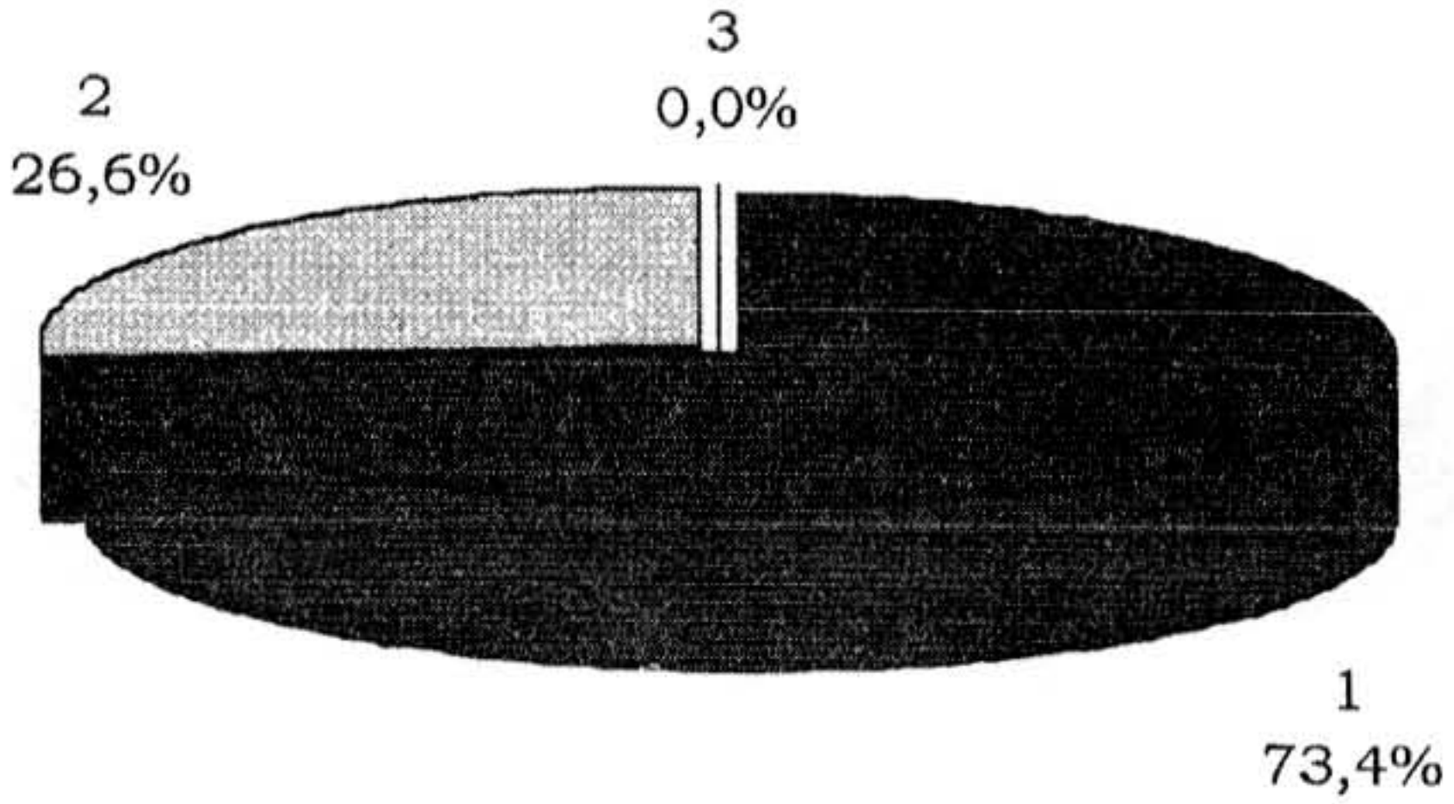
Żwir jest wydobywany na terenie województwa w ośmiu złożach (tab.5).

TABELA 5

Zestawienie złóż żwiru występującego na terenie województwa zielonogórskiego

Lp	Stan eksploatacji	Liczba złóż	Zasoby szacunkowe (tys. Mg)	Przybliżona powierzchnia (ha)
1	złoża eksploatowane	4	73.621,0	brak danych
2	złoża	4	26.700,0	"
3	nieeksploatowane eksploatacja zaniechana	0	0,0	"
	Razem	8	100.321,0	brak danych

Z przeprowadzonej analizy wynika, że 73,4 % zasobów jest obecnie wykorzystywane, a 26,6 % stanowi bazę surowcową (rys.9).



Rys. 9. Udział zasobów żwiru województwa zielonogórskiego w złożach o różnym stanie eksploatacji.
Objaśnienia: *1 - złoża eksploatowane, 2 - złoża nieeksploatowane, 3 - złoża o zaniechanej eksploatacji*

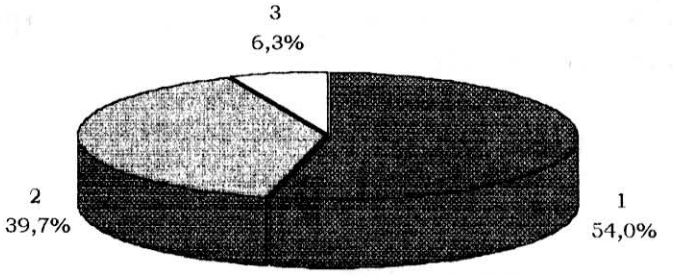
Złoża **piasku** tworzą płaszcz przykrywający niemal całą Ziemię Lubuską. Dotychczas zostało rozpoznane 98 złóż, a wyniki tych prac przedstawiono w tabeli 6.

TABELA 6

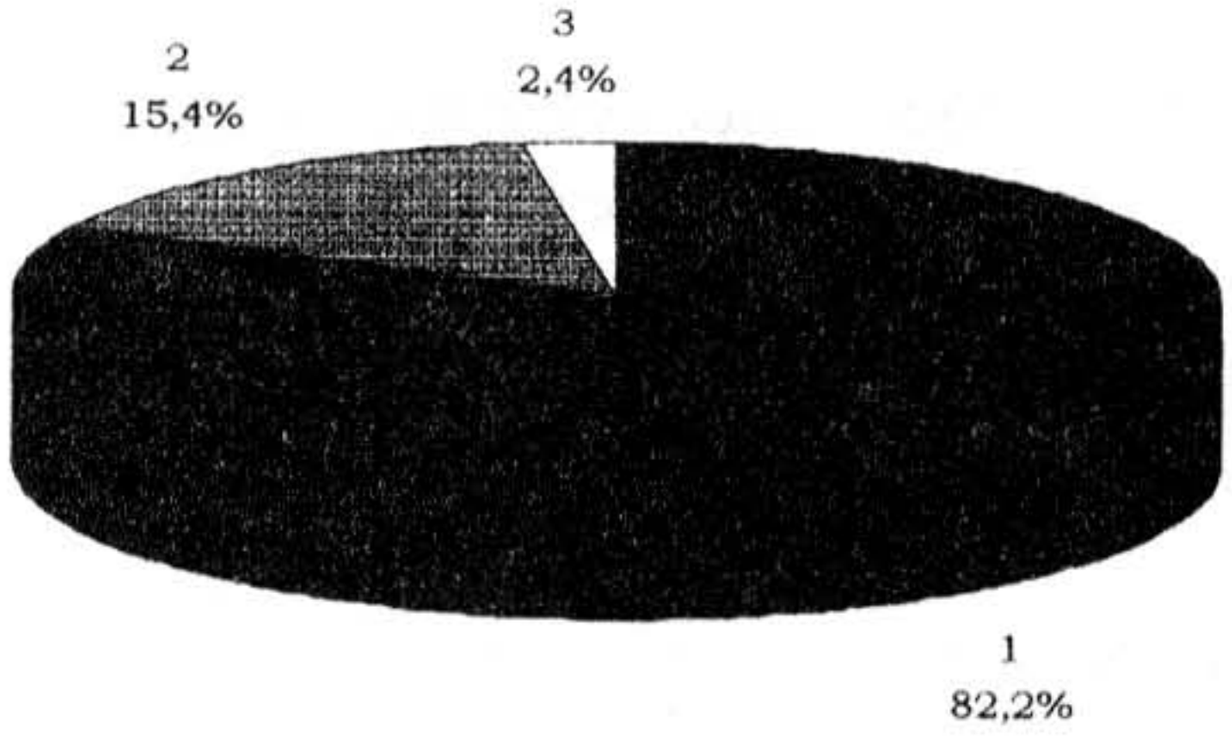
Zestawienie złóż piasku występujących na terenie województwa zielonogórskiego

Lp	Stan eksploatacji	Liczba złóż	Zasoby szacunkowe (tys. Mg)	Przybliżona powierzchnia (ha)
1	złoża eksploatowane	86	17.918,3	327,7
2	złoża	7	13.186,4	61,4
3	nieeksploatowane eksploatacja zaniechana	2	2.067,7	9,7
	Razem	95	33.172,4	398,8

Rozkład zasobów złóż piasku na poszczególne stany eksploatacji pokazano na rysunku 10, natomiast powierzchni tych złóż - na rysunku 11.



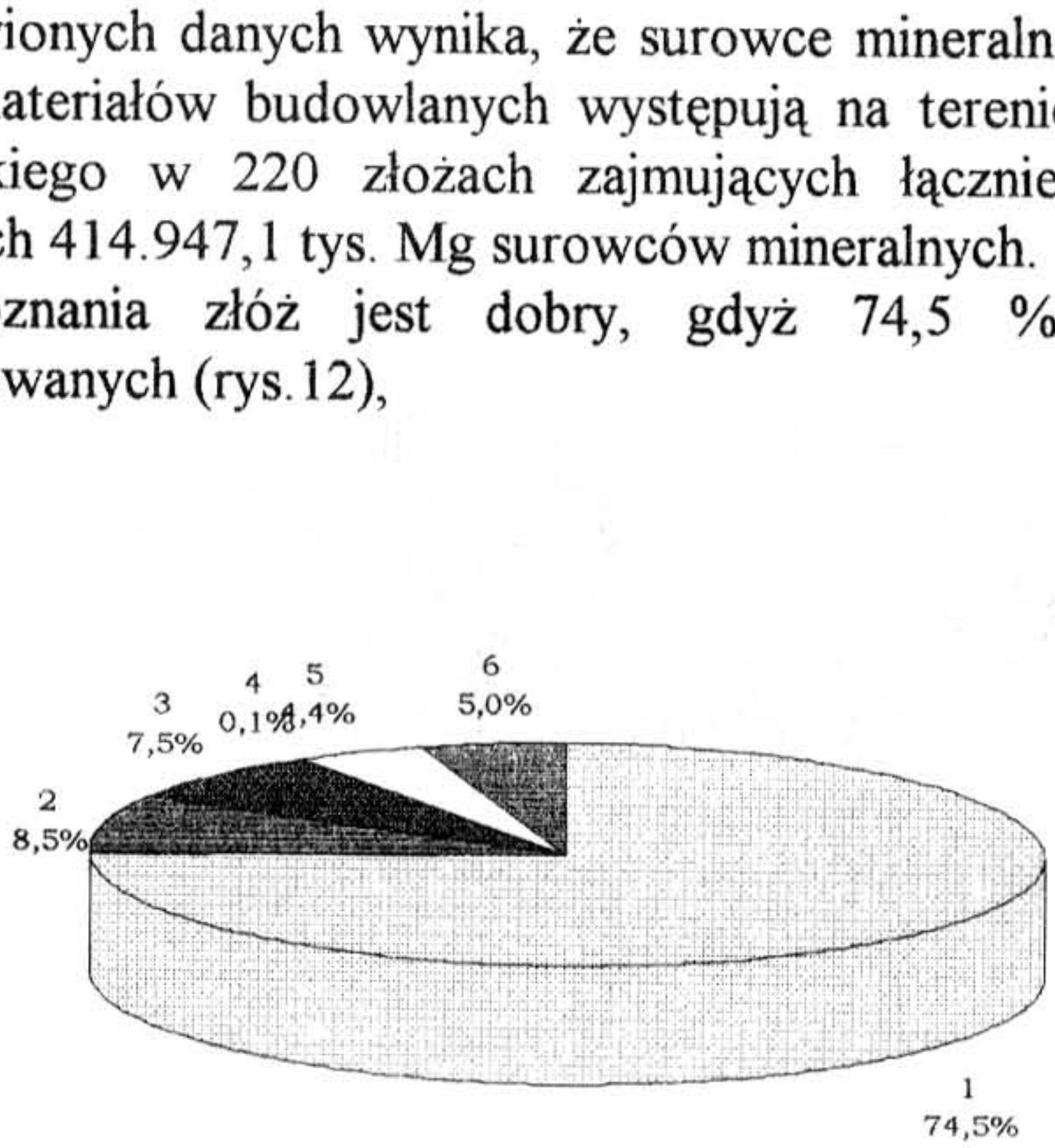
Rys. 10. Udział zasobów piasku województwa zielonogórskiego w złożach o różnym stanie eksploatacji.
Objaśnienia: *1 - złoża eksploatowane, 2 - złoża nieeksploatowane, 3 - złoża o zaniechanej eksploatacji*



Rys. 11. Powierzchnia złóż piasku województwa zielonogórskiego przypisana poszczególnym stanom eksploatacji.
Objaśnienia: *1 - złoża eksploatowane, 2 - złoża nieeksploatowane, 3 - złoża o zaniechanej eksploatacji*

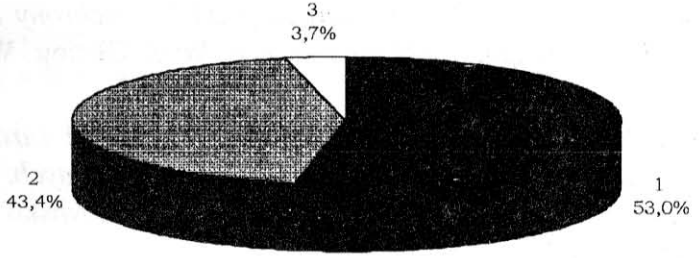
Podsumowanie

Z przedstawionych danych wynika, że surowce mineralne stosowane do produkcji materiałów budowlanych występują na terenie województwa zielonogórskiego w 220 złożach zajmujących łącznie 1.093,0 ha i zawierających 414.947,1 tys. Mg surowców mineralnych.
Stan rozpoznania złóż jest dobry, gdyż 74,5 % złóż zostało udokumentowanych (rys.12),



Rys. 12. Stan rozpoznania złóż surowców mineralnych województwa zielonogórskiego.
Objaśnienia: *1 - dokumentacje, 2 - karty rejestracyjne, 3 - inwentaryzacje, 4 - sprawozdania, 5 - orzeczenia, 6 - inne*

a pozostałe 25,5 % złóż rozpoznano na podstawie innych opracowań.
Z ogólnej masy zasobów szacunkowych wszystkich złóż województwa na złoża aktualnie eksploatowane przypada 53,5 % (rys.13), natomiast pozostałe 46,5 % złóż stanowi rezerwę surowcową, jaka może być wykorzystana w najbliższej przyszłości.



Rys. 13. Stan eksploatacji sumarycznych zasobów surowców mineralnych województwa zielonogórskiego.
Objaśnienia: *1 - złoża eksploatowane, 2 - złoża nieeksploatowane, 3 - złoża o zaniechanej eksploatacji*

Zaprezentowane dane wskazują, że zasoby surowców mineralnych województwa zielonogórskiego są znaczne. Biorąc pod uwagę roczne wydobycie surowców przewiduje się, że pokryją one zapotrzebowanie regionu przez kilkadziesiąt najbliższych lat.

Jednak obserwowane zainteresowanie surowcami mineralnymi kontrahentów zagranicznych, i w dodatku surowcami o bardzo dobrej jakości, stwarza konieczność zwiększenia wydobycia i dalszych badań poszukiwawczych, które powinny doprowadzić do udokumentowania nowych złóż.

Aktualna oraz projektowana eksploatacja złóż musi jednak odbywać się w sposób zapewniający ochronę surowców [1,2,3,4,8] jak i całego środowiska naturalnego.

LITERATURA

[1] **KOCISZEWSKA-MUSIAŁ G.:** *Surowce mineralne czwartorzędu.* Wyd. Geolog. Warszawa, 1988.

[2] **KOŁODZIEJCZYK U.:** *Stan zagospodarowania wybranych złóż kruszywa naturalnego.* Zesz. Nauk. WSI nr . Zielona Góra, 1989.

[3] **KOZŁOWSKI S.:** *Nowe zasady gospodarki i ochrony surowców mineralnych.* Przegląd Geologiczny nr 8. Wyd. Geolog. Warszawa, 1975.

[4] **KOZŁOWSKI S.:** *Zasady racjonalnej gospodarki surowcowej i ochrony złóż w okręgach eksploatacji surowców skalnych.* Materiały Komitetu Naukowego PAN "Człowiek i środowisko", cz. 3. Warszawa, 1982.

[5] **KOZŁOWSKI S.** (red.): *Surowce skalne Ziemi Lubuskiej.* Wyd. Geolog. Warszawa, 1978.

[6] Materiały archiwalne: Dokumentacje, Karty rejestracyjne, Sprawozdania z prac geologicznych i inne. Wojewódzkie Archiwum Geologiczne w Zielonej Górze.

[7] **WRÓBEL I.:** *Próba oceny rozpoznania i zagospodarowania złóż kenozoicznych surowców mineralnych Ziemi Lubuskiej.* Zesz. Nauk. WSI nr 59, cz. II. Zielona Góra, 1971.

[8] **WRÓBEL I., Dzioba T.:** *Złoża kruszywa naturalnego województwa gorzowskiego i zielonogórskiego, a problemy ochrony ich zasobów i środowiska naturalnego.* Zesz. Nauk. WSI nr 43. Zielona Góra, 1978.

[9] **ŻABA J.:** *Zarys historii eksploatacji surowców mineralnych na terenie województwa zielonogórskiego.* Zesz. Nauk. WSI nr 10. Zielona Góra, 1976.

POLITECHNIKA ZIELONOGÓRSKA • ZESZYTY NAUKOWE NR 111

Nr 5 INŻYNIERIA ŚRODOWISKA 1996

Urszula Kołodziejczyk, Ireneusz Wróbel*

WPŁYW DAWNEJ EKSPLOATACJI GÓRNICZEJ NA AWARYJNOŚĆ OBIEKTÓW BUDOWLANYCH ZIELONEJ GÓRY

Streszczenie

Od połowy XIX wieku do 1945 roku w Zielonej Górze działały kopalnie węgla brunatnego, eksploatujące mioceński pokład węgla brunatnego „Henryk". Podczas projektowania planów urbanistycznych miasta fakt ten pominięto. Dopiero przy opracowywaniu dokumentacji geologiczno-inżynierskiej dla Osiedli: Piastowskie III i IV stwierdzono występowanie w analizowanym terenie szybów, zapadlisk i innych form świadczących o dawnej eksploatacji górniczej. Obecnie w mieście stwierdzono szereg awarii obiektów budowlanych związanych z dawną działalnością górniczą. Dokładne rozpoznanie budowy geologicznej i zlokalizowanie szkód górniczych pozwoli na właściwą lokalizację nowych budynków oraz odpowiednie ich zaprojektowanie.

WSTĘP

Budowa geologiczna i warunki hydrogeologiczne obszaru Zielonej Góry i terenów przyległych wyznaczone zostały licznymi wierceniami geologiczno-badawczymi do głębokości 100-300 m, a także płytszymi wierceniami geologiczno-inżynierskimi i hydrogeologicznymi. Wgląd w sposób ułożenia warstw geologicznych dają również odsłonięcia geologiczne powstałe w wyniku dawnej i współczesnej eksploatacji miejscowych surowców mineralnych. Pozwalają one na rozpoznanie

* Urszula KOŁODZIEJCZYK, Ireneusz WRÓBEL – Zakład Sieci i Instalacji Sanitarnych, Politechnika Zielonogórska

budowy geologicznej osadów kenozoicznych, która jest wynikiem intensywnych zaburzeń glacitektonicznych.

Całkowita miąższość osadów kenozoicznych w strefie Wału Zielonogórskiego wynosi około 350m.

Cechą charakterystyczną budowy geologicznej Zielonej Góry w strefie przypowierzchniowej jest pasmowe zaleganie osadów o różnych typach genetycznych.

Równolegle do siebie i do osi morfologicznej Wału Zielonogórskiego ciągną się antykliny i synkliny glacitektoniczne (rys.1).

Duża różnorodność własności fizyczno-mechanicznych gruntów na niewielkich przestrzeniach oraz zakłócony układ przestrzenny warstw geologicznych powoduje, że w podłożu jednego obiektu budowlanego mogą występować grunty o zróżnicowanych parametrach geotechnicznych. Zróżnicowanie właściwości geotechnicznych gruntów w zachodniej części Zielonej Góry dodatkowo komplikują niewłaściwie zlikwidowane podziemne wyrobiska poeksploatacyjne, jakie pozostały po wydobyciu węgla brunatnego [1,4,7].

W latach 70-tych znaczne obszary miasta zostały zabudowane kompleksami mieszkaniowymi. Tereny te stanowią obszary dawnej eksploatacji górniczej (rys.1) i dlatego w wielu miejscach obserwuje się powolne osiadanie powierzchni terenu (zapadanie) związane z wypełnianiem się dawnych wyrobisk, jakie pozostały po eksploatacji.

Właściwa ocena warunków geologiczno-inżynierskich podłoża budowlanego oraz przyczyn uszkodzeń budynków posadowionych w rejonie Zielonej Góry jest zatem niezwykle skomplikowana ze względu na:

- dużą zmienność litologiczną i genetyczną gruntów,
- występowanie struktur zaburzonych glacitektonicznie,
- częstych zmian warunków hydrogeologicznych wywołanych dużymi wahaniami zwierciadła wód gruntowych,
- obecność dawnych wyrobisk górniczych pozostałych po eksploatacji węgla brunatnego.

W prezentowanej pracy dokonano analizy przyczyn uszkodzeń obiektów budowlanych na osiedlach Zielonej Góry: „Piastowskim", „Łużyckim" i „Przyjaźni".

TERENY POEKSPLOATACYJNE

Od połowy XIX wieku do 1945 roku w Zielonej Górze działały kopalnie węgla brunatnego bazujące na eksploatacji mioceńskiego pokładu węgla brunatnego „Henryk" [1,2,11].

Podczas projektowania planów urbanistycznych miasta fakt ten pominięto.

W czasie opracowywania dokumentacji geologiczno-inżynierskiej dla Osiedli: Piastowskie III i IV [12] stwierdzono, że na starych mapach są zaznaczone szyby eksploatacyjne: Scht. Charlotte, Scht. Friedrich I, II, III, Scht. Aleksander I, II itd.

W czasie wierceń geologiczno-inżynierskich wykonanych w strefie Osiedli Piastowskie III i IV oraz Łużyckie Północne i Południowe [12] natrafiono na pozostałości dawnej obudowy górniczej w postaci fragmentów drewna oraz pustek poeksploatacyjnych.

W 1973 roku opracowano kompleksową opinię górniczą o przydatności tego terenu dla budownictwa [14].

Z analizy materiałów archiwalnych [10] oraz badań własnych autorów wynika, że na obszarze położonym w południowo-zachodniej części Zielonej Góry prowadzone były intensywne roboty eksploatacyjne węgla brunatnego. Przedmiotem eksploatacji był silnie zaburzony glacitektonicznie pokład „Henryk" o miąższości 4 m. Obecnie przyjmuje się zasięg eksploatacji i lokalizację pokładów oraz szybów eksploatacyjnych na podstawie pracy W. Friesa [3]. Należy jednak podkreślić fakt, że dalsza eksploatacja trwała do 1947 roku (następne 14 lat) i ponieważ obejmowała lata wojny, to można przypuszczać, że była ona intensywna i słabo skoordynowana. Najdłużej eksploatacja była prowadzona w szybie Charlotte, w szybie 8/9 położonym 200 m dalej w kierunku NW oraz w szybie Aleksander położonym 400 m dalej na NW. Przypuszczalny zasięg eksploatacji pokazano na rysunku 1. Prawdopodobnie eksploatacja sięgała maksymalnie do głębokości 50 m p.p.t., czyli do poziomu występowania wód gruntowych. Sposób eksploatacji (na zawał), rodzaj skał zalegających w stropie, głębokości zalegania pokładu eksploatacyjnego, czas eksploatacji itd. Wpływały na szybkie powstawanie zawałów dochodzących do powierzchni terenu, co

prawdopodobnie miało miejsce przez okres od kilku miesięcy do 2 lat od zakończenia eksploatacji.

Ze względu jednak na niewielką głębokość eksploatacji oraz na możliwość zachowania części obudowy w stanie niezawalonym lub zupełnie ściśniętym, nie można wykluczyć możliwości sporadycznego występowania gwałtownych, aczkolwiek niewielkich zapadlisk, również obecnie.

Miejsce tworzenia się zapadlisk jest niemożliwe do szczegółowego określenia ze względu na brak map oraz na skomplikowany układ wyrobisk wynikający z budowy glacitektonicznej. Można jedynie przypuszczać, że najwięcej pustek po wybranym węglu pozostało w strefach brzeżnych terenów eksploatacyjnych.

Dokładne rozpoznanie budowy geologicznej i szkód górniczych z wykorzystaniem metod geofizycznych [11] pozwoliło na odpowiednią lokalizację budynków Osiedla Łużyckiego oraz osiedli domków jednorodzinnych „Winnica". Na Osiedlu Łużyckim Północnym zastosowano wzmocnienia podłoża w rejonie dwóch budynków zlokalizowanych przy zachodniej granicy osiedla. Zdyskwalifikowano natomiast pewne tereny na Osiedlu Łużyckim Południowym. Jak się okazało w praktyce, rozpoznanie podłoża jednak nie zawsze jest wystarczające, zwłaszcza jeśli chodzi o szkody górnicze.

J. Hryniewski [4] opisał przykład tworzenia się zapadliska podczas robót wiertniczych dla dokumentacji geologiczno-inżynierskiej Osiedla Nadleśnictwa Zielona Góra w Wilkanowie (5 km na W od Zielonej Góry). Na uwagę zasługuje fakt, że zapadlisko to powstało 18 km od starego budynku mieszkalnego, w którym nigdy nie stwierdzono uszkodzeń w związku z nierównomiernym osiadaniem podłoża.

Innym przykładem jest obecność zapadlisk i pustek poeksploatacyjnych na Osiedlu Przyjaźni. Budynki te zostały zlokalizowane na granicy zapadliska poeksploatacyjnego, co właściwie dyskwalifikowało ten teren pod względem planowej zabudowy. Podjęto jednak próbę wzmocnienia podłoża przez wypełnienie ewentualnych pustek poeksploatacyjnych zaczynem cementowym.

Opisane przykłady świadczą niewątpliwie o zakwalifikowaniu południowo-zachodniej części miasta Zielona Góra do obszarów górniczych.

ZABURZENIA GLACITEKTONICZNE

Zielona Góra położona jest na paśmie wzniesień zwanych Wałem Zielonogórskim. Jest ono spiętrzoną moreną czołową zlodowacenia bałtyckiego [1]. Nacisk lądolodu na podłoże spowodował zafałdowanie wcześniej osadzonych utworów do głębokości 180-240 m p.p.t. Fałdowania często były tak intensywne, że doprowadziły do przerwania ciągłości warstw, np. Złuskowania, a także do wypchnięcia łusek do pozycji niemal pionowej, a niekiedy nawet „przewalonej" (obalonej wstecz) [6,8]. Strefy intensywnych zaburzeń zaznaczono na rysunku 1.

Procesy glacitektoniczne spowodowały istotną zmianę parametrów fizyczno-mechanicznych gruntów. Grunty tego samego wieku, rodzaju i konstrukcji wykazują bowiem niejednokrotnie cechy mechaniczne różniące się nawet o 100 %. Przykładowo, najniższą wytrzymałość wykazują grunty spoiste zalegające w strefach antyklinalnych.

Anizotropia parametrów fizyczno-mechanicznych [5] powoduje, że w strefach zaburzeń glacitektonicznych często obserwuje się:

- nierównomierne osiadanie podłoża, a w konsekwencji pękanie i uszkodzenia budynków,
- zróżnicowanie warunków gruntowo-wodnych, nawet na bardzo krótkich odcinkach i możliwość zawilgacania tylko pewnych części budynku,
- zwiększenie surfozji podziemnej gruntów o uziarnieniu drobnopiaszczysto-pylastym,
- zwiększone wahania poziomu wody gruntowej w okresie intensywnego nasilenia opadów oraz suszy [9].

OPIS USZKODZEŃ WYBRANYCH OBIEKTÓW ZIELONEJ GÓRY I ANALIZA PRZYCZYN ICH POWSTAWANIA

W związku z nasileniem się awaryjności obiektów budowlanych należących do ZSM „Morelowa" w Zielonej Górze dokonano analizy stanu i przyczyn uszkodzeń obiektów zlokalizowanych w kilku osiedlach miasta (Morelowe, Łużyckie, Piastowskie, Przyjaźni) [15]. Najczęściej

TABLICA 1

Ocena warunków geologicznych występujących w podłożu wybranych obiektów budowlanych Zielonej Góry

Osiedle	Adres obiektu	Wpływ eksploatacji górniczej	Budowa glacitektoniczna	Uwagi
ŁUŻYCKIE	ul. Objazdowa 15, 17, 19	możliwy	-	Znaczne zmiany stosunków wodnych
	ul.II Armii 30-40	w strefie działalności górniczej	obszar wypiętrzonych osadów spoistych	-
	ul.Krośnieńska 17a i 17c	możliwy	j.w.	-
	ul.Wyszyńskiego 113-115	w strefie działalności górniczej	j.w.	-
	ul.Rydza Śmigłego 66	j.w.	-	Znaczne zmiany stosunków wodnych
PIASTOWSKIE	ul.Zawadzkiego 6-8	j.w.	obszar wypiętrzonych osadów spoistych	-
	ul.Wyszyńskiego 6	możliwy	j.w.	-
MORELOWE	ul.Władysława IV 12, 14, 20	poza strefą działalności górniczej	j.w.	Krawędź morfologiczna. Niewłaściwie zagospodarowane zbocze (możliwa sufozja podziemna)
	ul.Krzywoustego 24-26	j.w.	j.w.	Zmiany wilgotności gruntów
	ul.Staffa 5, 7, 9, 11, 13, 15	j.w.	j.w.	Zmiany stosunków wodnych
	ul. Osiedlowa 14	j.w.	j.w.	-
PRZYJAŹNI	ul.Francuska 6-8	w strefie działalności górniczej	j.w.	-

Wyraźny wpływ eksploatacji górniczej stwierdzono także na Osiedlu Przyjaźni, gdzie jednak rozpoznano go podczas budowy obiektu i dzięki odpowiedniemu wzmocnieniu podłoża uniknięto powstawania szkód górniczych.

PODSUMOWANIE

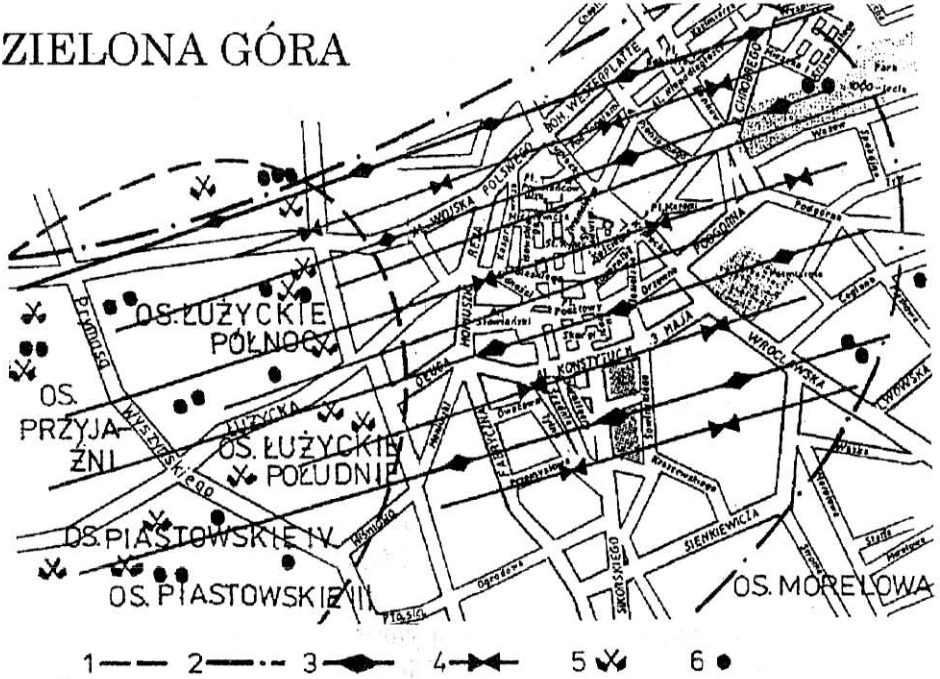
Podłoże budowlane w granicach miasta Zielonej Góry wykazuje duże zróżnicowanie warunków geologiczno-inżynierskich ze względu na:

- nieregularne zaleganie warstw o zróżnicowanym składzie litologicznym i wiekowym,

zaobserwowanymi uszkodzeniami były pęknięcia elementów ścian konstrukcji zewnętrznej i wewnętrznej w postaci rys, pęknięć itd.

Po przeanalizowaniu uszkodzeń zaobserwowanych w wybranych obiektach mieszkalnych Zielonej Góry (tab.1) stwierdzono, że przyczyną nadmiernych osiadań budowli jest m.in. wpływ dawnej eksploatacji górniczej. Najwyraźniej wpływ ten zaznaczył się w rejonie Osiedla Piastowskiego, gdzie zaobserwowano osuwanie się całego obszaru w jedno miejsce, które prawdopodobnie jest szybem dawnej kopalni. Wody opadowe spływające do byłego szybu powodują stałe rozluźnienie gruntu pod fundamentami budynków powodując ich rysowanie się.

Innym rejonem wpływów dawnej eksploatacji na stan obiektów jest rejon Osiedla Łużyckiego, gdzie występuje podtapianie obiektów po intensywnych opadach. Jest to prawdopodobnie związane z gromadzeniem się wody opadowej w komorach posztolniowych, a następnie wyrównywanie się poziomów wody, co doprowadza do podtapiania piwnic.



Rys. 1. Plan Zielonej Góry.

Objaśnienia: *1 - obszar dawnej eksploatacji górniczej, 2 - strefa intensywnych zaburzeń glacitektonicznych, 3 - oś antykliny, 4 - oś sykliny, 5 - stare szyby eksploatacyjne, 6 - lokalizacja uszkodzonych budynków*

- duże zmiany parametrów fizyczno-mechanicznych gruntów i stosunków wodnych,
- występowanie na określonych obszarach zmian w podłożu budowlanym, wywołanych dawną eksploatacją podziemną węgla brunatnego.

W strefach krawędzi morfologicznych istnieją dogodne warunki do powstawania procesów sufozyjnych. Procesom tym sprzyjają pustki podziemne pozostałe po dawnych sztolniach.

Opisane uwarunkowania sprzyjają awariom obiektów budowlanych. Przeciwdziałaniu awariom służyć będzie dokładne rozpoznanie podłoża, w tym również stref poeksploatacyjnych i zaburzeń glacitektonicznych oraz dostosowanie konstrukcji obiektów do warunków geotechnicznych

LITERATURA

[1] **BARTKOWSKI T.:** *Budowa geologiczna obszarów zaburzonych glacitektonicznie Środkowego Nadodrza, ze szczególnym uwzględnieniem okolic Zielonej Góry.* I Sympozjum Glacitektoniki. Zielona Góra, 1974.

[2] **CIUK E.:** *Z przeszłości poszukiwań i badań złóż węgla brunatnego w rejonie Koło Młyna na południe od Zielonej Góry.* VII Sympozjum Glacitektoniki. Zielona Góra, 1992.

[3] **FRIES W.:** *Tertiar und Diluvium im Grunberger Hohenrucken.* Dessau, 1933.

[4] **HRYNIEWSKI J.:** *Podziemna eksploatacja węgla brunatnego w glacitektonicznych strukturach Wału Zielonogórskiego i jej skutki dla budownictwa.* Publikacja z okazji XXXV-lecia Przedsiębiorstwa Geoprojekt. Warszawa, 1987.

[5] **KOŁODZIEJCZYK U.:** *Anizotropia strukturalna iłów pylastych zaburzonych glacitektonicznie.* Przegląd Geologiczny nr 2. Warszawa, 1989.

[6] **KOTOWSKI J., KRAIŃSKI A.:** *Kry glacitektoniczne w Wale Zielonogórskim.* V Sympozjum Glacitektoniki. Zielona Góra, 1986.

[7] **KOZACKI L.:** *Przeobrażenia środowiska geograficznego spowodowane wgłębnym górnictwem węgla brunatnego na obszarze*

ŚrodkowegoPododrza. UAM w Poznaniu, Seria Geografia nr 21. Poznań, 1980.

[8] **WRÓBEL I.:** *Zaburzenia glacitektoniczne Zielonej Góry i ich wpływ na zagospodarowanie przestrzenne.* Przewodnik L Zjazdu PTG. Warszawa, 1978.

[9] **WRÓBEL I.:** *Katastrofy hydrogeologiczne na obszarach zaburzonych glacitektonicznie Zielonej Góry.* VII Sympozjum Glacitektoniki. Zielona Góra, 1992.

[10] **SZAFRAN Z., WRÓBEL I.:** *Problem zagospodarowania obszarów po dawnej podziemnej eksploatacji węgla brunatnego w rejonie Zielonej Góry.* Zesz. Nauk. WSInż. Nr 29. Zielona Góra, 1975.

[11] **ŻABA J.:** *Zarys historii eksploatacji surowców mineralnych na terenie województwa zielonogórskiego.* Zesz. Nauk. WSInż. 43. Bud. 8. Zielona Góra, 1976.

MATERIAŁY

[12] Dokumentacja geologiczno-inżynierska dla osiedla Wschodniego Dzielnicy Łużyckiej w Zielonej Górze, cz. I i II, 1971, cz. III, 1972.

[13] Dokumentacja geologiczna Osiedla Piastowskiego III-IV, 1976.

[14] Ekspertyza dotycząca przydatności terenu do zabudowy w aspekcie deformacji powodowanych robotami górniczymi w Zielonej Górze przy ul. Łużyckiej. SIiTG. Katowice, 1973.

[15] Opracowanie: Wpływ istniejących wyrobisk i szybów wydobywczych węgla brunatnego na budynki mieszkalne ZSM w Zielonej Górze. 1995.

POLITECHNIKA ZIELONOGÓRSKA • ZESZYTY NAUKOWE NR 111

Nr 5 INŻYNIERIA ŚRODOWISKA 1996

Marlena Piontek*

ROZWÓJ BIOLOGICZNYCH METOD OCENY STOPNIA TOKSYCZNOŚCI TRUCIZN W ŚRODOWISKU WODNYM

Streszczenie

Z rozwojem cywilizacji zagadnienia toksykologiczne stają się powszechne i obejmują nieomal każdą dziedzinę życia. Pojawiły się specjalistyczne gałęzie toksykologii nastawione na poszczególne grupy trucizn (toksykologia pestycydów, leków, żywności), na działalność człowieka (toksykologia przemysłowa, rolnicza i inne) i na skutki tej działalności - toksykologia środowiskowa. Ta ostatnia została wyodrębniona w związku z narastającym zagrożeniem toksykologicznym dla żywych organizmów, wywołanym rozwojem przemysłu, rolnictwa i innych dziedzin życia człowieka. Praca przedstawia rozwój badań biotoksykoligicznych w środowisku wodnym.

1.

Toksykologia środowiskowa zajmuje się skażeniem atmo-, lito-, hydro-, i biosfery, bada skutki ich działania na żywe organizmy oraz określa dopuszczalne ilości mimowolnie wchłoniętych trucizn.

Skutki niewłaściwego postępowania człowieka w stosunku do środowiska dobitnie wystąpiły w ekosystemach wodnych. Zatruciami w środowisku wodnym zajmuje się toksykologia wody. Podstawową tej dyscypliny jest określenie stopnia toksyczności trucizn i dopuszczalnych ich stężeń w wodach powierzchniowych. Opracowano wiele metod, oceniających wpływ trucizn na określone poziomy organizacyjne życia w środowisku wodnym. Mimo wyraźnych postępów w tej dziedzinie pozostają one ciągle niedoskonałe. Do najważniejszych przyczyn należy

* Marlena PIONTEK – Zakład Odnowy Środowiska Politechnika Zielonogórska

złożoność zjawisk towarzyszących procesom trucia, mechanizmy działania trucizn oraz trudności stworzenia badaniom (prowadzonym in vitro), warunków zbliżonych do naturalnych.

2.

Działanie trujących związków na organizm jest zależne od właściwości fizyczno-chemicznych samego związku, obiektu działania i wielu innych czynników. Z tego względu trudno jest sformułować ścisłą i stosowną do wszystkich przypadków definicję trucizny. Wszystkie lub prawie wszystkie znane nam substancje chemiczne mogą wywołać objawy zatrucia. Wystąpienie ich zależy od stężenia, rodzaju i postaci trucizny a także gatunkowej i indywidualnej wrażliwości. Dlatego nie straciło na aktualności twierdzenie wypowiedziane w roku 1525 przez T.B. Paracelsusa: „sola dosis vacit vevenum" - ilość jest decydującym czynnikiem o szkodliwości substancji. Dziś wiemy, że o toksyczności decyduje nie tylko stężenie lub dawka lecz wiele innych czynników: fizycznych, chemicznych, i biologicznych.

Dokładne określenie pojęcia trucizny nie jest możliwe. Ogólna definicja brzmi: „trucizna jest to substancja, która po wniknięciu do ustroju w jego niewielkich ilościach powoduje wskutek swych właściwości toksykologicznych zaburzenia w funkcjonowaniu lub śmierć". Definicja ta, oddaje nasze potoczne wyobrażenie o substancjach trujących, które mogą dostać się do ustroju z zewnątrz. Jest to słabą stroną podanej definicji trucizny. W wielu przypadkach niektóre związki chemiczne mogą powstać wewnątrz organizmu wskutek nieprawidłowej przemiany materii, wywołanej np. chorobą.

Zatrucia spowodowane związkami toksycznymi produkowanymi przez sam ustrój nazywamy autointoksykacjami.

W związku z różnorodnością działania związków toksycznych na organizm wyodrębniono działanie miejscowe i ogólne, przeciwstawiając wybiórcze w pewnym stopniu działanie trucizn na poszczególne narządy, układy lub funkcje - działaniu ogólnemu, które rozkłada się jakby równomiernie ma wszystkie tkanki i narządy. Substancje działające ogólnie trująco na organizm nazwano truciznami protoplazmatycznymi. W przypadku wybiórczego działania trujących substancji można wyróżnić trucizny układu nerwowego, trucizny układów enzymatycznych, krwi,

narządów miąższowych. Każda niekorzystna zmiana miejscowa wywołuje zaburzenia ogólne a uszkodzenia w obrębie poszczególnych narządów prowadzą do zaburzeń obejmujących cały ustrój.

Bodźce wywołane przez trucizny niezależne od miejsca powstania są przenoszone i znajdują odbicie w ośrodkowym układzie nerwowym, który sam nieraz ulega bezpośredniemu trującemu wpływowi związków chemicznych o działaniu neurotropowym, jak dwusiarczek węgla, etanol, rtęć.

Żywy organizm dysponuje pokaźną liczbą procesów biochemicznych, dlatego też trujące działanie różnych związków chemicznych zaburzających te procesy odznacza się dużą różnorodnością. Synapsy, pośredniczą w przekazywaniu impulsów nerwowych. W większości synaps zasadniczą rolę w przekazywaniu pobudzenia z jednego neuronu na drugi odgrywa transmiter - acetylocholina. Po wzbudzeniu impulsu w neuronie podrzędnym, wydzielona acetylocholina jest rozkładana przez enzym esterazę cholinową. Zablokowanie tego enzymu powoduje ustawiczne drażnienie zakończeń nerwowych i zlewanie się bodźców. Badania nad wpływem trucizn neurotropowych na organizmy wodne (Asellus aquaticus) prowadził Kamiński [21., 1966].

Kolejnym przykładem może być krwinka czerwona. Obecność tlenku węgla (*CO*) - czadu powoduje powstanie karboksyhemoglobiny i prowadzi do uduszenia z powodu zablokowania hemoglobiny oraz enzymów oddechowych (cytochromy, oksydaza cytochromowa, katalazy).

Mechanizm działania poszczególnych trucizn jest przeważnie skomplikowany. Zagadnienie to należy rozpatrywać przy uwzględnieniu wielu czynników, wywierających istotny wpływ na powstający ostateczny obraz zatrucia. Jest on określony wypadkową działania wszystkich czynników, z których nie wszystkie są nam znane.

Czynniki warunkujące kierunek działania trucizny, odnoszą się do właściwości samego związku toksycznego i do reakcji ustroju na związek toksyczny.

W pierwszej grupie należy wymienić właściwości fizyczne trucizny jak rozpuszczalność w wodzie, lipidach oraz chemiczne właściwości, określające zdolność reagowania trucizny ze składnikami ustroju. Często wymienia się dwa sposoby trującego działania: jeden obejmujący zjawisko fizyczne i drugi - chemiczne. Podział ten jest sztuczny, ponieważ najczęściej występują równocześnie oba sposoby działania.

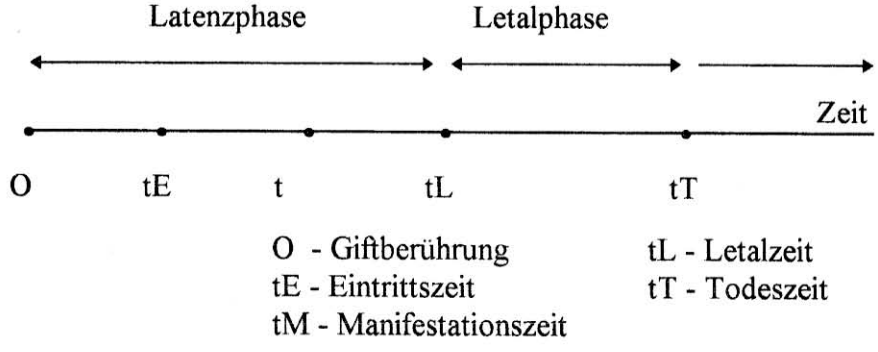
Do drugiej grupy zjawisk określających sposób działania trucizny należą przemiany związków toksycznych w ustroju {metabolizm trucizn) a także czynniki biologiczne wpływające na powstawanie zatruć, jak wrażliwość gatunkowa, wiek, itp.

