

Wacław KUSZNIK

Wanda PAWLITA

**ZASTOSOWANIE PROCESÓW SORPCYJNYCH DO USUWANIA ZANIECZYSZCZEŃ
Z NIEKTÓRYCH ŚCIEKÓW PRZEMYSŁOWYCH**

Streszczenie. Liczne ścieki przemysłowe, pomimo zastosowania wielostopniowego procesu oczyszczania obejmującego biodegradację są nadal groźne dla odbiornika. Wynika to z obecności związków refrakcyjnych, odpornych na biodegradację, wywołujących wysokie chemiczne zapotrzebowanie tlenu oraz intensywną barwę ścieków oczyszczonych. Dla usunięcia związków refrakcyjnych, a także innych zanieczyszczeń ze ścieków, przydatne są metody sorpcyjna przy użyciu węgla aktywnych. Wyboru węgla aktywnych dla określonego celu można dokonać jedynie na podstawie badań. Wykonano serię prób, w których określono zdolność sorpcyjną kilku krajowych węgla aktywnych w oparciu o izotermę sorpcji oraz obserwacje kinetyki procesu sorpcji zanieczyszczeń z wód fenolowych oraz ścieków pocelulozowych. W wyniku badań stwierdzono, że zdolność sorpcyjna zależy m.in. od rodzaju węgla, jego postaci oraz charakteru sorbowanych zanieczyszczeń. Spośród badanych węgla najwyższą zdolność sorpcyjną w odniesieniu do zanieczyszczeń ścieków pocelulozowych wykazał pyliasty węgiel Carbopol H-3. Zdolność sorpcyjna badanych węgla była wielokrotnie wyższa w przypadku wód fenolowych niż ścieków pocelulozowych. Stwierdzono również, że proces sorpcji winien być zwykle poprzedzony fizykochemicznymi metodami wstępnego podczyszczenia.

Rozwój przemysłów chemicznej przeróbki paliw stałych, celulozowo-papierniczego oraz ciężkiej syntezy organicznej powoduje, że zagadnienie oczyszczania ścieków przemysłowych zawierających substancje organiczne jest nadal aktualne i otwarte. Odpowiednie akty prawne oraz względy ekonomiczne narzuciły sposób postępowania z wodami odpadowymi, polegający na działaniu wielostopniowym. Powszechnie uważa się, że w pierwszej kolejności należy stosować metody mechaniczne i fizykochemiczne, pozwalające na składowanie ścieków oraz częściowy odzysk substancji organicznych. W drugim etapie oczyszczania najkorzystniejszymi okazały się metody biodegradacji [1, 2]. Po procesie biodegradacji opartym na zdolności rozkładu substancji organicznych przez mieszaną populację aklimatyzowanych drobnoustrojów, stosuje się zwykle zabiegi mające na celu ochronę odbiorników wodnych przed wtórnym zanieczyszczeniem. Polegają one na nityfikacji i denityfikacji bądź usunięciu fosforanów ze ścieków oczyszczonych biologicznie. Pomimo trzech stopni oczyszczania, ścieki przemysłowe odpływające z oczyszczalni biologicznych cechuje często znaczne chemiczne zapotrzebowanie tlenu oraz charakterystyczna ciemna barwa. Typowy przykład stanowią ścieki feonolowe oraz pocelulozowe [3, 4, 5]. Dla usunięcia związków refrakcyj-

nych oraz niektórych zanieczyszczeń z tych ścieków przydatne wydają się być metody sorpcyjne [4, 6, 7, 8].

Istotnym zagadnieniem w procesie oczyszczania ścieków metodą sorpcyjną jest dostosowanie najbardziej odpowiedniego węgla aktywnego, dla każdego rodzaju substancji refrakcyjnych. Stosowane obecnie metody oceny przydatności węgla aktywnych nie tylko różnią się znacznie między sobą, lecz również są mało przydatne przy wyborze węgla do oczyszczania ścieków. Przykładowo, określenie liczby miligramowej, metylenowej, czy zastosowanie skali FINAD nie dostarcza informacji o sorpcji produktów rozkładu fenolu lub związków ligninowych [9, 10]. W tej sytuacji o możliwości zastosowania konkretnych węgla aktywnych w procesie oczyszczania ścieków decydują odpowiednie badania. Wykonaną pracę poświęcono ocenie przydatności kilku krajowych węgla aktywnych do końcowego oczyszczania ścieków fenolowych i celulozowych.