Często substancje trujące występują nie pojedynczo lecz w mieszaninach i wówczas organizm może być narażony na działanie dwu i więcej trucizn jednocześnie. Występuje wtedy sumowanie się działania toksycznego. Zdarzają się jednak przypadki, kiedy toksyczność mieszaniny jest większa od sumy toksyczności trucizn wchodzących w skład tej mieszaniny. Taki wzrost toksycznego działania jednej trucizny wywołany obecnością innej nazywamy synergizmem.

W ocenie zjawiska synergizmu należy być ostrożnym, gdyż możemy mieć do czynienia z powstawaniem nowych bardziej toksycznych związków w wyniku zachodzących reakcji chemicznych w wodach zanieczyszczonych. Przykładem powyższego zjawiska mogą być wyniki badań nad toksycznością etyloksantogenianu sodu (odczynnik używany do wzbogacania rud miedzi) w obecności wolnego chloru (woda wodociągowa o zawartości 0.1 - 0.2 Cl_2 / dm^3) dla organizmów wodnych [46. Solski i inni, 1972].

Odwrotnym zjawiskiem do synergizmu jest antagonizm, który wyraża się osłabieniem działania trucizny w obecności innego związku toksycznego. Antagonizm może być wynikiem reakcji chemicznych, w których wskutek zobojętniania powstają mniej szkodliwe związki (kwasy zobojętniają zasady i odwrotnie), procesów fizycznych (sorpcja metali ciężkich przez substancje organiczne) i innych.

W procesie trucia, zwierzęta (organizm testowy) przechodzą szereg faz, wg. Wuhrmanna i Wokera [58., 1958] obejmuje on następujące etapy:



Zdaniem tych autorów najbardziej uchwytnym momentem w procesie trucia jest „Manifestationszeit". Oznacza on stan organizmu charakteryzujący się utratą równowagi, zdolności swobodnego poruszania się i osłabioną reakcją na bodźce zewnętrzne. Organizm przeniesiony w tym czasie do wody czystej powraca do stanu normalnego, pozostawiony w środowisku zatrutym ginie. Stan fizjologiczny zwierząt odpowiadający „Manifestationszeit" został nazwany przez Kamińskiego [20., 1964] i Solskiego [41., 1968] „porażeniem".

Porażenie i śmierć - dwa charakterystyczne stany fizjologiczne w procesie trucia uznane zostały za podstawowe symptomy toksycznego oddziaływania trucizn na organizmy testowe.

Stężenie trucizn, wywołujące u zwierząt niekorzystne zmiany odpowiadające „porażeniu" nazywamy subletalnymi, natomiast stężenia powodujące ich śmierć - letalnymi.

W obrębie stężeń subletalnych wyróżnia się:

- **stężenie graniczne** - najwyższe stężenie trucizny w którym nie stwierdzono ujemnego wpływu (wystąpienia reakcji porażenia) na organizmy testowe,
- **stężenie progowe** - najniższe stężenie trucizny w którym stwierdza się pojawienie pierwszych szkodliwych objawów (wystąpienie reakcji porażenia) u organizmów testowych,

Ze stężeniem progowym wiąże się pojęcie i symbol PC (paralysis concentration), który oznacza najwyższe stężenia trucizny powodujące objawy porażenia.

Ponadto istnieje pojęcie stężenia efektywnego, wyrażonego symbolem EC (effective concentration), wywołującego określony skutek:

- **u zwierząt** - odchylenia w rytmie pracy serca, w ruchach pokryw skrzelowych u ryb, zaburzenia w poborze tlenu do oddychania itp.,
- **u roślin** - obniżenie fotosyntezy, zmniejszenie turgoru, zmiany w zawartości chlorofilu itp.

Pełne wyrażenie wyżej scharakteryzowanych stanów, wywołanych określonymi stężeniami trucizn przedstawia się następująco:

- EC 10/24 - stężenie trucizny powodujące określony skutek u 10% organizmów testowych po 24 godz. trwania doświadczenia,

- PC 50/48 - najwyższe stężenie trucizny, wywołujące objawy porażenia u 50% organizmów testowych po 48 godzinach trwania doświadczenia,
- LC 50/96 - stężenie trucizny, wywołujące śmierć 50% organizmów testowych po 96 godz. prowadzonych doświadczeń.

3.

Zasadniczym celem badań biotoksykologicznych jest ochrona wód przed toksycznym zanieczyszczeniem. Na podstawie biotestów dokonuje się oceny toksyczności trucizn i stopnia ich zagrożenia dla biocenozy wodnej. Stosując testy biologiczne można dokonać również identyfikacji oraz ilościowego oznaczenia toksycznych związków w wodzie. Np. Kamiński [21., 1964] określił grupową przynależność określonych trucizn na podstawie objawów symptomatologicznych a do jakościowego ich rozpoznania zastosował tzw. klucz wielotestowego oznaczania granicznych stężeń oraz klucz wskaźników toksykodynamicznych. W pewnych przypadkach stwierdzono wyższość metody biologicznej nad chemiczną, jest czulsza i pozwala na bardziej ścisłe ilościowe określenie badanego związku chemicznego.

Za właściwe podejście do ochrony gleby, wód powierzchniowych i gruntowych przed zanieczyszczeniem odpadami należy uznać wykorzystanie metod biologicznych do oceny trucizn, przedostających się ze składowisk odpadów do otaczającego środowiska [23. Kempa i inni, 1989].

Ujemne skutki zanieczyszczeń można najłatwiej stwierdzić na rybach, stąd też uznawano je najczęściej jako podstawowy wskaźnik wpływu trucizn na biocenozę zbiornika wodnego.

Na potrzebę uwzględnienia w badaniach toksykologicznych przedstawicieli innych organizmów, odgrywających ważną rolę we właściwym funkcjonowaniu całego ekosystemu zwracali uwagę Bringmann i Kühn [5., 6., 1959], König [25., 1964] i inni. Stąd też pojawiło się wiele prac, zmierzających do poszerzenia listy organizmów testowych o nowe gatunki: Fontinalis antipyretica [16. Hanuska, 1963], larwy Aedes aegypti [8. Byrdy, 1963], kijanki Xenopus laevis Daudin [9. Cabejszek J., Wójcik J. 1968], Lemna minor [43. Solski, 1977, 45. Solski i inni, 1971], Sphaerotilus natans [32. Pawlaczyk-Szpilowa i inni, 1975], Dugesia

tigrina [36. Piontek, 1985], Gammarus varsoviensis [40. Słomczyńska, 1985].

Z dotychczasowych publikacji traktujących o metodach badań biotoksykologicznych w środowisku wodnym na wyróżnienie zasługują: Ausgewählte Methoden [2., 1970], Standard methods [52., 1971], Unificirowannyje metody issledowanija kaczestwa wod [55., 1983].

Z licznych prac wynika, że rezultaty badań zależą nie tylko od gatunku, lecz również od stanu fizjologicznego organizmów testowych. Np. Bringmann i Kühn [7., 1960] stwierdzili, że wrażliwość na trucizny młodych rozwielitek jest większa i w związku z tym zalecali używania do doświadczeń populacji w wieku 24 godzin. Podobnie Schäperclaus [39., 1954] podaje, że larwy Cyclops były bardziej czułe na chlor niż osobniki dorosłe. Do interesujących należą obserwacje Pfaffa [33., 1955], który stwierdził, że rozwielitki wylęgłe na wiosnę były około 1000 razy bardziej wrażliwe od populacji letnich.

Iyatomi i inni [20., 1958] stwierdzili, że Endrin (pestycyd) działał na karpia odmiennie niż należało oczekiwać, gdyż ich wrażliwość oceniana na podstawie LC 50 wzrastała z wiekiem: ikra - 19.9 mg/dm^3, larwa (4 dni) - od 10.7 do 4.2 mg/dm^3, larwa (5 - 6 dni) - od 0.061 do 0.046 mg/dm^3, mała rybka (5 cm) - 0.005 mg/dm^3. Badania Pickeringa i innych [34., 1962] wykazały największą wrażliwość Phoxinus sp. na dwa insektycydy fosforoorganiczne w wieku 17 dni, podczas gdy w pozostałych okresach rozwoju osobniczego układały się różnie. Jednak ryby w stadium młodocianym są mniej odporne od ryb dorosłych. Wyniki badań Neuholda i Singlera [30., 1960], Liebmanna [26., 1960], Kamler i innych [22., 1974] potwierdzają dużą wytrzymałość ikry na wysokie stężenia trujących substancji. Solski [41., 1968] w badaniach nad stopniem toksyczności Atrazyny (herbicyd) na rozwój embrionalny i poste- mbrionalny Cyprinus carpio i Esox lucius wykazał największą wrażliwość tych ryb w wieku około 5 dni, zaś najmniejszą w stadium rozwoju embrionalnego.

W celu określenia wpływu subtelnych stężeń trucizn na organizmy wodne opracowano wiele metod. Na uwagę zasługują metody, polegające na rejestracji zachowania się odruchów ryb. Halsband [15., 1962] zbudował odpowiednie akwarium w którym istniały dwa środowiska: czyste i zatrute. Wpuszczone tam ryby w ilości 6 szt. miały możliwość

swobodnego poruszania się i wyboru miejsca. Na podstawie 4 godz. obserwacji zachowania się ryb i wystąpienia u nich „Fluchtreaktion" tj. ucieczki ze środowiska zatrutego ustalał wielkość stężenia progowego. Sprague i Drury [51., 1968] skonstruowali aparat, który pozwalał na prowadzenie obserwacji zachowania się ryb i pojawienia się reakcji unikania tzw. „avoidance reaction". W przeprowadzonych badaniach nad toksycznością chloru stwierdzili wystąpienie zjawiska chemotaksji; stężenie 0.1 mg/dm^3 chloru było dla ryb „nęcące" a równocześnie zabójcze (powodowało po 4 dniach śmierć ryb) podczas gdy stężenia chloru niższe i wyższe od 0.1 mg/dm^3 odstraszały ryby.

Warner i inni [56., 1966] zbudowali bardziej skomplikowany aparat „CARA" (Conditional Avoidance Response Apparatus). Ryby umieszczono w odpowiednich stężeniach trucizn i poddawano bodźcom świetlnym, elektrycznym i fonetycznym. Wpływ trucizn oceniano na podstawie reakcji ryb na odpowiednio ułożony program bodźców, który rejestrowano na taśmie filmowej.

Do grupy metod określających wielkość sublentalnych trucizn kwalifikują się metody, polegające na rejestracji procesów metabolicznych, zachodzących w organizmie testowym (zapis pracy serca w elektrokardiografie, pomiar zużytego tlenu w respirometrze, pomiar zawartości hemoglobiny, methemoglobiny i cukru we krwi, zawartości białek w surowicy, poziomu esterazy cholinowej i innych wskaźników) [27. Łukanienko, 1973]. Ocenę stopnia toksyczności na podstawie procesów oddychania (pobór tlenu, ilość oddechów) u ryb i innych organizmów wodnych prowadzili: Denzer [11., 1952], Halsband [13., 1954], Solski [41., 1968], Wróblewski [57., 1977] i inni. Reakcja zwierząt na trujące substancje może się wyrażać zarówno wzrostem, jak też zmniejszeniem ilości pobieranego tlenu w porównaniu z próbą kontrolną. Intensywność oddychania zależy od rodzaju i stężenia trucizny i jak wykazały badania nad wpływem atrazyny na kiełża (Gammarus pulex L.) i płoci (Rutilus rutilus L.) pomiar zużytego tlenu okazał się mniej czułym kryterium niż zapis „porażenia" prowadzony przez doświadczonego obserwatora [41. Solski, 1968].

Określenie granicy między stężeniem subletalnym i letalnym na podstawie makroskopowych obserwacji organizmu testowego jest sprawą trudną. Okazuje się, że u larw karpia uznanych za martwe z powodu zaniku

odruchów i zmian zabarwienia ciała, biło jeszcze serce oraz krążyły czerwone ciałka krwi w centralnej - głowowej części ciała, co można było stwierdzić pod szkłem powiększającym. Należy jednak podkreślić, że zaobserwowane zmiany u larw karpia prowadziły do ich śmierci [41. Solski, 1968].

Proces trucia jest procesem ciągłym [58. Wuhrmann i Woker, 1958]. Kamiński [21., 1966] w badaniach nad działaniem inhibitorów esterazy cholinowej na Daphnia magna, analizując przebieg reakcji organizmu na truciznę wyróżnił 3 fazy: ataksję (RT-I), porażenie toniczne (RT-II) i śmierć (RL). W przypadku, gdy obserwacje procesu trucia trwają kilka dni (4-5 dni) mówi się o toksyczności ostrej. Nie we wszystkich jednak sytuacjach zachowanie tego terminu jest możliwe i uzasadnione [49. Solski i Piontek, 1987]. W badaniach krótkotrwałych dąży się do ustalenia wartości: EC, PC i LC, co wymaga przygotowania szeregu stężeń badanych trucizn.

Prowadzenie zapisu reakcji porażenia umożliwia dokonanie oceny stopnia toksyczności substancji słabo trujących przez wyznaczenie stężenia progowego lub granicznego. Nie u wszystkich organizmów testowych proces trucia przebiega na tyle wyraźnie, by można było stan porażenia określić w sposób definitywny i nie budzący wątpliwości. Przyjęcie zatem przez badaczy niemieckich [54. Tscheu-Schlüter, 1983] za stężenie progowe (Schwellenwert) wartości LC 10 wydaje się być rozwiązaniem uzasadnionym.

Zdarza się, że niskie stężenia trucizn ujemny wpływ ujawniają po dłuższym okresie działania na organizm lub dopiero u jego potomstwa. Mówimy wówczas o toksyczności chronicznej. Ponieważ toksyczność chroniczną można określić na podstawie obserwacji, prowadzonych przez okres całego życia zwierząt doświadczalnych a następnie przez 2-3 pokolenia, dotrzymanie tego warunku napotyka na poważne trudności ze względu na długi czas trwania badań. Pickering i Gast [35., 1972] oceniali wpływ toksyczności kadmu na ryby (Pimephales promelas) po dwuletnim okresie badań. Aby uniknąć długotrwałych obserwacji wykorzystano organizmy wodne, charakteryzujące się krótkim okresem życia i dużą zdolnością reprodukcyjną. Do takich należy rozwielitka (Daphnia magna), która dojrzałość płciową osiąga w 11-12 dni a średni okres życia wynosi u niej ok. 40 dni [38. Puszajewa, 1976]. Używając do badań chronicznych rozwielitki, czasokres ich trwania wynosi 70-80 dni [44. Solski, 1983]. Za

interesującą propozycję należy uznać metodę, w której jako organizmu testowego wykorzystano przedstawiciela robaków - wypławka Dugesia tigrina Girard [49. Solski i Piontek, 1987].

Jako kryterium oceny w badaniach toksyczności chronicznej przyjmuje się przeżywalność, przebieg rozwoju osobniczego i reprodukcję [29. Mount i Stephan 1969, 28. Macek i inni, 1976]. Rozwój i wzrost organizmów testowych określa się na podstawie pomiarów ciężaru ciała, zmian morfologicznych oraz fizjologicznych, jak np. całkowitej zawartości protein [4. Biesinger i Glenn, 1972] i innych wskaźników. Nie bez znaczenia są badania anatomopatologiczne zwierząt a w przypadku roślin ocena ich stanu fizjologicznego na podstawie pomiaru fotosyntezy, oddychania i zawartości chlorofilu. Niektóre substancje trujące mogą wywołać u zwierząt testowych zmiany morfologiczne ciała, typowe dla danej trucizny. Występowanie tego rodzaju zmian symptomatologicznych u organizmów testowych obserwował Kamiński [21., 1964], sugerując wykorzystanie tego rodzaju zjawiska do rozpoznawania trucizn. Solski [41., 1968] stwierdził pojawienie się u larw karpia wygięcia brzusznego ciała pod wpływem Atrazyny oraz wygięcia grzbietowego ciała larw i równocześnie nadmiernego „rozwoju" tkanki nerwowej (mózgu) pod wpływem etyloksantogenianu sodu [42. Solski, 1971].

Badania toksykologiczne dotyczyć mogą różnych poziomów organizacyjnych życia. Zwirgds i Bałynia [59., 1969] użyli do doświadczeń nad toksycznością soli sodowej 2.4-D (herbicyd) mitochondria (poziom subkomórkowy), wyizolowane z wątroby karpia, śledząc ich aktywność w procesie utleniania kwasu bursztynowego. Kornatowska i Szczepański [24., 1972], określali stopień toksyczności tej samej substancji dla roślin na podstawie ruchu chloroplastów u Elodea canadensis. Badania na poziomie komórki prowadzili między innymi: Halsband [14., 1961], który poddawał działaniu trucizn krew pobraną u ryb z arteria dorsalis, śledząc pod mikroskopem powierzchnię czerwonych ciałek krwi i zmian w ich jądrach, Bałbarzdis i inni [3., 1968], którzy do podobnych celów użyli krwi ludzkiej, przyjmując jako kryterium toksycznego działania czas w którym hemolizie ulegało 50% czerwonych ciałek krwi (tzw. metoda erytrogramów) i inni. Badania Halsbanda [13., 1954], Warnera i innych [56., 1966], Sprague i Drury [51., 1968], Solskiego [41., 1968] i inne, polegające na doświadczeniu

z jednym lub kilkoma osobnikami, dotyczą wyższego poziomu życia - poziomu organizacyjnego.

Znaczna ilość metod opiera się o doświadczenia z większą ilością osobników danego gatunku (sięgające kilkuset). Zaliczamy je do poziomu populacji. Wyższość metod tego poziomu nad poprzednimi polega na reprezentatywności zaś uzyskane wyniki mogą być poddane analizie statystycznej.

Każdy wyższy poziom organizacyjny życia nie jest sumą elementów poziomu niższego, lecz stanowi odrębną jednostkę, którą rządzą i kierują inne prawa [31. Odum, 1963]. Z tych względów zwraca się uwagę na potrzebę wykorzystania w badaniach nad toksycznością trucizn zespołów organizmów wodnych, tworzących ekosystem [53. Stroganow, 1977]. Prób wykorzystania ekosystemu do badań toksykologicznych jest niewiele. Należą do nich prace: Hentricha i innych [17., 1978], Solskiego [44., 1983], Solskiego i Erndt [47. 1987, 48. 1987]. Do tej grupy metod można zakwalifikować metodę w której obiektem badań jest osad czynny [37. Praca zbiorowa, 1977].

Z dokonanego przeglądu metod toksykologicznych wynika, że w zależności od czasokresu trwania doświadczeń wyróżniamy metody określające toksyczność ostrą i chroniczną. Z kolei z uwagi na podmiot badań wyróżniamy metody, dotyczące kilku poziomów organizacyjnych życia: organelle (elementy komórki), komórkę, populację i ekosystem. W zależności od sposobu przeprowadzania doświadczeń, polegającego na różnej częstotliwości wymiany roztworów trucizn, wyróżniamy metody statyczne, półstatyczne i ciągłe. Wielu autorów podkreśla, że badania toksyczności ostrej są niewystarczające i należałoby się zająć bliżej efektami subletalnymi [1. Aldredice 1967, 10. Carins 1966, 12. Fujiya 1965].

Istnieje zatem duża ilość propozycji w określeniu toksycznego wpływu trucizn na biocenozę wodną.

Badania toksykologiczne powinny być prowadzone w wielu kierunkach i zmierzać do:

- poznania wpływu trucizn na mniejsze elementy żywej komórki (poziom molekularny i subkomórkowy),
- poszukiwania nowych organizmów wskaźnikowych, odznaczających się dużą wrażliwością na trucizny (również oddziaływanie selektywne),

– opracowanie metod, umożliwiających prześledzenie wpływu trucizny na określone elementy łańcucha pokarmowego (poziom ekosystemu).

LITERATURA

[1] **ALDREDICE D.D.:** *The detection and measurement of water pollution-biological assays*. Canada Dep. Fisheries; Can. Fish. Rep., 9, 33-39. 1967.

[2] *Ausgewahlte Methoden der Wasseruntersuchung*. Bd II, VEB, Gustav Fischer Verlag, Jena. 1970.

[3] **BAŁBARZDIS Z.J., SŁĄWA E.E., SANSA W.K.:** *Izuczenie diejstwija niekotorych gierbicidow kak strukturno-razruszajuszczich faktorow*. Saint. Godrob. i Wodn. Tokas., T. II, Riga, 11-17. 1968.

[4] **BIESINGER K.E., GLENN M.CH.:** *Effects of various metals on survival, growth, reproduction ond metabolism of Daphnia magna*. J.Fish. Res. Board Can., *29 (12), 1691-1700.* 1972.

[5] **BRINGMANN G., KUHN R.:** *Wassertoxikologische Untersuchungen mit Protozoen als Testorganismen. Gesundheits-Ing.*, 80, 8, 239-242. 1959b.

[6] **BRINGMANN G., KUHN R.:** *Vergleichende Wasser-toxikologische Untersuchungen an Bakterien, Algen und Kleinkrebsen*. Gesundheits.-Ing., 80, 4, 115-120. 1959a.

[7] **BRINGMANN G., KUHN R.:** *Zum Wassertoxikologischen Nachweis von Insektiziden*. Gesundheits. Ing., 81, 8, 234-244. 1960.

[8] **BYRDY S.:** *Larwy komara egipskiego - Aedes aegypti L. jako bioindykatorów przy oznaczaniu pozostałości w materiale roślinnym*. Polskie Pismo Entomol., 3-4, 14, 129-151. 1963.

[9] **CABEJSZEK J., WÓJCIK J.:** *Próba zastosowania kijanek Xenopus laevis Daudin przy badaniach pestycydów w wodzie*. Roczn. PZH, 19, 499-506. 1968.

[10] **CARINS J.:** *Dont be half-safe-the current revolution in bioassay techniques*. Proc. 21-st ind. Waste Conf. Pardue Unif. Eng. Extn. Ser. 121, 559-557. 1966.

[11] **DENZER H.A.:** *Aktue Hypoxie und Atemfrequenz bei Regenbogenforellensetzlingen.* Fischwirt. Jhrg., 2, 7. 1952.

[12] **FUJIYA M.:** *Phisiological estimation on the effects of pollutants upon aquatic organisms.* Adv. Wat. Pollut. Res., Proc. Second Internat. Conf. held in Tokyo, 1964, Pergamon Press, Oxford, 3, 315-331. 1965.

[13] **HALSBAND E.:** *Untersuchungen uber Storungsschwellen in Stoffwechsel der Fische und Fischnahrtiere nach Einwirkung verschiedener Abwassergifte.* Arch. f. Fischereiwiss., 5, 119-132. 1954.

[14] **HALSBAND E.:** *Die Veranderungen der Blutkorpchen von Fischen durch den Einfluss verschiedener Toxine.* Fischwirt. Eng., 11, 10, 336-340. 1961.

[15] **HALSBAND E.:** *Storungsschwelle und Fluchtreaktion bei Fischen unter der Einwirkung von Abwassergiften.* Inf. F. Fischwirt., 112, 23-24. 1962.

[16] **HANUSKA L.:** *Bestimmung der Toxizitat in Wasser mit Hilfe des Quellmoses-Fontinalis antipyretica L.*, Biologia, Bratislava, 23, 9, 728-730. 1963.

[17] **HENTRRICH C., SCHMALAND G., KRAMER D.:** *Moglichkeiten zur Einschatzung der praxic revelanten Toxizitat Von Wasserschadstoffen durch Verwendung von Laboratoriumsmodellen mit Okosystem-charakter.* Acta Hydrochim. Hydrob., 6(3), 183-190. 1978.

[18] **IYATOMI H., TAMURA T., IZATAWA J.:** *Toxicity of endrin to fish.* Prog. Fish. Cult., 20, 4, 155-162. 1958.

[19] **KAMINSKI A.:** *Wielotestowa charakterystyka toksyko-dynamiczna trucizn owadobójczych na zwierzętach zimnokrwistych.* Zasz. Probl. Post. Nauk Roln., 51, 137-140. 1964a.

[20] **KAMIŃSKI A.:** *Zastosowanie wskaźników przyrostu reakcji i trwałości działania do testowego rozpoznawania trucizn owadobójczych w ilościach śladowych.* Zesz. Probl. Podst. Nauk Roln. 51, 141-145. 1964b.

[21] **KAMIŃSKI A.:** *Biologiczna analiza testowa śladowych ilości trucizn esterazy cholinowej na hodowlanych skorupiakach wodnych.* Wojsk. Inst. Hig. Epid., Warszawa, 19-49. 1966.

[22] **KAMLER E., MATLAK O., SROKOSZ K.:** *Further observations on the effect of sodium salt 2,4-D on early developmental stages of carp (Cyprinus carpio L.).* Pol. Arch. Hydrobiol., 21, 34, 481-502. 1974.

[23] **KEMPA E.S., JĘDRCZAK A., PIONTEK M., SOLSKI A.:** *Toxicity of water extracts of hazardous waste. Proc. Watershed 89 - „The future of water quality in Europe"*, Guildford Surrey 17-20 April, pp.9. 1989.

[24] **KORNATOWSKA R., SZCZEPAŃSKI A.:** *The influence of 2,4_d on chloroplast movement in Elodea canadensis Rich.* Bull. Acad. Pol. Scienc. Cl. II, XX, 5 , 293-296. 1972.

[25] **KONIG D.:** *Gewąsserkundlich biologische Bemerkung zur Grabenentrautung mit chemischen Mitteln.* Wasser u. Boden, 10, 345-349. 1964.

[26] **LIEBMAN L.:** *Handbuch der fischwasser und Abwasserbiologie.* Bd II, 5, Jena. 1960.

[27] **ŁUKANIENKO W.J.:** *Fizjologiczeskij Kriterij i metody opredielenija toksicznosti w ichtiotoksikołogii.* Eksp. Wodnaja Toksikołogija, Riga, 9-29. 1973.

[28] **MACEK K.J., BUXTON K.S., DERR S.K. DEAN J.W., SANTER S.:** *Chronic toxicity of Lindanae to selected aquatic invertebrates and fishes.* EPA-600/3-76-*045, 58.* 1976.

[29] **MOUNT D.J., STEPHAN C.E.:** *Chronic toxicity of copper to fathed minnows (Pimephales promelas) in soft water.* J. Fish. Res. Board Can., 26, 2449-2457. 1969

[30] **NEUHOLD J.M., SINGLER W.F.:** *Effects sodium fluoride on carp and rainbow trout.* Trans. Amer. Fisch. Soc., 89, 4, 358-370. 1960.

[31] **ODUM E.P.:** *Podstawy ekologii.* PWRL, Warszawa. 1963.

[32] **PAWLACZYK-SZPILOWA M., MOSKAL J.:** *Badania nad biodegradacją i toksycznością niektórych fosforanów organicznych*

(cz. II). Raport nr 152, Inst. Inż. Ochr. Środ..Polit. Wrocławskiej (typescript). 1975.

[33] **PFAFF W.:** *Der Daphnientest zum Nachweis von Kontaktinsektiziden. Zeit.* f. Pflanzenkrankheiten, 62, 361-370. 1955.

[34] **PICKERING Q.H., HENDERSON C., LEMKE A.E.:** *The tixicity of organic phosphorus insecticides to different species of warm-water fishes. Trans.* Amer. Fish. Soc., 9, 175-184. 1962.

[35] **PICKERING Q.H., GAST M.H.:** *Actue and chronic toxicity of casmium to the fathed minnow (Pimephales promelas).*J. Fish. Res. Board Can. 29, 8, 1099-1106. 1972.

[36] **PIONTEK M.:** *Wykorzystanie wypławka Dugesia tigrina (Girard) jako organizmu testowego do badań toksykologicznych.* Ph. D. Thesis, Wrocław, Inst.Inż.Ochr.Środ., Politechniki Wrocławskiej. 1985.

[37] **PRACA ZBIOROWA** - *Przebadanie różnych metod i ujednolicenie metod pomiaru biodegradacji.* Inst.Meteorologii i Gosp.Wodnej, Gdańsk (typescript). 1977.

[38] **PUSZAJEWA T. JA.:***Biołogija Daphnia magna Straus i produkcja jego populacji w cz.* Bugajewo (Krasnojarskij kraj).Gidrob. żurnał, XII, 1, 105-108. 1976.

[39] **SCHAPERCLAUS W.:** *Fischkrankheiten.* Berlin. 1954.

[40] **SŁOMCZYŃSKA B.:** *Aktywność pokarmowa kiełża Gammarus varsoviensis jako parametr pomiarowy toksyczności chronicznej wybranej substancji toksycznej.* Inst.Meteorologii i Gosp. Wodnej Warszawa (typescript). 1985.

[41] **SOLSKI A.:** *Ocena herbicydów dla celów rybackich.* Zesz.Nauk.OTPN, 8, 61-126. 1968.

[42] **SOLSKI A.:** *Wpływ toksyczny ksantogenianu etylowo-sodowego na niektóre organizmy wodne.* Mat. Bad. IGW, Warszawa, Seria: ochrona wód przed zanieczyszczeniam, nr. 4, 1-25. 1971.

[43] **SOLSKI A.:** *Metodyka badań biotoksykologicznych w środowisku wodnym.* Inst. Meteorologii i Gosp. Wodnej, Wrocław (typescript). 1977.

[44] **SOLSKI A.:** *Ocena stopnia toksyczności trucizn w badaniach modelowych ekosystemu wodnego.* „Bioindykacja skażeń przemysłowych i rolniczych".,Konf. 14-15.XI.1980, PAN, Wrocław, 237-249. 1983.

[45] **SOLSKI A., RZEWUSKA E., WERNIKOWSKA-UKLEJA A.:** *Zastosowanie rzęsy drobnej (Lemna Minor L.) jako organizmu testowego do badań toksykologicznych.* Imst. Gosp. Wodnej, Wrocław (typescript). 1971.

[46] **SOLSKI A., ŁYSKAWA K., RZEWUSKA E.:** *Wzrost toksycznego działania ksantogeniamu etylowo-sodowego na organizmy wodne pod wpływem wolnego chloru.* Mat. Bad., IGW, Warszawa, Seria: Ochrona wód przed zanieczyszczeniem, nr 9, 1-26. 1972.

[47] **SOLSKI A., ERNDT E.:** *An assesment of Rokanol toxicity to a population and to an aquatic ecosystem.* Pol. Arch. Hydrobiol., 34, 4, 551-556. 1987.

[48] **SOLSKI A., ERNDT E.:** *Application of tests at population and ecosystem levels for estimation of toxicity of selected non-ionic detergents.* Acta Hydrob., 29, 4, 387-402. 1987b.

[49] **SOLSKI A., PIONTEK M.:** *The use of the planarian Dugesia tigrina Girard for the assesment of chronic intoxications.* Pol. Arch. Hydrobiol. 34, 4, 543-550. 1987.

[50] **SPRAGUE J.B.:** *Measurement of pollutant toxicity to fish.* III. Wat. Res. Pergamon Press, 5, 245-266. 1971.

[51] **SPRAGUE J.B., Drury D.E.:** *Avoidance reaction of salmonid fish to representative pollutants.* Inf. Conf. Water Pollut. Res., Prague. 1968.

[52] *Standard methods for examination of water and wastewater.* 13-th edition, Amer. Public Health Assoc., 1015, Eighteenth Street, N.W., Washington. 1971,

[53] **STROGANOW N.S.:** *Razwitije i uspiechi wodnoj toksikołogii w SSSR.* Gidrob. żurnał, XIII, 5, 47-57. 1977.

[54] **TSCHEU-SCHUTER M.:** - *Zur Toxizitat einfacher und komplexer Cyanide gegenuber Wasserorganismen.* Acta hydrochim. et hydrobiol., 11, 2, 169-179. 1983.

[55] *Unificirowannyje metody issledowanija kaczestwa wod. czast III, Metody biołogiczeskogo analiza wod,* Sowiet Ekonomiczeskoj wzaimopomoszczi, Moskwa. 1983.

[56] **WARNER R.E., PETERSON K.K., BORGMANN L.:** *Behavioral pathology in fish: a quantitative study of subletal pesticide toxication.* J. App. Ecology, 3 (suppl.), 223-247. 1966.

[57] **WRÓBLEWSKI R.J.:** *Fizjologiczna i behawioralna charakterystyka wpływu chlorfenwinfosu na ryby (Lebistes reticulatus Peters.).* Ph. D. Thesis, Zakład Bioenergetyki Ekologicznej, Inst. Ekologii, PAN, Dziekanów Leśny k/Warszawy. 1977.

[58] **WUHRMANN K., WOKER H.:** *Vergiftungen der aquatischen Fauna durch Gewasserverunreinigungen.* Verh. Int. Verein. Limnol., XIII, 557-583. 1958.

[59] **ZWIRGDS J., BAŁYNIA Z.M.:** *Podawlenije sukcinatoksidaznoj aktiwnosti mitochondrij pieczeni karpa natrijewoj solu 2,4-D.* Biołogija, Izd. Akad. Nauk ŁSSR, 12, 30-33. 1969.

POLITECHNIKA ZIELONOGÓRSKA • ZESZYTY NAUKOWE NR 111

Nr 5 INŻYNIERIA ŚRODOWISKA 1996

Marlena Piontek *

OCENA STOPNIA TOKSYCZNOŚCI WYBRANYCH ZWIĄZKÓW CHEMICZNYCH NA PODSTAWIE TESTÓW *Z DAPHNIA MAGNA STRAUS.*

Streszczenie

Skorupiak planktonowy rozwielitka Daphnia magna Straus jest organizmem często używanym do badań toksykologicznych. Różne warunki towarzyszące testom (woda, temperatura, zmienna kondycja populacji) utrudniają porównanie opublikowanych rezultatów. W pracy przedstawiono wyniki badań 28 substancji chemicznych organicznych i nieorganicznych. Testy wykonano w warunkach umożliwiających powtarzalność badań: preparowana woda do rozcieńczeń, sprawdzający test kondycyjny, użycie osobników 3 dniowych i stałe warunki laboratoryjne. Zastosowana metoda stwarza możliwość wykonania badań w różnym czasie i porównania wyników, co stanowi podstawową wartość pracy.

1. WSTĘP

Rozwielitka duża jest organizmem powszechnie stosowanym w badaniach toksykologicznych [14. Solski 1968, 15. Solski 1977,16. Solski 1983]. Badania te były prowadzone w różnych warunkach (skład chemiczny wody, temperatura i inne) z populacją o nieznanej kondycji, stąd uzyskane wyniki przez badaczy są najczęściej nieporównywalne.

W niniejszej pracy używano do doświadczeń wody standardowej [7. ISO document, 1980], wiek rozwielitek wynosił 3 dni, ich stan fizjologiczny określano testem z $K_2Cr_2O_7$ [9. INTERNATIONAL Standard, 1984]. Przyjęty sposób hodowli rozwielitek i metody wykonania doświadczeń stwarzają możliwości porównywania i interpretacji wyników badań,

* Marlena PIONTEK – Zakład Odnowy Środowiska, Politechnika Zielonogórska

przeprowadzonych w różnym czasie, z populacją różniącą się, co do stanu fizjologicznego (kondycji).

Przyjętą metodykę sprawdzono na stosunkowo bogatym materiale : 12 soli mineralnych i 16 substancji pochodzenia organicznego.

2. MATERIAŁ

Daphnia magna (rozwielitka duża) jest pospolitym organizmem planktonowym wód stojących. Żyje zarówno w drobnych zbiornikach nawet okresowych, jak i większych. Należy do zwierząt rozdzielnopłciowych. W komorze lęgowej samic przebywają jaja i świeżo wylęgłe młode. Rozwój jest prosty, a jego czas krótki (wynosi około 5 dni) w temp. $20^{o}C$ [18. Stańczykowska 1979]. U wioślarek występuje heterogonia. Jest to zjawisko polegające na występowaniu na przemian pokoleń rozwijających się partenogenetycznie i dwupłciowo. W okresie sprzyjających warunków zewnętrznych rozmnażanie partenogenetyczne pozwala na szybki rozwój i przez wielokrotny rozród prowadzi do wydatnego zwiększenia populacji [13. Praca zbiorowa, 1973].

Rozwielitka duża jest organizmem powszechnie stosowanym w badaniach toksykologicznych [14. Solski 1968, 15. Solski 1977, 16. Solski 1983]. Używane do doświadczeń rozwielitki pochodziły z własnej hodowli. Prowadzono ją w akwariach o pojemności 10 l, w temperaturze pokojowej 18-$22^{o}C$, stosując oświetlenie jarzeniowe o natężeniu 4000 luksów z zachowaniem rytmu dobowego dnia i nocy [15. Solski 1977]. Pokarm stanowiły drożdże piekarnicze oraz glony: Scenedesmus i Chlorella [15 Solski 1977, 18. Stańczykowska 1979]. Glony hodowano w kolbach o pojemności 400ml na pożywce mineralnej wg Jankowskiego [10. Jankowski, 1964].

Rozwielitki poddano działaniu trucizn z grupy związków mineralnych i organicznych:

Związki organiczne	Związki nieorganiczne
1. fenol	1. chlorek rtęciowy
2. hydrochinon	2. chlorek kadmowy
3. pirogalol	3. siarczan miedziowy
4. pirokatechina	4. siarczan cynkowy
5. p-nitrofenol	5. azotan kobaltowy
6. o-krezol	6. fluorek potasowy
7. m-krezol	7. azotan barowy
8. p-krezol	8. azotan sodowy
9. o-toluidyna	9. cyjanek potasowy
10. p-toluoidyna	10. rodanek potasowy
11. formaldehyd	11. żelazicyjanek potasowy
12. kwas octowy	12. nitroprusydek sodowy
13. octan ołowiowy	
14. szczawian amonowy	
15. metanol	
16. glikol etylenowy	

Rozwielitki użyte do badań były w wieku 3 dni, ich wielkość mieściła się w granicach 1.0-1.5 mm. Stan fizjologiczny (kondycję) organizmów testowych w okresie prowadzonych badań określano na podstawie testów kontrolnych z dwuchromianem potasu [9. INTERNATIONAL Standard, 1984]. Ze względu na częste wykonywanie testów kontrolnych ilość organizmów w doświadczeniu $K_2Cr_2O_7$ zmniejszono, ograniczając się do jednego lub dwóch powtórzeń.

3. METODY

Sposób eksperymentowania

Sporządzanie stężeń trucizn
Do rozcieńczeń badanych substancji stosowano wodę standardową, sporządzaną wg przepisu ISO [7. ISO document, 1980]. W tym celu przygotowano trzy roztwory podstawowe:
1 - 320g $CaCl_2 \cdot 6H_2O$ + 29g $NaCl$ + 9g $NaNO_3$ rozpuszczono w wodzie redestylowanej do objętości 1 litra;

2 - 151g $MgSO_4 \cdot 7H_2O$ + 79g Na_2SO_4 rozpuszczano w wodzie redestylowanej do objętości 1 litra;

3 - 27g $NaHCO_3$ rozpuszczano w wodzie redestylowanej do objętości 1 litra.

Do sporządzenia 10 litrów wody standardowej, prócz wody redestylowanej używano po 5 ml roztworów podstawowych 1 i 2 oraz 50ml roztworu podstawowego 3. Tak przygotowaną wodę napowietrzano przez około 24 godziny celem ustabilizowania odczynu do wartości 7.8 $\pm$0.2 pH (w przypadku większych odchyleń pH dodawano po parę kropli roztworu HCL lub NaOH).

Skład jonowy tej wody wyrażony w ppm przedstawia się następująco:

wapń 29.5	chlorki 60.5
magnez 7.5	siarczany 56.0
sód 56.5	azotany 3.5
węglany 100.0	

Twardość tej wody wynosi 100 ppm (wyrażona w postaci $CaCO_3$).

Stężenia robocze badanych substancji sporządzano stosując dzielniki od 1.8 do 1.05. Uzyskany szereg geometryczny rozcieńczeń zawierał co najmniej 10 stężeń, w tym 5-7 stężeń powodujących śmierć organizmów testowych w granicach od powyżej 0 do poniżej 100% [15. Solski, 1977]. W przypadku substancji trudno rozpuszczalnych w wodzie i użyciu etanolu stężonego do ich rozpuszczenia, przestrzegano zasady, że ilość etanolu nie przekracza 0.05% [5. ISO document, 1979].

Wytrącaniu się soli metali ciężkich w sporządzanych roztworach wodnych zapobiegano, wprowadzając wersenian dwusodowy zgodnie z równaniami stechiometrycznymi [21. Welcher 1963]. Ilości użytego wersenianu dwusodowego w roztworach roboczych były znacznie niższe od stężenia granicznego tego związku dla Dugesia tigrina i Daphnia magna.

Zapotrzebowanie na organizmy testowe o wyrównanym stanie fizjologicznym dla przeprowadzenia jednego doświadczenia jest następujące:

- od 11 do kilkunastu stężeń (w tym jedna próba kontrolna),
- każde stężenie przygotowywane jest w 3 powtórzeniach (po 3 naczynia),

- do każdego naczynia wprowadza się po 10 osobników, co odpowiada łącznej ilości około 400 organizmów testowych.

3.2 Naczynia i objętość roztworów

Rozwielitki umieszczono w probówkach o pojemności 45 ml napełnionych 40 ml roztworu badanej substancji. Rozwielitki wprowadzano do probówek za pomocą pipety w możliwie szybkim czasie, stąd liczba osobników w probówkach wahała się od 9 do 12. Zastosowanie probówek ułatwiało obserwację zachowania się rozwielitek oraz dokonywania zapisu porażenia i śmierci.

3.3 Interpretacja wyników badań

Wpływ toksyczny badanych trucizn na rozwielitki oceniano na podstawie zapisu porażenia i śmierci w doświadczeniu trwającym 48 godzin [15. Solski, 1977]. Stopień toksyczności w doświadczeniu wyrażano stężeniem granicznym (GC) oraz LC 10/48 i LC 50/48.

W badaniach toksykologicznych wyróżniono dwa rodzaje stężeń: subletalne i letalne.

Stężenia subletalne

W kategorii stężeń subletalnych, przyjmując za podstawę oceny toksycznego oddziaływania trucizn objawy, wskazujące na inhibicję procesów życiowych u organizmów testowych np. słabsza reakcja na bodźce zewnętrzne, utrata równowagi (Daphnia magna) oraz zahamowanie procesu regeneracji (Dugesia tigrina), wyróżniono GC (stężenie graniczne) i EC 50.

GC (stężenie graniczne) - jest to najwyższe stężenie badanej substancji, w którym po określonym czasie nie stwierdza się żadnych ujemnych zmian u organizmów testowych [1. Autorenkollektiv, 1970,15. Solski 1977].

EC 50 - jest to stężenie trucizny, które po określonym czasie (w porównaniu z próbą kontrolną) powoduje określony ujemny skutek u 50% badanych organizmów [6. ISO document, 1979].

Stężenia letalne

W kategorii stężeń letalnych, przyjmując za podstawę toksycznego wpływu trucizn na organizmy testowe ich śmierć, wyróżniono LC 10 i LC 50.

LC 10[1] - jest to stężenie badanej substancji, które po określonym czasie powoduje śmierć 10% organizmów testowych [19. Tscheu, 1983].

LC 50 - jest to stężenie, które po określonym czasie powoduje śmierć 50% organizmów testowych [1. Autorenkollektiv 1970,25. ISO document 1984,15. Solski 1977 ,17. SEV 1983].

Analiza statystyczna

Przebieg porażenia lub śmierci organizmów testowych pod wpływem trucizny można przedstawić graficznie. Odkładając na osi odciętych stężenia, a na osi rzędnych procenty śmiertelności lub porażenia, otrzymuje się krzywą regresji o kształcie sigmoidalnym. Krzywą sigmoidalną przekształca się w linię prostą, przyjmując na osi poziomej skalę logarytmiczną stężeń, zaś na osi pionowej (wyrażającej reakcję zwierząt w procentach) skalę probitową [3. Bliss 1934,4. Finney 1978, 12. Litchfield 1949].

Z wykreślonych prostych odczytuje się wartości EC 50, LC 10 i LC 50.

Analizę statystyczną wyników badań nad wpływem substancji trujących na porażenie lub śmierć D. magna przeprowadzono metodą graficzną opisaną przez Weber [20. Weber, 1972]. Analiza statystyczna wyników przeprowadzonych doświadczeń zawiera:

1. równanie prostej y = a + bx wyznaczone na podstawie badań empirycznych,
2. współczynnik regresji z odchyleniem standardowym,
3. przedziały ufności dla EC 50 i LC 50,
4. test zgodności rozkładu doświadczalnego z rozkładem normalnym.

Równanie prostej y = a + bx wyznaczono przy użyciu interpolacji metodą najmniejszych kwadratów [4. Finney, 1978]. Oznacza to, że otrzymane równanie minimalizuje sumę kwadratów z różnic między wartościami

---

[1] są propozycje by w przypadku testów prowadzonych przy użyciu organizmów zwierzęcych przyjąć LC 10 za stężenie progowe [2. Autorenkollektiv 1982, 19. Tscheu 1983].

empirycznymi a wartościami prostej dla określonych wartości argumentów. Przedziały ufności określono na podstawie rozkładu t (Studenta - Fishera) uwzględniającego różnicę dzielącą rozkład prawdopodobieństwa dla nieskończonej liczby próbek. We wszystkich obliczeniach przyjęto współczynnik ufności równy 0.95 [20. Weber, 1972].

Wyniki otrzymane ze wszystkich doświadczeń poddano testowi zgodności rozkładu doświadczalnego z rozkładem normalnym. W obliczeniach wykorzystano test x^2 oparty na kryterium Pearsona [20. Weber, 1972].

Badane rozkłady uznano za wystarczająco zbieżne z rozkładem normalnym, jeżeli prawdopodobieństwo wyznaczone w teście x^2 było większe od 0.7 [14. Solski 1968, 20. Weber 1972]. Wszystkie punkty analizy statystycznej wykorzystują stablicowane wartości funkcji i argumentów. W tym celu w obliczeniach z wartościami dyskretnymi stosowano interpolację liniową, zakładając liniowy charakter zmian funkcji i argumentów w przedziałach między kolejnymi wartościami.

W obliczeniach wykorzystano maszynę cyfrową SM 4, dla której program został napisany w języku FORTRAN w oparciu o metody statystyczne dla biologów [4. Finney 1978, 20. Weber 1972].

TABELA 1

Wrażliwość Daphnia magna Straus na $K_2Cr_2O_7$ w zależności od wieku.

L.p.	wiek dni	stężenie graniczne mg/l	EC 50/48 mg/l	LC 10/48 mg/l	LC 50/48 mg/l
1	1	0.11	0.20	0.16	0.26
2	3	0.16	0.33	0.23	0.36
3	3	0.16	0.29	0.24	0.33
4	3	0.19	0.28	0.22	0.35
5	3	0.13	0.33	0.24	0.37
6	3	0.16	0.34	0.23	0.36
7	3	0.19	0.30	0.26	0.37
8	3	0.19	0.31	0.24	0.35
9	>10	0.16	0.35	0.25	0.41

4. WYNIKI BADAŃ

4.1. Test z dwuchromianem potasu

Wpływ toksyczny $K_2Cr_2O_7$ na D.magna oceniano na podstawie zapisu porażenia i śmierci po 48 godzinach, oraz wyznaczeniu stężenia granicznego, EC 50/48, LC 10/48 i LC 50/48 (Tab. 1.). Dynamikę trucia rozwielitek przez $K_2Cr_2O_7$ wyrażają wielkości współczynników regresji.

Wyniki badań przeprowadzonych z rozwielitkami w wieku 1, 3 i powyżej 10 dni zestawiono w Tab. 1. Najwrażliwszą na dwuchromian potasu okazała się populacja jednodniowa - LC 50/48 wynosiło 0.26 mg / dm^3. Wyznaczone dla 7 grup populacyjnych w wieku 3 dni LC 50/48 mieściło się w granicach 0.33-0.37 mg / dm^3 $K_2Cr_2O_7$.

Uzyskane wartości LC 50/48 dla dwuchromianu potasu w badaniach z rozwielitkami w wieku 3 dni, wskazują na bardzo wyrównaną kondycję użytych do doświadczeń populacji. Rozwielitki w wieku ponad 10 dni (zawierały w komorach lęgowych jaja i świeżo wylęgłe młode) okazały się odporniejsze na $K_2Cr_2O_7$ od populacji w wieku 3 dni, LC 50/48 wynosiło 0.41 mg / dm^3. Wylęgłe, młode rozwielitki podczas trwania doświadczeń nie ginęły, co mogłoby wskazywać na pojawienie się odporności nabytej [11. Le Blanc, 1982].

4.2 Wpływ toksyczny wybranych substancji mineralnych i organicznych

Wpływ toksyczny 28 substancji chemicznych na rozwielitki oceniano na podstawie zapisu porażeń i śmierci oraz wyznaczeniu stężeń granicznych, LC 10/48 i LC 50/48, co przedstawia Tab. 2.

Dynamikę trucia rozwielitek przez te substancje wyrażają wielkości współczynników represji.

Najbardziej trującymi substancjami dla D.magna były sole metali ciężkich: chlorek rtęci (LC 50/48 = 0.007 mg / dm^3), siarczan miedzi (LC 50/48 = 0.04 mg / dm^3) i chlorek kadmu (LC 50/48 = 0.06 mg / dm^3).

TABELA 2

Wpływ toksyczny wybranych trucizn na Daphnia magna Straus.

L. p.	substancja	stężenie graniczne mg/l	LC 10/48 mg/l	LC 50/48 mg/l
1	chlorek rtęciowy	0.002	0.003	0.007
2	siarczan miedziowy	0.01	0.02	0.04
3	chlorek kadmowy	0.01	0.02	0.06
4	siarczan cynkowy	0.9	1.0	2.4
5	azotan kobaltowy	2.5	4.5	8.4
6	fluorek potasowy	292.3	318.8	387.4
7	azotan barowy	82.1	94.3	123.0
8	azotyn sodowy	65.4	84.5	118.8
9	cyjanek potasowy	0.6	0.9	2.0
10	rodanek potasowy	4.7	6.2	17.1
11	żelazicyjanek potasowy	2.6	4.9	20.6
12	nitroprusydek sodowy	154.2	174.9	243.8
13	fenol	1.5	2.7	14.5
14	hydrochinon	0.06	0.09	0.18
15	pirogalol	2.4	2.9	6.1
16	pirokatechina	0.4	0.6	2.1
17	p-nitrofenol	0.5	0.9	2.6
18	o-krezol	4.8	6.6	12.8
19	m-krezol	6.7	9.4	18.5
20	p-krezol	1.5	3.5	9.9
21	o-toluidyna	0.4	1.1	4.3
22	p-toluidyna	0.05	0.28	2.8
23	formaldehyd	0.7	1.0	3.7
24	kwas octowy	34.0	35.6	55.9
25	octan ołowiowy	1.7	3.5	7.2
26	szczawian amonowy	42.4	45.9	65.1
27	metanol	$14.0 \cdot 10^3$	$18.5 \cdot 10^3$	$25.1 \cdot 10^3$
28	glikol etylenowy	$14.0 \cdot 10^3$	$16.3 \cdot 10^3$	$21.5 \cdot 10^3$

Ponadto wysoce toksyczny dla rozwielitek okazał się hydrochinon (LC 50/48 = 0.18 mg / dm^3). Nieco mniejszą szkodliwość wykazały: cyjanek potasu, pirokatechina , siarczan cynku, p-nitrofenol, p-toluidyna i formaldechyd (wartości LC 50/48 wahały się od 2.0 mg / dm^3 do 3.7 mg / dm^3).

Substancjami bardzo mało trującymi okazały się alkohole: glikol etylenowy (LC 50/48 = 22 g / dm^3) i metanol (LC 50/48 = 25 g / dm^3) (Tab. 2.).

LITERATURA

[1] Autorenkollektiv, *Ausgewählte Methoden der Wasseruntersuchung. Bd II.* 1. Aufl., Lieferung 1-3. 1970-1975 VEB G. Fischer Verlag, Jena. 1970.

[2] Autorenkollektiv, *Ausgewählte Methoden der Wasseruntersuchung. Band 2.* VEB G. Fischer Verlag, Jena. 1982.

[3] **BLISS C.J.:** *The method of probitis.* Science, 79, 38 i 409, 1934.

[4] **FINNEY D.J.:** *Statistical methods in biological assay. Griffin Ltd. Wycombe,* United Kingdom, 1978.

[5] **ISO** document. *Second proposal for a standard method for screening chemicals and products for acute toxicity to freshwater fish using a semistatic procedure.* ISO/TC 147/S.C. 5/WG 3 N 28. 1979.

[6] **ISO** document. *Determination of acute toxicity with Poecilia reticulata.* ISO/TC 147/S.C. 5/WG 3 N 33. 1979.

[7] **ISO** document. *Determination of atute lethal toxicity of substances to freshwater fish using a semi - static procedure.* ISO/TC 147/S.C. 5/GT 3 N 38. 1980.

[8] **ISO** document. *Draft international standard.* Water quality - Vocabulary, Part 3. ISO/DIS 6107/3.2. 1984

[9] **INTERNATIONAL** Standard, Water quality - Determination of the acute lethal toxicity of substances to a freshwater fish (Brachydanio

rerio Hamilton - Buchanan, Teleostei, Cyprinidae) - Part 1: Static method. ISO 7346/1. - 1984 (E)

[10] **JANKOWSKI A.:** *Badania nad selekcją glonów dla potrzeb kultur masowych*. Inst. Zootechn., 1076, 1964.

[11] **LE BLANC C.A.:** *Laboratory investigation into the development of resistance of Daphnia magna (Straus) to environmental pollutants*. Pollut.A, 27 (4), 309-322. 1982.

[12] **LITCHFIELD J.T., F. WILCOXON,:** *A simplified method of evaluating fose effect experiments*. J. Pharm. Exp. Ther. 96, 99-113. 1949

[13] Praca zbiorowa pod red. E. Grabdy: Zoologia. T.II, *Bezkręgowce*. PWN, Warszawa. 1973.

[14] **SOLSKI A.:** *Ocena herbicydów dla celów rybackich*. Opol. Tow. Przyjaciół Nauk. Zesz. Przyrodn., 8, 61-125. 1968.

[15] **SOLSKI A.:** *Metodyka badań biotoksykologicznych*. Inst. Meteorol. i Gosp. Wodnej (maszynopis), Wrocław. 1977.

[16] **SOLSKI A.:** *Ocena stopnia toksyczności trucizn w badaniach modelowych ekosystemu wodnego*, (w:) Bioindykacja skażeń przemysłowych i rolniczych. PAN Oddział we Wrocławiu, 237-249. 1983.

[17] Soviet Ekonomiceskoj Vzaimpomosci: *Unificirovannyje metody issledovanija kacestwa vod*. C. III, Moskva. 1983.

[18] **STAŃCZYKOWSKA A.:** *Zwierzęta bezkręgowe naszych wód*. WSiP, Warszawa. 1979.

[19] **TSCHEU-SCHLÜTER M.:** *Zur toxixitat einfacher und komplexer Cyanide gegenüber Wasserorganismen*. Acta hydrochim. et hydrobiol., 11(2), 169-179. 1983.

[20] **WEBER E.:** *Grundriss der biologischen Statistic*. VEB Fischer Verlag, Jena. 1972.

[21] **WELCHER F.J.:** *Analityczne zastosowanie kwasu wersenowego*. WNT, Warszawa. 1963.

Nr 5 INŻYNIERIA ŚRODOWISKA 1996

Ewa Górska, Maria Świderska–Bróż*

KWAŚNE OPADY ATMOSFERYCZNE I ICH WPŁYW NA GLEBY I WODY POWIERZCHNIOWE

Streszczenie

Omówiono przyczyny i zjawisko powstawania kwaśnych opadów atmosferycznych oraz sposób wymywania transportu zanieczyszczeń z powietrza do gleb i wód powierzchniowych. Przedstawiono skład chemiczny opadów ze szczególnym uwzględnieniem ich odczynu. Wykazano, że kwaśne opady atmosferyczne współdecydują o zmianach składu chemicznego gleb i wód powierzchniowych przyczyniając się ostatecznie do zwiększenia stopnia degradacji tych komponentów środowiska.

1. WPROWADZENIE

Zjawisko degradacji środowiska glebowego i wodnego jest ściśle związane z emisją odpadów powstających w wyniku działalności gospodarczej człowieka. Skutkiem emisji do powietrza zanieczyszczeń kwasotwórczych (SO_2 i NO_x) jest zakwaszenie opadów atmosferycznych, a także mierzalne zmiany w składzie chemicznym gleb i wód powierzchniowych.

2. POWSTAWANIE KWAŚNYCH OPADÓW ATMOSFERYCZNYCH

Naturalna zawartość CO_2 w powietrzu powoduje, iż odczyn opadów atmosferycznych wynosi ok. 5,6 pH. Przyjęto, że opady charakteryzujące

* Ewa GÓRSKA, Maria ŚWIDERSKA-BRÓŻ, Politechnika Wrocławska

się mniejszą wartością odczynu są zanieczyszczone antropogenicznie i należą do opadów kwaśnych. Jako niebezpieczne dla środowiska traktuje się opady, których odczyn jest mniejsze niż 3,6 pH [20. Zwoździak i inni., 1990]. Głównym źródłem powstawania kwaśnych opadów jest emisja do powietrza atmosferycznego dwutlenku siarki i tlenków azotu. SO_2 emitowany jest przede wszystkim podczas spalania paliw energetycznych, a ilość pochodzącą z tego źródła ocenia się na ok. 80–85% całkowitej emisji antropogenicznej [6. Kabsch, 1991]. Istotnym źródłem tlenków azotu są spaliny samochodowe, z których pochodzi ok. 45% całkowitej emisji tych związków. Z uwagi na różnicę wysokości emitorów tlenków siarki i azotu, te ostatnie mają mniejszą szansę na wejście do tworzącego się systemu chmurowego i w konsekwencji szybciej powracają na powierzchnię ziemi. Mimo podejmowania działań zmierzających do ograniczenia wielkości emisji SO_2 i NO_x, w dalszym ciągu, bardzo duże ich ilości trafiają do powietrza atmosferycznego. Wg danych GUS [9, 1995], w Polsce w 1995 r., całkowita emisja SO_2 oraz tlenków azotu wynosiła odpowiednio 2645 i 1120 tysięcy ton. Wyemitowane do atmosfery gazy (głównie SO_2) przenoszone są z masami powietrza czasami nawet na bardzo duże odległości. Podczas transportu gazy te utleniane są bezpośrednio lub pośrednio do bezwodników kwasów siarkowego i azotowego oraz azotanów i siarczanów [4. Hegg i in., 1986].

Rolę utleniaczy pełnią tlen, ozon, nadtlenek wodoru oraz najbardziej efektywne – rodniki hydroksylowe. Utlenianie SO_2 i NO_x może odbywać się w fazie gazowej (głównie z udziałem rodników hydroksylowych), ciekłej (w kroplach chmur i mgieł, a w warunkach dużej wilgotności – również na powierzchni aerozoli) oraz na powierzchni ciał stałych (cząstek pyłów i sadzy) posiadających dużą pojemność sorpcyjną w stosunku do SO_2 i NO_x oraz utleniaczy [8. Kulisz, 1988]. Powstające kwasy mogą być częściowo neutralizowane przez amoniak oraz obecne w atmosferze zanieczyszczenia pyłowe mające charakter zasadowy. Ma to istotne znaczenie szczególnie w rejonie źródeł emisji przemysłowych, w którym w powietrzu obecne są czynniki alkalizujące. Przy ich braku, kwaśne zanieczyszczenia mogą być przenoszone na duże odległości będąc powodem kwaśnych deszczy w miejscach odległych od źródła emisji. Z powietrza zanieczyszczenia wymywane są z deszczem lub śniegiem.

Istnieje również możliwość powrotu do gleb i wód powierzchniowych cząstek pyłów zawierających siarczany lub azotany, a także i tlenków SO_2 i NO_x z opadem suchym. Ma to na ogół istotne znaczenie w pobliżu źródeł emisji, gdzie stężenie tlenków i pyłów jest największe. Trafiające z opadem stałym zanieczyszczenia kwasogenne ulegają transformacji do kwasów nieorganicznych dopiero na powierzchni ziemi, a nie w powietrzu atmosferycznym – jak to ma miejsce w przypadku opadów mokrych. Kolejny sposób powrotu zanieczyszczeń kwasotwórczych tzw. opad okultystyczny towarzyszący mgle i rosie [12. Seip, 1988]. Stężenia zanieczyszczeń we mgle są zwykle większe niż w deszczu, stąd ten typ opadu może mieć istotne znaczenie w rejonach mglistych. Szacuje się, że z opadami atmosferycznymi na powierzchnię ziemi powraca 60–80% związków siarki i azotu wyemitowanych do powietrza [17. Wasilewski, 1986]. Migracja zanieczyszczeń z mokrymi opadami odbywa się w wyniku tzw. wymywania "wewnątrzchmurowego" i "podchmurowego" [8. Kulisz, 1988], które mogą zachodzić jednocześnie lecz z różną intensywnością. Uważa się, że wymywanie podchmurowe zachodzi głównie w pobliżu emitorów, zaś procesy przebiegające wewnątrz chmur mają decydujący udział w transporcie zanieczyszczeń na duże odległości.

3. SKŁAD CHEMICZNY OPADÓW ATMOSFERYCZNYCH

Liczne badania składu fizyczno-chemicznego suchych i mokrych opadów atmosferycznych na świecie wykazują, iż ich jakość jest alarmująco zła. Są one nie tylko czynnikiem zakwaszającym środowisko wodne i glebowe, ale również mogą być źródłem takich uciążliwych mikrozanieczyszczeń jak: metale ciężkie, PCBs, WWA oraz substancje biogenne.

Poziom zanieczyszczenia opadów atmosferycznych jest na ogół wprost proporcjonalny do stopnia zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego w danym rejonie. Z uwagi jednak na transport zanieczyszczeń z masami powietrza stwierdza się również występowanie poważnie zanieczyszczonych opadów na obszarach "czystych", znacznie oddalonych od emitorów zanieczyszczeń antropogenicznych [9. Rosseland i in., 1990, 11. Różkowski i in., 1996, 12. Seip, 1988].

W ocenie zakwaszenia wód opadowych, poza wartością odczynu, należy uwzględniać przewodność elektrolityczną oraz zawartości anionów (SO^-, NO i Cl^-). Wody opadowe są silnie zakwaszone i zanieczyszczone jeżeli

odpowiadają poniższym warunkom: odczyn <4,1 pH, przewodność właściwa >60μS/cm i stężenia SO^{-}, NO i Cl^{-}, większe od 8 g/m^3 [5. Jansen i in., 1988]. O wartości odczynu opadów, poza wymienionymi jonami współdecydują również jony Ca^{2+}, Mg^{2+}, NH, Na^{+} i K^{+}.

Kwaśne deszcze są problemem ogólnoświatowym. W Europie średnioroczne wartości odczynu opadów w 1985r, w granicach 4,1–5,3 pH stwierdzono w Norwegii, Szwecji, Finlandii, Niemczech Czechosłowacji, Danii, Holandii oraz Polsce [12. Seip, 1988].

Przeprowadzone w latach 1994–1995 badania składu chemicznego opadów w 33 stacjach pomiarowych zlokalizowanych w dorzeczu środkowej i górnej Odry (stanowiącym 13,5% powierzchni kraju) wykazały duży poziom zanieczyszczenia opadów oraz znaczne zróżnicowanie ich jakości w czasie i przestrzeni. Największy poziom zanieczyszczenia stwierdzono dla opadów atmosferycznych w środkowej części zlewni, zaś najmniejszy w południowej części zlewni górnej Odry oraz w woj. zielonogórskim. Porównanie stężeń badanych wskaźników z zawartościami dopuszczalnymi w wodach powierzchniowych wykazało, że opady we wszystkich stacjach pomiarowych okresowo charakteryzowały się niską wartością (min. = 3,7 pH), a maksymalne stężenia ołowiu, miedzi i cynku (odpowiednio równe: 0,099, 0,285 i 0,367 g/m^3) były większe od dopuszczalnych w środkowej części zlewni. W 70% wszystkich próbek zawartość fosforu ogólnego była większa od dopuszczalnej w wodzie III klasy czystości, a maksymalna wynosiła 1,05 gP/m^3 [16. Twarowski i in., 1996]. Istotne zakwaszenie (4,1–4,8 pH) stwierdzono również w próbkach zbieranych w odległości 0,2–13,5 km od elektrowni Dolna Odra [19. Zabłocki, 1996].

Woda opadowa zbierana na terenie miasta Krakowa w latach 1992–1993 charakteryzowała się niskim odczynem. Średnioroczna wartość odczynu była równa 5,05 pH. Odczyn podczas gdy dla opadów w okolicach Krakowa była zdecydowanie niższy i wynosił 3,7 pH. Różnicę na korzyść aglomeracji miejskiej tłumaczy się obecnością w powietrzu pyłów neutralizujących [2. Godzik, 1994]. Bardzo duże zakwaszenie opadów mokrych (śr. miesięczne 3,8–5,3 pH, najczęściej < 4,3 pH) oraz opadów całkowitych (śr. miesięczne 4,0–6,1 pH, a przeważnie < 5,0 pH) stwierdzono dla śródmieścia Wrocławia [14. Twarowski i in., 1994].

Przykładem wpływu zanieczyszczeń napływowych było zanieczyszczenie opadów atmosferycznych na terenie Karkonoszy w latach 1991–1993.

Wartość odczynu mieściła się w granicach 3,2–6,6 pH, a maksymalne stężenia SO^{-}, NO + NO, Zn^{2+} i Cu^{2+} były odpowiednio równe: 22 g/m^3, 2,64 gN/m^3, 0,284 g/m^3 i 0,172 g/m^3 [15. Twarowski i in., 1994]. Jeszcze większe zakwaszenie (do 2,5 pH) i zasolenie wykazywały opady w Ojcowskim Parku Narodowym w latach 1988–1995 (OPN). Zwierały one do 26 gSO-/m^3, 22 gNO/m^3, 3 gCl-/m^3 oraz do 0,86 gZn^{2+}/m^3 [11. Różkowski i in., 1996]. Stwierdzony poziom zanieczyszczenia był wynikiem sąsiedztwa OPN z GOP oraz aglomeracjami miejskimi.

Omówione przykłady świadczą, że problem kwaśnych opadów atmosferycznych oraz wynikających z tego skutków jest bardzo istotny w Polsce.

4. WPŁYW KWAŚNYCH OPADÓW ATMOSFERYCZNYCH NA GLEBY

Gleba jako układ otwarty jest bardzo podatna na wpływ czynników zewnętrznych, czego wynikiem jest jej zakwaszenie spowodowane kwaśnymi opadami atmosferycznymi. Jony H^+ wprowadzone do gleby wraz z mokrymi i suchymi opadami mogą być w niej częściowo neutralizowane. Zdolność przyjmowania protonów bez zmiany wartości odczynu określa się odpornością gleby na zakwaszenie. Zmniejszenie wartości odczynu w środowiska glebowego następuje gdy zawartość czynników zakwaszających jest duża i przekracza możliwości buforujące gleby. Odporność gleby za zakwaszenie zależy od rodzaju i zawartości substancji buforujących oraz produktów reakcji neutralizacji. W glebie istnieją różne systemy buforujące działające w określonym zakresie odczynu (tab 1), a przedstawiono je w tab. 1. W wyniku neutralizacji kwasów z kompleksu sorpcyjnego gleb wraz ze zmniejszającą się wartością odczynu wymywane są kolejno kationy wymienne: Ca^{2+}, Mg^{2+}, Mn^{2+}, Al^{3+} i Fe^{2+}, a ich ilość zależy od rodzaju gleby i jest większa dla gleb lekkich. Jony te przechodzą do roztworu glebowego i są pobierane przez rośliny lub, w wyniku migracji wodnej, transportowane do wód podziemnych bądź, z wodami gruntowymi, do wód powierzchniowych. Spośród kationów wymiennych największe znaczenie, w aspekcie toksycznego działania, mają jony glinu, których stężenie jest wprost proporcjonalne do poziomu zakwaszenia gleby.

TABELA 1

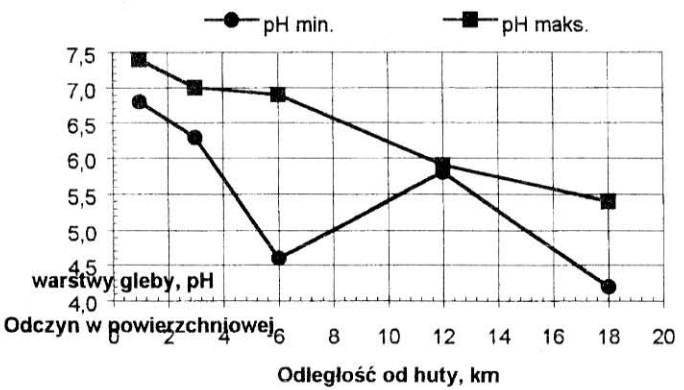
Systemy buforowania i zakresy ich odczyn w glebie [1. Gliński i in., 1993]

Substancje buforujące	Zakres odczynu, pH	Główne produkty reakcji zmniejszające pojemność buforową
Węglan wapnia	8,6÷6,2	Wodorowęglan wapnia
Krzemiany	cały zakres (dominująca reakcja buforująca w glebach bezwęglanowych o odczynie >5)	Minerały ilaste np. $Al_2Si_2O_5(OH)_4$
Tlenki manganu, Minerały ilaste, Glin międzypakietowy $n[Al(OH)^{-x}]$	5÷4,2	Niewymienialne $n[Al(OH)^{-x}]$, Mn^{+2} wymienny, Al^{+3} wymienny, Hydroksysiarczan glinu $[Al(OHSO_4)]$
Glin międzypakietowy, Hydroksysiarczan glinu	<4,2	Al^{+3} w roztworze
Glin i żelazo	<3,8 (w obecności rozpuszczonych związków organicznych)	H^+ i Fe^{+2} wymienne, kompleksy organiczno żelazowe
Żelazo $Fe(OH)^{+2}$	<3,2	H^+ i Fe^{+2} wymienne

O zakwaszeniu gleb, poza ich budową chemiczną, współdecydują warunki meteorologiczne, intensywność nawożenia nawozami nieorganicznymi oraz zanieczyszczenie powietrza pyłami przemysłowymi. Jak wykazują wyniki badań, stopień kwasowej degradacji gleb jest często większy na obszarach odległych od aglomeracji miejsko-przemysłowych.

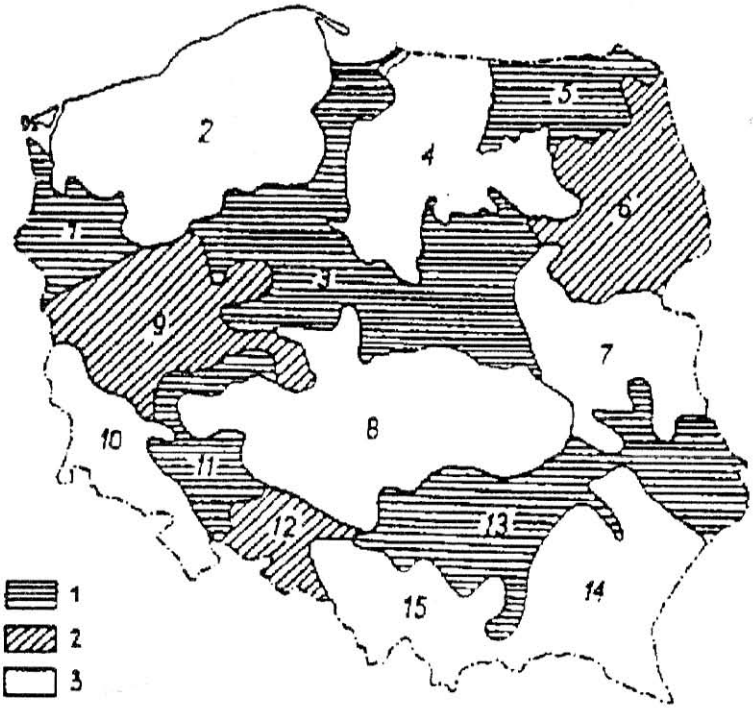
Ten pozorny paradoks wynika stąd, że na terenach uprzemysłowionych powietrze zanieczyszczone jest pyłami zasadotwórczymi, neutralizującymi kwasowość opadów. Potwierdzają to dane przedstawione na rys. 1, który obrazuje zakwaszenie powierzchniowej warstwy gleby (w 1991 r.) w funkcji odległości od Huty im. Sendzimira [13. Siuta, 1993]. Ocena poziomu zakwaszenia gleb w profilu pionowym wykazuje, że wartość odczynu zwiększa się wraz z głębokością warstwy gleby.

W zakwaszonym środowisku glebowym znacznemu ograniczeniu ulega aktywność biologiczna bakterii i promieniowców, co hamuje wiele korzystnych przemian związków azotu w glebie. Ponadto w środowisku kwaśnym i w obecności jonów glinu i żelaza następuje wytrącanie trudno rozpuszczalnych związków fosforu.



Rys. 1 *Wpływ odległości emitora na odczyn powierzchniowej warstwy gleby.*

Widoczną miarą skutków zakwaszenia gleb są zmiany patologiczne szaty roślinnej, a szczególnie wrażliwe są lasy. Postępująca degradacja lasów polskich obrazuje rosnące zakwaszenie gleb. Kern [3. Górska, 1996] analizując wyniki licznych pomiarów wartości odczynu w środowiska glebowego w Polsce, wydzielił na terenie kraju 15 obszarów różniących się stopniem zakwaszenia gleb (rys. 2).



Rys. 2. *Regiony występowania gleb o określonym odczynie, wg Kerna: 1–odczyn obojętny lub alkaliczny, 2–odczyn lekko kwaśny i kwaśny, 3–odczyn kwaśny i bardzo kwaśny [3. Górska, 1996]*

Kwaśne opady zwiększają rozpuszczalność zdeponowanych w glebie trudno rozpuszczalnych związków metali ciężkich, przyczyniając się do ich migracji do głębszych warstw, a następnie do wód naturalnych. Często są również przyczyną istotnego zanieczyszczenia gleb tymi metalami, co wyraźnie stwierdza się w rejonach uprzemysłowionych. Stwierdzone stężenia niektórych metali ciężkich w glebach takich rejonów oraz ich stężenia naturalne i dopuszczalne w glebach przedstawiono w tabeli 2.

Kwaśne opady atmosferyczne mają również udział w zwiększaniu zawartości azotanów, siarczanów i chlorków w glebach.

Ocenia się, że przynajmniej na 1/3 powierzchni kraju zaszły trwałe zmiany w glebie spowodowane zanieczyszczeniem środowiska [7. Kozłowski, 1991].

5. WPŁYW KWAŚNYCH OPADÓW NA WODY POWIERZCHNIOWE

Oddziaływanie kwaśnych opadów atmosferycznych na jakość wód powierzchniowych ma charakter bezpośredni i pośredni, a jego efekt zależy przede wszystkim od pojemności buforującej zlewni i minerałów budujących koryta rzek, strumieni, oraz poziomu zakwaszenia i zanieczyszczenia tych opadów i gleb.

TABELA 2

Naturalne i dopuszczalne zawartości metali ciężkich w glebach oraz ich stężenia w zanieczyszczonych glebach rejonów uprzemysłowionych w Polsce [7. Kozłowski, 1991]

Metale	**Zawartość, mg/kg**		
	naturalna (najczęstsza)	***w glebach zanieczyszczonych***	***dopuszczalna***
Cynk	20–50	300–1000 (maks. 20000)	300
Kadm	0,2–1,0	10–40 (maks. 280)	5
Miedź	5–20	100–300 (maks.1200)	100
Ołów	10–40	100–500 (maks. 4650)	100

Skutkiem kwaśnych opadów atmosferycznych jest zakwaszenie roztworu glebowego oraz zwiększenie w nim stężeń wielu kationów, w tym również metali ciężkich, które wraz z wodami gruntowymi mogą być transportowane do wód powierzchnio- wych – powodując w sposób pośredni ich zanieczyszczanie. Bezpośrednie zanieczyszczenie powodują

opady trafiające wprost do wód powierzchniowych oraz spływy powierzchniowe i wody roztopowe nie mające większego kontaktu z glebą lub skalą macierzystą. Jest to możliwe przy bardzo małej powierzchni zlewni, w przeciwnym wypadku kontakt wody opadowej z powierzchnią gleby jest wystarczająco długi aby wyraźnie zmienił się skład chemiczny spływu z takiej powierzchni.

Ostatecznie stężenie jonów H^+ w wodzie powierzchniowej jest wynikiem oddziaływania opadów atmosferycznych oraz produktów reakcji zachodzących w wodzie powierzchniowej i na granicy faz: woda–koryto cieku powierzchniowego. Bardzo istotnym czynnikiem decydującym o wynikowej wartości odczynu wody jest rodzaj minerałów budujących zlewnię. W zlewniach bogatych w minerały głównie węglanowe do zakwaszenia wód powierzchniowych zwykle nie dochodzi. Miarą podatności wód powierzchniowych na zakwaszenie jest zasadowość M wody i jest ona odwrotnie proporcjonalna do zasadowość M. Jako mało wrażliwe na zakwaszenie uznaje się wody o zasadowości M > 1,5 val/m^3 [7. Kozłowski, 1991]. Do wód płynących podatnych na zakwaszenie należą głównie wody potoków i rzek górskich. Badania prowadzone dla wód kilkunastu potoków karkonoskich oraz wód w zlewni rz. Kamienna wykazały, że charakteryzowały się one wartością odczynu od 4,55 do 6,9 pH oraz bardzo małą zasadowością wynoszącą 0,06–0,45 val/m^3 [18. Wasilewski i in., 1993].

Gwałtowne zmiany wartości odczynu obserwuje się wiosną, w okresie spływów wód roztopowych. Pierwsze objętości wody roztopowej są bardzo zakwaszone, a ich odczyn obniża się wówczas do wartości < 3,0 pH powodując tzw. "szok pH" w wodach odbiornika. W pozostałych porach roku ładunek jonów H^+ wnoszonych z opadami atmosferycznymi jest zwykle mniejszy. Jak wykazały badania prowadzone na obszarze zlewni górnej i środkowej Odry, roczny ładunek jonów [H^+] zmieniał się od 0,02 kg[H^+]/ha do ponad 0,4 kg[H^+]/ha [16. Twarowski i in., 1996].
W wodach płynących, ujemny wpływ kwaśnych opadów ujawnia się również podczas intensywnych opadów atmosferycznych tj. w okresie dużej intensywności zasilania powierzchniowego. W okresach suchych zakwaszenie wód powierzchniowych jest zwykle mniejsze dzięki buforującej aktywności gleb (bogatych w materiały buforujące).

Bezpośredni sposób zakwaszania ma większy udział w przypadku wód płynących niż stojących. Reakcja jezior na zakwaszanie jest zwykle

wolniejsza, co nie zmienia faktu, iż bardzo duża objętość wód jeziorowych na świecie jest zdecydowanie bardziej zakwaszona niż wody płynące. W zakwaszonych wodach stwierdza się podwyższone stężenie kompleksów glinu, a przy wartościach < 4,0 pH również toksycznych jonów Al^{3+}.

Badania wód jeziorowych w Norwegii wykazały, że w wodach charakteryzujących się około 4,8 pH zawartość glinu wynosiła ok. 128 µgAl dm^3 [10. Rosseland i in., 1990]. Zakwaszenie wód zwiększa również rozpuszczalność metali ciężkich powodując ich wtórne uwalnianie z osadów dennych, a kwaśne opady atmosferyczne często są również źródłem tych trwałych i niebezpiecznych zanieczyszczeń. W wodzie w obecności glinu przebiega proces samokoagulacji zanieczyszczeń, w tym także substancji humusowych, zwiększając przezroczystość wody. Zjawisko to obserwuje się głównie w wodach jeziorowych, a jego bezpośrednim skutkiem jest wzrost produkcji pierwotnej substancji organicznych, których rozkład w wodach zakwaszonych przebiega wolniej.

Kwaśne opady atmosferyczne są również źródłem substancji biogennych trafiających w sposób bezpośredni lub pośredni do wód powierzchniowych. Ponadto kwaśne opady zakwaszając gleby skracają czas zatrzymania w środowisku glebowym substancji nawozowych – sprzyjając szybszemu ich wymywaniu do wód powierzchniowych i ostatecznie intensyfikacji eutrofizacji. Roczne ładunki fosforu i azotu ogólnego wnoszone z opadami atmosferycznymi na teren zlewni górnej i środkowej Odry były większe od dopuszczalnych (wyznaczonych wg kryterium Vollenweidera; 1 gN/m^2 i 0,1–0,15 gP/m^2) dla wód większości zbiorników na tym terenie [16. Twarowski i in., 1996].

Poza wymienionymi skutkami, kwaśne opady atmosferyczne zwiększają stężenie siarczanów w wodach powierzchniowych, a w rejonach nadmorskich również chlorków. Azotany wnoszone z opadami do środowiska wodnego, jako dobrze przyswajalne substraty pokarmowe, włączane są do łańcucha biologicznego i nie rzutują na zwiększenie ich zawartości w wodzie.

Zakwaszenie wód i wynikające z niego skutki są głównym powodem zachwiania równowagi biologicznej wód naturalnych, co znajduje również

odzwierciedlenie w przebiegu procesów samoczyszczenia się wód powierzchniowych.

6. PODSUMOWANIE

Kwaśne opady atmosferyczne są istotnym źródłem zanieczyszczenia środowiska glebowego oraz wód powierzchniowych. Ich ujemny wpływ ujawnia się przede wszystkim w zakwaszeniu powyższych komponentów środowiska oraz w zanieczyszczeniu ich związkami biogennymi, metalami ciężkimi, a także mikrozanieczyszczeniami organicznymi.
Skutki oddziaływania kwaśnych opadów znajdują odzwierciedlenie nie tylko w niekorzystnych zmianach chemizmu wód i gleb ale również zakłócają równowagę biologiczną biocenoz i prawidłowy rozwój organizmów wyższych.
Rozmiar szkód w środowisku powodowany tymi opadami zależy głównie od wielkości emisji zanieczyszczeń do powietrza, budowy zlewni,
a jedynym skutecznym sposobem zmniejszenia stopnia "kwasowej" degradcaji środowiska jej eliminacja zanieczyszczeń kwasogennych w miejscu ich powstawania.

LITERATURA

[1] **GLIŃSKI J., STĘPNIEWSKA Z.:** *Właściwości gleb zakwaszonych*, Mat. Symp. Nauk. "Przyrodnicze i antropogeniczne przyczyny oraz skutki zakwaszenia gleb", Lublin, 1993.
[2] **GODZIK B.:** *Skład chemiczny opadów w Krakowie i okolicy*, Aura, 1994/10
[3] **GÓRSKA E.:** *Wpływ opadów atmosferycznych na środowisko wodne i glebowe*, praca dyplomowa (maszynopis), Polit. Wrocławska, I–15, Wrocław, 1996
[4] **HEGG D.A., HOBBS P.V.:** *Atmospheric Environment*, 1986/20
[5] **JANSEN W., BLOCK A., KNAACK I.:** *Kwaśne deszcze – z doświadczeń RFN*, Aura 1988/4
[6] **KABSCH P.:** *Emisje produktów spalania do atmosfery w świecie*, Ochrona Powietrza, 1991/3

[7] **KOZŁOWSKI S.:** *Gospodarka a środowisko przyrodnicze*, PWN, 1991

[8] **KULISZ I.:** *Kwaśne opady i ich wpływ na środowisko*, Wydawnictwa Geologiczne, 1988

[9] Ochrona Środowiska 1995, *Informacje i opracowania statystyczne*, GUS, Warszawa 1995

[10] **ROSSELAND B.O., HENRIKSEN A.:** *Acidification in Norway loss of fish populations and the 1000 – Lake Survey 1986*, The Science of the Total Environment 1990/96

[11] **RÓŻKOWSKI J., LEŚNIOK M., PARTYKA J.:** *Zanieczyszczenie opadów, wód powierzchniowych i podziemnych w wybranym rejonie krasowym Polski południowej*, Mat. Konf., "Problemy hydrogeologiczne południowo–zachodniej Polski", Wrocław 1996

[12] **SEIP J.:** *Zakwaszenie wód – najważniejszy problem zakwaszenia środowiska w Norwegii*, Aura 1988/4

[13] **SIUTA J.:** *Przemysłowe czynniki kwasowej degradacji pokrywy glebowo–roślinnej*, Mat. Symp. Nauk., "Przyrodnicze i antropogeniczne przyczyny oraz skutki zakwaszenia gleb", Lublin, 1993

[14] **TWAROWSKI R., GENDOLLA T.:** *Udział zanieczyszczeń z opadów mokrych w całkowitym obciążeniu powierzchniowym ładunkami wnoszonymi przez opady atmosferyczne w aglomeracji miejsko–przemysłowej na przykładzie miasta Wrocławia*, Mat. Konf. VII Międzynarodowej Konf. Nauk., "Chemizm opadów atmosferycznych wód powierzchniowych i podziemnych", Łódź, 1994

[15] **TWAROWSKI R., GENDOLLA T.:** *Zmienność powierzchniowego obciążenia obszaru Karkonoszy zanieczyszczeniami wnoszonymi przez opady atmosferyczne*, Prace Inst. Badawczego Leśnictwa, 1994

[16] **TWAROWSKI R., SZYJKOWSKI A., GENDOLLA T.:** *Monitoring zanieczyszczeń wnoszonych przez opady atmosferyczne na obszary zlewni górnej i środkowej Odry i ocena wynikających stąd zagrożeń geoekosystemów*, Mat. Konf., "Problemy hydrogeologiczne południowo–zachodniej Polski", Wrocław, 1996

[17] **WASILEWSKI W.:** *Ocena jakości zanieczyszczeń powietrza atmosferycznego*, Ochrona Powietrza 1986/3

[18] **WASILEWSKI M., TWAROWSKI R., NOWOSIELSKI M.:** *Chemizm wód płynących w Karkonoszach i niektóre jego uwarunkowania*, Mat. Konf. "Odra i jej dorzecze", Wrocław, 1993

[19] **ZABŁOCKI Z.,** *Zmiany chemizmu opadów na obszarze oddziaływania imisji z elektrowni opalanej węglem w latach 1977–1994*, Mat. Konf., Problemy hydrogeologiczne południowo-zachodniej Polski, Wrocław, 1996.

[20] **ZWOŹDZIAK J., LISOWSKI A., KMIEĆ G., ZWOŹDZIAK A., MATYNIAK Z., JAGIEŁŁO R.:** *Określenie rodzaju i stopnia skażenia chemicznego poszczególnych komponentów środowiska. Identyfikacja zanieczyszczeń napływowych*, Raport SPR, Politechnika Wrocławska, I–15, 1990

Nr 5 INŻYNIERIA ŚRODOWISKA 1996

Michał Drab, Ireneusz Wróbel*

ZMIANY CHEMIZMU WÓD GRUNTOWYCH W REJONIE STAREGO MIASTA ZIELONEJ GÓRY

Streszczenie

W pracy zawarto wyniki badań przeprowadzonych w roku 1992. Do analiz pobierano próby wód z piezometrów zlokalizowanych na terenie Starego Miasta Zielonej Góry. Piezometry wykonano dla zbadania przyczyn podtapiania piwnic na Starówce. Próby wody pobierano raz w miesiącu od marca do grudnia.

Analizy wykazały, że najbardziej zanieczyszczone były wody ze zbiornika „Srebrna Góra" i z tzw. „Płytkiego horyzontu wodonośnego". Zanieczyszczenia miały charakter antropogeniczny.

Wody pobrane z piezometrów zlokalizowanych na terenie zbiornika „Stare Miasto-Wazów" były znacznie mniej zanieczyszczone, a wyniki większości oznaczanych wskaźników chemicznych pozwala zaliczyć je do drugiej klasy czystości.

1. WSTĘP

Pod koniec lat osiemdziesiątych w piwnicach wielu budynków Starego Miasta w Zielonej Górze pojawiła się woda. Początkowo przypuszczano, że przyczyną podtopień są nieszczelne przewody wodociągowe. Przeprowadzone badania szczelności przewodów nie potwierdziły tej hipotezy. Próbowano podtopienia wiązać z nieszczelną kanalizacją ale i to przypuszczenie się nie potwierdziło.

* Michał Drab, Ireneusz Wróbel – Zakład Odnowy Środowiska, Politechnika Zielonogórska

W roku 1990 podczas prowadzenia kapitalnych remontów budynków przy ulicy Drzewnej (2-4) (rys.1.) stwierdzono wysokie stany wód gruntowych, utrudniające zagospodarowanie piwnic. W tym czasie podtopione zostały ogródki przydomowe położone pomiędzy Aleją 3 - Maja, a ulicą Drzewną.
W latach 1989 / 90 badania przyczyn podtopienia budynków przy ulicach: Stary Rynek, Bohaterów Stalingradu, Żeromskiego i Kościelnej (rys.1.) były prowadzone przez Misztala St. i Kołodziejczyk U. (1990). Nie wyjaśniły one jednak w sposób jednoznaczny źródła pochodzenia wody napływającej do piwnic.
Był to bowiem czas kilkuletniej suszy klimatycznej i sprawa wydawała się bardzo trudna do wyjaśnienia.
W roku 1992 na zlecenie Zarządu Miejskiego Zielonej Góry przeprowadzono kompleksowe badania hydrogeologiczne. Założono również sieć piezometrów, w których w latach 1992/93 prowadzono obserwacje stanów zwierciadła wody oraz pobierano próby do badań fizyko - chemicznych (Wróbel I.I., Uchman A. 1993).
Wykonane badania i obserwacje pozwoliły ustalić, że przyczyną podtapiania budynków na Starówce i obszarach przyległych jest podniesienie się poziomu wód gruntowych w rejonie Parku Sowińskiego i Zakładów „Polska Wełna" o około 12 -13 m i utrudnienie przepływu tych wód dawnymi kopalnymi (wypełnionymi aktualnie osadami piaszczysto - żwirowymi) dolinami w kierunku Starówki.
Osią ściekową dla przepływu wód gruntowych okazała się dawna dolina Złotej Łączy (na terenie miasta ciek ujęty został w kolektor kanalizacyjny). Ze wstępnej analizy stosunków hydrogeologicznych wynika, że odnowione zostały zasoby wód gruntowych o nowym zmienionym składzie fizyko - chemicznym.

2. OBSZAR I METODYKA BADAŃ

Badaniami objęto obszar Starego Miasta Zielonej Góry wraz z terenami przyległymi o powierzchni 400 X 500 m, Pod względem geomorfologicznym jest to północny skłon Wału Zielonogórskiego. Powierzchnia terenu jest wyniesiona, o rzędnych 133 - 142 m n.p.m. i łagodnie opada w kierunku północno - zachodnim, Na obszarze tym zlokalizowano 9 punktów obserwacyjnych , w których prowadzono w 1992 i w 1993r:

- pomiary stanów zwierciadła wody podziemnej w odstępach codekadowych : 1, 11 i 21 dnia miesiąca oraz
- jeden raz w miesiącu pobierano próbki wody podziemnej dla wykonania analizy fizyko - chemicznej,

Zakres analizy obejmował oznaczenie: barwy, odczynu, utlenialności, twardości ogólnej, zasadowości, suchej pozostałości, przewodnictwa, ChZT, dwutlenku węgla wolnego, dwutlenku węgla agresywnego, azotu amonowego, azotu azotanowego, chlorków, siarczanów, sodu, potasu, wapnia, magnezu, żelaza ogólnego, manganu.