Część doświadczalna

Badania procesu sorpcji, prowadzone w warunkach statycznych, miały na celu dokonanie wyboru najbardziej efektywnych węgla aktywnych do usuwania zanieczyszczeń ze ścieków fenolowych oraz związków refrakcyjnych ze ścieków z produkcji celulozy siarczynowej i siarczanowej. Zgodnie z danymi literaturowymi [7, 11] jako kryterium oceny przydatności węgla przyjęto ich zdolność sorpcyjną wyznaczaną w oparciu o izotermę adsorpcji oraz szybkość procesu sorpcji zanieczyszczeń.

Substraty badań

Badania procesu sorpcji prowadzono przy użyciu roztworu mieszaniny fenoli w wodzie wodociągowej, napowietrzanego przez okres 8 godzin. Celem omawianego fragmentu pracy było uzyskanie odpowiedzi na pytanie, czy związki odpowiedzialne za barwę i dość znaczne ChZT ścieków fenolowych oczyszczonych tradycyjnie podlegają sorpcji. Do przygotowania roztworu użyto:

- hydrochinonu w ilości 30 mg/dm^3 ,
- fenolu - 60 mg/dm^3 ,
- p-krezolu - 40 mg/dm^3 ,
- 4-naftolu - 20 mg/dm^3 ,
- thymolu - 20 mg/dm^3 ,
- rezorcyny - 30 mg/dm^3 .

Chemiczne zapotrzebowanie tlenu ChZT ścieków syntetycznych mieściło się w zakresie od 370 do $482 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$.

W przypadku ścieków pocelulozowych, próby do badań procesu sorpcji pobierano z odpływu laboratoryjnej komory napowietrzania ścieków z osadem czynnym. Chemiczne zapotrzebowanie tlenu biologicznie oczyszczonych ścieków z produkcji celulozy siarczynowej wahało się od 350 do 580 mg O_2/dm^3 , natomiast stężenie kwasów ligninosulfonowych KLS wynosiło od 95 do 163 mg/ dm^3 . Charakterystyczna ciemnobrązowa barwa ścieków, wywołana obecnością związków ligninowych, była rzędu 200 mg Pt/ dm^3 . ChZT ścieków z produkcji celulozy siarczanowej mieściło się w zakresie od 212 do 480 mg O_2/dm^3 a zawartość alkalilignin ALN wynosiła od 33 do 250 mg/ dm^3 , barwa - 100 mg Pt/ dm^3 .

Do badań procesu sorpcji zanieczyszczeń ze ścieków fenolowych i pocelulozowych wytypowano granulowane węgle odbarwiające "Carbopol" Z-3, Z-4 i Z-5 o charakterze zasadowym oraz pyliasty węgiel H-3 o charakterze kwaśnym. Wymienione węgle, produkowane przez Zakłady Elektrod Węglowych w Raciborzu, otrzymywane są z wysokowartościowych surowców pochodzenia roślinnego [9]. Ponadto do badań użyto również węgla formowanych typu N.A i ARZ, która są produkowane przez Zakłady Suchoj Destylacji Drewna w Hajnówce. Sorbenty te otrzymywane są z masy węglowej składającej się z drobno zmiełonego węgla kamiennego i smoły preparowanej.

Na podstawie badań wstępnych, które polegały na określeniu wielkości usunięcia ChZT na poszczególnych węglach, do dalszych serii doświadczalnych wytypowano: w przypadku ścieków fenolowych - węgle Z-3, N, A, ARZ, natomiast do oczyszczania ścieków pocelulozowych - węgle Z-3, H-3, N i ARZ.