Badania analityczne wykonane zostały w laboratorium " Ekosystem " Sp. z o.o. w Zielonej Górze.

Analizę zmienności podstawowych parametrów fizyko-chemicznych dokonano w oparciu o zestawienia tabelaryczne oraz wykresy zmienności wybranych kationów i anionów w czasie w układzie współrzędnych prostokątnych, natomiast klasy badanej wody przedstawiono za pomocą trójkątów Fereta - oddzielnie dla kationów i anionów (Pazdro Z : 1983).

Oceny stopnia zanieczyszczenia wód podziemnych dokonano w oparciu o wskazówki metodyczne oceny i klasyfikacji zwykłych wód podziemnych na podstawie składu chemicznego i własności fizycznych (P.I.O.Ś.; 1988).

3. STOSUNKI HYDROGEOLOGICZNE

Wody podziemne w rejonie Zielonej Góry występują w określonych strefach, powstanie których należy ściśle wiązać z glacitektoniką (Masternak H.; 1979, Wróbel I.; 1989, 1982). Osady piaszczyste i piaszczysto - żwirowe wypełniają lokalne obniżenia (synkliny) w podłożu osadów nieprzepuszczalnych (Bartkowski T.; 1960, 1962).

Osady piaszczysto - żwirowe charakteryzują się korzystnymi parametrami hydrogeologicznymi :

- dobrą wodoprzepuszczalnością (k = 0,0005 m/s)
- dobrą odsączalnością (W0 = 20 - 28 %)
- oraz dobrą wodochłonnością,

Struktury wodonośne ciągną się na przestrzeni kilku do kilkunastu kilometrów (Wróbel I; 1989) z SW na NE (rys. 1). Jedna z takich struktur zwana Zbiornikiem wód podziemnych " Srebrna Góra " znajduje się na SE od obwodnicy - Al. Konstytucji 3-Maja. Miąższość warstwy wodonośnej

wynosi tu około 80 m. Na bazie zbiornika „Srebrna Góra" przez ponad 80 lat pracowały ujęcia wód podziemnych :
- Polskiej Wełny,
- P.W.i K. przy ulicy Wrocławskiej i Wiśniowej,
- Wytwórni Win przy ulicy Moniuszki,

W maju 1980 roku odwiercono w strefie omawianego zbiornika studnię publiczną w Parku Sowińskiego.

Zbiornik wód podziemnych „Srebrna Góra" był w przeszłości nadmiernie eksploatowany i w efekcie nastąpiło obniżenie zwierciadła wód gruntowych o ponad 20m. Taki stan utrzymywał się jeszcze na początku lat 80 - tych. Od roku 1987 poziom zwierciadła statycznego powoli się zaczął podnosić, osiągając w 1992 roku poziom około 141,0m npm. (Curyło Z.; 1992, Wróbel I.I.; 1992). Również zaobserwowano podniesienie się zwierciadła wód podziemnych w studni na terenie Parku im. Sowińskiego, do poziomu rzędnej około 141,0 m npm. tj. o około 13m oraz w studni na terenie Octowni, w Wytwórni Win (ul. Tylna) o około 15 m (Wróbel I.I., Uchman A.; 1993). Świadczy to o odnowie zasobów wód podziemnych we wschodniej części zbiornika „Srebrna Góra". Dynamikę wód gruntowych omawianej strefy badano w punkcie badawczym nr I - w piezometrze usytuowanym w Parku im. Sowińskiego. Amplituda wahań zwierciadła za badany okres wynosiła 59cm. Najwyższe stany wód zaobserwowano w grudniu 1992r i w styczniu 1993r.

Drugim obszarem występowania użytkowego horyzontu wód podziemnych o swobodnym zwierciadle jest Stare Miasto oraz tereny ciągnące się wzdłuż ulic Kopernika, Kościelnej i Drzewnej, poprzez Plac Matejki i dalej wzdłuż ulicy Wazów.

Jest to również wydłużone kopalne obniżenie w nieprzepuszczalnym podłożu, wypełnione osadami piaszczysto - żwirowymi, pochodzenia wodno - lodowcowego (Wróbel I.; 1989). Strefa ta w literaturze fachowej została wydzielona pod nazwą zbiornika użytkowego wód podziemnych „Wazów".

Warunki hydrogeologiczne tego zbiornika rozpoznane zostały w 1992r płytkimi wierceniami, w których zainstalowano następujące punkty badawcze :

II - piezometr przy Placu Pocztowym koło Baru Senior
III - piezometr przy ulicy Drzewnej 10
IV - piezometr przy ulicy Kopernika 10 pod cisem

V - piezometr - studnia nr II przy zbiegu ulic Kopernika i Ciesielskiej obok parkingu

W żadnym z tych wierceń nie osiągnięto spągu warstwy wodonośnej do głębokości 10m a przy kościele Św. Jadwigi do głębokości 20m. Wody podziemne ze zbiornika „Wazów" ujmowane są dla Szpitala Wojewódzkiego przy ulicy Wazów. Dla tego ujęcia zatwierdzone są zasoby eksploatacyjne : Q EX = 50 m^3 / h przy S= 2,6m. Współczynniki filtracji dla tego poziomu wynoszą : 0,0003 do 0,0005m/s.

Dynamikę wód podziemnych w okresie 10 miesięcy badano w 4-ch wyżej wymienionych piezometrach w rejonie Starówki. W okresie obserwacji stwierdzono następujące amplitudy wahań w punktach :

II - przy Pl. Pocztowym: 48 cm
III - przy ul. Drzewnej 10: 100 cm
IV - przy ul. Kopernika 10: 78 cm
V - studnia nr II przy ul. Ciesielskiej: 97 cm

Najwyższe stany wód podziemnych obserwowano w miesiącach kwietniu i maju, a najniższe na przełomie listopada i grudni.

Wody podziemne zbiornika „Wazów" zasilane są przez infiltrację opadów atmosferycznych w bardzo ograniczonym stopniu oraz przez dopływ z horyzontów wyżej usytuowanych. W tym przypadku, przy wysokich stanach wód podziemnych zbiornika „Srebrna Góra", następuje jakby przelewanie się (przesączanie się) wód podziemnych dawną kopalną doliną Złotej Łączy i jej dopływami do warstw przepuszczalnych niżej położonych w rejonie Starego Miasta. W wyniku tego nastąpiło znaczne podniesienie się wód gruntowych na Starówce, co spowodowało podtopienie niżej położonych piwnic.

Wody podziemne strefy płytkiego horyzontu wodonośnego.

Są to wody podziemne występujące w osadach piaszczystych i w nasypach mineralnych zalegających pokrywowo na osadach spoistych. Miąższość warstwy wodonośnej jest niewielka i zmienna od kilkudziesięciu cm do 2 - 3m. W okresach długoletnich posuch i przy braku dopływu wód gruntowych od strony Parku Sowińskiego omawiany horyzont zanika. W tej strefie wyznaczono następujące punkty badawcze:

Punkt VI - przy ul. Licealnej, miąższość nawodnionych nasypów wynosi 1,5m.

Punkt VII - przy Pl. Powstańców Wielkopolskich - Filharmonia, miąższość warstwy wodonośnej przy stanach maksymalnych wynosi około 2,5m.
Punkt VIII- przy ul. Pieniężnego
Punkt IX - przy ul. Pod Topolami (butik)
Amplitudy wahań w okresie obserwacyjnym były niewielkie i odpowiednio wynosiły 26 i 17cm. Obserwuje się tu dużą częstotliwość zmian zwierciadła wody gruntowej (Wróbel I.I., Uchman A.; 1993). Współczynnik filtracji dla tego horyzontu, ustalony na podstawie analizy sitowej, wynosi około 0,00002 m/s (19,7 m/d).

4. OMÓWIENIE CHEMIZMU WÓD GRUNTOWYCH

Odnowione zasoby wód podziemnych w rejonie zielonogórskiej Starówki charakteryzują się odnowionym hydrochemizmem, ukształtowanym w dużym stopniu nową sytuacją geograficzno - ekonomiczną jaka tu nastąpiła pod koniec ubiegłego stulecia.

Zbiornik wód podziemnych " Srebrna Góra "
W strefie występowania wód podziemnych tzw. zbiornika „Srebrna Góra", położonego na S od Starego Miasta, usytuowane zostały największe zakłady przemysłowe oparte na technologiach wodochłonnych: „Polska Wełna", Fabryka Mebli, Wytwórnia Win i Octownia. Dla charakterystyki hydrochemicznej tego zbiornika, wybrane parametry zestawiono w tabeli nr 1 (wg danych dotyczących ujęcia wód podziemnych dla „Polskiej Wełny").
Zestawienie wybranych parametrów hydrochemicznych z ujęcia wód podziemnych „Polskiej Wełny"
Powyższe zestawienie wybranych parametrów hydrochemicznych wskazuje na pogorszenie się chemizmu wód podziemnych w stosunku do danych z lat 70 - tych.
Nastąpił bowiem wzrost zawartości siarczanów, chlorków, oraz suchej pozostałości co wskazuje na zanieczyszczenie omawianych wód zbiornika „Srebrna Góra" przez odcieki przemysłowe.

Tabela 1.

Oznaczenia	Miano	12.02.72	27.03.91	27.03.91	18.04.91
		st.5a	1a	6z	4z
Mętność	mg/dm^3	5	15	15	5
Żelazo	$mgFe/dm^3$	6,0	1,0	2,4	4,0
Siarczany	$mgSO_4/dm^3$	174,0	253,4	606,0	250,9
Sucha pozostałość	mg/dm^3	756	1005	1360	842
Twardość ogólna	$mgCaCO_3/dm^3$		720	1040	660
Amoniak	mgN/dm^3	0,16	0,20	0,60	0,70
Mangan	$mgMn/dm^3$	0,30	0,15	1,00	0,15
Odczyn pH		7,0	7,3	6,9	7,1
Chlorki	$mgCl/dm^3$	31,2	114,0	50,0	32,0

Zmienność hydrochemizmu przedstawiono w oparciu o szczegółowe badania analityczne wykonane dla próbek z piezometru usytuowanego w Parku im. Sowińskiego (rys. 2,3). Jak wynika z przeprowadzonej analizy są to wody siarczanowo - wodorowęglanowe - wapniowe, słabo zasadowe (pH 7,3 - 8,0) ze zmienną agresywnością węglanową (CO_2 agresywny zmienia się od 0,0 do 11,0 mg/dm^3).

Na zanieczyszczenie przemysłowe wskazuje również zmienna zawartość azotu amonowego od 0,0 do 3,0 mg/dm^3. Maksymalne zawartości tego jonu wystąpiły w kwietniu i czerwcu 1992r. Również dużą zmienność wykazuje jon siarczanowy (SO_4^{2-}).

W świetle wymogów klasyfikacji stopnia zanieczyszczenia zwykłych wód podziemnych (P.I.O.Ś.; 1988) można stwierdzić, że są to wody zanieczyszczone czynnikami antropogenicznymi, co przejawia się występowaniem w podwyższonych ilościach jonów: azotu amonowego, siarczanów, chlorków, żelaza ogólnego i manganu.

Zbiornik wód podziemnych Stare Miasto - Wazów

Hydrochemizm wód tego zbiornika był badany w piezometrach zlokalizowanych przy: Placu Pocztowym, ul. Drzewnej 10, ul. Kopernika i w studni publicznej przy zbiegu ulic Drzewna - Ciesielska (rys.1.).

W zbiorniku tym w ciągu roku 1992 obserwowano znaczną zmienność przestrzenną poszczególnych składników hydrochemicznych (rys.4,5). W rejonie Pl. Pocztowego przeważają typy wód wodorowęglanowo -

siarczanowych - wapniowo - magnezowych. W okresie lata w wodach występowała podwyższona zawartość jonu magnezowego.
Są to wody słabo zasadowe (pH 7,5 - 7,8), o zanieczyszczeniach antropogenicznych związkami azotu amonowego (0,01 - 2,32 mg/dm^3) oraz zmiennej zawartości żelaza ogólnego od 0,0 do 7,8 mg/dm^3 i manganu od 0,03 do 1,50 mg/dm^3. Największe zawartości związków żelaza ogólnego wystąpiły na początku lata i jesienią. Również zawartości jonów Na i Mg zmieniają się w wodzie skokowo.
W piezometrach przy ul. Drzewnej - punkt badawczy III i przy ul. Kopernika - pod cisem - punkt badawczy IV oraz w studni przy ul. Ciesielskiej (rys. 4 i 5) występują typowe wody wodorowęglanowo - wapniowe lub wodorowęglanowo - wapniowo - sodowe.
Zawartość jonów Cl^-, SO_4^{2-}, HCO_3^-, Ca^{2+}, K^+ i Na^+ nie wykazuje większych zmian ilościowych. Natomiast wiosną i późną jesienią w omawianych punktach obserwuje się wzrost zawartości związków żelaza ogólnego, manganu oraz azotu amonowego.
Najmniej zanieczyszczone, a zatem zbliżone do hydrochemicznego tła naturalnego są wody występujące w rejonie punktu badawczego IV, chociaż i tu obserwuje się podwyższone w stosunku do norm zawartości azotu amonowego (0,76 - 3,50 mg N/dm^3), żelaza ogólnego (1,45 - 7,8 mg /dm^3) i manganu (0,10 - 1,30 mg /dm^3). Jeżeli z oceny wyłączyć te komponenty o podwyższonych zawartościach - to wody w rejonie ulicy Kopernika można zaliczyć do wód o wysokiej klasie jakości (kl.Ib).

Wody podziemne - płytkiego horyzontu wodonośnego

Miąższość tej warstwy wodonośnej zmienia się w zależności od warunków atmosferycznych. Do strefy tej wliczono także wody występujące w soczewkach śródglinowych. Rejon szkoły podstawowej przy ulicy Licealnej - punkt badawczy VI charakteryzuje się występowaniem wód typu siarczanowo-wapniowego, słabozasadowym odczynem, wysoką mineralizacją (1020,0 - 2096,0 mg/dm^3) oraz ponadnormatywnymi zawartościami : azotu amonowego (0,25 - 2,20 mg/dm^3), siarczanów (405,0 -703,0 mg/dm^3), wapnia (283,0 - 439,0 mg/dm^3), żelaza ogólnego i manganu (rys.6,7). Wody te nie mieszczą się w żadnej z klas czystości.
Piezometr przy Pl. Powstańców Wielkopolskich (Filharmonia) - punkt badawczy VII charakteryzuje się występowaniem wód wodorowęgla-

nowo - wapniowych i małą zmiennością składu jonowego w okresie obserwacyjnym. Jedynie związki żelaza ogólnego i manganu nie mieszczą się w normach dla wód pitnych.

Piezometr przy ul. Dr Pieniężnego (punkt bad. VIII) ujmuje wody podziemne zalegające pod 3,5 m grubości nadkładem nieprzepuszczalnym. Występują tu wody słabozasadowe (pH = 7,7-8,3), wodorowęglanowo - wapniowo - magnezowe. Zawartość jonów : HCO_3^-, Cl^-, SO_4^{--}, NO_3^-, Ca^{2+}, K^+, Na^+, Mn^{2+} nie wykazywała większych wahań w okresie obserwacyjnym. Wody zawierały ponadnormatywne ilości związków azotu amonowego, żelaza ogólnego i manganu. Ze względu na stopień zanieczyszczeń antropogenicznych wody badanego piezometru zaliczono do klasy drugiej.

5. PODSUMOWANIE

- Przeprowadzone badania hydrochemizmu wód gruntowych zielonogórskiej Starówki i terenów przyległych pozwalają stwierdzić, że z odnową zasobową wód podziemnych następuje ponowne kształtowanie się jakości tych wód.
- Stwierdzono duże przestrzenne zróżnicowanie hydrochemizmu w warstwie wodonośnej związane z warunkami hydrogeologicznymi i sposobem zasilania warstwy wodonośnej i zagospodarowania powierzchni terenu.
- Najbardziej zanieczyszczone czynnikami antropogenicznymi są wody podziemne występujące w rejonach :
  a) Parku im. Sowińskiego w strefie tzw. zbiornika wód podziemnych „Srebrna Góra",
  b) płytkiego horyzontu wodonośnego przy ul. Licealnej, na Pl. Powst. Wielkopolskich i przy ul. Pieniężnego.
- Najmniej zanieczyszczone są wody podziemne zalegające w rejonie Starówki i tzw. zbiornika „Wazów".
- We wszystkich badanych punktach stwierdzono dużą zmienność w czasie następujących jonów: amonowego, żelaza ogólnego, manganu, wapnia i magnezu.
- Przeważają wody typu wodorowęglanowo-wapniowego, co wskazuje, że odnawialność zasobów jest pochodzenia infiltracyjnego. Jedynie

w piezometrze przy ul. Licealnej we wszystkich próbkach stwierdzono wody siarczanowo - wapniowe.

- We wszystkich badanych próbkach, w wodach gruntowych stwierdzono występowanie w zmiennych ilościach jonu amonowego. Może to świadczyć o stałym, nieustabilizowanym dopływie zanieczyszczeń antropogenicznych do warstw wodonośnych.
- Czas prowadzonych badań był zbyt krótki dla określenia stopnia stabilizacji hydrochemizmu wód podziemnych, dlatego też rozwiązanie tego problemu wymaga dalszych badań.

LITERATURA

[1]. **BARTKOWSKI** T.: *Niektóre problemy geomorfologiczne, hydrograficzne i hydrogeologiczne dorzecza Złotej Łączy*. Poznań. Zeszyty Naukowe - UAM, 1960.

[2]. **BARTKOWSKI T**.: *O kartograficznym ujęciu zaburzeń glacitektonicznych w Zielonej Górze. Badania Fizjograficzne nad Polską Zachodnią*. Tom IX. Poznań, 1962.

[3]. **CURYŁO Z., HUBERT W**.: *Dokumentacja hydrogeologiczna z wyko- nanych otworów obserwacyjnych w rejonie Śródmieścia Zielonej Góry*; Wyk. "Geoprojekt ". Maszynopis, 1992.

[4]. **MASTERNAK H**.: *Struktury glacitektoniczne Wału Zielonogórskiego i ich wpływ na zagospodarowanie przestrzenne w granicach administracyjnych Zielonej Góry. Praca magisterska wyk. pod kierunkiem prof. K. Rotnickiego*. Maszynopis. Arch. UAM. Poznań, 1979.

[5]. **MISZTAL ST., KOŁODZIEJCZYK U**.: *Ekspertyza techniczna nr 20/89. Badania przyczyn zalewania piwnic wodą w budynkach przy ul. Żeromskiego 2, Boh. Stalingradu 11 i Kościelnej 4 w Zielonej Górze*. Wykonanie CUTOB - PZJTB w Zielonej Górze, 1990.

[6]. **PAZDRO Z**.: *Hydrogeologia ogólna*. Wydanie geologiczne. Warszawa, 1983.

[7]. P.J.O.Ś.: *Wskazówki metodyczne oceny i klasyfikacja zanieczyszczenia zwykłych wód podziemnych na podstawie składu chemicznego i własności fizycznych*, 1988.

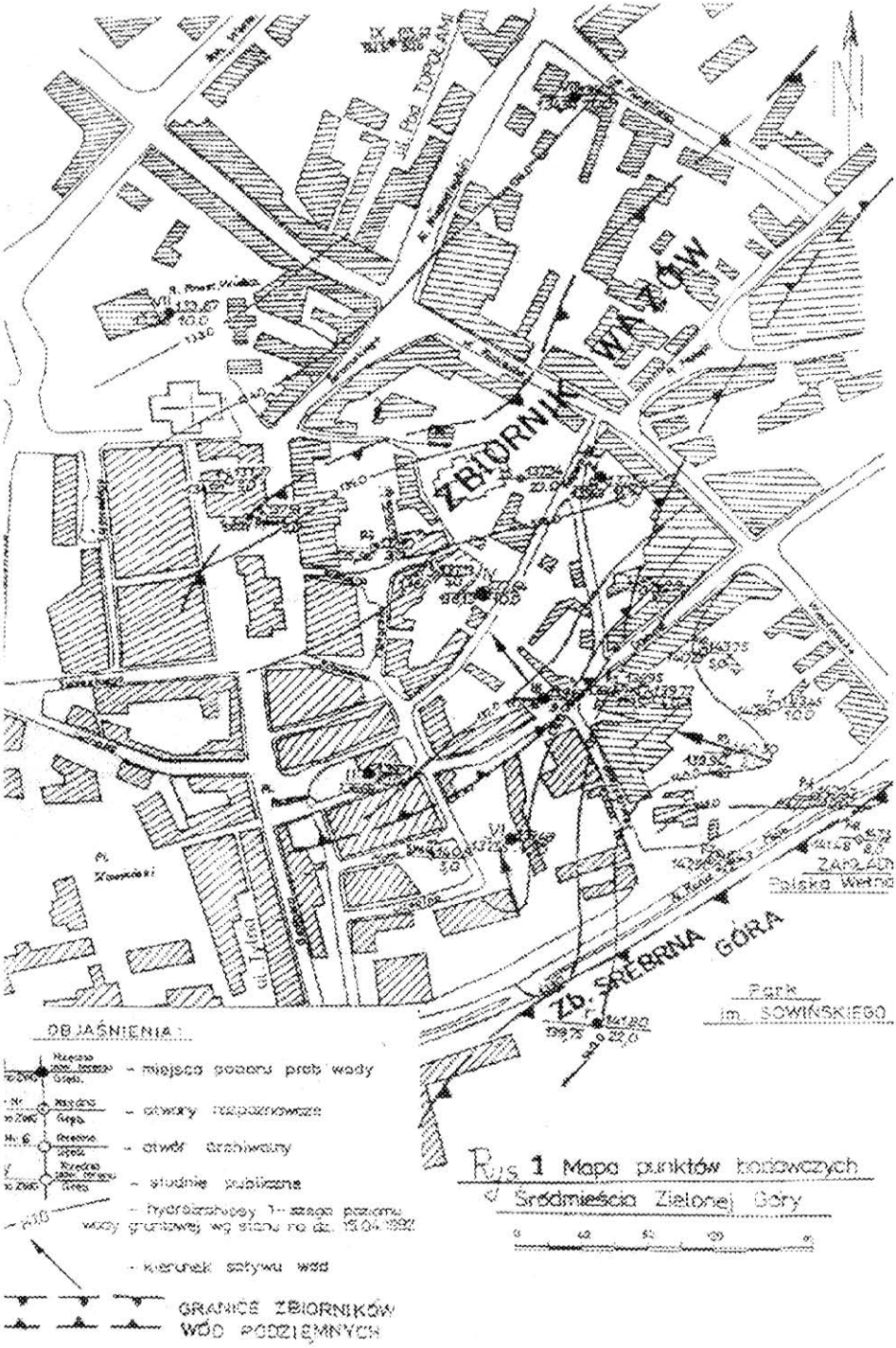
[8]. **WRÓBEL I.**: *Wahania pierwszego poziomu wód podziemnych na obszarze Wysoczyzny Zielonogórskiej i przyległych dolinach.* Zeszyty Naukowe nr 27. WSInż. Zielona Góra, 1974.

[9]. **WRÓBEL I.**: *Wody podziemne Zielonej Góry.* Aura, vol.11, 1974

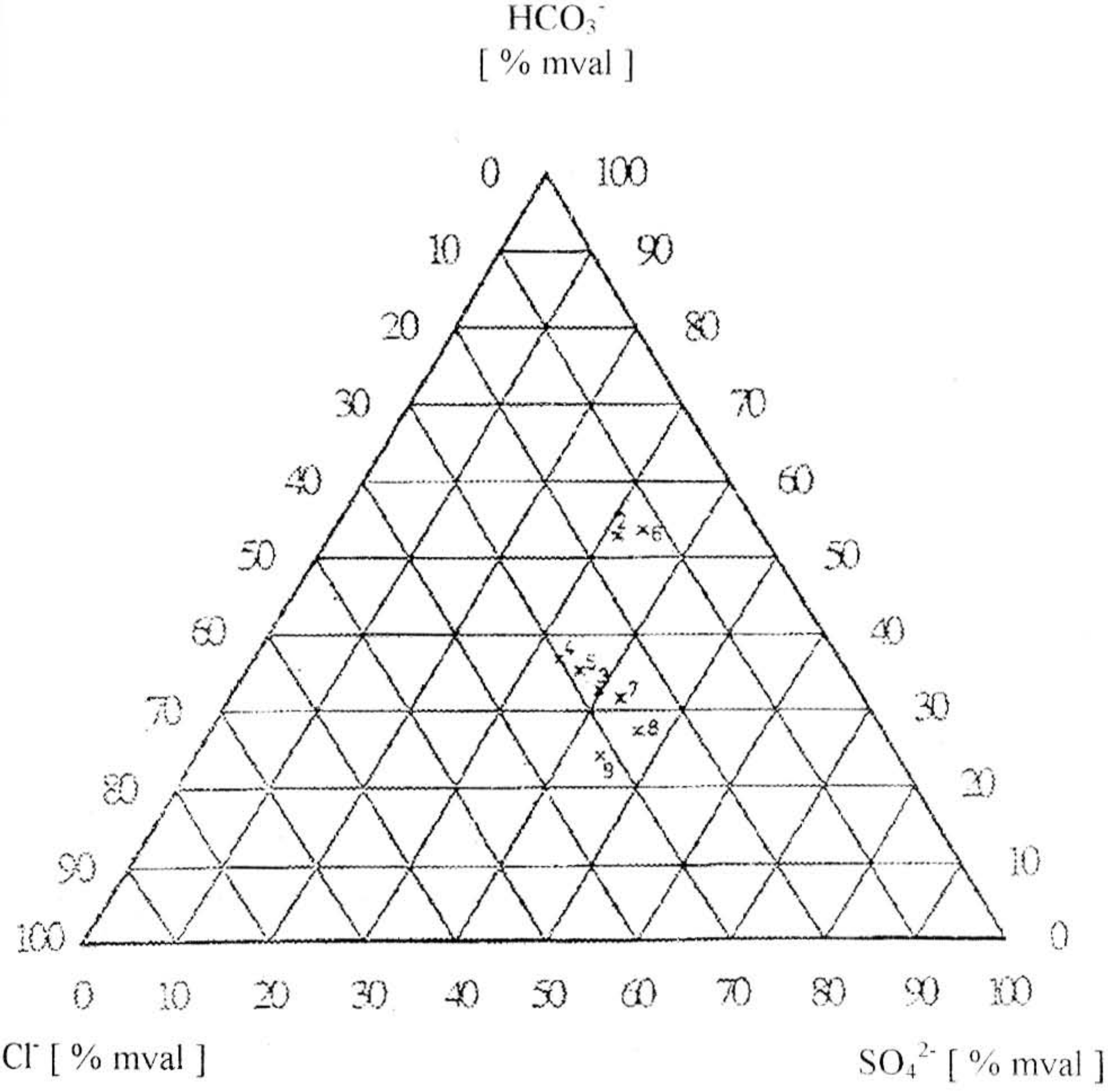
[10].**WRÓBEL I.**: *Wody podziemne Środkowego Nadodrza i problemy ich ochrony.* Wydawnictwo WSInż. W Zielonej Górze. Monografia nr 50, 1989.

[11].**WRÓBEL I.**: *Katastrofy hydrogeologiczne na obszarach zaburzonych glacitektonicznie Zielonej Góry.* Wydawnictwo WSInż. W Zielonej Górze. Materiały naVII Sympozjum Glacitektoniki w Zielonej Górze, 1992.

[12].**WRÓBEL I, UCHMAN A.**: *Ekspertyza hydrogeologiczna. Przyczyny podtapiania obiektów budowlanych na obszarze Starego Miasta Zielonej Góry.* Maszynopis. Wykonawca Pracownia Badawczo - Projektowa „Aquageo" w Zielonej Górze, 1993.



Rys. 1 Mapa punktów badawczych Śródmieścia Zielonej Góry



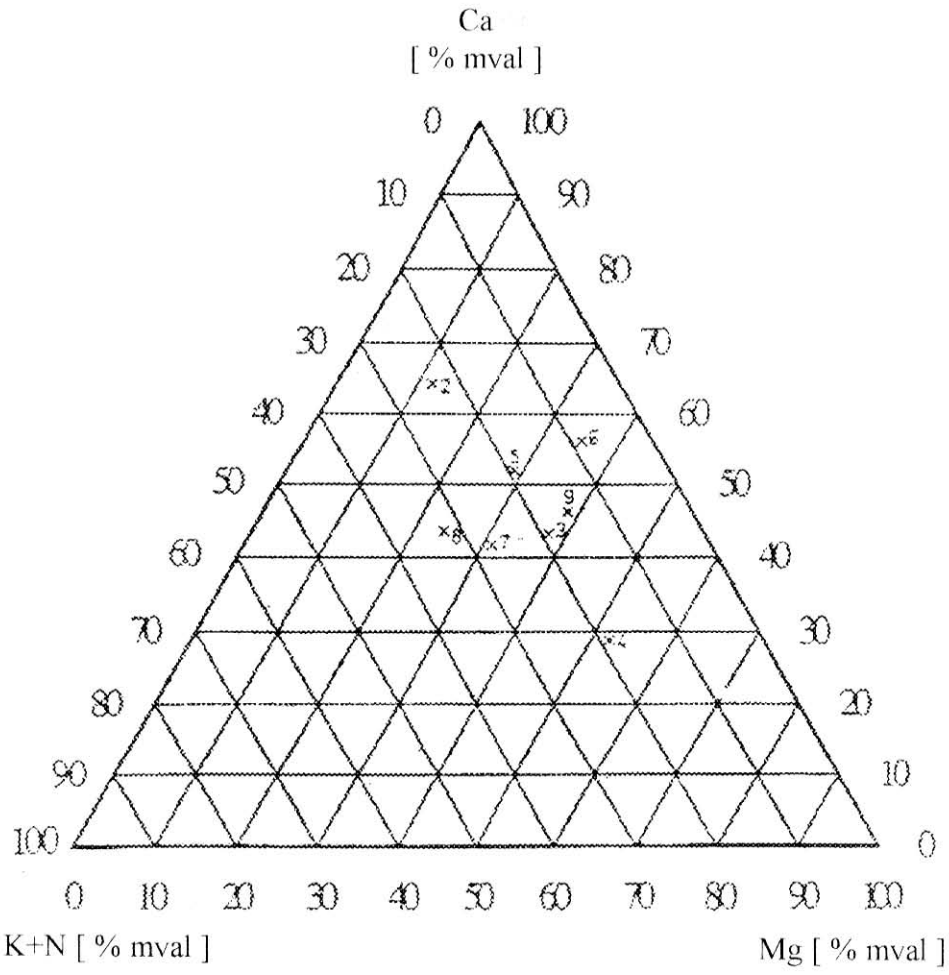
Rys. 2.

Wyniki analiz wód podziemnych dla miasta Zielona Góra

Aniony

PUNKT BADAWCZY NR 1 - PIEZOMETR W PARKU SOWIŃSKIEGO

1 - 9 - TERMINY POBORU PROB WODY



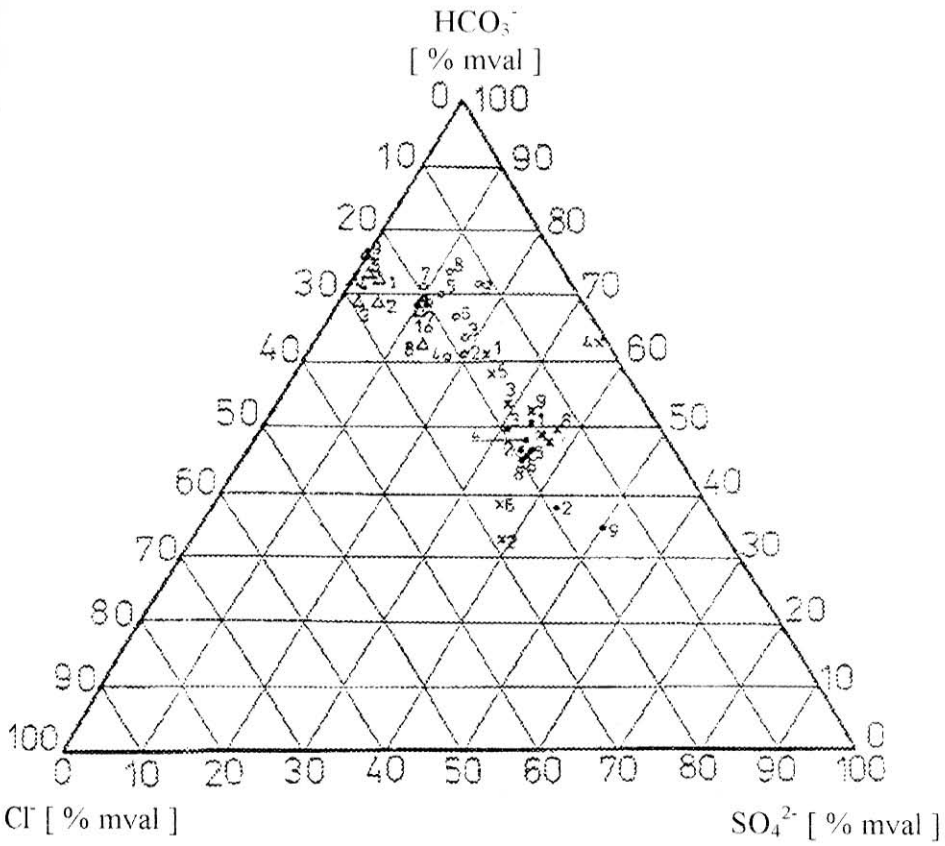
Rys. 3.

Wyniki analiz wód podziemnych dla miasta Zielona Góra

Kationy

PUNKT BADAWCZY NR 1 - PIEZOMETR W PARKU SOWIŃSKIEGO

1 - 9 - TERMINY POBORU PRÓB WODY



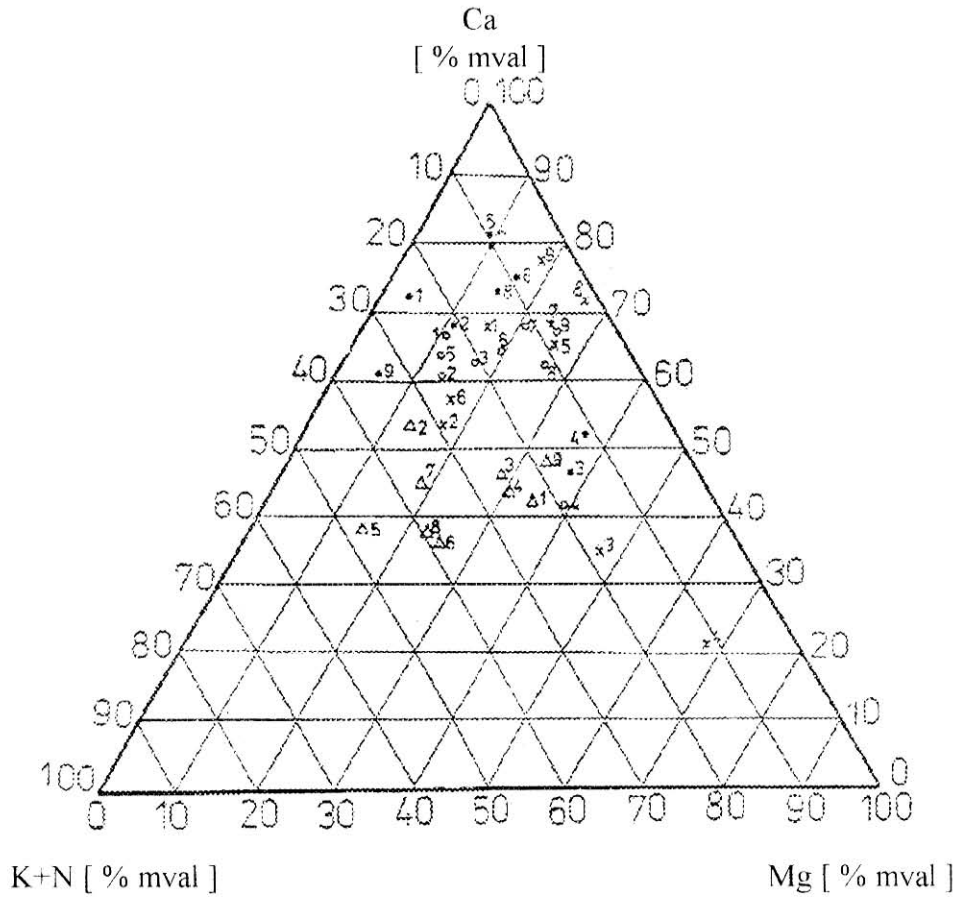
Rys. 4.

Wyniki analiz wód podziemnych dla miasta Zielona Góra

Aniony

PUNKT BADAWCZY - ZBIORNIK WAZÓW

- próba wody z piezometru przy Placu Pocztowym
- próba wody z piezometru przy ul. Drzewnej
- próba wody z piezometru przy ul. Kopernika
- próba wody ze studni przy zbiegu ulic Kopernika i Ciesielskiej



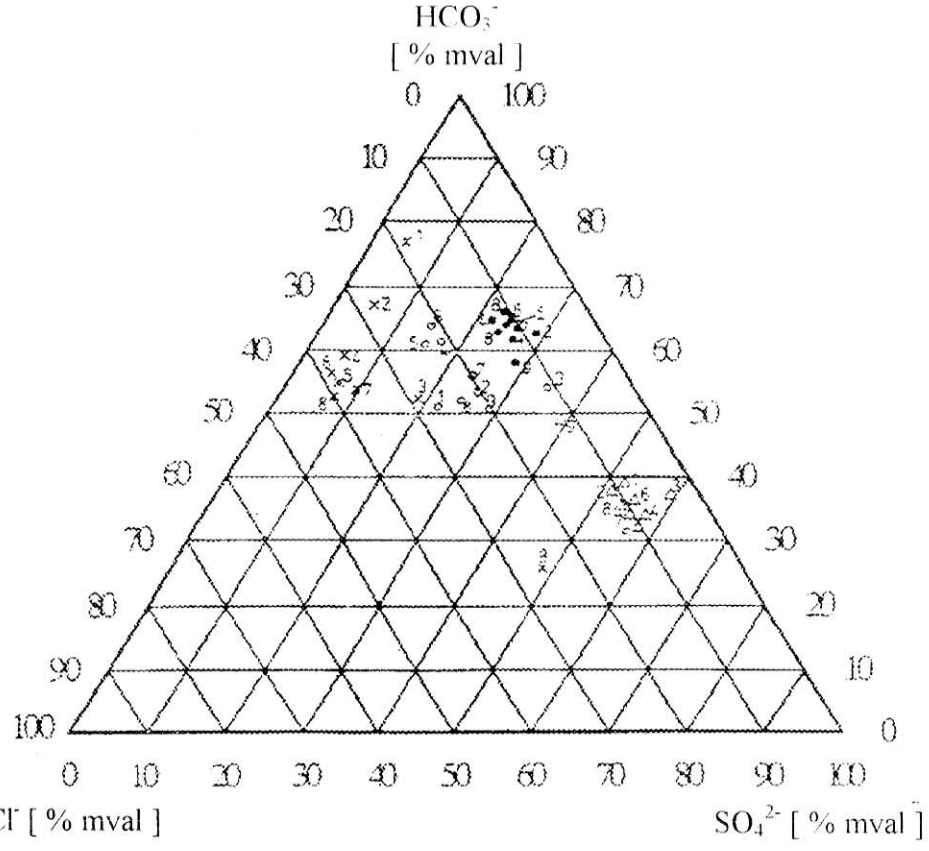
Rys. 5.

Wyniki analiz wód podziemnych dla miasta Zielona Góra

Kationy

PUNKT BADAWCZY - ZBIORNIK WAZÓW

- próba wody z piezometru przy Placu Pocztowym
- próba wody z piezometru przy ul. Drzewnej
- próba wody z piezometru przy ul. Kopernika
- próba wody ze studni przy zbiegu ulic Kopernika i Cieslelskiej



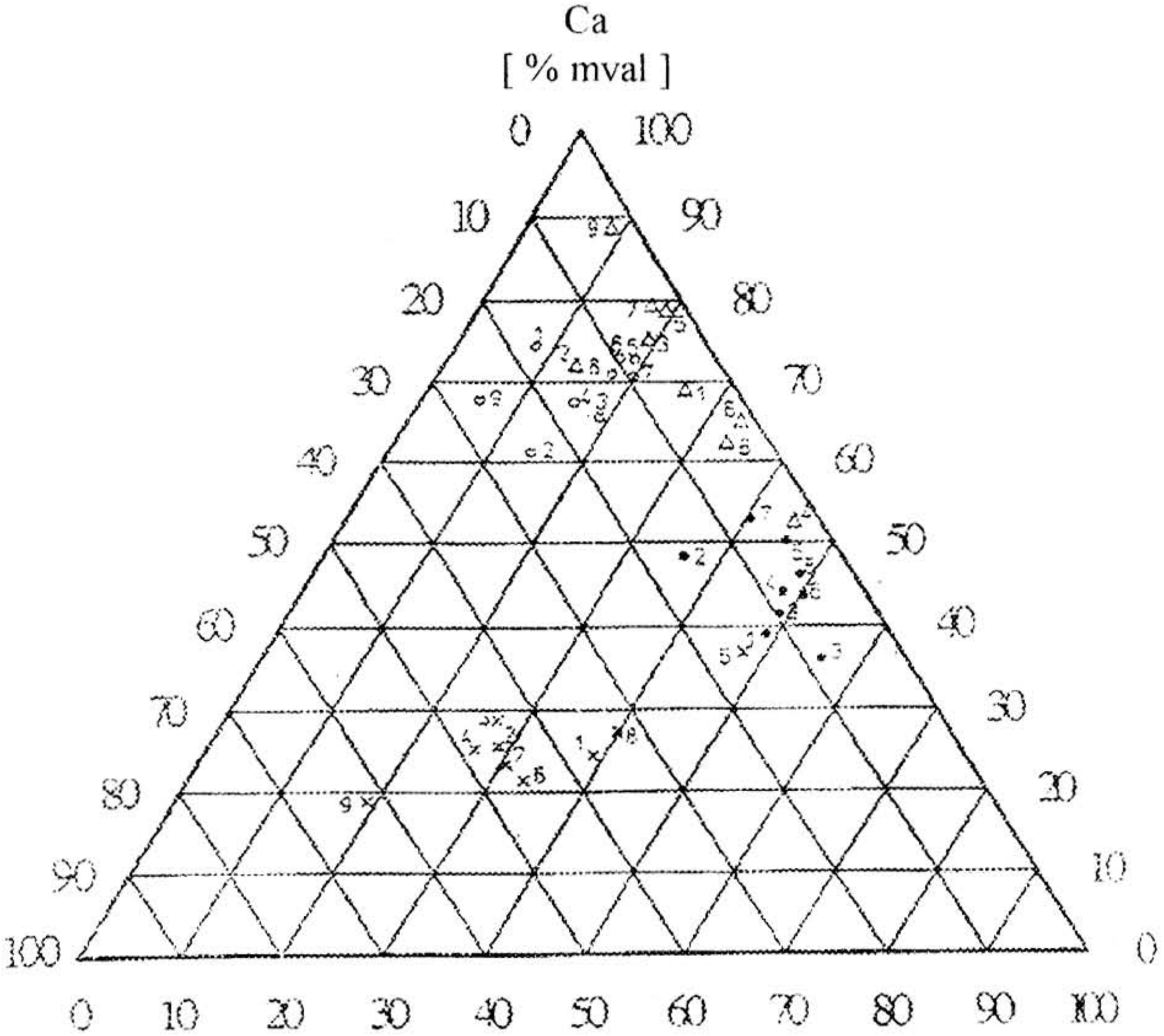
Rys. 6.

Wyniki analiz wód podziemnych dla miasta Zielona Góra

Aniony

REJON „PŁYTKIEGO HORYZONTU WODONOŚNEGO"

- próba wody z piezometru przy ul. Licealnej
- próba wody z piezometru przy ul. Pl. Powstańców Wielkopolskich
- próba wody z piezometru przy ul. Pieniężnego
- próba wody z piezometru przy ul. Pod Topolami / butik /



Rys. 7.

Wyniki analiz wód podziemnych dla miasta Zielona Góra

Kationy

REJON „PŁYTKIEGO HORYZONTU WODONOŚNEGO"

- próba wody z piezometru przy ul. Licealnej
- próba wody z piezometru przy ul. Pl. Powstańców Wielkopolskich
- próba wody z piezometru przy ul. Pieniężnego
- próba wody z piezometru przy ul. Pod Topolami / butik /

**Zbysław Dymaczewski, Edward S. Kempa,
Marek M. Sozański***

KOAGULACJA JAKO STRUKTUROTWÓRCZY PROCES SEPARACJI W OCZYSZCZANIU WODY I ŚCIEKÓW

SFORMUŁOWANIE PROBLEMU

Zgłoszony temat dotyczy w swojej istocie poznania związków przyczynowo - skutkowych pomiędzy procesem koagulacji, a właściwościami struktury kłaczkowatej powstających w tym procesie zawiesin i osadów. Istniejący stan wiedzy pozwala bowiem na sformułowanie następującej tezy przewodniej niniejszej pracy: **Podstawowe czynniki i zjawiska decydujące o efektach i mechanizmie procesu koagulacji domieszek wód i ścieków decydują również o właściwościach struktury powstających kłaczków (flokuł), a także o parametrach i efektach grawitacyjnego zagęszczania i mechanicznego odwadniania struktury tych kłaczków.**

Teza ta stawia powyższy temat na pograniczu fizyki i chemii koloidów oraz reologii, sugerując przydatność eksperymentów tych dyscyplin w technologii wody i ścieków. Koagulacja jest naturalnym i termodynamicznie uzasadnionym procesem łączenia się cząstek koloidalnych i frakcji podkoloidalnych w makroskopowe kłaczki. Przebieg i efekty tego procesu zależą od szeregu czynników (AWWA, 1990; Parfitt, 1969;

* Zbysław DYMACZEWSKI, Marek M. SOZAŃSKI - Politechnika Poznańska
Edward S. KEMPA - Politechnika Zielonogórska

Verwey i Overbeek, 1948), które można usystematyzować w cztery następujące grupy:

- **skład i właściwości koagulowanych domieszek**, a więc zarówno cząstek i makrocząsteczek, które znajdują się w wodzie i ściekach przed koagulacją, jak i tych, które wprowadzamy do układu w postaci koagulantów, flokulantów lub innych reagentów;
- **charakterystyka transportu masy** wywołanego zarówno dyfuzją cząsteczkową, jak i procesem mieszania układu w fazie flokulacji;
- **właściwości roztworu wody** z uwzględnieniem zawartości wody grawitacyjnie wolnej oraz wody związanej fizyko-mechanicznie i fizykochemicznie;
- **relacji sił międzycząsteczkowych przyciągających i odpychających** działających między koagulowanymi cząsteczkami.

Czynniki te decydują o mechanizmie i efektach koagulacji, a zgodnie z postawioną tezą również o właściwościach powstających w tym procesie struktur kłaczkowatych. Omówienie tych związków i zależności stanowiących doświadczalne potwierdzenie sformułowanej tezy stanowi cel niniejszej pracy.

FIZYKOCHEMICZNE ASPEKTY ZADANIA

Ocenę **składu i właściwości koagulowanych domieszek** w aspekcie istniejących klasyfikacji układów koloidalnych (Benefield i inni, 1982; Pigoń i Róziewicz, 1980) przedstawiono w Tablicy 1. Klasyfikacja ta, jak każda inna, nie jest zupełnie jednoznaczna (ostra), tym nie mniej wskazuje na istnienie relacji, według której czynniki i zjawiska, które w największym stopniu utrudniają koagulację i obniżają jej efekty, prowadzą także do maksymalnego zwiększenia lepkości granicznej roztworu wody lub ścieków. Największy wzrost lepkości powodować będą koloidy makrocząsteczkowe silnie solwatacyjne, one też są bardzo trudne do skoagulowania (AWWA, 1990; Kucharski i Moniuszko, 1967). Wysoką efektywność koagulowania takich domieszek zapewniają wysokie dawki odpowiednio dobranych koagulantów, korekta odczynu oraz wspomaganie procesu poprzez dawkowanie flokulantów, najczęściej wysokocząsteczkowych polielektrolitów.

Prowadzi to do powstawania struktur kłaczkowatych o dużej powierzchni właściwej, znacznej zdolności sorbcyjnej i dużym powinowactwie do cząsteczek wody (Bałdyga-Jankowska i Sozański, 1977; Sozański i inni, 1987). W konkluzji tych faktów czynniki, które utrudniają koagulację i wpływają na wzrost lepkości roztworów wody i ścieków można uznać za prekursory nienewtonowskich właściwości struktur pokoagulacyjnych.

TABLICA 1

Charakterystyka koagulowanych domieszek wód i ścieków

Rodzaj koagulowanych domieszek	**Klasyfikacja domieszek**						
	fazowe	makrocząsteczkowe	asocjacyjne	hydrofobowe	hydrofilowe	mineralne	organiczne
cząstki gliny	+			+		+	
cząstki minerałów ilastych	+				+	+	
substancje humusowe		+			+		+
substancje pochodzenia org. (białka, węglowodany, pigmenty...)		+			+		+
mydła, detergenty			+	+			+
wodorotlenek glinowy, żelazowy	+				+	+	
węglan wapnia i wodorotlenek magnezu	+			+		+	
flokulanty nieorganiczne (bentonit, ziemia Fullera...)	+			+		+	
krzemionka aktywowana	+			+		+	
polielektrolity		+			+		+

Dobór parametrów **transportu masy** w komorach flokulacji dostosowany do rodzaju koagulantu i flokulantów i składu domieszek

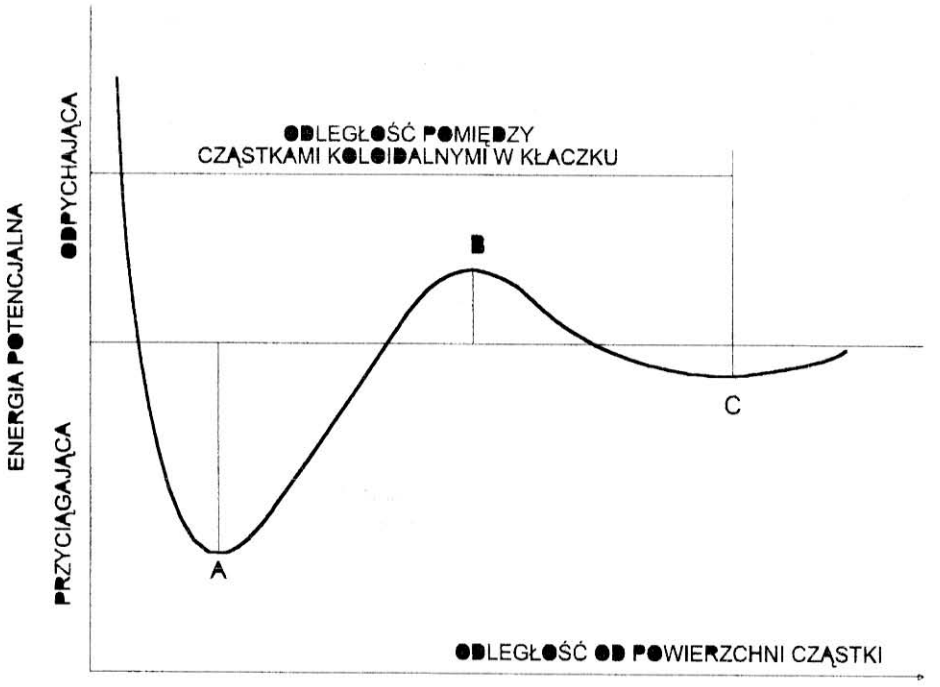
wody lub ścieków posiada istotny wpływ na efekty procesu koagulacji, jak i na właściwości powstającej struktury pokoagulacyjnej. Podstawowe koagulanty w oczyszczaniu wody i ścieków to siarczan glinowy i siarczan żelazowy. Dawkowane do wody koagulanty, w wyniku dysocjacji i hydrolizy, tworzą szereg hydrokompleksów, które w procesach asocjacji i adsorpcji łączą się wraz z domieszkami wody i flokulują w postaci kłaczków. Podczas tworzenia się struktury kłaczków obserwuje się wyraźną przewagę transportu masy tych jonów i hydrokompleksów nad szybkością z jaką tworzą one strukturę krystaliczną. Ta relacja jest przyczyną amorficznej (bezpostaciowej) struktury kłaczków, a w konsekwencji ich znacznej powierzchni właściwej i bardzo dużego uwodnienia (Pampuch, 1988).

Woda z racji swoich specyficznych właściwości fizykochemicznych jest rozpatrywana jako aktywny współuczestnik właściwości struktury pokoagulacyjnej, a nie jako element bierny. Na skutek specyficznej geometrii i właściwości elektrycznych, cząsteczka wody może tworzyć związki kompleksowe za pomocą wiązań koordynacyjnych za pośrednictwem tlenu jako donora elektronów. Na powierzchni koagulowanych domieszek (cząstki koloidalne, makrocząsteczki) dipole wodne oraz spolaryzowane cząsteczki tworzą strefę graniczną różniącą się składem i właściwościami od masy wody grawitacyjnie wolnej. Ta warstewka wody otaczająca koagulowane domieszki usztywnia struktury pokoagulacyjne na odległość równą setkom i tysiącom średnic cząsteczek wody poprzez zmniejszenie amplitudy drgań termicznych (Grim, 1969).

Pojęcie struktury kłaczków związane jest zarówno z przestrzennym rozmieszczeniem koagulowanych cząstek w kłaczkach, jak i z siłami działającymi między tymi cząstkami. Energia oddziaływania między cząstkami w kłaczkach zależy od efektu wspólnego działania sił van der Waalsa - Londona i potencjału warstw podwójnych. Superpozycja energii przyciągania i odpychania, przedstawiona schematycznie na rys. 1, określa najbardziej statyczne wzajemne położenie cząstek w kłaczkach, któremu odpowiada maksymalna wytrzymałość ich struktury. Występujące na krzywej minima, jedno głębokie dla małych odległości, drugie płytkie dla dużych odległości, określa położenia, w których wypadkowa energia wiązania cząstek w strukturze kłaczków osiąga wartość maksymalną. Oddzielające te minima maksimum określa wielkość bariery energetycznej przeciwdziałającej zbliżaniu się cząstek w kłaczku na odległość określoną

pierwszym minimum. Koagulacja jest wynikiem działania drugiego minimum, przez co cząstki koagulują łącznie z otaczającymi je warstewkami wody. Powstające w tych warunkach struktury kłaczkowate charakteryzują się brakiem bezpośrednich kontaktów pomiędzy tworzącymi je cząstkami fazy stałej oraz znaczną zawartością wody przekraczającej masowo 90%.

Rys.1. Krzywa energii potencjalnej oddziaływania cząstki koloidalnej.



BADANIA WŁAŚCIWOŚCI STRUKTURY POKOAGULACYJNEJ

Badaniami objęto właściwości struktury zawiesin i osadów pokoagulacyjnych powstających w kilku zakładach wodociągowych w Polsce stosujących proces koagulacji siarczanem glinowym. Wstępne charakterystyki badanych struktur pokoagulacyjnych przedstawiono w tablicy 2.

TABLICA 2

Skład i właściwości badanych zawiesin pokoagulacyjnych

Zakład wodociągowy	Skład „jakościowy" koagulowanych domieszek	Skład chemiczny fazy stałej flokuł		Gęstość flokuł
-	-	%		kg/m^3
Tomaszów Mazowiecki	$Al(OH)_3$ mętność: 15-65 g/m^3 barwa: 20-60 g Pt/m^3 zawiesina: 10-30 g/m^3	straty prażenia: pozostałość po prażeniu: w tym: SiO_2 Al_2O_3 Fe_2O_3 CaO MgO inne związki	22,91 77,09 41,43 24,85 3,83 2,44 0,1 3,73	1005
Wrocław "Na Grobli"	$Al(OH)_3$ mętność: 5-25 g/m^3 barwa: 10-30 g Pt/m^3 zawiesina: 0-5 g/m^3 zw. żelaza: 0,5-2,0 g Fe/m^3 zw. manganu: 0,3-0,7 g Mn/m^3	straty prażenia: pozostałość po prażeniu: w tym: SiO_2 Al_2O_3 Fe_2O_3 CaO MgO inne związki	8,81 91,19 26,71 32,15 28,41 1,97 0,51 1,98	1008
Szczecin "Pomorzany"	$Al(OH)_3$ mętność: 10-25 g/m^3 barwa: 30-50 g Pt/m^3 zawiesina: 15-40 g/m^3	straty prażenia: pozostałość po prażeniu: w tym: SiO_2 Al_2O_3 Fe_2O_3 CaO MgO inne związki	0,65 89,35 63,95 8,17 5,60 4,50 2,30 4,83	1014

Struktura pokoagulacyjna klasyfikuje się do układów spójnych i jednorodnych. Ta spójność i jednorodność jest makroskopową cechą struktur pokoagulacyjnych, natomiast badania mikroskopowe ujawniają drobnodyspersyjny charakter struktury, w której skoagulowane cząstki są ułożone w sposób uporządkowany. Stopień dyspersji badanych struktur pokoagulacyjnych określono doświadczalnie wyznaczając wielkość powierzchni właściwej przez pomiar izoterm sorpcji CO_2 i C_6H_6 w wysoko- próżniowej aparaturze grawimetrycznej według metody przedstawionej w pracach: Bałdyga-Jankowska i Sozański, 1977; Sozański i inni, 1987. Wyniki pomiarów aproksymowano za pomocą równania DR (Dubinina - Raduszkiewicza) i równania BET, a wyniki przedstawiono w tablicy 3.

TABLICA 3

Powierzchnia właściwa osadów pokoagulacyjnych z wybranych zakładów wodociągowych w Polsce

Zakład wodociągowy	**Powierzchnia właściwa [m^2/g] wg równania:**	
	DR	BET
Wrocław "Na Grobli"	253,4	131
Tomaszów Mazowiecki	80,3	50
Szczecin "Pomorzany"	31,8	24

Wartości przedstawione w tablicy 3 określają powierzchnię właściwą S_0 wysuszonych osadów pokoagulacyjnych, tzn. fazy stałej struktury pokoagulacyjnej wyznaczonej w oparciu o jej zdolność do sorbowania CO_2 i C_6H_6. Wartości te przeliczone na struktury pokoagulacyjne w stanie uwodnionym, tzn. o uwodnieniu - U określa równanie (1):

$$S_U = S_0\left(1-\frac{U}{100}\right). \qquad (1)$$

Wyznaczone powierzchnie właściwe - S_0 struktur pokoagulacyjnych (Tabl.3) wyraźnie zależą od zawartości w fazie stałej tych struktur tlenków żelaza i glinu (Tabl.2):

$$S_0 = f\left(\left[Al_2O_3\right],\left[Fe_2O_3\right]\ldots\right). \qquad (2)$$

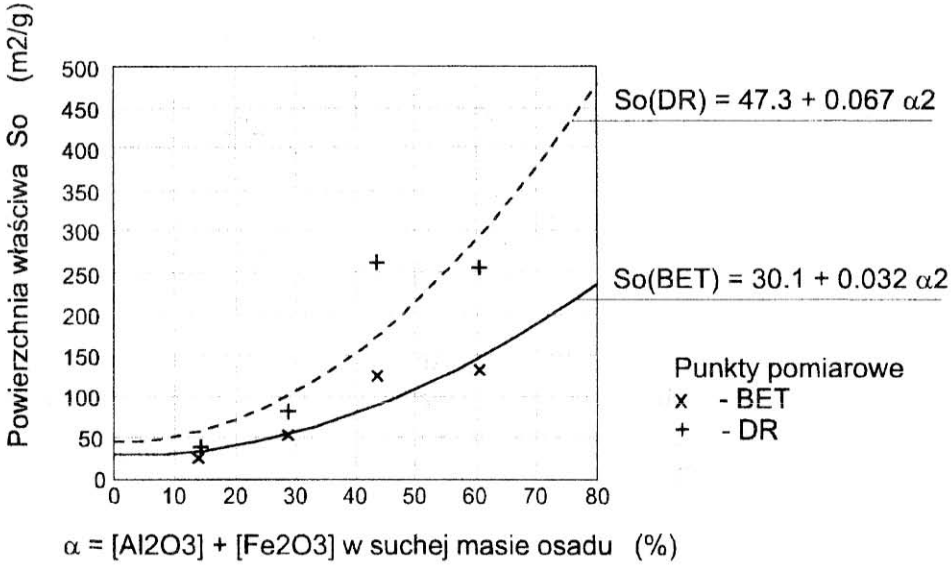
Szczegółowe postacie równania (2) przedstawiają wzory (2.1) i (2.2): dla S_0 określone wg izotermy DR

$$S_{0\,DR} = 47{,}3 + 0{,}067\left(\left[Al_2O_3\right] + \left[Fe_2O_3\right]\right)^2, \qquad (2.1)$$

dla S_0 określone wg izotermy BET

$$S_{0\,BET} = 30{,}1 + 0{,}032\left(\left[Al_2O_3\right] + \left[Fe_2O_3\right]\right)^2. \qquad (2.2)$$

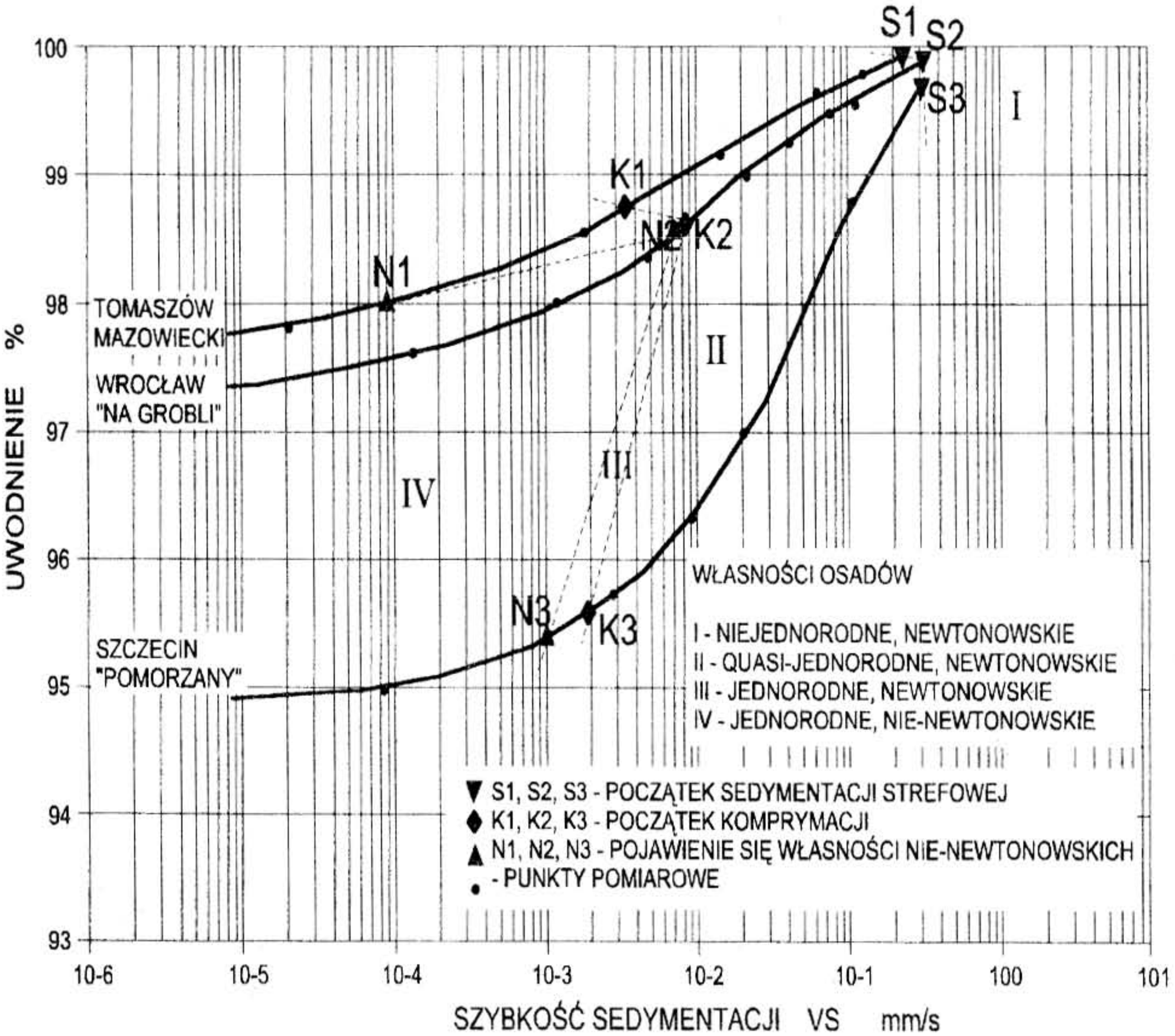
Zależności (2.1) i (2.2) wskazują na istotny wpływ zawartości $[Al_2O_3]$ i $[Fe_2O_3]$ na właściwości struktury pokoagulacyjnej. Powyższe zależności przedstawiono na rysunku 2.



Rys. 2. Zależność powierzchni właściwej kłaczka od zawartości w nim tlenków Fe i Al.

Właściwości te posiadają decydujący wpływ na procesy sedymentacji kłaczków, grawitacyjnego zagęszczania i mechanicznego odwadniania struktur pokoagulacyjnych, a także na ich charakterystyki płynięcia. Strefa sedymentacji zawiesiny kłaczkowatej, w której flokuły opadają jak odrębne cząstki określa stężenie objętościowe nie większe od 0,1 + 0,2%.

Przy wyższych stężeniach zanika ruch indywidualnych flokuł i cała zawiesina zaczyna sedymentować strefowo (Sozański i Parzonka, 1992). Charakterystyczną cechą sedymentacji strefowej jest występowanie płaszczyzny rozdziału pomiędzy górną strefą wody sklarowanej, a strefą sedymentującej zawiesiny. Prędkość opadania tej płaszczyzny rozdziału określa prędkość sedymentacji strefowej. Zależność pomiędzy prędkością sedymentacji, a uwodnieniem dwufazowych układów pokoagulacyjnych przedstawiono na rys.3.



Rys.3. Klasyfikacja zawiesin i osadów pokoagulacyjnych.

Krzywe $v_s = f(U)$ przyporządkowują prędkości sedymentacji określonym uwodnieniom dla przebadanych układów pokoagulacyjnych z trzech zakładów wodociągowych. Skład i właściwości tych układów

przedstawiono w tablicy 2. Na krzywe $v_s = f(U)$ naniesiono także punkty określające:

- początek sedymentacji strefowej S,
- początek komprymacji układu K,
- pojawienie się właściwości nienewtonowskich N.

Tym samym wyznaczono strefy występowania w tych układach charakterystycznych właściwości ich płynięcia w rurach.

Na rys. 3 wyszczególniono cztery następujące strefy klasyfikujące układy pokoagulacyjne:

- I strefa - zawiesina kłaczkowata, sedymentacja oddzielnych flokuł, układ o właściwościach niejednorodnych i newtonowskich;
- II strefa - zawiesina kłaczkowata, sedymentacja strefowa, układ o właściwościach quasijednorodnych, newtonowskich;
- III strefa - osad pokoagulacyjny, zagęszczanie grawitacyjne, układ o właściwościach jednorodnych, newtonowskich;
- IV strefa - osad pokoagulacyjny, zagęszczanie grawitacyjne, układ o właściwościach jednorodnych nienewtonowskich.

Przy uwodnieniu komprymacji i przy uwodnieniach niższych pojęcie zawiesiny kłaczkowatej, jako mieszaniny flokuł utrzymujących się w zawieszeniu w wyniku działania energii strumienia, traci swój fizyczny sens. W punkcie komprymacji odległości pomiędzy flokułami zawiesiny są równe zero, stąd pojęcie sedymentacji, rozumiane jako opadanie tych flokuł, nie ma fizycznego sensu. Począwszy od uwodnienia komprymacji proces sedymentacji polega już tylko na powolnym grawitacyjnym opadaniu „warstwy" i na zagęszczaniu struktury osadu, podczas którego woda jest wyciskana z tej warstwy. Krzywe zmian prędkości sedymentacji w czasie, po przejściu przez punkt komprymacji, stają się w przybliżeniu równoległe do osi czasu, co oznacza iż prędkość sedymentacji osadu w warunkach stagnacji jest równa zero. Masowy udział wody w punkcie komprymacji jest mimo to bardzo duży, a w badanych układach przedstawionych na rys. 3 wynosił 94,9 - 98,7%. Odpowiadające tym uwodnieniom prędkości grawitacyjnego zagęszczania w warunkach stagnacji wynoszą 1,8 - 8,9 μm/sek. Takie prędkości opadania mają cząstki kwarcu o wielkości 1 - 3 μm, to znaczy cząstki wyznaczające dolny zakres stosowalności prawa Stokesa. W klasyfikacji osadów pokoagulacyjnych istotne jest także określenie wielkości cząstek

ziarnistych, jakie mogą być wbudowane w ich strukturę i z niej uwolnione. W praktyce chodzi głównie o cząstki kwarcu, tj. minerału najczęściej występującego w wodach powierzchniowych. Największe cząstki wbudowane w strukturę badanego osadu nie przekraczają 10 μm. Wielkość cząstek wbudowanych w osad jest funkcją właściwości jego struktury. Jeżeli siły struktury osadu utrzymujące cząstkę ziarnistą w zawieszeniu będą większe od działających na nią sił grawitacji i wyporu hydrostatycznego, wówczas cząstka ta nie wypadnie ze struktury. Bilans tych sił prowadzi do zależności:

$$\delta_{gr} = \frac{\sigma\tau_0}{g(\rho_s - \rho_c)\varphi}. \qquad (3)$$

Wzór ten określa wielkość cząstek ziarnistych wbudowanych w amorficzną strukturę osadu. Dla kulistych cząstek kwarcu i wartości granicy płynięcia 0,1 N/m^2 odpowiadająca wielkość ziarna granicznego wynosi około 40 μm. Wartości te wskazują, iż ziarna kwarcu 10 μm nie powinny wypadać ze struktury osadu nawet podczas przepływu laminarnego.
Wartość powierzchni właściwej - S_0 zawiesiny pokoagulacyjnej posiada istotny wpływ na jej lepkość, co wyraża zmodyfikowana postać wzoru Einsteina (4), stanowiąca wynik przeprowadzonych doświadczeń:

$$\eta_p = \eta\left[1 + \alpha(100 - 11)\right], \qquad (4)$$

w którym $\alpha = 1{,}92 \cdot 10^{-3} S_0^{\,1{,}46}$.

Równanie (4) określa lepkość badanych zawiesin pokoagulacyjnych w strefie ich właściwości newtonowskich, co ogranicza zakres stosowalności tego równania do wartości $U < U_{gr}$. Równanie zostało wprowadzone dla zakresu temperatur od 273,45 K do 293,15 K. Badania lepkości oraz właściwości nienewtonowskich struktur pokoagulacyjnych prowadzono za pomocą wiskozymetru rotacyjnego Rheotest-2 firmy Prüfgerate - Werk Medingen. W badaniach tych określano wartości naprężeń ścinających na powierzchni cylindra pomiarowego i odpowiadające im prędkości deformacji. Interpretację wyników badań oparto na modelu Newtona:

$$\tau = \eta_p \frac{dv}{dr}, \qquad (5)$$

w zakresie newtonowskich właściwości struktur pokoagulacyjnych, oraz na równaniu Kriegera, Elroda, Marona i modelu Binghama (AWWA, 1990):

$$\tau - \tau_0 = \eta_{pl} \frac{dv}{dr}, \qquad (6)$$

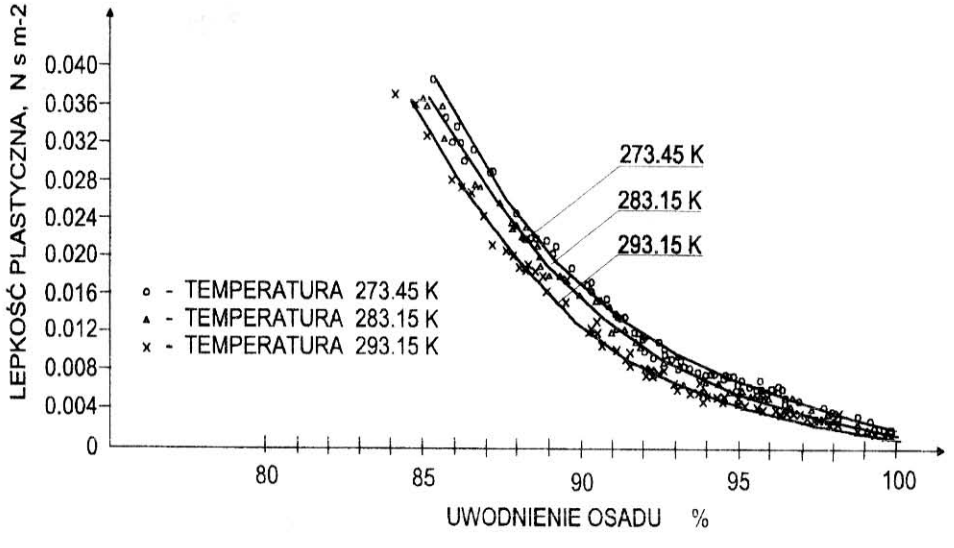
w przedziale występowania właściwości nienewtonowskich tych struktur. Badania prowadzono dla temperatur 273,45, 283,15 i 293,15 K oraz w szerokim zakresie zmian uwodnień od ok. 84% do 100%.
Zbiorcze zestawienie wyników badań przedstawiono w tablicy 4, a bardziej szczegółowe wyniki dla osadu pokoagulacyjnego z wodociągu w Tomaszowie Mazowieckim podano na rys.4 i rys.5.

TABLICA 4.

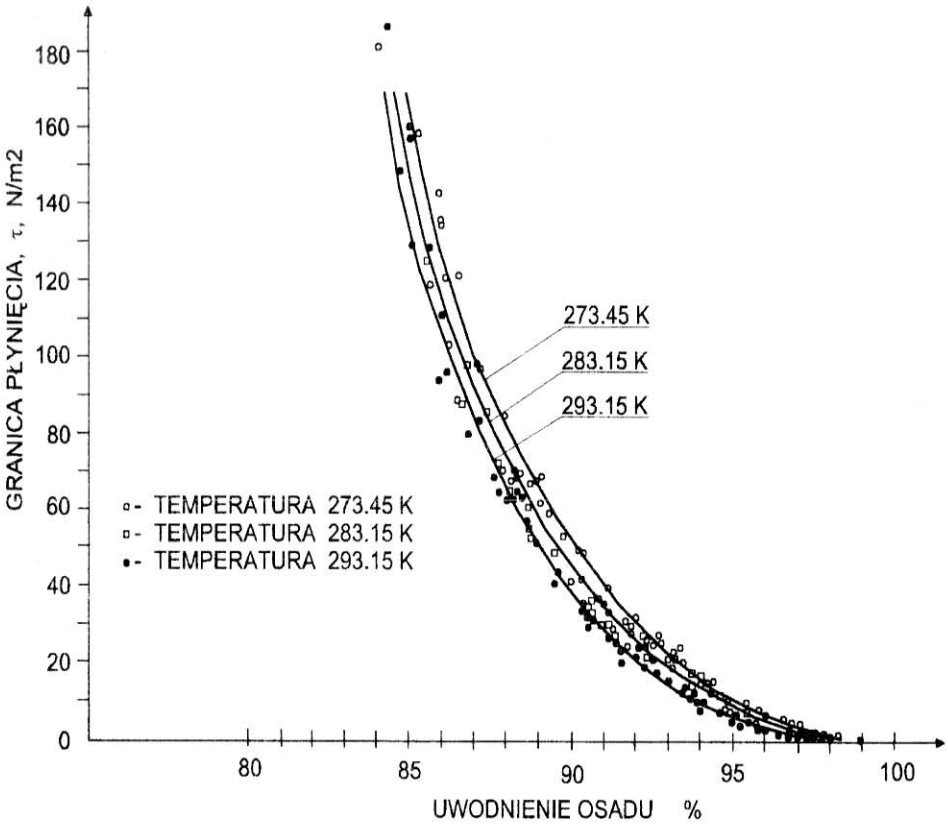
Wartości parametrów reologicznych modelu Binghama badanych struktur pokoagulacyjnych.

POCHODZENIE STRUKTURY POKOAGULACYJNEJ, TEMPERATURA	WARTOŚCI PARAMETRÓW MODELU BINGHAMA: η_{pl} [N· s· m^{-2}] τ_0 [N· m^{-2}]	Współczynnik korelacji	Odchylenie standardowe	Graniczne stężenie fazy stałej $c_{s\,gr}$
-	$\eta_{pl} = A \cdot c_s^n$ $\tau_0 = B \cdot c_s^m$	-	-	-
Tomaszów Mazowiecki T=273,45 K	A = 0,4189 n = 1,4084 B = 12295,8 m = 3,1741	0,9894 0,9739	0,2087 0,4797	0,0208 (Ugr = 97,92%) 0,0249 (Ugr = 97,06%)
„Pomorzany" Szczecin T=293,15 K	A = 0,1454 n = 1,6952 B = 973,59 m = 3,1063	0,9832 0,9811	0,3946 0,7245	0,0532 (Ugr = 94,68%) 0,0520 (Ugr = 94,80%)
„Na Grobli" Wrocław T=273,45 K	A = 2,2962 n = 1,6756 B = 416145,1 m = 3,5240	0,9930 0,9815	0,2273 0,4837	0,0140 (Ugr = 98,60%) 0,0132 (Ugr = 98,68%)

Struktury pokoagulacyjne z uwagi na stwierdzone właściwości granicy płynięcia (τ_0), zależnie od wartości działających na nie naprężeń ścinających, mogą być zakwalifikowane do cieczy jak i do ciał stałych. Dla wartości naprężeń stycznych nie przekraczających granicy płynięcia ($\tau < \tau_0$) struktury pokoagulacyjne zachowują się jak ciała stałe, a ich upłynnienie wymaga przyłożenia naprężeń przekraczających wartości granicy płynięcia ($\tau > \tau_0$). Graniczne stężenie fazy stałej, poniżej którego właściwość granicy płynięcia stwierdza się w strukturach pokoagulacyjnych, wyraźnie zależy od składu koagulujących domieszek. Na wodociągu wrocławskim „Na Grobli" (Tablica 4) granicę płynięcia stwierdzono w strukturze pokoagulacyjnej już dla stężenia fazy stałej równego 1,32 ÷ 1,40%, natomiast na wodociągu „Pomorzany" w Szczecinie wartości te były znacznie większe i wynosiły 5,20 ÷ 5,32%. Wartości te pozostają w relacjach odwrotnie proporcjonalnych do udziału tlenków glinowego i żelazowego w fazie stałej struktury pokoagulacyjnej. Wyniki tych badań wskazują na wodorotlenek glinowy i żelazowy, jako podstawowe składniki fazy stałej struktur pokoagulacyjnych, decydują o wartości granicy płynięcia i lepkości plastycznej.



Rys. 4. Wpływ uwodnienia na lepkość plastyczną i pozorną w temperaturach 273,45, 283,15, 293,15 K dla osadów pokoagulacyjnych z Tomaszowa Mazowieckiego.



Rys.5. Wpływ uwodnienia na granicę płynięcia w temperaturach 273,45, 283, , 293,15 K dla osadów pokoagulacyjnychz Tomaszowa Mazowieckiego.

Wyniki te pośrednio wskazują na istnienie zależności pomiędzy właściwościami nienewtonowskimi struktur pokoagulacyjnych, a ich powierzchnią właściwą.

PODSUMOWANIE

Praca przedstawia wyniki badań właściwości struktur pokoagulacyjnych powstających w trzech zakładach wodociągowych. Badania objęły skład chemiczny, powierzchnię właściwą struktur pokoagulacyjnych, procesy ich sedymentacji i grawitacyjnego zagęszczania oraz parametry reologiczne. Faza stała badanych struktur składała się głównie z substancji

mineralnych w szczególności krzemionki, tlenków glinowych i żelazowych. Ten skład chemiczny można uznać za typowy dla większości struktur pokoagulacyjnych powstających w komunalnych zakładach uzdatniania wód powierzchniowych. Stwierdzono, iż czynnikiem decydującym o właściwościach tych struktur jest skład chemiczny fazy stałej, w szczególności zawartość tlenków glinowego i żelazowego. Zawartość tych tlenków decyduje o bardzo znacznej powierzchni właściwej struktur pokoagulacyjnych, a także wpływa istotnie na ich właściwości reologiczne. Wykazano iż właściwości nienewtonowskie „pojawiają się najwcześniej" w strukturach o największej zawartości tlenków glinowego i żelazowego, dla których wartość stężenia granicznego wynosiła około 1,5%. W badaniach sedymentacji i grawitacyjnego zagęszczania wykazano dużą stabilność struktury pokoagulacyjnej w odniesieniu do sił grawitacji. Zawartość wody w badanych strukturach pokoagulacyjnych podczas ich komprymacji nie spadała poniżej 94 ÷ 98%, co oznacza, iż siły grawitacji nie niszczyły tych struktur. Do czynników stabilizujących struktury pokoagulacyjne zaliczamy drobnodyspersyjność ich fazy stałej i duże powinowactwo do cząsteczek wody. Z tych względów w zakresie uwodnień mniejszych od uwodnienia komprymacji struktury pokoagulacyjne klasyfikują się do układów quasi-jednorodnych złożonych z dwóch wzajemnie przenikających się ośrodków quasi-ciągłych, tj. roztworu cieczy i zdyspergowanej do frakcji koloidalnych i podkoloidalnych cząstek fazy stałej. Fazy te oddziaływują na siebie siłami przyciągania międzycząsteczkowego zaliczanymi do sił objętościowych.

LITERATURA

[1] **AWWA,** *Water Quality and Treatment.* McGraw-Hill, Inc., New York. 1990.

[2] **BAŁDYGA-JANKOWSKA, A., SOZAŃSKI, M. M.:** The Investigation on the Structure of Alum Coagulation Sludge by Adsorption Method. *Environment Protection Engineering* 1-2, Wrocław Technical University Publishing House. 1977.

[3] **BENEFIELD, L. D., JUDKINS, J. R., WEAND, B. L.:** *Process Chemistry for Water and Wastewater Treatment.* Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, New Jersey.1982.

[4] **GOVIER, G. W., AZIZ, K.:** *The Flow of Complex Mixtures in Pipes.* VNR Co., New York. 1972.

[5] **GRIM, R. E.:** *Mineralogije i Praktičeskoje Ispolzowanie.* Mir, Moskva. 1967.

[6] **KUCHARSKI, J., MONIUSZKO, A.:** *Oczyszczanie Wód i Ścieków Przemysłowych Metodą Koagulacji.* WNT, Warszawa. 1967.

[7] **PAMPUCH, R.:** *Materiały ceramiczne: Zarys nauki o materiałach nieorganiczno-organicznych.* PWN, Warszawa. 1988.

[8] **PARFITT, G. D.:** *Fundamental Aspects of Dispersion of Powders in Liquids.* Elsevier Publ.Comp., Amsterdam. 1969.

[9] **PIGOŃ, K., RUZIEWICZ Z.:** *Chemia Fizyczna.* PWN, Warszawa. 1980.

[10] **SOZAŃSKI, M. M., JANKOWSKA, A., BRONIEK, E.:** *Ocena struktury porowatej i powierzchni właściwej osadów pokoagulacyjnych.* Ochrona Środowiska, Publishing House of PZITS, Wrocław. 1987.

[11] **SOZAŃSKI, M. M., PARZONKA, W.:** *Hydrauliczne podstawy transportu rurowego zawiesin i osadów pokoagulacyjnych w systemach uzdatniania wody.* Mat. XII Konf. Naukowo-Technicznej nt. "Zaopatrzenie w wodę miast i wsi", Poznań. 1992.

[12] **VERWEY, E. J. W., OVERBEEK, J. TH. G.:** *Theory of the Stability of Lyophobic Colloids.* Elsevier Publ.Comp., Amsterdam. 1948.

POLITECHNIKA ZIELONOGÓRSKA • ZESZYTY NAUKOWE NR 111

Nr 5 INŻYNIERIA ŚRODOWISKA 1996

Zbigniew Hrynkiewicz*

MIKROZANIECZYSZCZENIA ORGANICZNE ZIELONOGÓRSKIEJ WODY WODOCIĄGOWEJ

Streszczenie

Ciągły rozwój systemów badań i oceny jakości wody do picia oraz wody uzdatnionej pozwala na coraz dokładniejsze określanie ryzyka dla zdrowia, które wywołują substancje zawarte w wodzie.

Ze względu na potwierdzoną szkodliwość oddziaływania na organizmy żywe organiczne związki chemiczne zaczynają zajmować centralne miejsce w ocenie jakości wody do picia.

W pracy przedstawiono wyniki badania wody zasilającej zielonogórskie wodociągi i wody uzdatnionej..

Analizowano w wodach zawartość chlorowanych węglowodorów i wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych.

Wykazano wpływ procesu oczyszczania, transportu i magazynowania wody na jej zanieczyszczenie organicznymi związkami chemicznymi

Źródłem zaopatrzenia w wodę miasta Zielonej Góry jest woda powierzchniowa z rzeki Obrzycy oraz wody podziemne mieszane w proporcji 3 : 1.

Wody rzeki Obrzycy, przez większą część roku odpowiadają II i III klasie czystości, a w okresach tzw. zakwitów są nawet pozaklasowe. Liczebność mikroorganizmów w 1 dm^3 wody podczas zakwitów dochodzi do pięćdziesięciu milionów [7]. Dominującymi organizmami są okrzemki, sinice i zielenice. W świetle obowiązujących przepisów

* Zbigniew HRYNKIEWICZ – Zakład Technologii Wody, Ścieków i Odpadów, Politechnika Zielonogórska

prawnych woda rzeki nie powinna być ujmowana dla potrzeb komunalnych.

Układ technologiczny oczyszczania wody obejmuje następujące procesy jednostkowe: cedzenie na kratach i mikrositach (od połowy 1994r), chlorowanie wstępne, koagulację i sedymentację w akceleratorach, filtrację pośpieszną dwustopniową na filtrach piaskowych i złożu z selektywnie prażonego dolomitu (Dekarbonat). Prowadzona jest też końcowa dezynfekcja chlorem. Masą Dekarbonat wypełniono filtry, które zgodnie z projektem miały być filtrami węglowymi. Podstawowym koagulantem jest chlorowany siarczan żelazawy. Układ ten często nie zabezpiecza produkcji wody o parametrach normatywnych, szczególnie w zakresie wskaźników organoleptycznych jak smak i zapach. Okresowo przekraczana jest dopuszczalna dla wód do picia zawartość niektórych mikrozanieczyszczeń, w tym wysoko toksycznych chlorowanych pochodnych związków organicznych oraz wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych.

Na skutek poważnej degradacji środowiska rośnie poziom zanieczyszczeń większości wód powierzchniowych, a także podziemnych [2, 3]. Rozwój chemii analitycznej pozwalający na wykrywanie wielu szkodliwych substancji oraz stanu wiedzy o ich oddziaływaniu na organizmy żywe spowodował, że poziom stężeń zanieczyszczeń toksycznych występujących w wodzie stał się ważnym kryterium oceny jej jakości.

Występowanie toksycznych zanieczyszczeń w wodzie do picia budzi uzasadniony niepokój jej konsumentów.

W niniejszej pracy podjęto próbę oceny zagrożenia wywołanego występowaniem wybranych toksycznych domieszek w wodach zasilających zielonogórskie wodociągi i sieć wodociągowa.

Badano wpływ procesów uzdatniania wody na zmianę jej jakości, transportu i magazynowania. Analizowano wyniki badania wody z lat 1990÷1995, skoncentrowano się głównie na zawartości w niej trijhalometanów (THM-ów), lotnych chlorowanych węglowodorów oraz wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych.

METODY ANALITYCZNE

W celu wyizolowania związków chloroorganicznych próbę badanej wody ekstrahowano n-pentanem. Ekstrakt analizowano metodą chromatografii

gazowej. Stosowano chromatograf Chrom-5 produkcji CSRS wyposażony w niklowy detektor ECD. Do rozdziału związków używano kolumnę szklaną wypełnioną Chromatonem N-super o uziarnieniu 0,200-0,250 mm pokrytym olejem silikonowym DC-550 w ilości 15% masy nośnika. Jako gaz stosowano argon.

Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne oznaczono metodą polegającą na ekstrakcji WWA zawartych w wodzie do fazy stałej, wyeliminowaniu ich chlorkiem metylenu i zagęszczeniu ekstraktu, a następnie oznaczeniu poszczególnych WWA techniką chromatografii gazowej. Zastosowano zestaw do ekstrakcji BAKER z kolumną ekstrakcyjną Combi PAH. Identyfikację substancji prowadzono w oparciu o wzorce.

HALOGENOWANE WĘGLOWODORY ALIFATYCZNE

Powstawanie chlorowcoorganicznych mikrozanieczyszczeń jest jednym z problemów występujących w procesie chlorowania wody. W wyniku transformacji związków organicznych pod wpływem chloru powstają chlorowane węglowodory. Ich liczbę ocenia się na ponad sto. Najczęściej i w największych ilościach powstają niskocząsteczkowe halogenowane węglowodory alifatyczne. Są to zwykle pochodne metanu, etanu i etylenu. Wśród węglowodorów halogenowanych największe znaczenie mają trihalometany (THM-y). Trihalometany powstają między innymi w wyniku chlorowania zabarwionych wód naturalnych. Prekursorami są głównie kwasy humusowe i inne związki organiczne o małej masie cząsteczkowej [1, 5, 14]. Halogenowane związki organiczne są związkami toksycznymi. Główny przedstawiciel tej grupy, chloroform (trichlorometan) uznany został za substancję rakotwórczą.

Poza trihalometanami w wodach mogą występować inne węglowodory halogenowane, które stosowane są w przemyśle jako rozpuszczalniki i półprodukty.

Do priorytetowych należy czterochlorek węgla, który kumuluje się w tkankach i oddziaływuje silnie szczególnie na wątrobę, nerki i układ naczyniowo-sercowy. Próg oddziaływania rakotwórczego 3 μg/l. Właściwości mutanogenne i kancerogenne posiada także trichloroeten i tetrachloroeten.

WIELOPIERŚCIENIOWE WĘGLOWODORY AROMATYCZNE (WWA)

Zanieczyszczenia te są szeroko rozpowszechnione w środowisku [9, 13, 14]. W wodach powierzchniowych naszego kraju stwierdzono obecność ponad 100 rodzajów WWA. Ich źródłem są opady atmosferyczne, odpady stałe, ścieki oraz spływy obszarowe. Stanowią liczną grupę związków, które są składnikami węgla kamiennego i brunatnego oraz ropy naftowej. Powstają więc w procesach spalania w zakładach przemysłowych i środkach transportu. Są obecne w olejach, asfaltach, smołach, sadzy itp. Szczególnie duże stężenia WWA stwierdza się w glebach i wodach na terenach pozostających w zasięgu oddziaływania ich emitorów tj. zakładów chemicznych i petrochemicznych, elektrowni, koksowni oraz w pobliżu dróg o nasilonym ruchu samochodowym [9]. Związki z grupy WWA zalicza się do mikrozanieczyszczeń niebezpiecznych dla organizmów, a niektóre z nich mają właściwości mutagenne i kancerogenne. Ich obecność w środowisku naturalnym jest przyjmowana jako wskaźnik zagrożenia rakotwórczego.