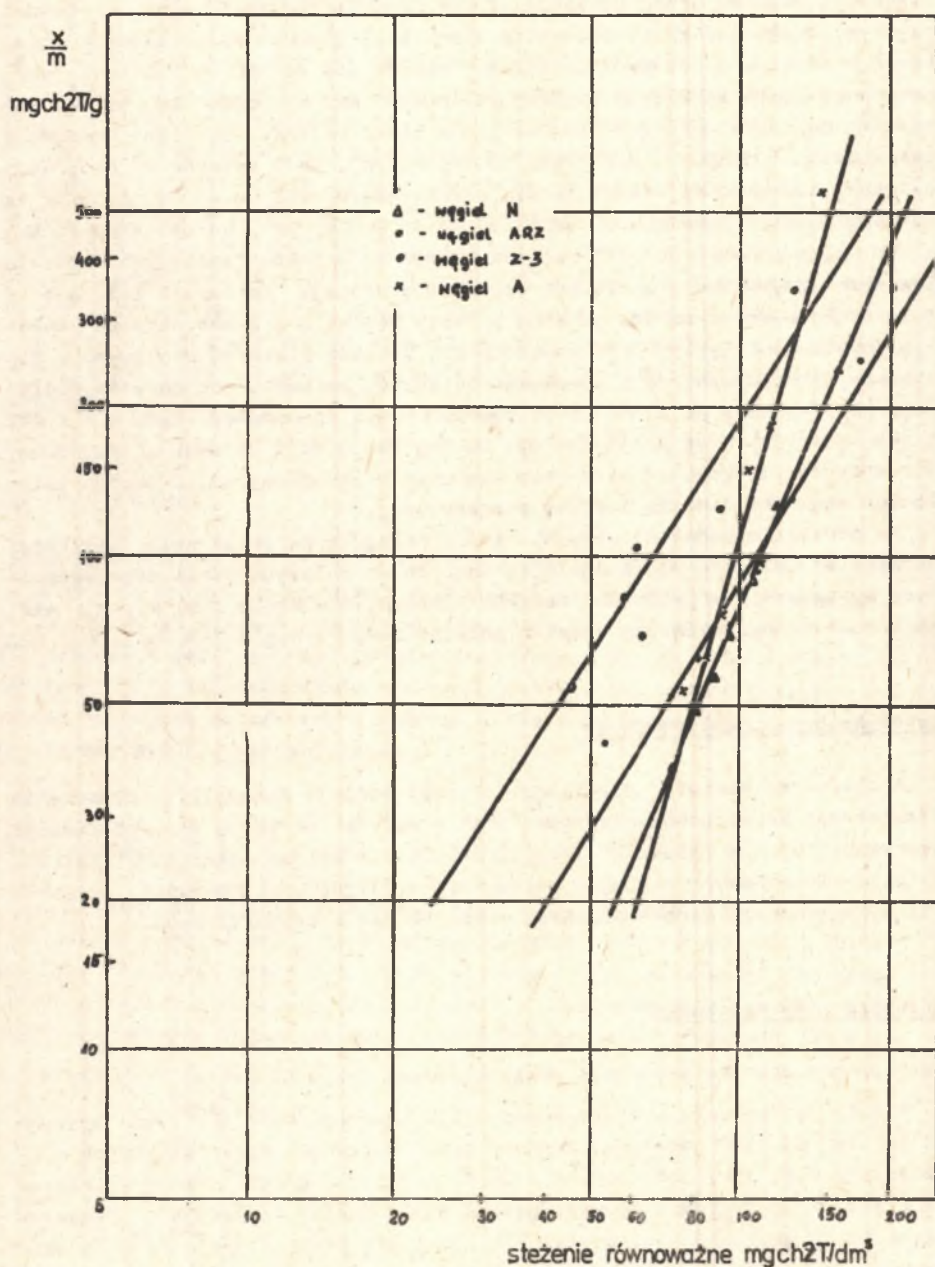
Metodyka badań analitycznych

Analityczną kontrolę przebiegu procesu sorpcji stanowiło oznaczenie chemicznego zapotrzebowania tlenu ChZT - metodą skróconą wg modyfikacji amerykańskiej. W ściekach pocelulozowych dodatkowo określano stężenie związków ligninowych stosując metodę nitrozoligninową. Powyższe oznaczenia wykonywano zarówno w ściekach surowych jak i oczyszczonych.