Przemiany WWA w organizmie człowieka doprowadzają do przechodzenia nieczynnych chemicznie węglowodorów w reaktywne związki zdolne do ingerencji w strukturę DNA oraz do łączenia się z RNA i białkami [12]. Mogą powodować uszkodzenia tkanek układu chłonnego, szpiku kostnego, nabłonka jelitowego i układu oddechowego.

Najbardziej charakterystycznym związkiem z grupy WWA jest benzo(a)-piren, który posiada także właściwości teratogenne i embriotoksyczne. Według oceny działania rakotwórczego i efektywności mutagennej WWA, opracowanej przez Grupę Roboczą Międzynarodowej Agencji Badań nad Rakiem (IARC), względna rakotwórczość przedstawia się następująco:

- benzo(a)piren: duża,
- benzo(b)fluoranten: umiarkowana,
- indeno(1, 2, 3 c-d)piren: słaba,
- benzo(a)antracen: słaba,

Dla pozostałych WWA analizowanych w niniejszej pracy względna rakotwórczość jest zerowa lub nieznaczna. Należy jednak pamiętać, że związki, dla których do chwili obecnej nie stwierdzono właściwości rakotwórczych, często nie są obojętne dla organizmów żywych.

Udokumentowane jest zjawisko synergicznego działania pirenu i benzo-(a)pirenu.

WYNIKI BADAŃ

Zawartość oznaczanych substancji w wodzie surowej i uzdatnionej przedstawiono w tabelach 1a, 1b, 2a i 2b.

TABELA 1A

Zawartość Trichalometanów w wodzie wg [16] i badań własnych w μm/l (w nawiasach wartości średnie)

Rodzaj wody	TRIHALOMETANY (THM)			
	Trichlorometan (chloroform) CHC_3	Bromodichlo-rometan CHC_2Br	Dibromochloro-metan $CHCBr_2$	Tribromometan (bromoform) $CHBr_3$
Surowa - Ujęcie Obrzyca	0.00 - 12.29 (5.20)	0.0 - 0.0 (0.0)	0.0 - 0.0 (0.0)	0.0 - 0.0 (0.0)
Uzdatniona Zawada	17.82 - 129.35 (44.29)	0.6 - 14.9 (8.7)	0.0 - 6.5 (2.3)	0.0 - 7.8 (2.0)
Uzdatniona ul. Sulechowska	13.49 - 154.73 (45.00)	3.4 - 15.8 (8.5)	0.0 - 6.1 (2.0)	0.0 - 7.0 (1.7)
Uzdatniona ul. Wiśniowa	25.50 - 117.40 (47.40)	0.9 - 15.3 (9.3)	0.0 - 6.8 (1.9)	0.0 - 7.5 (1.6)
Dopuszczalne stężenia w wodzie do picia wg ustawodawstwa polskiego i norm światowych				
PN	30			
PN (projekt)	30	15	30	30
WHO	30			
	Σ 100			
US EPA	Σ 100			
Wielka Brytania	Σ 100			

Chlorowane węglowodory

W tabeli 1a i 1b przedstawiono wyniki oznaczeń wybranych chlorowcowanych węglowodorów w wodach Obrzycy oraz w wodzie uzdatnionej w latach 1990-1995.

TABELA 1B

Zawartość chlorowanych węglowodorów w wodzie wg [16] i badań własnych (µg/l) (w nawiasach wartości średnie)

Rodzaj wody	LOTNE CHLOROWANE WĘGLOWODORY			LCHW
Rodzaj wody	Tetrachlorek węgla CC_4	Trichloroeten C_2HC_3	Tetrachloroeten C_2C_4	Suma THM + LChW
Surowa Ujęcie Obrzyca	0.00 - 4.25 (1.70)	0.00 - 2.20 (0.46)	0.00- 0.04 (0.01)	0.00 - 15.74 (6.30)
Uzdatniona Zawada	0.00 - 4.11 (1.36)	0.00 - 90.00 (1.13)	0.0 - 13.00 (0.79)	18.42 - 144.00 (57.20)
Uzdatniona ul. Sulechowska	0.00- 12.86 (1.33)	0.00 - 14.07 (1.22)	0.00- 6.28 (0.71)	13.81 - 174.58 (54.22)
Uzdatniona ul. Wiśniowa	0.00- 4.32 (1.07)	0.00 - 784.00 (0.50)	0.00 - 4.61 (0.44)	27.66 - 830.00 (56.92)
Dopuszczalne stężenia w wodzie do picia wg ustawodawstwa polskiego i norm światowych				
PN	5	30	10	
PN (projekt)	5	50	30	
WHO	3			
US EPA	5 zero docelowo	5 zero docelowo	5 zero docelowo	
Wielka Brytania			10	

Badano wodę uzdatnioną bezpośrednio po stacji uzdatniania (SUW-Zawada), po głównej przepompowni przy ul. Sulechowskiej (ok. 4 km od SUW) oraz po przepompowni osiedlowej (ul. Wiśniowa) najbardziej odległej od SUW. W punktach tych, w razie potrzeby, woda jest dochlorowywana. Z badanych THM w wodzie Obrzycy występował tylko chloroform w stężeniach od 0,0 do 12,29 µg/l. Lotne chlorowane węglowodory występowały stosunkowo rzadko. Najwyższe stężenia zanotowano dla tetrachlorku węgla, które wahały się od 0,0 do 4,25 µg/l. W procesie oczyszczania wody stężenia niemal wszystkich badanych związków chloroorganicznych (wyjątek stanowił tetrachlorek węgla) uległy zwiększeniu. W wodzie uzdatnionej pojawiały się bromowe

pochodne związków organicznych, które w wodzie surowej nie występowały. Stężenie bromodichlorometanu okresowo przekraczało wartość dopuszczalną (15 μg/l) przewidzianą w projekcie nowelizacji stosowanych unormowań prawnych w zakresie jakości wody do picia i potrzeb gospodarczych [17].

Znaczny, bo blisko 8-krotny, wzrost średniego stężenia wystąpił dla chloroformu. W pojedynczych próbach zanotowano maksymalny wzrost ok. 50-krotny. Średnia wartość stężenia chloroformu w wodzie uzdatnionej przekraczała wartość dopuszczalną dla wody do picia i rosła w czasie jej transportu i magazynowania. Na kilkadziesiąt badanych prób wody, przekroczenia wartości normatywnych chloroformu stwierdzono w 55% prób w Zawadzie, 64% przy ul. Sulechowskiej i 67% przy ul. Wiśniowej.

W czasie dystrybucji wody, stężenia pozostałych badanych THM, nie ulegały istotnym zmianom.

W czasie procesu uzdatniania i dystrybucji wody wzrastały ok. 2,7-krotnie stężenia trichloroetenu (dla wartości średnich od 0,46 do 1,22 μg/l) oraz ok. 80-krotnie tetrachloroetenu (od 0,01 do 0,79 μg/l). Średnia zawartość tetrachlorku węgla malała od 1,7 μg/l w wodzie surowej do 1,07 μg/l w wodzie w sieci wodociągowej.

Sporadycznie notowano znaczny wzrost stężenia LChW w wodzie w czasie jej uzdatniania i transportu (tab. 1b).

Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne

Zawartość WWA w wodzie Obrzycy i w wodzie uzdatnionej wykazywały dużą zmienność w okresie prowadzenia badań (tab. 2).

Okresowe występowanie wszystkich analizowanych wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych.

W zdecydowanej większości badanych prób wody surowej stężenie normowanego w Polsce benzo(a)pirenu jak i sumaryczna zawartość 6 WWA (wg ustaleń WHO) nie przekraczały wartości dopuszczalnych dla wody do picia oraz I klasy czystości wód powierzchniowych. W procesie oczyszczania wody stężenia niektórych WWA wzrastały. Dotyczy to szczególnie fluoroantenu (w blisko 65% ilości prób zawartość FL była wyższa od 200 μg/l).

TABELA 2A

Zawartość podstawowych wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA) w wodzie wg [16] i badań własnych w ng/l

Rodzaj wody	Fluoranten FL	Benzo(a) piren B(a)P	Benzo(b) fluoranten B(b)F	Benzo(k) fluoranten B(k)F	Indeno(1,2,3 c-d)-piren IP	Benzo(g,h,i)-perylen BghiP	Suma WWA
Surowa Ujęcie Obrzyca	0 -18075	0 - 8	2 - 6	2 - 10	3 - 12	0 - 8	0 - 18075
Uzdatniona Zawada	0 - 799	0 - 0	-	-	-	-	0 - 799
Uzdatniona ul. Sulechowska	15 - 1500	0 - 4	0 - 2	2 - 4	0 - 0	0 - 0	17 - 1500
Uzdatniona ul. Lubuska	200 - 5400	0 - 1500	-	-	-	-	200 - 6900
Uzdatniona ul. Wiśniowa	0 - 265	0 - 0	-	-	-	-	0 - 265
Dopuszczalne stężenia w wodzie do picia wg ustawodawstwa polskiego i norm światowych							
PN		15					
PN (projekt)		25					
WHO		10					200
US EPA		200 zero docelowo					
Wielka Brytania		10					

Najwyższa zanotowana zawartość WWA w wodzie uzdatnionej dotyczyła pirenu i wynosiła 10100 µg/l.

W okresie 3 lat wykonano 16 serii oznaczeń WWA. Badania mają więc charakter wyrywkowy. Nie pozwalają na jednoznaczne stwierdzenie występowania poszczególnych związków chemicznych w wodzie surowej oraz procesie jej uzdatniania i dystrybucji. Wskazują jednak na realne zagrożenie zanieczyszczenia wód tymi związkami.

TABELA 2B

Zawartość pozostałych wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA) w wodzie wg [16] i badań własnych w ng/l

Rodzaj wody	Naftalen	Antracen An	Piren Pir	Benzo(a) antracen B(a)A
Surowa Ujęcie Obrzyca	0 - 9022	0 - 2555	0 - 2648	800 - 6463
Uzdatniona Zawada	64.5-7387	0 -3690	14.5 - 3730	58.3 - 1080
Uzdatniona ul. Sulechowska	100 - 7253	0 - 600	0 - 4620	600 - 1800
Uzdatniona ul. Lubuska	100 - 200	0 - 3700	0 - 300	0 - 100
Uzdatniona ul. Wiśniowa	78.6 - 4050	0 - 151	28.5 - 10100	49.7 - 580

WNIOSKI

1. Badane mikrozanieczyszczenia organiczne w wodach Obrzycy nie występowały lub były obecne w stężeniach nie przekraczających wartości dopuszczalnych.
2. W wodzie do picia występują okresowo lub ciągle substancje mutagenne i rakotwórcze. Wyniki przeprowadzonych badań pozwalają stwierdzić, że na zawartość tych związków ma wpływ jakość surowca oraz sposób oczyszczania i dystrybucji wody. Poza chloroformem badane mikrozanieczyszczenia organiczne nie przekraczały wartości normatywnych dla wód do picia.
3. W procesie uzdatniania wody wzrasta zawartość chlorowanych węglowodorów. Szczególnie duży wzrost (średnio 8-krotnie) zanotowano dla chloroformu, którego stężenia w ok. 55% ilości badanych prób przekraczały wartości dopuszczalne dla wód do picia. Powstające w wyniku wstępnego chlorowania chlorowane związki

organiczne nie są usuwane w następnych procesach jednostkowych oczyszczania wody (koagulacja, filtracja). Należy rozważyć zasadność utleniania domieszek wód chlorem, pomimo jego dobrych właściwości dezynfekcyjnych i technologicznych.

4. Wzrost zawartości chloroformu w czasie transportu i magazynowania wody jest wynikiem dochlorowywania wody w sieci oraz niepełnego usuwania prekursorów THM. Wiadomo również, że reakcja tworzenia chloroformu może przebiegać przez kilkadziesiąt godzin. Powstawanie związków chloroorganicznych „przenosi" się do sieci wodociągowej.
5. Mimo wyrywkowość badań, zjawisko okresowego występowania dużych zawartości WWA w wodzie surowej i uzdatnionej należy uznać za bardzo niebezpieczne. Istnieje realne zagrożenie zanieczyszczenia wód tymi związkami chemicznymi. Wymagana jest szersza kontrola WWA w wodach zlewni Obrzycy i w procesie oczyszczania i przesyłania wody oraz ścisła inwentaryzacja potencjalnych źródeł zanieczyszczeń chemicznych i ich systematyczna likwidacja.

LITERATURA

[1] **BIŁOZOR S.:** *Badania nad obniżeniem zwartości trójhalometanów w wodzie do picia*, Ochrona Środowiska, Wrocław, październik 1985. s. 35-38

[2] **BIŁYK A., KABSCH-KORBUTOWICZ M.:** *Przemiany naftalenu, acenaftalenu i antracenu w procesie utleniania chlorem.* Ochrona Środowiska, nr 2 (53)/94, Wrocław 1994, s. 3-5

[3] **DOJLIDO J., ZBIEĆ E.:** *Mikrozanieczyszczenia organiczne w wodach warszawskich wodociągów.* Ochrona Środowiska, nr 3(50)/93, Wrocław 1993, s. 29-31.

[4] **DOJLIDO J., ZBIEĆ E.:** *Zanieczyszczenia organiczne warszawskiej wody wodociągowej.* Ochrona Środowiska, nr 3(58)/95, Wrocław 1995, s. 55-58.

[5] **DOJLIDO J.:** *Chemia wody.* Arkady, *Warszawa 1987r.*

[6] **JĘDRCZAK A., CZYRSKI T.:** *Występowanie związków chloroorganicznych w wodzie do picia dla miasta Zielonej Góry*

i w wodach niektórych rzek woj. zielonogórskiego. Rocznik PZH, 1994, XLII, NR3, s. 297-307.

[7] **JILEK B.:** *Usuwanie fito i zooplanktonu na mikrositach*. Międzynar. Konf. Nauk.-Techn., Poznań, 1994 s. 779-788.

[8] **JODŁOWSKI A.:** *Wpływ eutrofizacji na procesy uzdatniania wody*. III Konf. Nauk.-Techn., Zielona Góra 1995, s. 142-150

[9] **KOWAL A.L., ŚWIDERSKA-BRÓŻ M.:** *Oczyszczanie wody*. PWN, Warszawa-Wrocław, 1996r.

[10] **LISOWSKI A., ŻWOŹDZIAK J., ZYGMUNT K.:** *Zanieczyszczenia gleby i wody wielopierścieniowymi węglowodorami aromatycznymi w otoczeniu elektrowni węglowych*. Ochrona Środowiska, Wrocław, listopad 1986, s. 21-23.

[11] **MAZIARKA S.:** *Woda do picia - wymagania zdrowotne*. Krajowa Konf. Nauk.-techn., Poznań 1992, s. 173-182.

[12] **PAWLACZYK-SZPILOWA M.:** *Biologia i ekologia*

[13] **SADOWSKI S.:** *Mikrozanieczyszczenia w wodach wodociągowych w Polsce*. Międzynar. Konf. Nauk.-Techn., Poznań 1994, s. 27-44.

[14] **ŚWIDERSKA-BRÓŻ M.:** *Mikrozanieczyszczenia w środowisku wodnym*. Wydawnictwo Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 1993r.

[15] **WĄSOWSKI J., GRABIŃSKA-ŁONIEWSKA A.:** *Wtórne zanieczyszczenie wody w warszawskiej sieci wodociągowej*. Ochrona Środowiska, nr 3(58)/95, Wrocław 1995, s. 59-62.

[16] Wyniki badania wody. Przedsiębiorstwo Wodociągów i Kanalizacji w Zielonej Górze.

[17] Jakość wody do picia - forum dyskusyjne. Ochrona Środowiska, nr 1(56)/95, Wrocław 1995, s. 3-4.

POLITECHNIKA ZIELONOGÓRSKA • ZESZYTY NAUKOWE NR 111

Nr 5 INŻYNIERIA ŚRODOWISKA 1996

Mirosław MĄKOWSKI*

EFEKTYWNOŚĆ I WARUNKI BIOLOGICZNEJ DEFOSFATACJI ŚCIEKÓW

Streszczenie

Proces zwiększonej akumulacji fosforu jest obecnie jednym z najczęściej preferowanych sposobów suwania związków biogennych ze ścieków (fosforu). Decyduje o tym istota tego procesu tj. możliwość zintegrowanego biologicznego usuwania związków biogennych w układach z niskoobciążonym osadem czynnym, przy taniej eksploatacji i mniejszej energochłonności w porównaniu z procesem chemicznego strącania fosforu. Istotą procesu zwiększonej akumulacji fosforu jest zastosowanie układu technologicznego z sekwencją warunków beztlenowych i tlenowych.

WPROWADZENIE

Związki fosforu w ściekach bytowo-gospodrczych to przede wszystkim fosforany oraz fosfor organiczny. Podczas biologicznego oczyszczania ścieków w reaktorach tlenowych pewna ilość fosforu zostaje zasymilowana przez przyrastającą biomasę. Jednak w tym przypadku ilość fosforu pobierana ze ścieków przez bakterie jest znacznie mniejsza niż pozostałe stężenie fosforu znajdujące się w odpływie z reaktora.

W celu intensyfikacji biologicznej akumulacji fosforu wprowadzono w ostatnich latach rozwiązania technologiczne układów oczyszczania ścieków oparte na odkryciu, że w okresowych warunkach beztlenowych możliwa jest zintensyfikowana akumulacja fosforu w kłaczkach osadu czynnego.

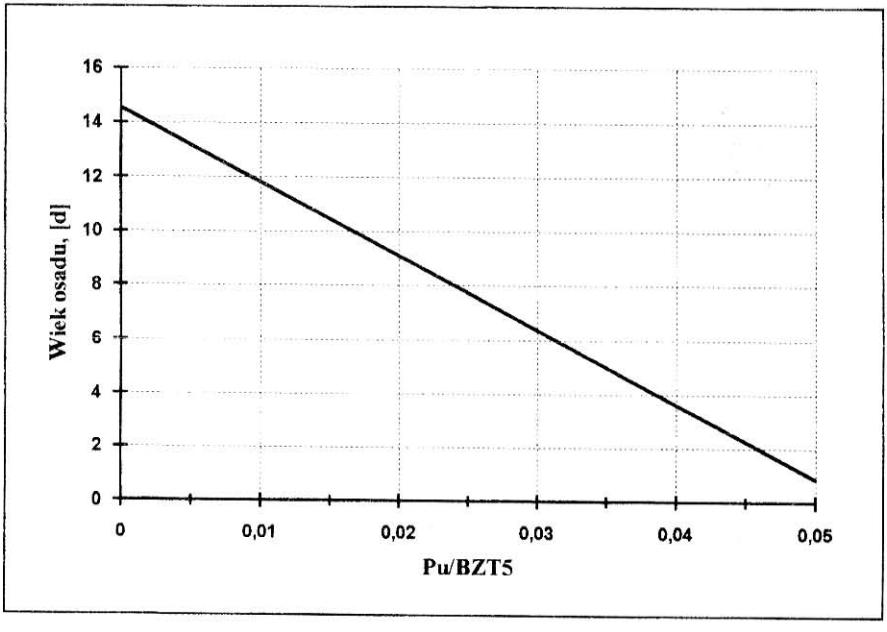
* Mirosław MĄKOWSKI - Zakład Technologii Wody, Ścieków i Odpadów, Politechnika Zielonogórska

1. USUWANIE FOSFORU W PROCESIE ASYMILACJI

Fosfor jest jednym z podstawowych składników niezbędnych dla życia bakterii. Komórki bakterii składają się w 50% z dwutlenku węgla, 10÷15% związków azotu, 2÷6% fosforu oraz w pozostałych 30% tlenu, wody, siarki i pierwiastków śladowych.

Znając przyrost biomasy osadu czynnego można obliczyć ilość (stężenie) fosforu w ściekach oczyszczonych.

Na rysunku 1 przedstawiono zależność stopnia redukcji fosforu na drodze biologicznej asymilacji w odniesieniu do wieku osadu. Konstrukcja krzywej została wykonana przy założeniu średnich wartości azotu (12%) i fosforu (4%) zakumulowanych w komórce bakterii.



Rys. 1. Stopień biologicznej eliminacji fosforu w zależności od wieku osadu czynnego [2]

Korzystając z rysunku 1, w celu zobrazowania wpływu wieku osadu czynnego na efektywność asymilacji fosforu przedstawiono poniżej krótki przykład obliczeniowy.

Dane: ścieki miejskie po mechanicznym oczyszczaniu
BZT_5 = 250 mg O_2/dm^3,
P_{og} = 12 mg/dm^3,

a) Układ wysokoobciążony - wiek osadu = 3 d,
Pu/BZT5 = 0,042 gP/gBZT_5
Pu = 0,042 · 250 = 10,3 mgP/dm^3
Po/Pu = (10,3/12) · 100% = 87 %

b) Układ niskoobciążony - wiek osadu = 10 d,
Pu/BZT5 = 0,017 gP/gBZT_5
Pu = 0,017 · 250 = 4,25 mgP/dm^3
Po/Pu = (4,2/12) · 100% = 35 %

Na podstawie powyższych obliczeń można stwierdzić iż w układach technologicznych z wysokobciążonym osadem czynnym na drodze biologicznej asymilacji możliwa jest nawet 90% redukcja fosforu. W układach z niskoobciążonym osadem czynnym stopień ten jest znacznie mniejszy.
Niższa sprawność eliminacji fosforu na drodze asymilacji w przypadku niskoobciążonego osadu czynnego wynika z faktu iż część fosforu w układach niskoobciążonego osadu czynnego uwalniana jest do cieczy nadosadowej i wraz z filtratem powraca ponownie do początku układu technologicznego oczyszczania ścieków.

2. USUWANIE FOSFORU W PROCESIE ZWIĘKSZONEJ AKUMULACJI

2.1. Podstawy chemiczne procesu

Mechanizm zjawiska zwiększonej akumulacji fosforu polega na zdolności pewnych grup bakterii (*Acinetobacter, Arthrobacter globiformis*), w określonych warunkach tj. w przypadku zastosowania reaktora beztlenowego przed reaktorem tlenowym, do kumulacji znacznych ilości fosforu w postaci polifosforanów. Proces ten przebiega pod warunkiem zachowania odpowiedniego stosunku ilości substancji węglowych

mierzonych w postaci BZT_5 do fosforu w ściekach surowych poddawanych biologicznemu oczyszczaniu. Zintegrowane uwalnianie i pobieranie fosforu przebiega w dwóch fazach (strefach): beztlenowej (anaerobowej - pozbawionej tlenu) i tlenowej (aerobowej). W strefie beztlenowej bakterie kumulujące fosfor pobierają odpowiednie substraty wykorzystując energię hydrolizy łańcucha polifosforanowego, w wyniku, której uwalniane są ortofosforany według reakcji:

$$ATP + (PO_4)_n \underset{rozkad}{\overset{synteza}{\leftrightarrow}} ADP + (PO_4)_{n+1}$$

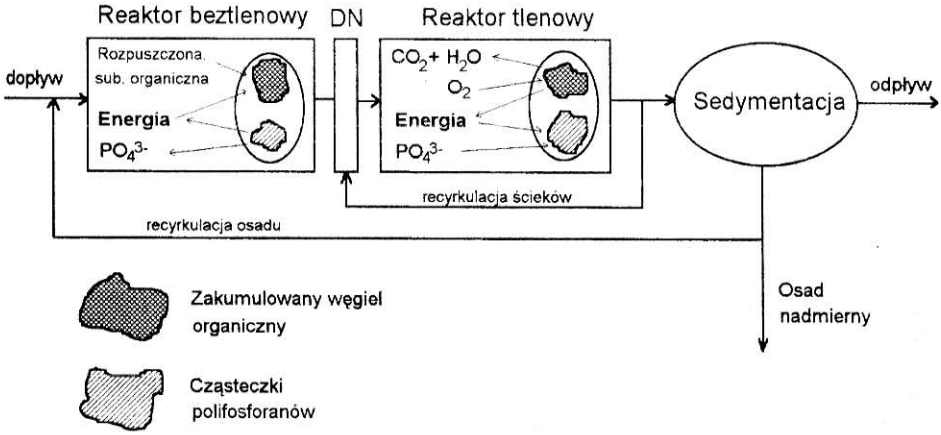
Substratami, które najczęściej są pobierane przez bakterie w warunkach beztlenowych są łatworozkładalne związki organiczne np. niższe kwasy tłuszczowe, octany. Związki te mogą pochodzić z rozpuszczonych części ładunku zanieczyszczeń węglowych wyrażonych w postaci BZT_5 lub też gotowych produktów fermentacji. Proces usuwania fosforu na drodze biologicznej przebiega dużo szybciej, gdy ścieki dopływające do komory defosfatacji są zgniłe, ponieważ znajdują się w nich już gotowe produkty fermentacji.

Po przejściu ze strefy beztlenowej w tlenową nagromadzone w komórkach acetylooctany i polihydroksylomaślany zostają w krótkim czasie utlenione co powoduje wzrost i rozwój komórek bakterii. W procesie utleniania dodatkowo wydzielana jest duża ilość energii, która magazynowana jest w postaci ATP. Wiąże się to z pobieraniem rozpuszczonego fosforu i magazynowaniem go w formie polifosforanów w komórkach mikroorganizmów.

2.2. Podstawy mikrobiologiczne procesu

Dotychczas brak jest jednoznacznie sformułowanej teorii omawiającej zjawisko zwiększonej akumulacji fosforu przez bakterie w przypadku zmiany środowiska z beztlenowego na tlenowe. Jak dotąd w sposób jednoznaczny stwierdzono, że podstawową grupą bakterii, które decydują o efektywności procesu biologicznej eliminacji fosforu stanowią bakterie z grupy *Acinetobacter*. Bakterie te nazywane bezwzględnymi tlenowcami w zmiennych warunkach tlenowych, są w stanie akumulować fosfor, w formie polifosforanów nawet do 25% swojej masy. W oparciu

o aktualny stan wiedzy można stwierdzić, że pod wpływem warunków beztlenowych fakultatywne, heterotroficzne bakterie beztlenowe przekształcają w wyniku procesu fermentacji zawarte w ściekach łatworozkładalne związki węglowe do niższych kwasów tłuszczowych. Następnie produkty te (Poly - β - kwas hydroksylomasłowy PHB) zostają zasymilowane i wykorzystane do budowy komórek bakterii. Energia niezbędna do przeprowadzenia powyższej reakcji pochodzi z redukcji polifosforanów, która zachodzi w komórkach bakterii pod wpływem warunków beztlenowych. W wyniku tej reakcji z komórek bakterii uwalniane są znaczne ilości fosforu. Bakterie tlenowe wykorzystują powyższą reakcję w celu uzyskania energii niezbędnej dla przeżycia organizmów w warunkach beztlenowych. W warunkach tlenowych nagromadzone PHB mogą być wykorzystane jako źródło substancji węglowych dla prawidłowego metabolizmu i rozmnażania komórek. Przy pomocy uwolnionej w tym procesie energii zostają ponownie zasymilowane ortofosforany, zmagazynowane w komórkach bakterii jako polifosforany. Mechanizm zwiększonej akumulacji fosforu w sposób uproszczony przedstawia rysunek 2.



Rys. 2. Schemat procesu biologicznej defosfatacji ścieków

2.3. Efektywność zwiększonej akumulacji fosforu

Efektywność biologicznej defosfatacji ścieków uwarunkowana jest szeregiem różnych czynników, zależnych zarówno od składu oczyszczanych ścieków, jak i parametrów technologicznych prowadzenia procesu. Do czynników, które decydują o sprawności biologicznej defosfatacji możemy zaliczyć:

- ilość i rodzaj substancji organicznych przyswajanych przez bakterie kumulujące fosfor,
- obciążenie i wiek osadu czynnego,
- ilość azotanów w strefie beztlenowej,
- warunki tlenowe i czas zatrzymania ścieków w komorze beztlenowej,
- sprawność osadnika wtórnego.

Warunkiem uzyskania wysokiej sprawności procesu biologicznej defosfatacji jest obecność w ściekach łatworozkładalnych produktów fermentacji (octany, brausztyniany). Dodatkowo istotnym elementem mającym wpływ na stopień usuwania fosforu jest odpowiednia proporcja ilości produktów fermentacji do ilości fosforu w ściekach. Przyjmuje się, że aby uzyskać wysoki stopień biologicznej defosfatacji stosunek BZT_5/P_{og} w ściekach dopływających do komory defosfatacji powinien być większy od 20.

Efekt usuwania fosforu na drodze asymilacji zwiększa się wraz ze zwiększeniem obciążenia osadu czynnego ładunkiem zanieczyszczeń i zmniejszenie wieku osadu czynnego (rys. 1). Szczególne znaczenie ma to w przypadku prowadzenia procesów zintegrowanego usuwania ze ścieków związków biogennych, ponieważ w przypadku układów technologicznych wykorzystujących proces nitryfikacji i denitryfikacji stosuje się niskie obciążenia osadu czynnego ładunkiem zanieczyszczeń (poniżej 0,15 kg BZT_5/kg s.m.o.).

W konwencjonalnych układach zintegrowanego usuwania węgla i azotu (układu bez komory biologicznej defosfatacji) fosfor ulega utlenieniu do fosforanów, przy czym pewna ilość fosforu zostaje zasymilowana przez przyrastającą biomasę w tym przypadku fosfor stanowi jednak zaledwie od 1% do 2% suchej masy komórki, wobec czego na drodze asymilacji można jedynie osiągnąć od 15 do 30% redukcji jego zawartości w ściekach (ok. 1% dopływającego ładunku BZT_5). Natomiast w przy-

padku zastosowania wydzielonej biologicznej defosfatacji ilość fosforu, którą dodatkowo można usunąć ze ścieków wraz z osadem nadmiernym wyniesie do 4% suchej masy komórki.

Niekorzystny wpływ na proces defosfatacji ma również obecność w strefie beztlenowej azotanów. Wynika to z możliwości kumulacji wykorzystywanych substratów organicznych w wyniku utleniania zamiast ich redukcji.

Obecność tlenu w strefie beztlenowej może spowodować znaczne obniżenie efektu usuwania ze ścieków fosforu. Tlen w strefie beztlenowej stwarza możliwość tlenowego rozkładu substratów, a nie ich redakcję co powoduje ograniczenie ilości produkowanych kwasów tłuszczowych, które intensyfikują rozwój bakterii kumulujących fosfor. Dopuszczalne stężenie tlenu w strefie beztlenowej wynosi 0,3 mg O_2/dm^3.

Czas zatrzymania ścieków w strefie beztlenowej powinien być na tyle długi, aby mogła powstać odpowiednia ilość produktów fermentacji, zwykle wynosi on od 1 do 2 h.

Efektywność usuwania fosforu zależy również od sprawności działania osadnika wtórnego, ponieważ wraz ze zwiększeniem się ilości odprowadzanych w ściekach oczyszczonych zawiesin wzrasta ilość fosforu og. w odpływie z oczyszczalni, a tym samym zmniejsza się sprawność procesu eliminacji fosforu.

3. WARUNKI BIOLOGICZNEJ DEFOSFATACJI ŚCIEKÓW

Maksymalną efektywność biologicznej defosfatacji można uzyskać w sytuacji, kiedy ścieki surowe dopływające do oczyszczalni zawierają duże ilości łatworozkładalnych substancji organicznych oraz przy możliwie niskich stosunkach P/BZT_5 i N/BZT_5.

Niezbędnym warunkiem zwiększonej akumulacji fosforu w biomasie osadu czynnego jest sekwencja warunków beztlenowych i tlenowych.

Do warunków, które sprzyjają biologicznej eliminacji fosforu można zaliczyć:

- stosunek N/BZT_5 w dopływie $\leq 0{,}25$,
- stosunek $BZT_1/BZT_5 > 0{,}3$ lub $BZT_{5\ filtr.}/BZT_{5org} > 0{,}4$,
- zastosowanie osadnika wstępnego o krótkim czasie przetrzymania ścieków (0,5÷1,0 h),

- mechaniczne zagęszczanie osadu nadmiernego z możliwością recyrkulacji filtratu do komory defosfatacji,
- wykorzystanie zagniłych ścieków dowożonych taborem asenizacyjnym.

Dodatkowo w przypadku, kiedy powyższe warunki nie są możliwe do spełnienia zaleca się:

- celowe zakwaszanie osadu recyrkulowanego poprzez dawkowanie filtratów lub też cieczy nadosadowej z zagęszczaczy,
- minimalizację ilości tlenu doprowadzonego do komory defosfatacji wraz z recyrkulowanym osadem poprzez odpowiedni dobór pomp,
- minimalizację recyrkulacji wraz z osadem nadmiernym azotanów poprzez zastosowanie wysokosprawnego procesu denitryfikacji,
- zastosowanie urządzeń do mechanicznego zagęszczania osadu (wykorzystanie filtratów),
- zastosowanie w miarę możliwości wysokoobciążonych układów technologicznych (krótki wiek osadu czynnego).

4. WADY I ZALETY BIOLOGICZNEJ ELIMINACJI FOSFORU

W porównaniu z powszechnie stosowanym procesem chemicznego strącania fosforu proces biologicznej defosfatacji wymaga dużo mniejszych nakładów eksploatacyjnych (duży koszt reagentów oraz eksploatacji urządzeń do ich magazynowania i dawkowania). Dodatkową zaletą prowadzenia procesu biologicznej defosfatacji w porównaniu z chemicznych strącaniem fosforu jest fakt iż w przypadku usuwania fosforu na drodze chemicznej znacznie zwiększa się ilość powstającego osadu nadmiernego co ma duże znaczenie w przypadku wymiarowania części technologicznej przeróbki osadów ściekowych. Ponadto w procesach chemicznego strącania fosforu w porównaniu z biologiczną defosfatacją znacznie pogarsza się jakość ścieków oczyszczonych (wzrost zasadowości i zasolenia), co jest spowodowane stosowaniem odpowiednich środków chemicznych ($FeSO_4$, $FeCl_3$ itp.).

Wykorzystanie biologicznej eliminacji fosforu obniża koszty energii, która jest niezbędna do napowietrzania w strefie tlenowej, co jest związane z obniżeniem ładunku BZT_5 w strefie beztlenowej. Wykorzystanie strefy beztlenowej i niedotlenionej przed strefą tlenową ogranicza dodatkowo

rozwój organizmów nitkowatych, co wpływa korzystnie na strukturę osadu czynnego poddawanego sedymentacji i zagęszczaniu.
Wadą biologicznej defosfatacji ścieków są duże koszty inwestycyjne związane z budową komory beztlenowej.

5. PODSUMOWANIE

Zastosowanie zwiększonej akumulacji fosforu pozwala usunąć od 30 do 90% fosforu. Efekty biologicznej defosfatacji ścieków zależą w głównej mierze od charakteru i składu oczyszczanych ścieków. Za wyborem biologicznej defosfatacji ścieków przemawiają: tańsza eksploatacja, mniejsza energochłonność oraz co jest najważniejsze wyłączne stosowanie metod biologicznych. Należy jednak dodać, że koszty inwestycyjne układów z biologiczną eliminacją fosforu są jednak większe niż układów z chemicznym strącanie. Na korzyść metod biologicznego usuwania fosforu przemawia jednak możliwość pełnej integracji usuwania na drodze biologicznej związków biogennych.

LITERATURA

[1] **BURACZEWSKI G.:** *Biotechnologia osadu czynnego.* Wydawnictwa Naukowe PWN, Warszawa 1994.

[2] **BOLL, R:** *Grundlagen und Verfahren zur biologischen Phosphatelimination.* ATV-Foratbildungskurs F/2,2.-4.11.1988 in Fulda Abwasserreinigung im lichte neuer forderungen

[3] **Praca zbiorowa:** *Poradnik eksploatatora oczyszczalni ścieków.* Polskie Zrzeszenie Inżynierów i Techników Sanitarnych Oddział w Poznaniu, Poznań 1995.

[4] **Praca zbiorowa pod red. A.L. Kowala:** *Odnowa wody. Podstawy teoretyczne procesów.* Wydawnictwo Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 1990r

[5] **BIERNACKA J., KURBIEL J., PAWŁOWSKA L.:** *Usuwanie związków biogennych ze ścieków miejskich.* Wydawnictwo Politechniki Warszawskiej, Warszawa 1992r.

POLITECHNIKA ZIELONOGÓRSKA • ZESZYTY NAUKOWE NR 111

Nr 5 INŻYNIERIA ŚRODOWISKA 1996

Edward S. Kempa*

MINIMALIZACJA ODPADÓW DROGĄ DO MINIMALIZACJI RYZYKA

Streszczenie

Minimalizacja odpadów będzie szeroko omawiana w innych prezentacjach. Autor tego referatu wskazuje natomiast na istniejące i potencjalne powiązania minimalizacji odpadów z redukcją zagrożeń i ryzyka w tej sferze gospodarki i usług, w której gdy minimalizację odpadów (np. przez recykling odpadów surowcowych) się realizuje. Powiązań tych często się nie dostrzega lub niedocenia.

1. WPROWADZENIE

O potrzebie minimalizacji odpadów mówi się ostatnio bardzo wiele i przy różnych okazjach. Minimalizacja zdaje się być "wyższym stopniem" normalnej czy klasycznej już gospodarki odpadami, przez którą potocznie rozumiemy usuwanie i unieszkodliwianie według znanych reguł współczesnej techniki. Z tym wyższym stopniem zaczynają być wiązane czystsze czyli małoodpadowe technologie. Generalnie zaś, przy wprowadzaniu czystszych technologii i związaną z nimi minimalizacją odpadów, zwraca się już od dawna uwagę nie tylko na to co wchodzi do procesu produkcyjnego (wsad, ang.: input), ale również co, ile i o jakim składzie z niego wychodzi (ang.: output). A ponieważ każdy proces, każda produkcja niesie ze sobą określone zagrożenie i ryzyko, zmniejszenie ryzyka przez zmniejszenie ilości odpadów staje się

* Edward S. KEMPA – Zakład Technologii Wody, Ścieków i Odpadów, Politechnika Zielonogórska

ewidentne. Nie jest to może od razu oczywiste, ale głębsze analizy takie powiązania potwierdzają.

Jedna ze starszych, amerykańskich statystyk wypadkowości wykazała, że wypadkowość w sektorze gospodarki odpadami była najwyższa w porównaniu z innymi działami produkcji i usług. I to zarówno w liczbach bezwzględnych (liczba straconych roboczo-dni), jak i w procentowym udziale. A przecież wiadomo, że sektor gospodarki odpadami nie jest dominujący w globalnej gospodarce USA.

Powiązanie zagadnień minimalizacji odpadów z redukcją ryzyka jest więc uzasadnione.

2. MINIMALIZACJA ODPADÓW

Minimalizacja odpadów to jednocześnie oszczędna gospodarka surowcami, będącymi wsadem w procesie produkcyjnym; to jednocześnie rozważenie oszczędzania surowców pierwotnych przez zawracanie tych frakcji, elementów czy pozostałości procesowych, które się do recyklingu nadają. Niemieckie 3V (Vermeidung, Verminderung, Verwertung) nie brzmi co prawda tak dobrze w języku polskim (gdyż można to przetłumaczyć jako: unikanie powstawania, zmniejszenie ilości i zużytkowanie odpadów), ale sens pozostaje ten sam, ustawiający też w tej kolejności współczesną gospodarkę odpadami zarówno przemysłowymi jak i komunalnymi.

Rzeczywistych i tzw. "czystych" czyli bezodpadowych technologii jest mało, znacznie więcej technologii mało-odpadowych, a ich wzajemne proporcje mają się orientacyjnie jak 1:50 czy nawet 1:100.

Przechodzenie z technologii przestarzałych, w których nie zwracano uwagi na wszelkie pozostałości poprocesowe nie związane z produktem (ang.: *end-of-pipe-technologies*) na nowe, małoodpadowe jest trudne oraz czaso- i kapitałochłonne. Pozostaje więc alternatywa szerszej recyrkulacji wszelkich pozostałości poprocesowych czy odpadów. Recyrkulacja zaś, według Bundi'ego i Wasmera oznacza: "zawrócenie produktów ubocznych, pośrednich i końcowych, powstających w jakiejkolwiek fazie przepływu materiałów - od źródeł surowcowych do końcowego odbiorcy i to w postaci nowego obiegu: producent - konsument.

Tak zdefiniowana recyrkulacja może odbywać się zatem przez:

- ponowne użycie materiału lub produktu bez jego przetwarzania (zwrotne opakowania szklane, regeneracja spracowanych olejów i in.)
- wtórne wykorzystanie materiałów bez zmiany ich składu do wytwarzania nowych produktów; np. wykorzystanie rozdrobnionego gruzu budowlanego w budownictwie drogowym;
- przetwarzanie materiałów, połączone ze zmianą ich stanu i składu.

Wewnątrz - zakładową recyrkulację produktów pośrednich i ubocznych stosowano w przemyśle od dawna, jednak współcześnie recyrkulację tę nasila się.

Pożyteczność recyrkulacji i odzysku jest w zasadzie bezdyskusyjna. Uzasadnia się ją oszczędnością surowców i energii.

Meadows proponuje obliczenie krytycznego czasu t_K, po którym nastąpi wyczerpanie nieodwracalnego surowca:

$$t_K = \frac{\ln\left(Q\frac{P}{qo}+1\right)}{P}[lata]$$

gdzie :

Q - znane zasoby surowca, możliwe do pozyskania w obecnych warunkach techniczno - ekonomicznych

q_0 - obecny stan (stopień) pozyskiwania surowca

P - roczny przyrost pozyskiwania

Uwzględniając redukcję w bilansie materiałowym, udział pierwotnego materiału (surowca) w ogólnej masie wyniesie :

$$\frac{1}{1/(1-\rho)} = 1-\rho$$

gdzie **r** jest ilością zawracanego materiału.

Przy jednostkowym odzysku :

$$y = 1 - (1 - \rho) - \rho \quad \text{[kg/kg zużywanego surowca]}$$

Podobnie można mówić o bilansie energetycznym. Upraszczając, że jednostkowe zużycie energii jest :

a - dla pozyskania i przetworzenia surowca pierwotnego, kWh/kg

α - dla przetworzenia materiału recyrkulowanego, kWh/kg,

wówczas funkcję energii f(ρ) definiujemy :

$$f(\rho = 0) = 1; \qquad f(\rho = 0) = \infty$$

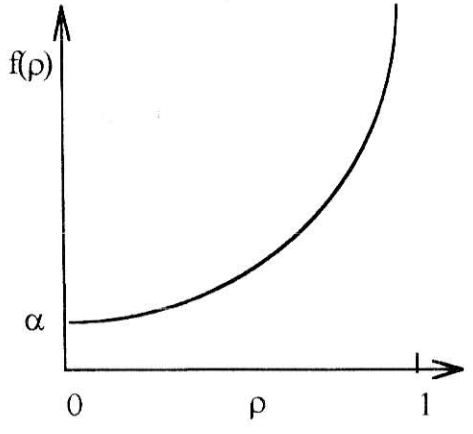
Jednostkowe zużycie energii będzie funkcją :

$$e(\rho) = \alpha f(\rho)$$

Zaś stosunek jednostkowego zużycia energii na recyrkulację i na pozyskanie materiału pierwotnego jest :

$$A(\rho) = \frac{\alpha}{a} f(\rho) = \frac{e(\rho)}{a}$$

Schematyczny wykres funkcji energii f(ρ) przedstawia rys. 1.



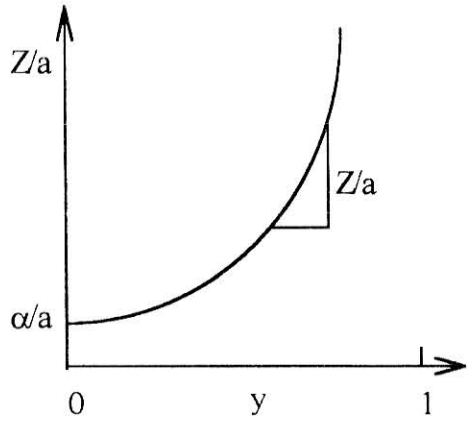
Rys. 1. Schematyczny wykres funkcji energii f(ρ).

Stopień odzysku ρ(y = ρ kg/kg) wiązany jest zwykle z dodatkowym zużyciem energii z.

Jeśli a < a (A < 1), wówczas dla małych wartości ρ uzyskuje się dzięki recyrkulacji podwójną korzyść wyrażoną zarówno odzyskiem materiałów, jak i zmniejszeniem zużycia energii. Jednakże ze wzrostem stopnia recyrkulacji (ρ) jednostkowe zużycie energii rośnie progresywnie i podstawowym problemem staje się ustalenie optymalnej wartości ρ. Graniczną wartość osiąga się, gdy wartość odzyskanego materiału y = R będzie równa wartości dodatkowej energii z = E/a wymaganej do uzyskania tego stopnia odzysku.

$\frac{E/a}{R}$ określimy przez różnicowanie funkcji :

$$\frac{z}{a} = \rho\left[\frac{\alpha}{a} f(\rho) - 1\right] = \rho\left[A(\rho) - 1\right]$$



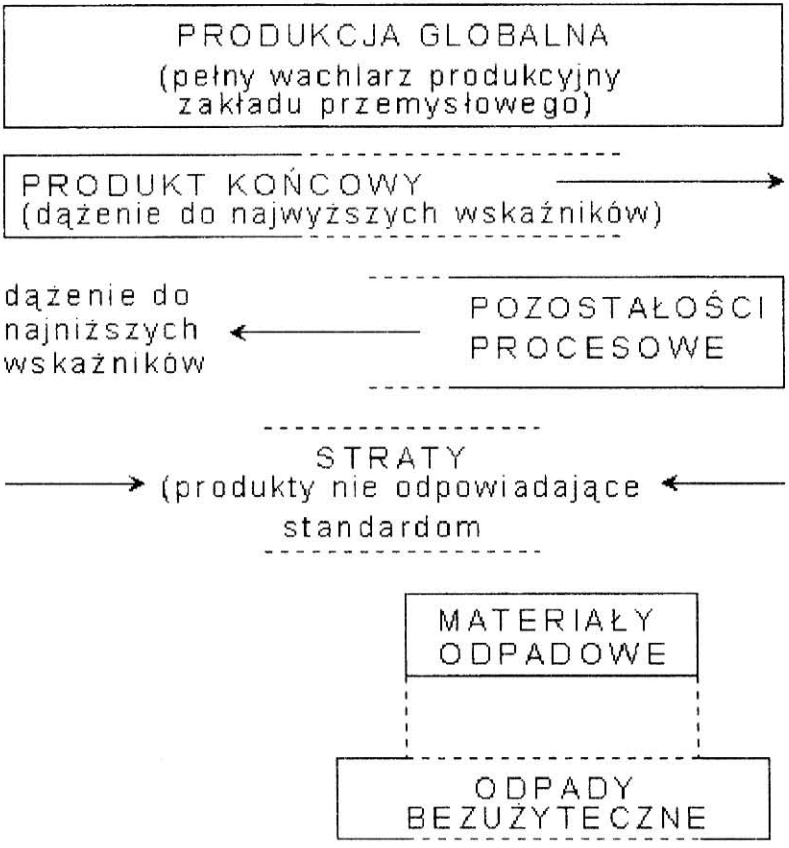
Rys. 2. Zależność między dodatkowym zużyciem energii z/a a odpowiadającą mu wartością odzyskanego materiału.