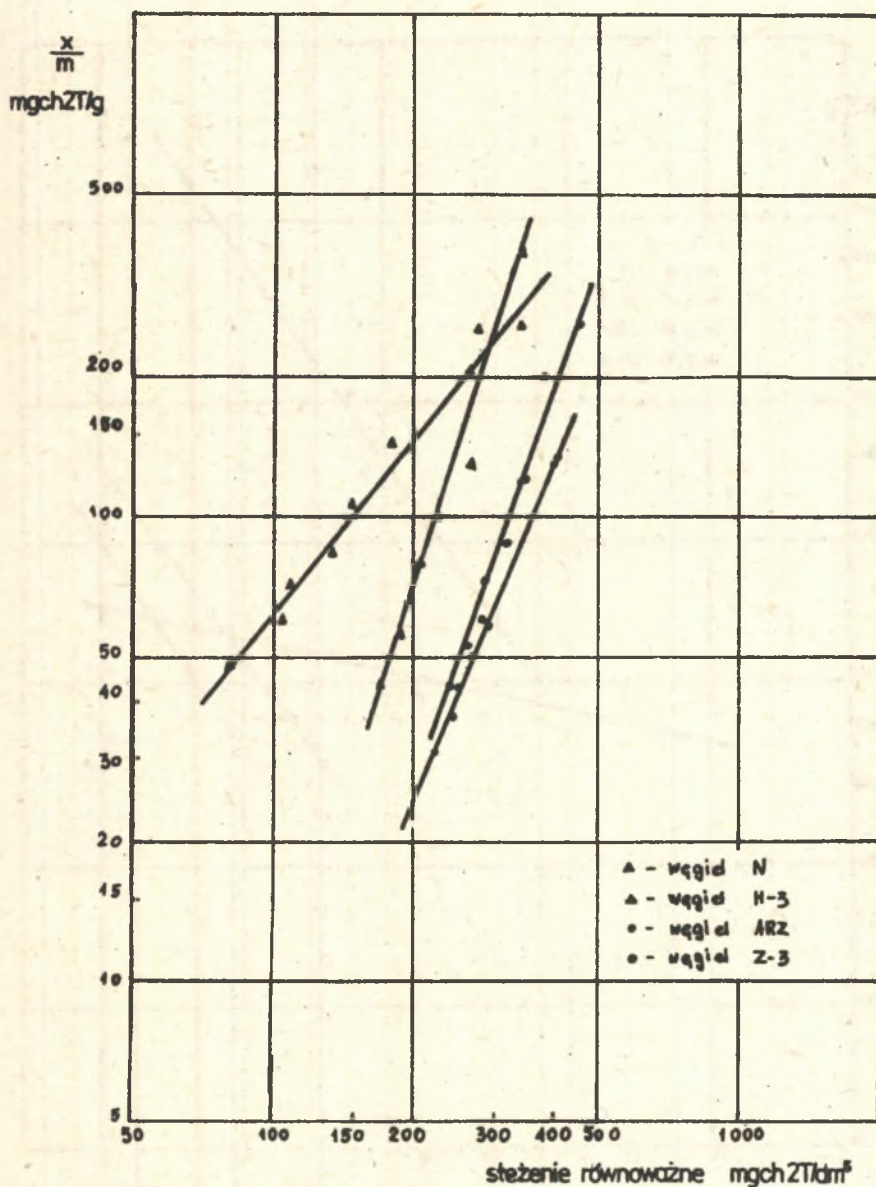
Przebieg i wyniki badań

Wyznaczanie izoterm adsorpcji zanieczyszczeń

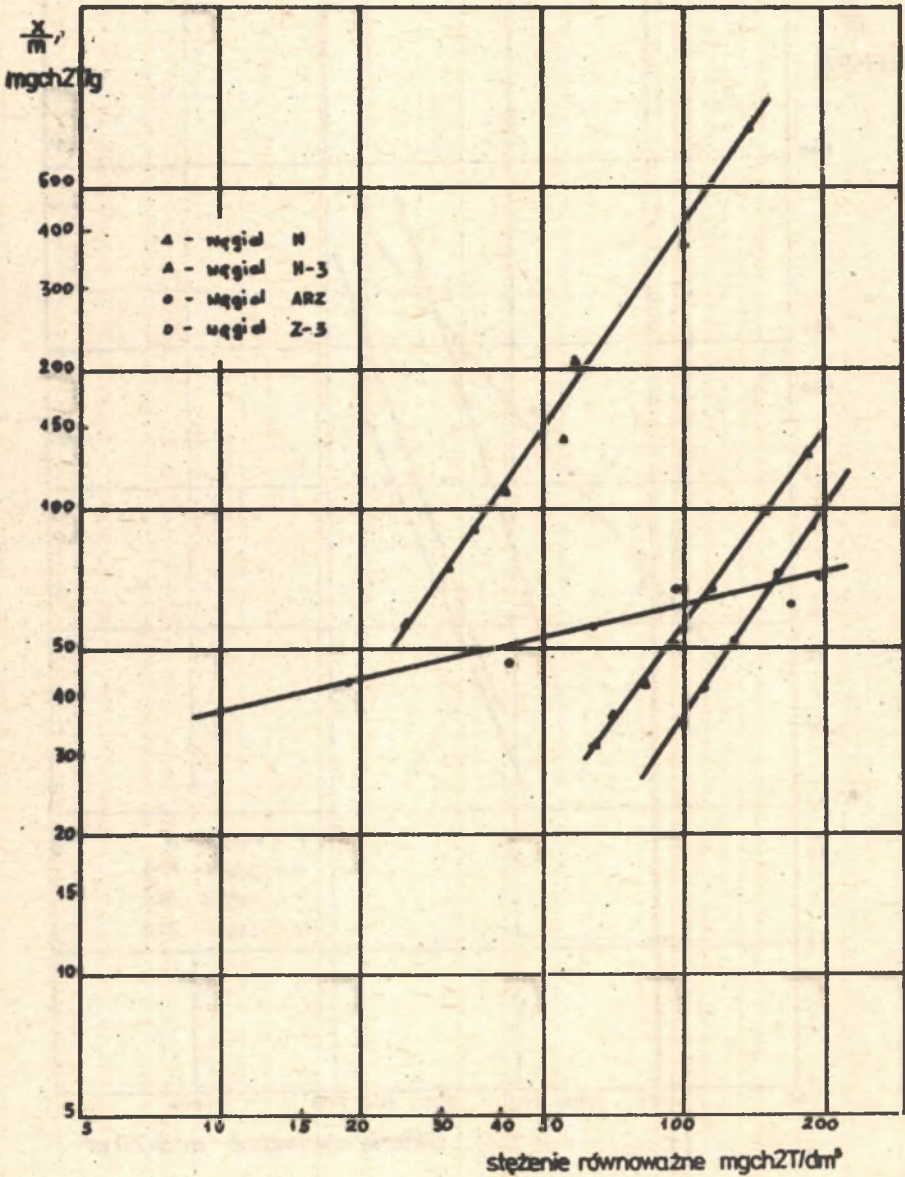
W celu wyznaczenia izoterm adsorpcji, do szeregu butelek zawierających po 300 cm^3 ścieków dodawano zmienne dawki wybranych węgla aktywnych w ilościach: 0,5; 1,0; 2,0; 3,0; 4,0; 5,0; 6,0 i 8,0 g/ dm^3 . Próby wytrząsano przez okres 4 godzin na wstrząsarce mechanicznej a następnie pozostawiono na 20 godzin dla ustalenia się równowagi adsorpcyjnej. Po 24 godzinnym czasie kontaktu w poszczególnych roztworach (po przesączeniu) określono ChZT. Na podstawie uzyskanych wyników obliczono ilość zasorbowanych związków organicznych (wyrażoną jako ChZT) przez jednostkę masy odpowied-



Rys. 1. Izotermy adsorpcji związków organicznych z wód fenolowych



Rys. 2. Izotermy adsorpcji związków organicznych ze ścieków z produkcji celulozy siarczynowej



Rys. 3. Izotermy adsorpcji związków organicznych ze ścieków z produkcji celulozy siarczanowej

Tabela 1

Zestawienie wartości współczynników K i n
oraz zdolności sorpcyjnej badanych węgla