Optymalny stopień odzysku ρ można określić jako :

$$\frac{d[\rho f(\rho)]}{d\rho} = \frac{a}{\alpha}(1+\gamma)$$

gdzie γ jest stosunkiem jednostki odzyskanego materiału do jednostki użytej energii.

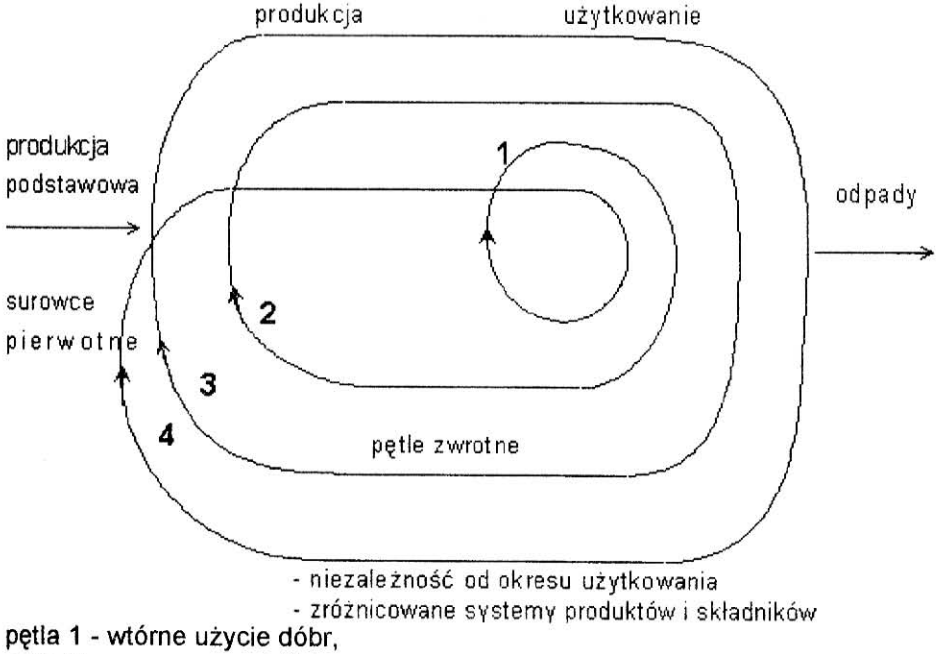
Na efektywność recyrkulacji mają również wpływ energia potrzebna do gromadzenia odpadów i ich transport do stacji odzysku, koszty inwestycyjne stacji odzysku i inne koszty eksploatacyjne.



Rys. 3. *Minimalizacja odpadów w procesie produkcji*

Syntezując zagadnienia minimalizacji odpadów w przemyśle, nie można tracić z oczu podstawowych założeń dowolnego procesu produkcyjnego. Można to przedstawić jak na rys. 3.

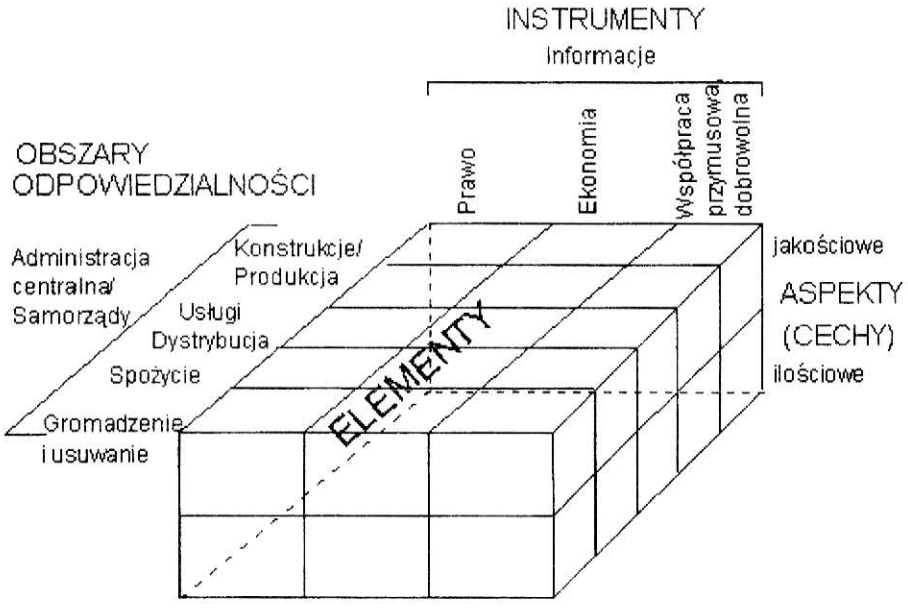
Dąży się bowiem zwykle do najlepszych ilościowych i jakościowych wskaźników produkcji, przy jednoczesnym obniżaniu pozostałości. Część z nich nadaje się do zawracania, część to materiały odpadowe, część odpady ostateczne, czyli rzeczywiste. Stosunkowo często występują też systemy samouzupełniające się - w pełni lub tylko w części - co również przyczynia się do minimalizacji odpadów (rys. 4).



pętla 1 - wtórne użycie dóbr,
pętla 2 - naprawa produktów,
pętla 3 - przetwarzanie dóbr,
pętla 4 - recykling odzyskanych surowców.

Rys. 4. *Systemy samouzupełniające się - pełne wykorzystanie produktów oraz minimalizacji odpadów*

Jednak prócz ściśle technicznych rozwiązań, mamy przy minimalizacji także sporo innych relacji, z których niektóre pokazano na rys. 5.



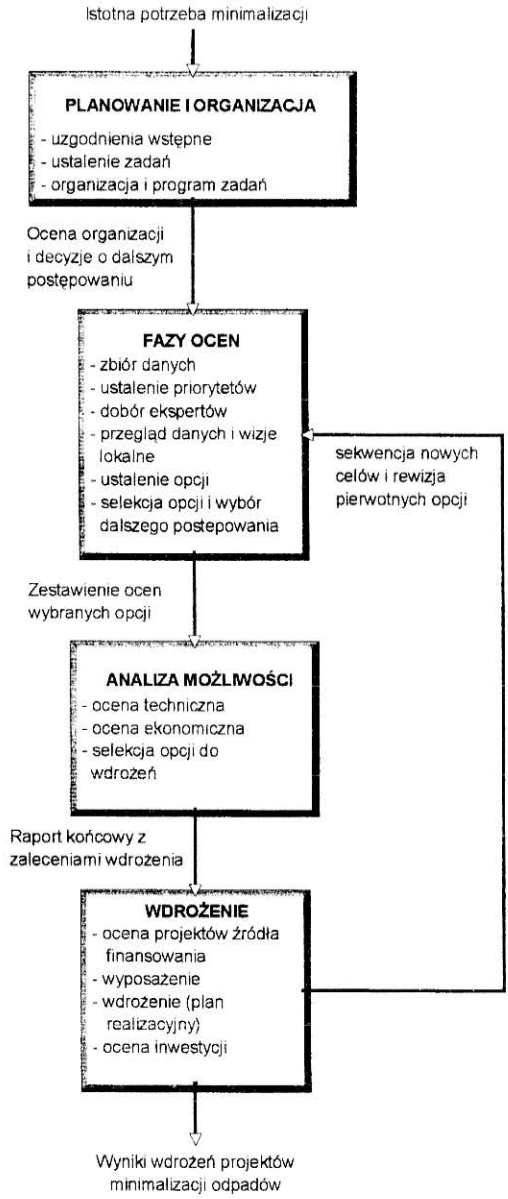
Rys. 5. *Elementy unikania i minimalizacji odpadów*

Ostatecznie, postępowanie zmierzające do minimalizacji odpadów można przedstawić jak na rys. 6 w postaci algorytmu. Wydaje się on prosty, bo złożony jedynie z 4 członów, jednak każdy bywa w praktyce bardziej rozbudowany niż to pokazano na rysunku.

3. ZAGROŻENIE I RYZYKO

Niezawodność obiektów i urządzeń oraz bezpieczeństwo i higiena pracy, to pojęcia dobrze znane od lat, natomiast zagrożenie i ryzyko, szczególnie w odniesieniu do większych zbiorowisk ludzkich i środowiska, to pojęcia, które często dopiero od niedawna torują sobie drogę do świadomości społeczeństwa - w tym również do decydentów. Zagrożenia naturalne, występujące w przyrodzie istniały od zarania dziejów i nie nimi mamy zamiar się zajmować. W tym referacie chodzi raczej o zagrożenia

związane z gospodarką odpadami przemysłowymi i komunalnymi. Źródło zagrożeń jest więc związane z techniką i jej zawodnością czy niezawod-



Rys. 6. *Postępowanie zmierzające do minimalizacji odpadów*

nością. Wykolejają się czy ulegają wypadkom komunikacyjnym cysterny z niebezpiecznymi chemikaliami, mają miejsce wybuchy w spalarniach odpadów chemicznych, uchodzący do gruntu i przemieszczający się w nim biogaz z wysypisk bywa przyczyną zatruć i wybuchów.

Czy zatem, rozważając tylko wybiórczo minimalizację odpadów, możliwa jest ocena ryzyka technologii recyklingu i wykorzystania wyselekcjonowanych odpadów surowcowych? Ograniczmy się tylko do tych kwestii. Techniczna zawodność, wynikająca z jakości produktu i warunków technicznej eksploatacji jest zwykle wymierna.

Niewymierny może być tzw. czynnik ludzki, który zawodzi bardzo często. Człowiek to najtrudniejszy element do liczbowego ujęcia, głównie w warunkach nietypowych, odbiegających od normalnych, w sytuacjach krańcowych czy stresowych. Analizy wypadków wykazują przeważnie zawodność różnych elementów złożonego systemu technologicznego, ale czynnik ludzki odgrywał niejednokrotnie rolę istotną, jeżeli nie decydującą.

Przeciętny obywatel nie musi być świadom różnych przyczyn i skutków zagrożeń, jednak fachowcy muszą podejść do tego z rozwagą, wiedzą i gotowością do rozsądnych decyzji. Sprawy związane z wywozem, unieszkodliwianiem i składowaniem odpadów, budzą wiele emocji i kontrowersji. Dzieje się tak dlatego, że wciąż jeszcze dominują na świecie (w Polsce też) rozwiązania przestarzałe - owe end - of - pipe - technologies. Spore zagrożenia wynikają ze źle zaprojektowanych (o ile wogóle) lub dzikich wysypisk, nadmiernych i szkodliwych emisji ze spalarni odpadów itd.

Hasło "Minimalizacja odpadów - minimalizacja ryzyka" ma więc swoje uzasadnienie. Oznacza ono, że na każdym etapie postępowania - a zatem począwszy od wyboru surowców, poprzez materiało- i energooszczędne technologie produkcyjne, aż do finałowego etapu z odpadami w minimalnej ilości i o składzie o niskiej klasie toksyczności.

Lepsze opanowanie technologii produkcyjnych jak również technologii przetwórczych odpadów, to siłą rzeczy także lepsze opanowanie zagrożenie. Stąd analiza zagrożeń i ryzyka w gospodarce odpadami powinna być obligatoryjna.

3.1. Zagrożenia i ryzyko w gospodarstwach domowych

Minimalizację odpadów w gospodarstwach domowych można generalnie odnieść do selektywnej zbiórki poszczególnych frakcji rodzajowych. I tak makulaturę zbiera się osobno, szkło osobno, podobnie jak tworzywa sztuczne czy resztki kuchenne. Ale - co u nas jest wciąż jeszcze niedoceniane, lub wręcz niedostrzegane - to odpady niebezpieczne, powstające w domu. Będą to zużyte baterie, przeterminowane lekarstwa i środki spożywcze, igły i strzykawki jednorazowego użycia, opakowania po środkach czyszczących, owadobójczych itd. Jest to lista dość długa. Wymienione odpady niebezpieczne, wymieszane z mniej problematycznymi powodują, że znacznie większa masa odpadów staje się niebezpieczna. Oczywiste jest więc, że selektywna zbiórka przyczynia się do redukcji ryzyka w gospodarstwach domowych. W Szwecji przyczyny ryzyka podsumowano następująco :

- ryzyko wynikające z trzymania substancji niebezpiecznych w domu,
- ryzyko istniejące do czasu przejęcia niebezpiecznego odpadu przez przewoźnika (kontraktora),
- ryzyko występujące w centrach recyklingu (w stacjach segregacji i odzysku),
- zagrożenie i ryzyko indywidualne pracowników w zakładach unieszkodliwiania.

Rozpatrywane zagrożenia i ich przyczyny to :

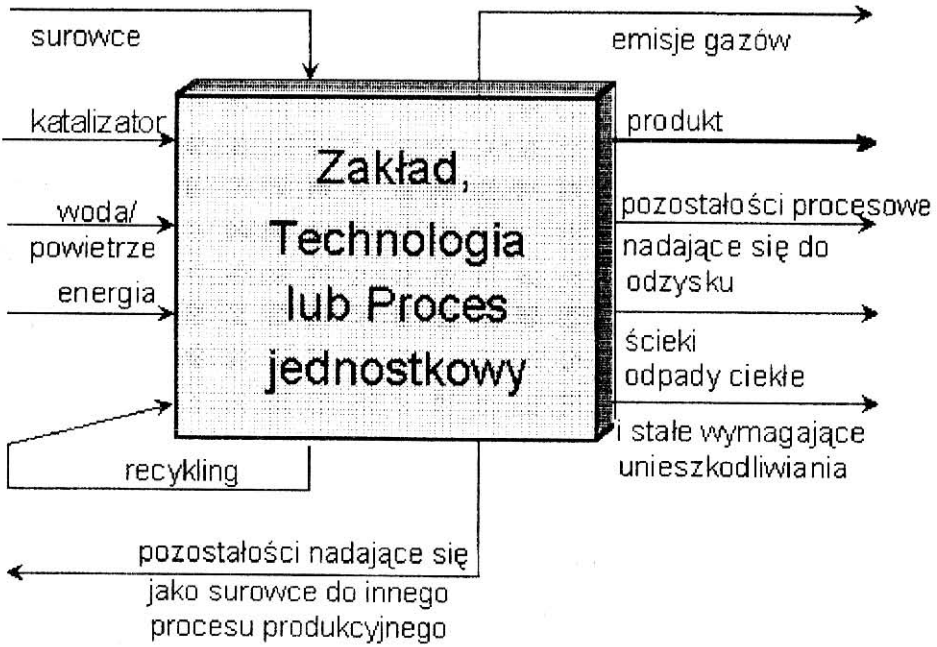
samozapłony (pożary) lub wybuchy,
wycieki ze skorodowanych pojemników,
wycieki z przemarzniętych pojemników,
wycieki i emisje do otoczenia z pojemników eksplodujących.

Selektywne zebrane odpady niebezpieczne, pochodzące z gospodarstw domowych, unieszkodliwia się w podobny sposób co odpady przemysłowe danego rodzaju czy klasy toksyczności; często też jest to unieszkodliwianie wspólne, np. spalanie czy procesy pirolityczne.

3.2. Zagrożenie odpadami przemysłowymi

Autor tego referatu jest przekonany, że pierwszym krokiem do poprawy gospodarki odpadami w zakładach przemysłowych musi być tzw. *"audit"* czyli pełny przegląd procesów produkcyjnych pod kątem ich energo- i materiałochłonności oraz emisji zanieczyszczeń do środowiska. Warunkiem wstępnym takiego przeglądu - zalecanego zresztą przez takie międzynarodowe organizacje jak UNEP, UNIDO i ILO - jest zespół (komisja) o bardzo wysokich kwalifikacjach zawodowych.

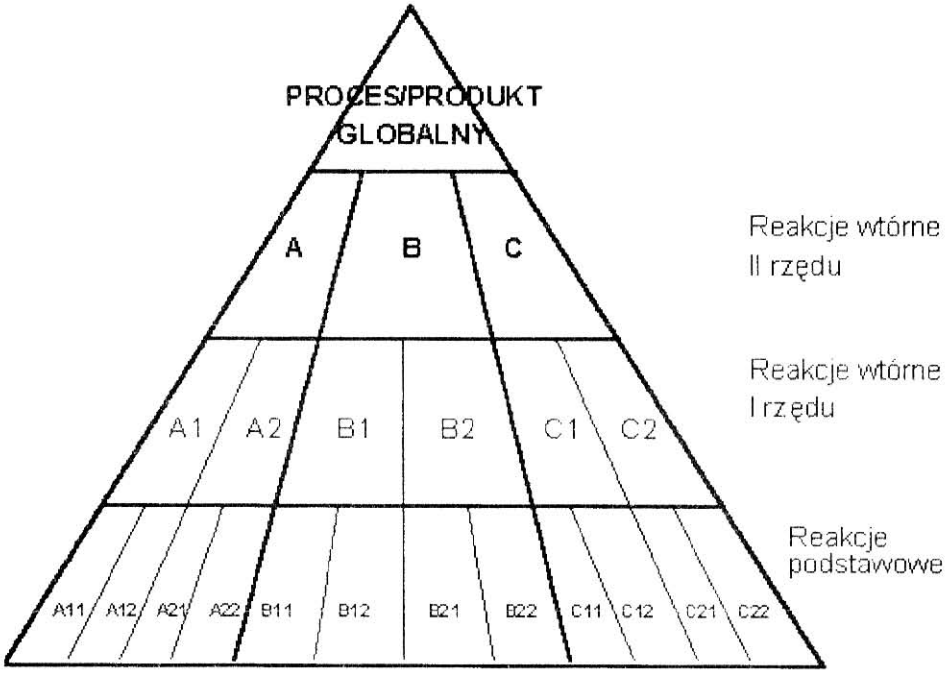
Ogólny zarys postępowania można by przedstawić jak na rys. 7, chociaż nacisk jest tu położony na bilans materiałowy.



Rys. 7. *Globalny bilans materiałowy*

Przegląd ten jest łatwy w przypadku prostych procesów - jak chociażby mokre sortowanie węgla i zawracanie (osobno) do obiegu wód technologicznych i miału węglowego do spalania. Procesy chemiczne, szczególnie te tzw. "wielkiej chemii" są bardzo złożone. Przegląd taki jak to przedstawiono na rysunku 7 jest wręcz niemożliwy. Musi się proces

rozczłonkowywać na "czynniki pierwsze", a dopiero te można analizować jak wyżej. Posuwając się stopniowo od podstawowych reakcji do gotowego produktu będzie można ocenić poszczególne operacje i procesy jednostkowe także od strony zawodności, zagrożeń i ryzyka.



Rys. 8. *Podział technologii na procesy cząstkowe*

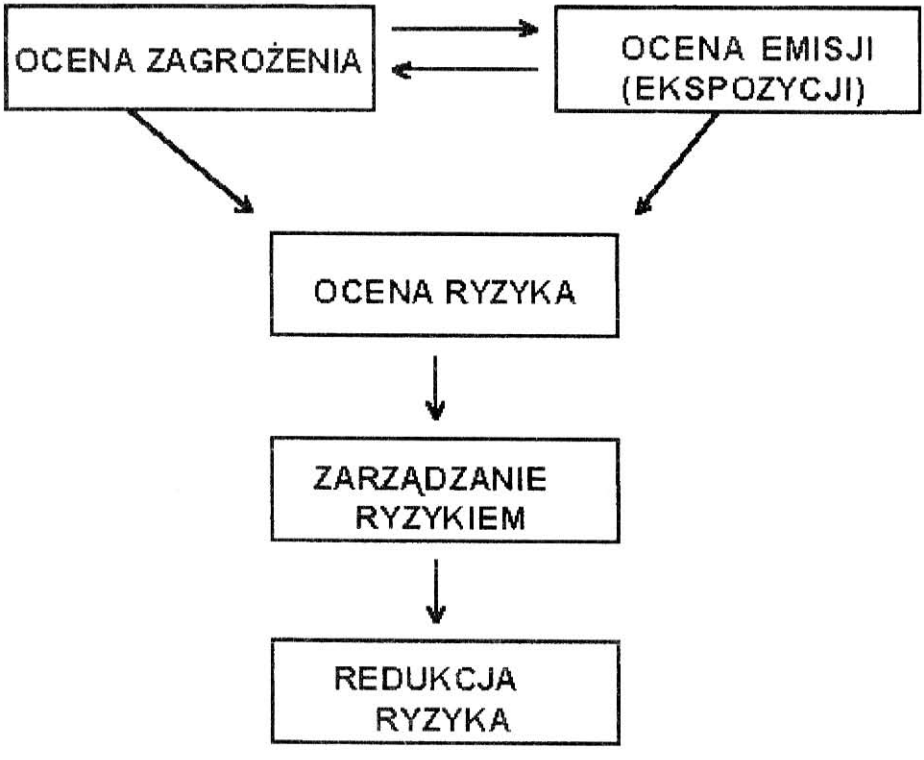
Złożoność procesu technologicznego można zatem schematycznie przedstawić jak na rysunku 8, a co za tym idzie - tyle będzie schematów "audit" wg. rysunku 7, ile procesów jednostkowych, zaś matematycznie, ryzyko całkowite będzie bądź to sumą pojedynczych ryzyk w postaci :

$$R = \sum_{i=1}^{n} r_i a_i$$

bądź też ich iloczynem :

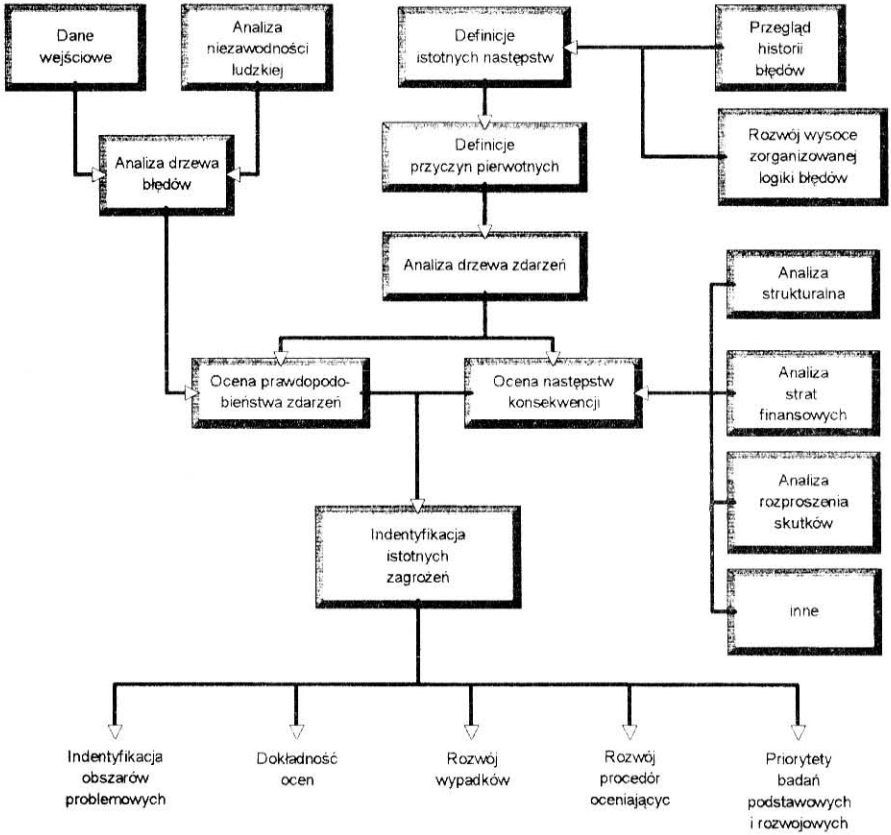
$$R = \prod_{i=1}^{n} r_i a_i$$

zresztą analogicznie do sformułowanej przez Wesołowskiego funkcji jakości kompleksowej. Jeżeli poszczególne cechy zagrożeń i ryzyka nie oddziaływują wzajemnie na siebie wówczas preferuje się postać addytywną, jeżeli jest przeciwnie - postać iloczynową. Symbol a_i jest wyrazem współczynnika rangi i - tego ryzyka (często - dla uproszczenia przyjmuje się tylko trzy wartości liczbowe dla "a", mianowicie 0.5, 1.0 i 1.5, przyporządkowując jeden z nich poszczególnym "r" według uznania oceniającej komisji. Po takich analizach cząstkowych łatwo już docieramy do sformułowania zarządzania ryzykiem - jak chociażby według przykładowego algorytmu jak na rysunku 9.



Rys. 9. *Algorytm zarządzania ryzykiem*

Bardziej rozbudowane schematy są również znane jak przykładowo pokazano na rysunku 10.



Rys. 10. Postępowanie przy ocenie ryzyka zakładów

4. PODSUMOWANIE

Odchodząc od technologii "końca rury", wprowadzanie czystych technologii, technik odzysku, recyklingu i minimalizacji odpadów wymaga dokładnego przeanalizowania zarówno tych starych jak i nowych - także pod kątem niezawodności urządzeń, zagrożeń obywateli i środowiska oraz wynikającego stąd (zredukowanego) ryzyka. Analiza zagrożeń

i ryzyka w gospodarce odpadami nie jest jeszcze rozpowszechniona. Wiązanie minimalizacji odpadów z minimalizacją ryzyka jest również pewną nowością. Takie wiązanie relacji zostało w niniejszym referacie podjęte przez Autora po raz pierwszy, nie licząc krótkiego komunikatu wygłoszonego na międzynarodowej konferencji ISWA w czerwcu 1995 r. w Barcelonie. Autor zdaje sobie sprawę z niedostatków tego referatu - tak to bowiem bywa ze wszystkimi pierwocinami - ale jednocześnie jest przekonany, że już w niedalekiej przyszłości takie analizy staną się standardowym wymaganiem omawianych wyżej przedsięwzięć, podobnie jak stało się to już z analizą uciążliwości inwestycji.

LITERATURA

[1] **ASANTE-DUAH, D.K.:** *Hazardous Waste Risk Assessment. Lewis Publishers*, Boca Raton - Ann Arbor,1993.

[2] **KEMPA, E.S.:** *Gospodarka odpadami miejskimi.* ARKADY Warszawa,1983.

[3] **KEMPA, E.S.:** (Red.) *Gospodarka odpadami na wysypiskach.* Wyd. ARKA Konsorcjum Poznań, ss. 149 - 158,1993.

[4] **KEMPA, E.S.:** *Ryzyko w procesach i obiektach inżynierii sanitarnej*: Ochrona Środowiska, PZITS Wrocław, nr 2 (57), ss. 43-48 1995.

[5] **MALTEZOU, S.:** et al. *Hazardous Waste Management. Tycooly Publ.*, London - New York 1989.

[6] **UNEP - UNIDO;** (pr. zbior) *Audit and Reduction Manual for Industrial Emissions and Wastes.* Techn. Report No. 7, UNEP Paris 1991.

[7] **UNEP;** (pr. zbior.)(1992): *Hazard Identification and Evaluation in a Local Community.* Techn. Report No. 12, UNEP Paris

[8] **WHO;** (pr. zbior) *Risk Assessment.* WHO Regional Office for Europe, Copenhagen. Chemical Safety Interim Document No. 6 1982.

POLITECHNIKA ZIELONOGÓRSKA • ZESZYTY NAUKOWE NR 111

Nr 5 INŻYNIERIA ŚRODOWISKA 1996

Tadeusz Butrymowicz*

SKŁAD MORFOLOGICZNY ODPADÓW KOMUNALNYCH Z MIAST: ŻARY, ŻAGAŃ, POLKOWICE Z LAT 1992 - 1993 ORAZ ZIELONA GÓRA Z LAT 1992 - 1996 NA TLE INNYCH MIAST POLSKI I PROGNOZ Z LAT 80-TYCH

1. WSTĘP

Zgodnie z ustawą o ochronie i kształtowaniu środowiska z 31 stycznia 1980 r. (Dz.U. nr 3 poz. 6) przez odpady „rozumie się zużyte przedmioty oraz substancje stałe, a także - nie będące ściekami - substancje ciekłe, powstające w związku z bytowaniem człowieka lub działalnością gospodarczą, nieprzydatne w miejscu lub czasie, w którym powstały i uciążliwe dla środowiska".

Wyróżniamy trzy podstawowe grupy odpadów :

- komunalne (z gospodarstw domowych, z ulic, placów oraz innych urządzeń i zakładów infrastruktury miejskiej)
- przemysłowe (z technologicznych procesów [produkcyjnych),
- rolnicze (szczególnie z dużych ferm hodowlanych.

2. BADANIA ODPADÓW

Dokładną charakterystykę odpadów uzyskuje się wykonując pełną analizę tj.

- sitową - której zadaniem jest podział odpadów na frakcje
  - drobną 0 - 8 mm
  - średnią 8 - 40 mm

---

* Tadeusz BUTRYMOWICZ – Zakład Technologii Wody, Ścieków i Odpadów, Politechnika Zielonogórska

grubą 40 - 120 mm
odsiew > 120 mm

- morfologiczną - której celem jest wyselekcjonowanie możliwie dużej liczby składników odpadów. Daje ona odpowiedź na pytanie dotyczące wtórnego użycia i zawracania niektórych substancji odpadowych. Analizie morfologicznej czyli sortowaniu poddaje się zwykle frakcję grubą tj. > 40 mm.
- chemiczną - ukierunkowaną na konkretną metodę unieszkodliwiania odpadów :
  a) w przypadku wysypiska - próba na wymywanie składników i ich podatność na procesy rozkładu,
  b) w przypadku kompostowni - test na zdolność kompostowania i stwier- dzenia obecności substancji nawozowych i trujących,
  c) w przypadku spalarni - ciepło spalania, zawartość wody, związki chlorowe i fluorowe.

Główne składniki morfologiczne odpadów to :

Organiczne
- papier i tektura,
- tworzywa sztuczne,
- tekstylia,
- drewno, skóra, kości, guma,
- odpady kuchenne,
- pozostałości organiczne.

Nieorganiczne
- popiół i żużel,
- metale,
- szkło,
- minerały (gruz, kamienie, stłuczka),
- inne organiczne.

3. SKŁAD MORFOLOGICZNE ODPADÓW W POLSCE W LATACH 1970/80

Skład morfologiczny odpadów komunalnych z niektórych miast Polski z lat 70/80 przedstawiono w tabelach 1 i 2.

Średni skład morfologiczny odpadów komunalnych w Polsce w roku 1985 przedstawiono na rys. nr 1.

TABELA 1

Analiza morfologiczna odpadów miejskich w niektórych miastach Polski (z lat 70/80) %wag.

Miejscowość i rok badań	Papier	Metale żelazne	Metale nieżelazne	Szkło, stłuczka, ceramika	Tworzywa sztuczne	Tekstylia	Drewno	Skóra	Kość	Guma	Pozostałe organiczne (rośl. i zwierz.)	Mineralne (grys, żużel, popiół)	Uwagi
Katowice 1973/74	5.38	1.3		1.5	0.63	1.59		0.45 (z gumą)					z frakcji >40 mm
Tychy 1973/74	10.0	3.0		2.5	1.6	2.1	0.9	1.3 (z gumą)					
Prochowice 1973/74	1.31	0.09	0.12	3.86	0.27	0.09	0.45	0.47	0.32		7.99	85.0	
Legnica 1973/74	4.40	1.79	-	3.89	0.35	7.47	0.32	0.12	0.85		11.70	73.7	
Lublin 1973/74	12.10	1.31	0.18	5.20	0.56	4.62	0.40	1.47	2.32		20.54	51.1	
Wrocław 1973/74	24.0	11.9		12.7	8.4	15.6							
Łódź 1973/74	10.7	8.9		9.3	4.4	8.25							
Opole 1975/76	13.9-33.5	1.1-6.8	śr 0.9	4.3-14.1	2.5-5.8	8.0	0.8-4.9	1.0	2.3	0.1-2.8	27.7-43.7	3.1-16.7	
Kędzierzyn 1975/76	~5	0.3-4.2	max 0.5	5.8-13.1	3.4-5.4	5.5	0.4-2.9	1.6	2.3	0.1-0.7	33.2-42.9	9.4-18.2	
Kluczbork 1975/76	13.4 25.9	1.9-8.0	spor 0.4	6.2-15.0	1.5-3.6	6.7	0.3-1.4	0.4	2.7	0.1-1.8	25.8-39.8	9.4-18.1	
Głuchołazy 1975/76	7.7-20.0	1.3-4.7	0.1-1.7	10.2-21.3	0.9-1.5	4.4	0.1-2.5	0.5	2.5	0.1-0.4	22.7-44.8	5.8-37.7	
Katowice 1978/79	9.17	-	-	1.49	1.56	2.98	-	-	-	-	0.55		
Kraków 1980/81	17.5	5.5	-	11.9	3.3	5.0			-	-	10.2		

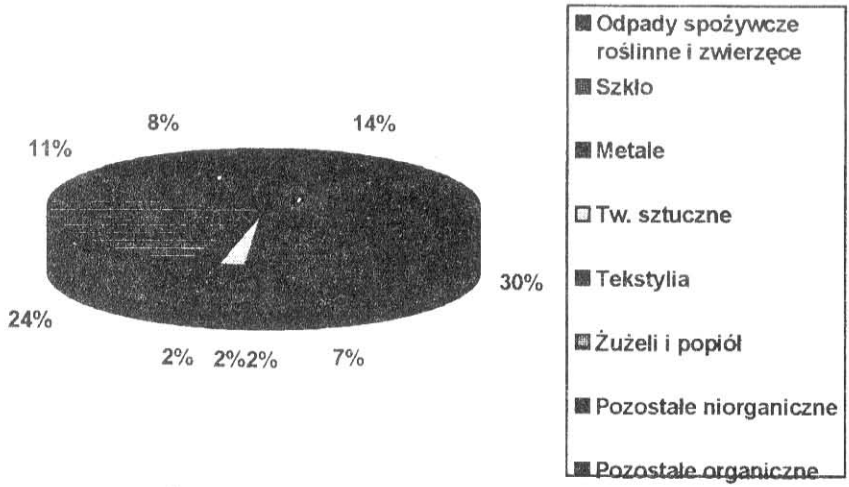
TABELA 2

Średnie wyniki badań składu grupowego odpadów miast polskich w latach 1974-84

Miasto	Rok Badań	Śr. wskaźnik powstaw odpadów	Papier	metale ogółem		teksylia		szkło		Tworzywa sztuczne			
			kg/M*a	%	kg/M*a	%	kg/M*a	%	kg/M*a	%	kg/M*a	%	kg/M*a
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
1	Warszawa	1972-73	219	15.9	35.0	1.4	3.1	6.4	14.1	7.7	16.9	0.9	1.8
2	Gdynia	1974-75	218	16.5	36.0	2.9	6.3	3.3	7.2	8.0	17.4	1.8	3.9
3	Lublin	1975-76	388	32.8	-	3.0	11.6	-	-	13.7	-	1.1	4.3
4	Zakopane	1975-76	465	18.4	85.5	7.4	34.4	2.1	9.7	10.2	47.5	2.1	9.7
5	Warszawa	1979-80	245	25.7	63.0	4.6	11.3	3.3	8.1	9.0	24.0	4.9	12.0
6	Kraków	1980-81	244	17.5	42.7	5.5	13.4	5.0	12.2	11.9	29.1	3.3	8.1
7	Częstochowa	1982-83	321	13.9	44.6	2.0	6.4	2.4	7.7	6.4	20.6	3.2	10.2
8	Warszawa (2)	1982-83	113.2	25.3	28.7	5.0	5.7	2.8	3.2	8.9	10.2	3.8	4.3
9	Gdynia (całe miasto)	1983-84	164	25.9	42.5	3.2	5.2	3.1	5.1	6.8	11.2	3.4	5.6
10	Gdynia (bud. mieszk)	1983-84	167	22.0	36.7	2.4	4.0	3.0	5.0	7.3	12.2	3.0	5.0

c.d. TABELA 2

Lp	Miasto	Rok Badań	Skład grupowy (% masy odpadów w stanie surowym, wilgotnym)									
			%	kg/M*a	%	kg/M*a	%	kg/M*a	%	kg/M*a	%	kg/M*a
1	2	3	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
1	Warszawa	1972-73	2.7	5.9	20.1	44.3	5.6	12.3	39.4	86.5	46.5	102.0
2	Gdynia	1974-75	1.2	2.6	35.4	77.5	1.2	200.6	30.0	65.5	41.1	90
3	Lublin	1975-76	2.9	11.2	19.7	76.5	5.3	20.6	-	-	37.4	145.0
4	Zakopane	1975-76	1.0	4.5	3.9	18.2	13.1	61.0	8.7	40.5	32.7	152.0
5	Warszawa	1979-80	4.3	10.6	28.0	69.0	-	-	19.3	47.3	46.5	114.0
6	Kraków	1980-81	2.8	6.8	26.1	64.0	-	-	27.7	67.9	42.4	103.0
7	Częstochowa	1982-83	3.5	11.2	23.3	75.0	5.3	17.0	40.0	128.5	37.2	119.0
8	Warszawa (2)	1982-83	3.2	3.6	38.5	43.5	2.8	3.2	9.7	11.0	52.3	59.0
9	Gdynia (całe miasto)	1983-84	4.1	6.7	36.2	59.4	3.0	4.9	14.3	23.4	49.5	81.0
10	Gdynia (bud. mieszk)	1983-84	5.1	8.5	45.3	75.7	2.2	3.7	9.7	16.2	58.6	98.0



Rys. 1. Średni układ odpadów komunalnych w Polsce w 1985 r.

4. PROGNOZY SKŁADU MORFOLOGICZNE ODPADÓW KOMUNALNYCH W POLSCE I WYBRANYCH KRAJACH W PERSPEKTYWIE ROKU 2000/2005

Prognozy przedstawiono w tabelach 3 i 4. Prognozę składu odpadów komunalnych w 2000 roku w Polsce przedstawiono na rys. nr 2.

5. KIERUNKI ZMIAN SKŁADU % ODPADÓW KOMUNALNYCH

Główne kierunki zmian kształtować miały się następująco :

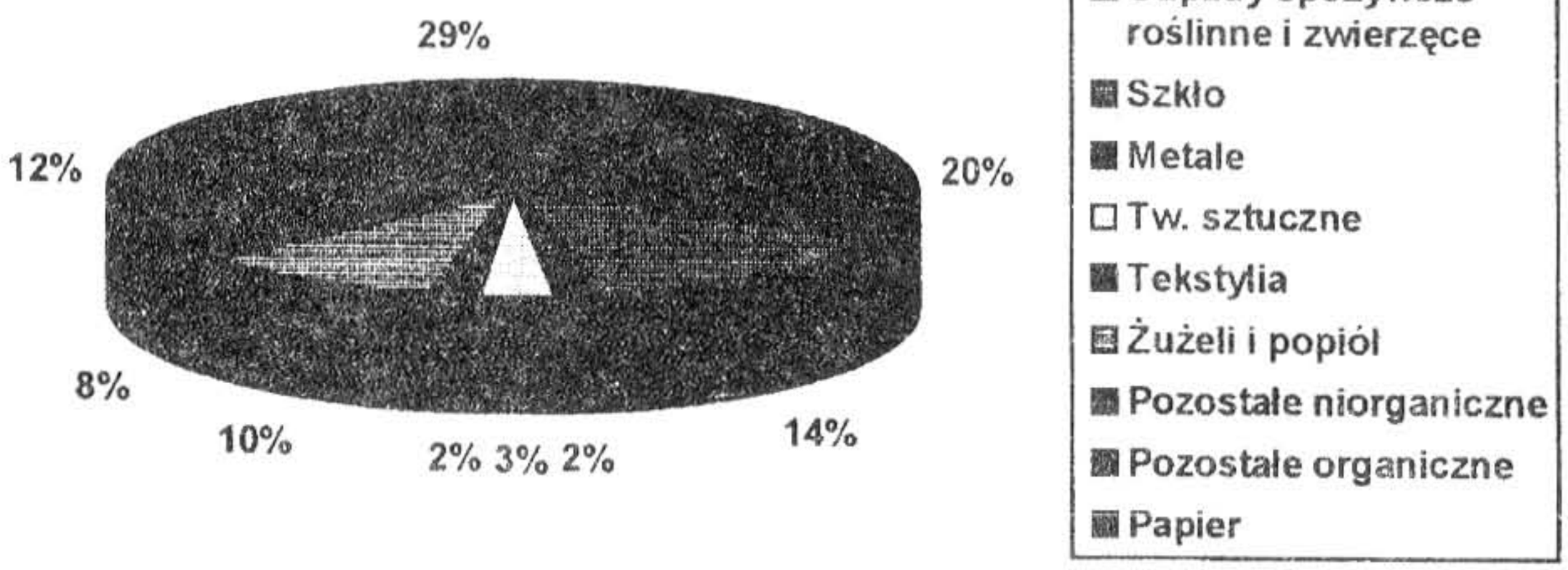
- papier - wzrost w odpadach o ponad 100% mimo odzysku makulatury,
- odpady spożywcze - spadek o ok. 33% spowodowany modernizacją przemysłu i rozwojem koncentratów i półfabrykatów gotowych,
- tworzywa sztuczne - wzrost o ok. 50%. Mimo niewielkiego udziału masowego stanowią znaczny udział objętościowy,
- żużel i popiół - znaczny spadek o ok. 58% spowodowany głównie rozwojem systemów centralnego zaopatrzenia w ciepło oraz wprowadzenie powszechnie gazu jako nośnika energii,
- szkło - wzrost o 100% spowodowany łatwością pozyskiwania surowców na jego wyprodukowanie oraz hamulcem dyscyplinarnym

w stosunku do producentów opakowań z tworzyw sztucznych i barierą w produkcji papieru.

TABELA 3

Kierunki zmian składu % odpadów komunalnych

Składnik	1985	2000/2005	% kierunek zmian
papier	14	29	+107.1
odpady spożywcze	30	20	-33.3
pozostałość organiczna	8	8	0
tekstylia	2	2	0
tworzywa sztuczne	2	3	+50
żużel i popiół	24	10	-28.3
szkło	7	14	+100
metale	2	2	0
pozostałość nieorganiczna	11	12	+9.1



Rys. 2. Prognoza składu odpadów komunalnych w Polsce w 2000 r.

6. SKŁAD MORFOLOGICZNY ODPADÓW KOMUNALNYCH MIAST : ŻARY, ŻAGAŃ, POLKOWICE, ZIELONA GÓRA

Odpady z w/w miast analizowano w latach 1992/1996. W przypadku miast Żary i Żagań analizie morfologicznej poddano odpady powstające w centralnych jak i peryferyjnych dzielnicach miasta z wyróżnieniem pór roku.

W przypadku Zielonej Góry analizowano na przestrzeni 5 lat odpady dowożone na kompostownię w Raculi.

W Polkowicach analizie poddano odpady wymieszane wywożone na wysypisko.

Skład morfologiczny odpadów z w/w miast przedstawiono w tabelach 5 i 6.

7. WNIOSKI

Analizując skład morfologiczny odpadów z badanych miast i prognozy składu odpadów z lat 80-tych łatwo zauważyć, że takie składniki odpadów jak papier, odpady spożywcze, odpady mineralne mieszczą się w granicach przewidywanych średnich krajowych. Przekroczyły natomiast % takie składniki jak : metale, szkło, tekstylia, tworzywa sztuczne i folia. Szczególnie zauważalny jest znaczny wzrost tworzyw sztucznych i folii, które obecnie stanowią średnio ok. 10% wagowych ogólnej masy odpadów.

Prognozy z lat 80-tych przewidywały udział tworzyw sztucznych w granicach 3 - 3.4%. Nastąpiło więc już w połowie okresu perspektywicznego ok. 200% przekroczenie tego składnika odpadów.

Łatwość produkcji tworzyw sztucznych i folii oraz powszechniejsze stosowanie ich jako materiałów opakunkowych może doprowadzić do jeszcze większego udziału ich w masie odpadów. Konieczne wydaje się więc stworzenie pewnych barier ograniczających produkcję tworzyw lub wymuszenie na producentach konieczności zagospodarowania lub utylizacji zużytych produktów.

Analizując skład morfologiczny odpadów miasta Zielona Góra można zauważyć tendencję obniżania udziału % takich składników jak : papier, tekstylia, szkło, metale. Spowodowane jest to rozszerzeniem selektywnej zbiórki odpadów oraz wzrostu świadomości ekologicznej społeczeństwa.

Znaczny udział ma też odzysk surowców wtórnych (głównie łatwo zbywalnych) przez osoby indywidualne. PGKiM Zielona Góra w ramach selektywnej zbiórki w okresie od 0.1.01.1996 do 31.05.1996 pozyskało :

- plastyk - 915 m^3,
- tekstylia - 8 m^3,
- szkło - 67 m^3,
- opony - 34 szt.
- drewno - 3 m^3.

TABELA 4

Scenariusze średniego składu, masy i objętości odpadów powstających w gospodarstwach domowych w kraju w 2000/2005 roku (hipoteza)

Lp	Charakterystyka składu odpadów	Na terenach miejskich o zabudowie intensywnej (w tym budownictwo wielo- i jednorodzinne)			
		z ogrzewaniem zdala czynnym i pełnym wyposażeniem instalacji		z ogrzewaniem miejscowym i pełnym wyposażeniem instalacyjnym	
		kg/M*a	%	kg/M*a	%
1	Odpady spożywcze	60.00	31.00	60.00	24.00
2	Papier i tektura	60.00	31.00	0.5*60=30	12.00
3	Szkło	25.00	13.00	25.00	10.00
4	Tworzywa sztuczne	10.00	5.00	0.5*10=5	2.00
5	Tekstylia	6.00	3.00	0.5*6=3	1.00
6	Metale	6.00	3.00	6.00	2.00
7	Pozostałość organiczne	8.00	4.00	0.75*8=6	2.00
8	Pozostałość nieorganiczna	20.00	10.00	120.00	47.00
9	Razem	195.00	100.00	225.00	100.00
10	Składnia organiczne	144.00	74.00	104.00	41.00
11	Składnia nieorganiczne	51.00	26.00	151.00	59.00
12	Oszacowanie średniego ciężaru objętościowego odpadów w pojemnościach kg/m^3	183.00		260.00	
13	Oszacowanie wskaźników nagromadzenia objętościowego m^3/M*a	1.22		0.95	

c.d. TABELA 4

Lp.	Charakterystyka składu odpadów	Na terenach peryferyjnych i wsi w aglomeracjach (ogrzewanie miejscowe, gaz do przygotowania posiłków)			
		z miejscowym zagospodarowaniem odpadów spożywczych, ogrodowych oraz większej części żużlu i popiołu		z miejscowym zagospodarowaniem tylko odpadów spożywczych i ogrodowych - organicznych	
		kg/M*a	%	kg/M*a	%
1	Odpady spożywcze	0.2*60=12	9.00	0.2*60=12	2.50
2	Papier i tektura	0.2*60=12	9.00	0.2*60=12	2.50
3	Szkło	25.00	18.00	25.00	5.00
4	Tworzywa sztuczne	0.5*10=5	4.00	0.5*10=5	2.00
5	Tekstylia	0.5*6=3	2.00	0.5*6=3	1.00
6	Metale	6.00	4.00	6.00	1.00
7	Pozostałość organiczna	0.5*8=4	3.00	0.5*8=4	1.00
8	Pozostałość nieorganiczna	70.00	51.00	120+300=420	86.00
9	Razem	137.00	100.00	487.00	100.00
10	Składniki organizcne	36.00	27.00	36.00	8.00
11	Składniki niorganiczne	101.00	73.00	451.00	92.00
12	Oszacowanie średniego ciężaru objętościowego odpadów w pojemnościach kg/m^3	300.00		550.00	
13	Oszacowanie wskaźników nagormadzenia objętościowego m^3/M*a	0.45		0.89	

c.d. TABELA 4

Lp	Charakterystyka składu odpadów	"Na terenach wiejskich "otwartych" (ogrzewanie miejscowe, brak gazu dla przygotowania posiłków)			
		objętych okresowym wywozem (np. 1 raz na 1,2 miesięcy)		nie objętych wywozem lecz zorganizowanymi "punktami gromadzenia"	
		kg/M*a	%	kg/M*a	%
1	Odpady spożywcze	1.0*60=6	7.00		
2	Papier i tektura	0.2*60=12	13.00		
3	Szkło	25.00	28.00	25.00	46.00
4	Tworzywa sztuczne	0.5*10=5	5.00	0.5*10=5	9.00
5	Tekstylia	0.5*6=3	3.00	0.5*6=3	6.00
6	Metale	6.00	7.00	6.00	11.00
7	Pozostałość organiczna	0.5*8=4	4.00		
8	Pozostałość nieorganiczna	30.00	33.00	15.00	28.00
9	Razem	91.00	100.00	54.00	100.00
10	Składniki organiczne	30.00	32.00	9.00	15.00
11	Składniki nieorganiczne	61.00	68.00	45.00	85.00
12	Oszacowanie średniego ciężaru objętościowego odpadów w pojemnościach kg/m^3	220.00		250.00	
13	Oszacowanie wskaźników nagromadzenia objętościowego m^3/M*a	0.41		0.22	

TABELA 5

Skład morfologiczny odpadów komunalnych miast Żary, Żagań, Polkowice 19992 1993, frakcja -40 mm [% wag.]

	Żary				Żagań				Polkowice
	Lato		Zima		Lato		Zima		odpady
	Centrum	Peryferie	Centrum	Peryferie	Centrum	Peryferie	Centrum	Peryferie	wymieszane
Papier	25.48	6.08	15.25	6.78	52.38	16.65	31.49	15.21	12.98
Odpady spożywcze	20.28	39.70	14.4	46.02	20.97	23.9	26.16	23.34	
Materiały	5.74	6.42	0.96	7.87	4.27	7.58	6.21	0.26	3.41
Odpady mineralne	8.72	7.28	0	5.51	0.20	0	0.36	3.91	
Szkło	13.71	17.4	31.53	4.60	6.21	18.46	0.14	25.13	1.04
Tekstylia	0.02	0.57	3.45	1.95	4.11	1.28	4.49	1.93	
Tworzywa sztuczne	2.22	4.04	10.85	4.35	6.62	14.78	6.34	0.15	6.77
Folie	7.44	3.95	7.66	3.81	0.16	5.02	4.8	2.9	
Pozostałe	5.03	15.37	12.05	16.08	3.58	12.33	19.71	24.17	

TABELA 6

Skład morfologiczny odpadów komunalnych miasta Zielona Góra z lat 1992/1996, [% wag.]

	Składnik	Rok				
odpadów	odpadów	1992	1993	1994	1995	1996
	Papier	2.70	2.32	12.30	8.42	6.12
	Folie			0.90		
	Plastik	0.83	0.62	1.68	7.56	2.04
	Tekstylia					
8 - 40 mm	Szkło	5.32	4.32	17.80	15.55	7.14
	Metale	1.77		2.80	8.42	1.02
	Drewno					
	Pozostałe organiczne					
	Pozostałe nieorganiczne	89.38	92.74	64.52	60.05	83.68
	Papier	37.14	36.34	30.14	10.82	19.01
	Folie	14.17	18.17	20.77	8.00	9.74
	Plastik	5.24	8.14	2.94	0.92	4.39
	Tekstylia			1.64	6.09	3.90
40 - 120 mm	Szkło	10.93	12.28	29.23	9.63	15.59
	Metale	8.25	7.03	2.32	21.17	3.90
	Drewno	1.37	0.51	0.82	5.37	
	Pozostałe organiczne	12.49	17.53	3.14	12.46	32.08
	Pozostałe nieorganiczne	10.41		9.00	25.54	10.90
	Papier	19.11	20.77	34.64	32.88	28.13
	Folie	16.36	18.83	19.95	19.48	22.22
	Plastik	2.44			4.14	4.49
	Tekstylia	23.12	22.75	15.45	7.38	11.82
> 120 mm	Szkło	8.36	7.07	6.01		9.46
	Metale	7.71	6.27	5.16	14.76	2.84
	Drewno	5.24		6.05	20.66	2.84
	Pozostałe organiczne	6.56	10.99	7.77	0.70	15.13
	Pozostałe nieorganiczne	11.10	13.33	4.97		3.07

LITERATURA

[1] **KEMPA E.:** *Gospodarka odpadami na wysypiskach*. Arkady, Warszawa 1983.

[2] **PIOTROWSKA H.:** *Gospodarka stałymi odpadami komunalnymi w miastach*. IGPiK, Warszawa 1993.

Zbigniew Lewicki, Piotr Ziembicki *

KOMPUTEROWE WSPOMAGANIE DOBORU POMP DLA SYSTEMÓW SIECI I INSTALACJI SANITARNYCH

Streszczenie

Przedstawiono typy i rodzaje pomp stosowanych w systemach sieci i instalacji sanitarnych. Przeprowadzono analizę dostępnych programów komputerowych wspomagających dobór pomp. Omówiono możliwości wykorzystania i wizualizacji baz danych. Przedstawiono charakterystykę własnego programu komputerowego „POMPY_VB".

1. WPROWADZENIE

Inżynieria sanitarna jest dziedziną nauki, która w obecnych czasach rozwija się bardzo szybko i ma szerokie zastosowanie. Jest to spowodowane koniecznością zaspokajania zwiększających się potrzeb sanitarno-higienicznych, rosnących wraz ze wzrostem kultury higienicznej społeczeństw, oraz koniecznością neutralizacji ubocznych produktów rozwoju cywilizacyjnego, takich jak odpady komunalne i przemysłowe, ścieki, odpady niebezpieczne, zanieczyszczenie atmosfery, itd.

W związku z tym, że obecnie wszystkie nowo budowane obiekty użyteczności publicznej oraz budynki mieszkalne są wyposażone we wszelkiego rodzaju instalacje sanitarne (woda ciepła i zimna, kanalizacja, gaz, centralne ogrzewanie, wentylacja, klimatyzacja), istnieje potrzeba zoptymalizowania i przyspieszenia procesu tworzenia dokumentacji technicznych tych instalacji. Najlepszym narzędziem, wspomagającym

* Zbigniew LEWICKI, Piotr ZIEMBICKI – Zakład Sieci i Instalacji Sanitarnych, Politechnika Zielonogórska

prace projektanta jest komputer, który przy zastosowaniu odpowiedniego oprogramowania, oprócz rozwiązywania skomplikowanych zadań numerycznych (takich jak np. równania matematyczne), potrafi w sposób przystępny i szybki „podpowiedzieć" projektantowi optymalne rozwiązanie problemu projektowego. Często komputer służy również inżynierowi jako elektroniczna deska kreślarska (np. programy typu CAD), na której można szybko i tanio testować różne rozwiązania. Jednym z zadań które mogą być i są realizowane przy pomocy odpowiedniego oprogramowania komputerowego jest dobór pomp na zadane przez projektanta parametry.

2. POMPY STOSOWANE W SYSTEMACH SIECI I INSTALACJI SANITARNYCH

Pompy są to urządzenia służące do podnoszenia cieczy z poziomu niższego na wyższy lub do przetłaczania cieczy z obszaru o ciśnieniu niższym do obszaru o ciśnieniu wyższym. Działanie pompy polega na wytwarzaniu różnicy ciśnień między stroną ssącą (wlotem) i stroną tłoczną (wylotem) ruchomej części pompy (tłoka lub wirnika). Można je podzielić na dwie podstawowe grupy: pompy wyporowe i wirowe.

Pompy wyporowe w celu przemieszczenia cieczy z obszaru ssawnego do tłocznego wykonują odpowiedni ruch: przesunięcie, obrót lub przesunięcie połączone z obrotem. Rodzaje pomp wyporowych: tłokowe, wielotłokowe, przeponowe, łopatkowe, zębate, śrubowe, labiryntowe, kłykciowe, przewodowe, puszkowe. Główne zalety pomp wyporowych to duża sprawność, stała wydajność i niezależność wydajności od wysokości podnoszenia. Zasadniczą wadą tych pomp jest konieczność stosowania pośrednictwa przekładni do napędu poprzez silniki elektryczne. W sieciach i instalacjach sanitarnych stosowane są one stosunkowo rzadko.

W pompach wirowych organem ruchomym jest osadzony na obracającym się wale wirnik łopatkowy, powodujący zwiększanie się krętu cieczy przepływającej przez wnętrze pompy. W zależności od ukształtowania wirnika, pompy wirowe dzielą się na odśrodkowe, helikoidalne, diagonalne i śmigłowe.

Natomiast w zależności od wysokości podnoszenia rozróżnia się pompy wirowe:

- niskiego ciśnienia, gdy wysokość podnoszenia $H_p < 20$ m H_20,
- średniego ciśnienia, gdy wysokość podnoszenia $20 \leq H_p \leq 60$ m H_20,
- wysokiego ciśnienia, gdy wysokość podnoszenia $H_p > 60$ m H_20.

Do pierwszej i drugiej grupy należą wszystkie rodzaje pomp wirowych (odśrodkowe, diagonalne i śmigłowe), do trzeciej - pompy odśrodkowe. Zwiększenie wysokości podnoszenia w pompach wirowych można osiągnąć przez połączenie szeregowo kilku lub kilkunastu wirników, przy czym ciśnienia wytworzone przez poszczególne wirniki sumują się. Są to pompy wielostopniowe odśrodkowe, diagonalne lub śmigłowe.

Pompy wirowe służące do podnoszenia wody z dużych głębokości nazywa się głębinowymi. W zależności od położenia silnika pompy dzielą się one na pompy wałowe (silnik ponad zwierciadłem wody, połączony wałem pionowym z pompą zatopioną w wodzie) i pompy z zatopionym silnikiem elektrycznym.

Najbardziej rozpowszechnionymi pompami wirowymi są pompy odśrodkowe, obejmujące cały zakres stosowania, szczególnie w przypadku średnich i dużych wysokości podnoszenia. Pompy tego typu mogą być jednostopniowe z jednym wirnikiem (w zakresie wydajności 1 - 1000 dm^3/s i wysokości podnoszenia do 80 m H_2O), lub wielostopniowe do większych wysokości podnoszenia. Zwiększenie wysokości podnoszenia pompy jednostopniowej można uzyskać przez założenie między wirnikiem a spiralnym kanałem tłocznym, kierownicy łopatkowej, w której zachodzi częściowe zmniejszenie prędkości przepływu oraz przemiana energii ruchu na energię ciśnienie. Pompy tego rodzaju mają wydajność rzędu 50-800 dm^3/s i wysokość podnoszenia 45-150 m H_2O.

Wśród pomp wirowych odśrodkowych wyróżnia się:

jednostopniowe - poziome z wirnikiem jedno- oraz dwustrumieniowym Pompy o większych wysokościach podnoszenia, mają kierownicę łopatkową; są one poziome i pionowe, helikoidalne i diagonalne - o wirnikach otwartych lub zamkniętych. Pompy diagonalne produkowane są głównie jako pionowe jednostopniowe, za wyjątkiem pomp głębinowych, w których stosuje się zwykle kilka lub kilkanaście stopni podnoszenia,

samozasysające - przed uruchomieniem napełniane wodą i starannie odpowietrzane lub uruchamiane przez usunięcie powietrza z korpusu pompy i przewodu ssawnego za pomocą pompy próżniowej,

głębinowe wałowe - zapuszczane w głąb studni i instalowane poniżej najniższego zwierciadła wody. Pompa jest napędzana silnikiem usytuowanym ponad zwierciadłem wody, za pomocą pionowego wału. Są produkowane jako odśrodkowe lub diagonalne z wałem współśrodkowym,

głębinowe z silnikiem zatopionym - zapuszczone wprost do studni i podiezone na rurze tłocznej. Są one przeważnie wielostopniowe. Pompy te mogą mieć silniki suche (chronione warstwą sprężonego powietrza), umieszczone nad pompą lub mokre (zalane wodą, olejem, itp.), umieszczone pod pompą.

wirowe o osi poziomej - instalowane są nad otworem studziennym, a ich rura ssawna zapuszczona jest do studni pod najniższe zwierciadło wody.

Zaletą pomp wirowych jest to, że są proste, małe, lekkie i tańsze od pomp tłokowych o tej samej wysokości podnoszenia i wydajności. Główne wady to mała sprawność przy nieznacznych wydajnościach i dużych wysokościach podnoszenia oraz potrzeba zalewania pomp przed ich uruchomieniem.

Pompy poszczególnych typów stosowane są m. in. [F. Jankowski, 1975]:
w zakładach wodociągowych (pompy wirowe),
na ujęciach wody podziemnej (pompy odśrodkowe, strumieniowe, i tłokowe),

- na ujęciach wody powierzchniowej (pompy odśrodkowe, diagonalne i śmigłowe),
- w stacjach uzdatniania wody do dawkowania reagentów i środków dezynfekujących, do napowietrzania wody, usuwania osadów, itp. (pompy tłokowe, odśrodkowe, strumieniowe, mamutowe i diagonalne),
- w pompownie komunalnych, melioracyjnych, przemysłowych (pompy tłokowe, diagonalne i odśrodkowe),
- do usuwania gazów i par z lewarów i przewodów ssawnych (pompy próżniowe o wirującym pierścieniu wodnym),

- w oczyszczalniach ścieków (pompy odśrodkowe i diagonalne),
- w pompowniach ścieków (pompy odśrodkowe oraz podnośniki śrubowe i powietrzne),
- w urządzeniach ciepłowniczych takich jak kotłownie, węzły cieplne, instalacje wody obiegowej, itp. (pompy tłokowe, odśrodkowe, strumieniowe i diagonalne).

Podstawowymi pompami stosowanymi powszechnie do czerpania i dostarczania wody są pompy wirowe odśrodkowe. Pompy diagonalne i śmigłowe są stosowane przy dużych wydajnościach i małych wysokościach podnoszenia.

Doboru pomp dokonuje się zwykle na podstawie fabrycznych katalogów pomp, przy czym punktem wyjścia jest wymagana wydajność pompy Q_p przy żądanej wysokości podnoszenia H_p, możliwie w granicach ekonomicznej sprawności pompy $\eta \geq 0{,}9\ \eta_{max}$. Wysokość podnoszenia pompy określa się na podstawie analizy hydraulicznej układu, zależnie od czynników determinujących położenie pompowni i zbiorników, wymaganego ciśnienia roboczego, itp. Nie zawsze w katalogu pomp można znaleźć pompę o odpowiedniej wydajności i wysokości podnoszenia. Wówczas można wybrać pompę o nieco większej wydajności i spowodować zmniejszenie jej wydajności przez obtoczenie średnicy zewnętrznej łopatek i tarcz bocznych wirnika, albo przez zastosowanie wirnika o mniejszej średnicy. Przy doborze pompy należy unikać zbyt dużych współczynników bezpieczeństwa, które w konsekwencji prowadzą do nadmiernych wydajności i wysokości podnoszenia, a więc i do nieekonomicznej pracy pompy. Przy ustalaniu wysokości podnoszenia pomp, należy uwzględniać możliwość wzrostu oporów przepływu w trakcie eksploatacji. Niewłaściwe uwzględnienie tego zjawiska prowadzi zwykle do zbyt dużej wysokości podnoszenia pomp. Z kolei nadmierna wydajność i nieekonomiczna praca przy niższych ciśnieniach, powoduje często przeciążenie, a nawet uszkodzenie silników elektrycznych.

3. CHARAKTERYSTYKA DOSTĘPNYCH PROGRAMÓW KOMPUTEROWYCH WSPOMAGAJĄCYCH DOBÓR POMP

Obecnie na rynku branży sanitarnej istnieje kilka liczących się programów specjalistycznych przeznaczonych do doboru pomp. Są to programy konkretnych producentów, przez nich stworzone i przeznaczone do doboru pomp tylko przez nich produkowanych. Jako dominujące na rynku można wymienić takie programy jak: *„Caps"* firmy Grundfoss, *„Baza"* Leszczyńskiej Fabryki Pomp, *„EPI"* firmy Sarlin, *„Kp/p. HYDRO-VACUUM"* firmy Hydrovacuum. Każdy z wymienionych programów jest przeznaczony do pracy w środowisku znakowym, w systemie operacyjnym DOS. Programy te umożliwiają dobór pomp wyprodukowanych przez producenta, który jest jednocześnie właścicielem programu. Jest to ograniczenie, które wymusza na projektancie przywiązanie się do konkretnego producenta pomp lub narzuca mu konieczność posługiwania się kilkoma programami pochodzącymi od różnych producentów.

Wadą wymienionych programów jest środowisko ich pracy tj. system DOS. Obecnie standardem pracy jest graficzny system Windows 3.1 lub Windows 95, który ujednolica obsługę programów, uniezależnia działające oprogramowanie użytkowe od sprzętu oraz w znaczący sposób ułatwia pracę z programami. System operacyjny DOS narzuca konieczność pracy w środowisku znakowym, która jest szybsza ale trudniejsza w opanowaniu, ponadto nie każda konfiguracja komputera jest akceptowana przez program, tzn. mogą występować problemy z drukowaniem, czy z wyświetlaniem znaków lub grafiki na ekranie (niezgodności sprzętu ze sterownikami dołączonymi do programu).

Żaden z programów w obecnej wersji nie umożliwia doboru pomp na dwa zadane punkty pracy, co jest niezbędne np. przy projektowaniu systemów wodociągowych. Inną ujemną cechą istniejących programów jest brak możliwości bezpośredniego doboru zestawu pomp połączonych równolegle, który jest elementem często występującym w projektowanych obecnie systemach. Dobranie pomp na wydajność, która przekracza maksymalne wartości pojedynczego urządzenia w katalogu, zmusza

projektanta do manualnego dzielenia wydajności pompowni przez liczbę pomp i doboru pojedynczej pompy. Wydłuża to znacznie proces doboru pomp i utrudnia pracę inżynierowi.

Najpoważniejszą wadą programów dostępnych obecnie na rynku jest brak możliwości rozbudowy ich bazy danych, zawierającej opisy i charakterystyki pomp dostępnych do doboru, tzn. żaden z nich nie posiada wbudowanego modułu, przeznaczonego do zarządzania bazą danych (nie ma możliwości dodawania nowych pomp, usuwania lub modyfikacji opisów pomp istniejących, itd.). Skutkiem tego jest mała uniwersalność tych programów.

4. MOŻLIWOŚCI WYKORZYSTANIA I WIZUALIZACJI BAZ DANYCH

Systemy zarządzania bazami danych należą do kategorii programów komputerowych, których celem jest przechowywanie danych oraz umożliwianie użytkownikowi dostępu do nich. Nowoczesne bazy danych zawierają narzędzia umożliwiające nie tylko przeglądanie, dodawanie oraz kasowanie rekordów danych ale dają szerokie możliwości operacji na nich np. sortowanie, zmiany formatu danych, wymiana danych z innymi systemami zarządzania danymi, itd.

Istnieją trzy klasyczne techniki organizowania informacji w bazie danych. Są to modele:

- hierarchiczne,
- sieciowe (zwane równorzędnymi),
- relacyjne.

W modelu hierarchicznym dane zorganizowane są w postaci drzewa. Sposób wyszukiwania informacji zależy od wzajemnych powiązań pomiędzy poszczególnymi elementami. Posługiwanie się tak zorganizowaną bazą danych polega na wybieraniu gałęzi drzewa w celu odnalezienia szukanych danych oraz ewentualnej ich modyfikacji. Dobrym przybliżeniem tego modelu jest organizacja plików na dysku w systemie MS DOS. W modelu sieciowym występują dowolne powiązania pomiędzy poszczególnymi elementami. Informacja, podobnie jak w modelu hierarchicznym, tkwi również w przebiegu połączeń sieci. Użytkowanie

tak zorganizowanej bazy danych polega na swobodnym poruszaniu się po sieci i wyławianiu danych. W modelu relacyjnym można wyraźnie zaobserwować organizację danych w postaci tabeli identyfikowanej przez nazwę. Tabela składa się z wierszy reprezentujących rekordy oraz kolumn. Przecięcie kolumny i wiersza tworzy tzw. pole.

System baz danych obejmuje procedury ułatwiające użytkownikowi posługiwanie się danymi. Istnieje szereg czynności, które są podstawą każdego systemu baz danych. Najważniejsze grupy działań to:

wprowadzanie i zmiana informacji - system musi zapewnić użytkownikowi prostą metodę wprowadzania danych. Dane powinny mieć postać odpowiadającą zadanej strukturze, a system powinien sygnalizować cechy struktury i określać zasady wprowadzania. Pola każdego typu wymagają podawania danych w odpowiedniej postaci, natomiast błędy powinny być natychmiast wykrywane i sygnalizowane,

wyszukiwanie informacji - czynność wyszukiwania może być prowadzona bezpośrednio przez określenie poszukiwanej wartości we wskazanym polu, lub przez zdefiniowane dowolnie złożonego warunku, który powinny spełniać wybrane rekordy (np. dobór pomp na określone parametry pracy). Warunek może dotyczyć wielu pól także z kilku plików bazy danych powiązanych relacją,

porządkowanie lub indeksowanie - proces porządkowania rekordów w pliku wymaga przepisania wszystkich informacji w zadanej kolejności. Często zastępuje się go procesem indeksowania, które opiera się na zasadzie tworzenia dodatkowych plików zawierających informacje o kolejności w jakiej powinny być podawane rekordy, aby spełniały kryterium uporządkowania. Natomiast sam plik bazy danych pozostaje bez zmian,

usuwanie informacji - zmiany w istniejących rekordach rozwiązuje zwykły mechanizm edycji. Usuwanie rekordów wiąże się z koniecznością skopiowania pozostałych rekordów w ten sposób, aby następowały one kolejno jeden po drugim,

relacje pomiędzy plikami - poszukuje się możliwości logicznego podziału bazy danych na mniejsze struktury. Jest to szczególnie korzystne w sytuacji, gdy z kilku grup danych korzysta się oddzielnie. Związek

między danymi, zapewnić może istnienie pola wspólnego dla dwóch lub więcej plików zwanego polem kluczowym, za którego pośrednictwem można zbudować relację (powiązanie logiczne odpowiednich rekordów),

otwieranie i zamykanie plików - nie jest to ściśle funkcja systemu baz danych, jednak z uwagi na współpracę z pamięcią dyskową przy przetwarzaniu informacji trzeba uwzględnić jej wymagania.

Aplikacje służące do zarządzana danymi muszą gwarantować, obok obsługi wyżej wymienionych zadań, również odpowiednie bezpieczeństwo przechowywanych danych. Pojęcie to obejmuje nie tylko zabezpieczenie ich przed zniszczeniem, ale również blokowanie dostępu do nich osobom niepowołanym. Ponadto systemy tworzenia i zarządzania bazami danych muszą umożliwiać tworzenie zapasowych kopii danych oraz umożliwiać przechowywanie ich na tańszych nośnikach, o dużych pojemnościach i określonym poziomie bezpieczeństwa. Ponieważ w wielu przedsiębiorstwach sieci komputerowe stały się, standardem zatem systemy baz danych muszą być wielodostępne, zapewniać blokowanie plików oraz synchronizację procesów współbieżnych.

Najczęściej spotykaną operacją podczas pracy aplikacji bazodanowych, spełniających wszystkie powyższe warunki, jest wysyłanie zapytań czyli proces wydobywania danych spełniających określone kryteria, zadane przez użytkownika lub korzystające z nich aplikacje. Na szybkość realizacji zapytań zwracają uwagę zarówno producenci jak i nabywcy. Ich optymalizacja, to znaczy technika analizowania nadchodzącego zapytania i określania najszybszego sposobu udzielenia odpowiedzi (np. czy użyć indeksów czy przeszukać tabelę bazy danych sekwencyjnie itd.), jest trudna do zrealizowania podczas programowania systemu baz danych. Na szybkość działania baz danych może wpływać, obok optymalizacji zapytań, również technika dostępu do danych, sposób przedstawiania wyników (zapisywanie wyników poszukiwań na dysku lub tworzenie ich kopii w pamięci operacyjnej komputera, przesyłanie tylko numerów rekordów danych i umożliwianie dostępu do nich, itd.)

Języki komputerowe oraz tworzone przy ich pomocy programy są zasadniczo plikami tekstowymi. Programy i większość rezultatów ich działania stanowią teksty. Nawet w systemie Macintosh, który ma dobrze

zdefiniowany graficzny interfejs użytkownika (GUI), programy tworzone za pomocą interpretatorów i kompilatorów języka BASIC, są ciągle plikami drukowanymi tylko w oknie, zamiast na całym ekranie. W Windows, podobnie jak w systemie operacyjnym Macintosh, można tworzyć aplikacje typu GUI, ale trwa to długo i jest kłopotliwe. Duża część kodu programu służy do tworzenia i rysowanie okien na ekranie, do umieszczania w tych oknach przycisków i innych elementów sterujących oraz do śledzenia klawiatury i myszy.

Visual Basic jest zintegrowanym pakietem programisty służącym do tworzenia aplikacji pracujących w środowisku Windows [Gurewich, 1994]. Językiem programowania w pakiecie jest rozbudowana, obiektowa wersja języka QBasic dostarczanego wraz z pakietami systemu operacyjnego MS-DOS tej samej firmy. Ponieważ Visual Basic zawiera wbudowane GUI, można otworzyć okno (zwane formą) i umieścić w nim przyciski i elementy sterujące, a Visual Basic sam wygeneruje kod, który utworzy je na ekranie i będzie śledził klawiaturę oraz mysz. W rzeczywistości kodu tego nie można zobaczyć. Jest on ukryty w tle przez Visual Basic. Kiedy wydarzy się coś z formą lub z elementem sterującym (zajdzie jakieś zdarzenie), to Visual Basic przekazuje sterowanie programiście. Na przykład, po naciśnięciu przycisku myszy programista nie musi troszczyć się o rozpoznanie tego zdarzenia ani napisanie kodu, który pokaże, że przycisk został naciśnięty. Należy tylko napisać kod, który poinformuje komputer o sposobie postępowania po zajściu tego zdarzenia.

W przeszłości ponad 90 % kodu w dużych aplikacjach tworzyło interfejs użytkownika, a tylko 10 procent wykonywało główną część programu. Dostosowanie się do środowiska programowania, które dostarcza większość tego interfejsu (ciągle trzeba go jednak tworzyć i rysować), wprowadziło duże zmiany w sposobie programowania. Przy pomocy Visual Basic'a można teraz w ciągu kilku minut stworzyć profesjonalnie wyglądającą aplikację w systemie Windows, z okienkowym interfejsem, z przyciskami, polami wyboru oraz oknami graficznymi i poświęcić zasadniczą część czasu na tworzenie programu.

Podstawowe cechy zintegrowanego środowiska programisty Visual Basic to:

programowanie zorientowane obiektowo - ideą tego programowania jest to, że po utworzeniu obiektu programista nie musi wiedzieć, jak on działa, a może go po prostu wykorzystywać. W ten sposób obiekt utworzony na potrzeby jakiegoś programu może być łatwo i bez zmian wykorzystany w innym programie,

obiekty - Visual Basic nie tylko umożliwia tworzenie obiektów (np. przyciski czy okna), ale pozwala na ich przeglądanie. W innych programach odbywa się to poprzez definiowanie odpowiednich bloków kodu, które zawierają funkcje i dane, zmuszając programistę do abstrakcyjnego wyobrażenia sobie działania obiektu. Visual Basic, czyniąc obiekty bardziej rzeczywistymi, ułatwia programowanie obiektowe,

zdarzenia - obiekty komunikują się ze sobą, z systemem i z programem wykorzystując zdarzenia na które dany obiekt będzie reagował. Programista ma możliwość reagowania na wiele zdarzeń np. wciśnięcie przycisku myszy, przesunięcie okna, zmiana rozmiaru itd. Wiele zdarzeń jest jednak standardowo obsługiwana przez obiekty,

metody - obiekty są nie tylko blokami funkcji, ale również zawierają dane, na których wykonuje się operacje. Każdy obiekt zawiera procedury i funkcje, operujące na swych własnych danych, są one nazywane metodami,

cechy - zawierają nie tylko dane, jak np. teksty do wydrukowania przez metodę print, ale także wymiary obiektów, kolory, dane określające prawa dostępu i inne.

dziedziczenie - jest własnością programowania zorientowanego obiektowo, polegającą na tym, że obiekt dziedziczy metody i dane obiektów, z których jest zbudowany.

Język programowania Visual Basic zapewnia możliwość tworzenia systemów zarządzania bazami danych, spełniających większość zadań jakie stoją przed tego typu oprogramowaniem (tzn. edycja i usuwanie rekordów znajdujących się w bazie danych, dodawanie nowych, oraz wyszukiwanie danych spełniających zadane kryteria). Ma możliwości zaimplementowania obsługi języka SQL, brak jest natomiast możliwości obsługi sieci komputerowych i tworzenia narzędzi umożliwiających blokowanie plików, wielodostęp do pliku i inne cechy charakterystyczne

dla baz danych pracujących w sieciach komputerowych. Mimo to jest on dobrym narzędziem do tworzenia prostych systemów baz danych, przydatnych do obsługi niewielkiej liczby danych, nie objętych specjalnymi rygorami ochrony i pewności. W Visual Basic'u są zaimplementowane narzędzia programistyczne odpowiedzialne za zarządzanie zewnętrznymi nośnikami danych, umożliwiające podstawowe zabezpieczenie dostępu do danych poprzez system haseł. Visual Basic umożliwia również dostęp do baz danych zapisanych w różnych formatach przez ODBC (Open Database Conectivity) oraz mechanizmy DDE (Dynamic Data Exchange). Do obsługi bazy danych, niezbędnej do stworzenia komputerowego katalogu pomp, są to narzędzia w zupełności wystarczające i zapewniające obsługę danych na odpowiednim poziomie łatwości, pewności i bezpieczeństwa dostępu.

Narzędzia programistyczne Visual Basic'a przez swą prostotę pozwalają na stworzenie wydajnego programu zarządzania danymi, zapewniającego szybkie odszukanie danych niezbędnych do pracy katalogu pomp, takich jak punkty charakterystyki pracy pompy, producent czy przeznaczenie danej pompy. Stąd wydaje się, że najlepszym rozwiązaniem dostępu do danych dla projektowanego programu jest rozwiązanie polegające na stworzeniu wewnętrznego systemu zarządzania danymi lub wykorzystanie w tym celu profesjonalnych aplikacji bazodanowych, takich jak np. Microsoft Access.

5. CHARAKTERYSTYKA PROGRAMU KOMPUTEROWEGO „POMPY_VB"

Zadaniem programu komputerowego „POMPY_VB" [P. Ziembicki, 1996], działającego w środowisku Microsoft Windows, jest zautomatyzowanie procesu doboru pomp przeznaczonych do różnych mediów i dla zadanych przez użytkownika parametrów pracy pompy tzn. określonej wydajności i wysokości podnoszenia. Dobierane mogą być pojedyncze pompy lub zestawy pomp współpracujących równolegle, natomiast jako parametry wejściowe do doboru mogą być podane jeden lub dwa charakterystyczne punkty pracy pompy. Dodatkowo program może być wykorzystywany do tworzenia i zarządzania bazą danych,

zawierającą opisy oraz charakterystyki pomp wszystkich ważniejszych producentów, których wyroby są dostępne w Polsce.

Komputerowy katalog pomp „POMPY_VB" jest zbudowany z dwóch modułów:

- modułu „Dobór pomp", służącego do realizacji głównego zadania programu, tzn. doboru pomp na zadane przez użytkownika parametry,
- modułu „Edytor danych", realizującego zarządzanie bazą danych zawierającą opisy i charakterystyki pomp (przeglądanie, wyszukiwanie, sortowanie, dodawanie, kasowanie i modyfikowanie rekordów).

Implementacja modułu „Edytor danych", służącego do zarządzania bazą danych sprawia, że program jest uniwersalny i umożliwia wprowadzanie oraz modyfikacje opisów pomp "na gorąco", bez dodatkowych narzędzi (np. zewnętrznych baz danych). Program może być wykorzystywany przez inżynierów sanitarnych, instalatorów oraz inne osoby zajmujące się projektowaniem lub wykonawstwem sieci i instalacji sanitarnych, dla których niezbędne jest optymalne dobranie jednej pompy lub zestawu pomp połączonych równolegle. Obok głównych modułów programu, stworzony jest również podsystem tworzenia wykresów charakterystyk dobranych pomp.

W czasie pracy programu może być aktywny tylko jeden z wymienionych modułów. Wynika to z założenia, że wykorzystywana do doboru pomp baza danych musi być cały czas aktualna. W przypadku wystąpienia sytuacji jednoczesnej modyfikacji danych i doboru pomp (wielodostępny system operacyjny lub praca w sieci komputerowej), dane znalezione w bazie mogłyby być w danym momencie zmieniane lub kasowane, co w rezultacie prowadziłoby do błędnego działania programu. Dodatkowym zabezpieczeniem przed wystąpieniem tego rodzaju przypadku jest to, że baza danych pracuje w trybie „Exclusiv" tzn. umożliwia dostęp w danej chwili tylko jednemu programowi.

Komputerowy katalog pomp „POMPY_VB" jest programem umożliwiającym dobór pomp do wody i ścieków na podstawie zadanych warunków pracy. Dobór pomp jest zrealizowany w oparciu o równania charakterystyk wydajności, mocy i sprawności, wykreślanych na

podstawie punktów pobranych z pliku bazy danych, zawierającego opisy i współrzędne charakterystyk poszczególnych pomp. Baza danych przechowująca dane pomp jest stworzona przy pomocy programu Microsoft Access, a dostęp do niej zrealizowany przy pomocy standardowych narzędzi obsługi bazy danych, dołączonych od pakietu MS Visual Basic v. 3.0 Proffessional [MICROSOFT Corporation, 1993].

Dobór pomp na zadany punkt pracy polega na obliczaniu wysokości podnoszenia, przez podstawienie zadanej wartości wydajności do równania charakterystyki wydajności, kolejno dla wszystkich pomp znajdujących się w bazie danych. Do aproksymacji krzywej wydajności pompy $H = f(Q)$ wykorzystano wzór interpolacyjny Newtona w postaci:

$$y = f_0 + f_{01}(x - x_0) + f_{012}(x - x_0)(x - x_1) + \ldots$$
$$\ldots + f_{01\ldots n}(x - x_0)(x - x_1)\ldots(x - x_{n-1})$$

gdzie: $f_{01\ldots i}$ (i=0,1,...,n) są to ilorazy różnicowe określone wzorami rekurencyjnymi

Po obliczeniu wysokości podnoszenia następuje jej porównanie z wartością zadaną do doboru. Jeżeli jej wartość mieści się w przedziale określonym założonymi odchyłkami ΔH_g oraz ΔH_d, pompa zostaje zaznaczona jako spełniająca warunki doboru i przeniesiona do listy przewijalnej *Lista dobranych pomp* w oknie modułu *„Dobór pomp"*. Znaleziona wysokość podnoszenia pompy znajdzie się w przedziale $<H+\Delta H_g, H-\Delta H_d>$. Podczas pracy z programem istnieje możliwość zmiany domyślnej wartości odchyłki wysokości podnoszenia (ΔH_g oraz ΔH_d). Istnieje również możliwość selekcji dobranych pomp na podstawie określonego jej producenta lub wskazanego medium. Dobór pompy na dwa zadane punkty pracy (np. do celów wodociągowych) przebiega w podobny sposób, lecz współrzędne punktu, który przyjmuje się wstępnie do doboru są obliczane jako średnie arytmetyczne odpowiednich współrzędnych obydwu punktów, wprowadzonych jako dane.

W przypadku gdy żadna pojedyncza pompa nie spełnia zadanych parametrów, program proponuje zwiększenie liczby pomp. Po wybraniu tej opcji wydajność pompowni dzielona jest przez zadaną liczbę pomp i następuje ponowny dobór pomp na nowe parametry, odpowiadające

wymogom równoległej ich współpracy. Po znalezieniu pomp odpowiadających zadanym parametrom, program wyświetla na ekranie ich charakterystyki oraz odpowiednie komunikaty (jak np. przekroczenie dopuszczalnej mocy, nie optymalna sprawność, itp.). Podaje również podstawowe cechy pomp takie jak wymiary gabarytowe, przeznaczenie, krótki opis.

Baza danych w obecnej wersji programu „POMPY_VB" zawiera 105 pełnych opisów pomp różnych producentów, w zakresach wydajności od 3 m^3/h do 390 m^3/h i wysokościach podnoszenia od 0,5 m H_2O do 134 m H_2O. Istnieje możliwość wprowadzania do bazy danych innych pomp, produkowanych przez najbardziej liczących się na polskim rynku producentów, takich jak:

Leszczyńska Fabryka Pomp Sp. z o. o.
Warszawska Fabryka Pomp „WAFAPOMP"
„HYDRO - VACUUM" Grudziądz Polska
Kielecka Fabryka Pomp „BIAŁOGON"
Brzeska Fabryka Pomp i Armatury „MEPROZET"
EMU Poland Sp. z o. o.
GRUNDFOSS Polska
FLYGT

Program jest przeznaczony do działania w środowisku Windows, stąd ogólny algorytm jego działania jest oparty na generalnych zasadach programowania dla tego środowiska. Pętla programowa komputerowego katalogu pomp „POMPY_VB" oparta jest na zasadzie obsługi zdarzenia TEvent, które jest generowane przez system Windows co określony czas i którego zadaniem jest sprawdzanie czy „coś się wydarzyło" w systemie np. czy został wciśnięty jakiś klawisz, przesunięty wskaźnik myszy, czy nie został uruchomiony dodatkowy program itd. Ogólny algorytm działania programu jest oparty na zasadzie obsługi zdarzeń pochodzących od klawiatury, myszy oraz od funkcji wykonywanych przez program. Generowanie przez system zdarzeń jest z kolei powodowane przez użytkownika, który pracuje z programem, np. zdarzeniem może być wybranie z menu opcji uruchamiającej „*Edytor danych*", czy zakończenie działania programu. Każda z tych czynności powoduje wykonanie odpowiedniej funkcji lub procedury programu, która jest „przywiązana"

do danego zdarzenia i jest nazywana procedurą lub funkcją obsługującą zdarzenie.

Program „POMPY_VB" pracuje w środowisku MS Windows i w pełni wykorzystuje graficzny interfejs użytkownika tego systemu. Z tego względu muszą być spełnione minimalne wymagania sprzętowe:

- procesor klasy 80386,
- pamięć operacyjna 4 MB,
- dysk twardy,
- karta graficzna VGA.

Ponieważ producent określa takie same minimalne wymagania sprzętowe dla prawidłowej pracy systemu Windows, to dla wygodnego posługiwania się innymi programami należałoby się zaopatrzyć w szybszy procesor oraz przede wszystkim więcej pamięci RAM. Optymalną konfiguracją dla pracy komputerowego katalogu pomp w systemie Windows 3.1 jest procesor 80486, 8 MB pamięci RAM, natomiast w systemie Windowa 95 procesor 80486 oraz 16 MB pamięci RAM. Warto jednak dodać, że program uruchomi się i będzie prawidłowo działał na urządzeniu gorzej wyposażonym, o ile tylko będzie możliwe uruchomienie i praca w systemie Windows 3.1 lub Windows 95.

Wszystkie pliki niezbędne do prawidłowego działania programu „POMPY_VB" znajdują się na dyskietkach dystrybucyjnych. Są to pliki:

- w katalogu docelowym programu, określonym podczas instalacji programu, np.: C:\PROGRAMS\KATALOG\
  katalog.exe - właściwy kod wykonywalny programu,
  kkpinit.kkp - zawierający opcje doboru pomp,
- w podkatalogu DATABASE, zależnie od miejsca zainstalowania programu np.: C:\PROGRAMS\KATALOG\DATABASE
  dbpomp.ldb, dbpomp.mdb
- w katalogu systemowym programu Windows zależnie od miejsca instalacji systemu, np.: C:\WINDOWS\SYSTEM
  chart2fx.vbx, cmdialog.vbx, tabbed.vbx, threed.vbx,, toolbars.vbx, msaes110.dll, msajt110.dll, vbdb300.dll, vbrun300.dll

6. PODSUMOWANIE

Firmy produkujące pompy dla systemów sieci i instalacji sanitarnych dostarczają zainteresowanym coraz bardziej obszerne i urozmaicone materiały w postaci katalogów wyrobów, prospektów reklamowych itp. W ostatnich latach niektóre firmy, zagraniczne i krajowe, poszerzają swoją ofertę o dyskietki z programami do doboru pomp. Cechą charakterystyczną tych programów jest dostępność do baz danych pomp tylko określonego producenta. Zatem użytkownik poszukujący pompy o określonych parametrach zmuszony jest do korzystania z komputerowych katalogów pomp różnych firm, a w przypadku ich braku, dokonuje doboru w sposób tradycyjny, przeglądając obszerne katalogi wyrobów.

Prezentowany komputerowy katalog pomp "POMPY_VB" ma wiele istotnych zalet w odniesieniu do podobnych, istniejących katalogów firmowych. Przede wszystkim zawiera on bazę danych zawierającą charakterystyki pomp wszystkich większych producentów i dystrybutorów w kraju. Ponadto program wyposażony jest w moduł umożliwiający edycję bazy danych, czyli jej uzupełnianie, modyfikowanie i aktualizację. Kolejną zaletą programu jest możliwość doboru pomp na jeden lub dwa zadane punkty pracy oraz dobór zestawów pomp połączonych równolegle. Wreszcie jest to program przystosowany do działania w środowisku WINDOWS i wykorzystujący szerokie możliwości wizualizacyjne języka programowania VISUAL BASIC.

Wymienione zalety programu "POMPY_VB" sprawiają, że jest on przydatny zarówno do celów utylitarnych jak i dydaktycznych. W połączeniu z programem "STRATUS_VB" [P. Spychalski, 1995], służącym do obliczania strat ciśnienia w rurociągach, program "POMPY_VB" tworzy pakiet, ułatwiający dobór pomp dla systemów wodociągowych, kanalizacyjnych, melioracyjnych, ciepłowniczych i wielu innych gałęzi inżynierii środowiska. Program ten stanowi przyczynek do dalszego automatyzowania procesów projektowania sieci i instalacji sanitarnych z wykorzystaniem mikrokomputerów.

LITERATURA

[1] **GUREWICH** *Visual Basic w 21 dni*. Oficyna Wydawnicza READ ME, Warszawa 1994

[2] **JANKOWSKI F.:** *Pompy, wentylatory, sprężarki*. Arkady 1975.

[3] **MICROSOFT** Corporation *Language Reference Microsoft Visual Basic Programming System for Windows*, Microsoft 1993.

[4] **SPYCHALSKI P.:** *Prezentacja możliwości programowania wizualizacyjnego na przykładzie programu „STRATUS_VB" do wyznaczania strat ciśnienia w obiektach wyposażonych w kształtki i armaturę*. Praca dyplomowa. WSI Zielona Góra 1995.

[5] **ZIEMBICKI P.:** *Komputerowy katalog pomp do celów dydaktycznych zrealizowany w języku Visual Basic*. Praca dyplomowa. WSI Zielona Góra 1996.