Rodzaj ścieków Rodzaj węgla	Wody fenolowe			Ścieki z produkcji celulozy siarczynowej			Ścieki z produkcji celulozy siarczanowej		
	K	n	$\frac{x}{m}$ mg/g	K	n	$\frac{x}{m}$ mg/g	K	n	$\frac{x}{m}$ mg/g
Z-3	$13,8 \cdot 10^{-2}$	1,57	193,3	$0,03 \cdot 10^{-4}$	3,00	3,0	$21,5 \cdot 10^0$	0,23	62,0
H-3	-	-	-	$0,17 \cdot 10^0$	1,27	59,0	$54,0 \cdot 10^{-2}$	1,44	409,6
N	$0,2 \cdot 10^{-2}$	2,31	83,4	$0,03 \cdot 10^{-4}$	3,20	7,5	$8,5 \cdot 10^{-2}$	1,41	56,0
ARZ	$4,9 \cdot 10^{-2}$	1,63	89,2	$0,19 \cdot 10^{-4}$	2,64	3,6	$3,9 \cdot 10^{-2}$	1,48	35,6
A	$8,3 \cdot 10^{-6}$	3,57	114,6	-	-	-	-	-	-

niego sorbentu. Wykreślając zależność wielkości sorpcji $\frac{x}{m}$ od stężenia równoważnego w roztworze, uzyskano krzywe wykładnicze, które można opisać następującym równaniem [15]:

$$\frac{x}{m} = K \cdot C^n,$$

gdzie:

- x - ilość zasorbowanych zanieczyszczeń, mg ChZT/g;
- m - dawka węgla, g;
- C - stężenia równoważne w roztworze, mg ChZT/dm³;
- K, n - współczynniki wyznaczone doświadczalnie.

Powyższa zależność przedstawiona w skali logarytmicznej przyjmuje postać:

$$\log \frac{x}{m} = \log K + n \log C$$

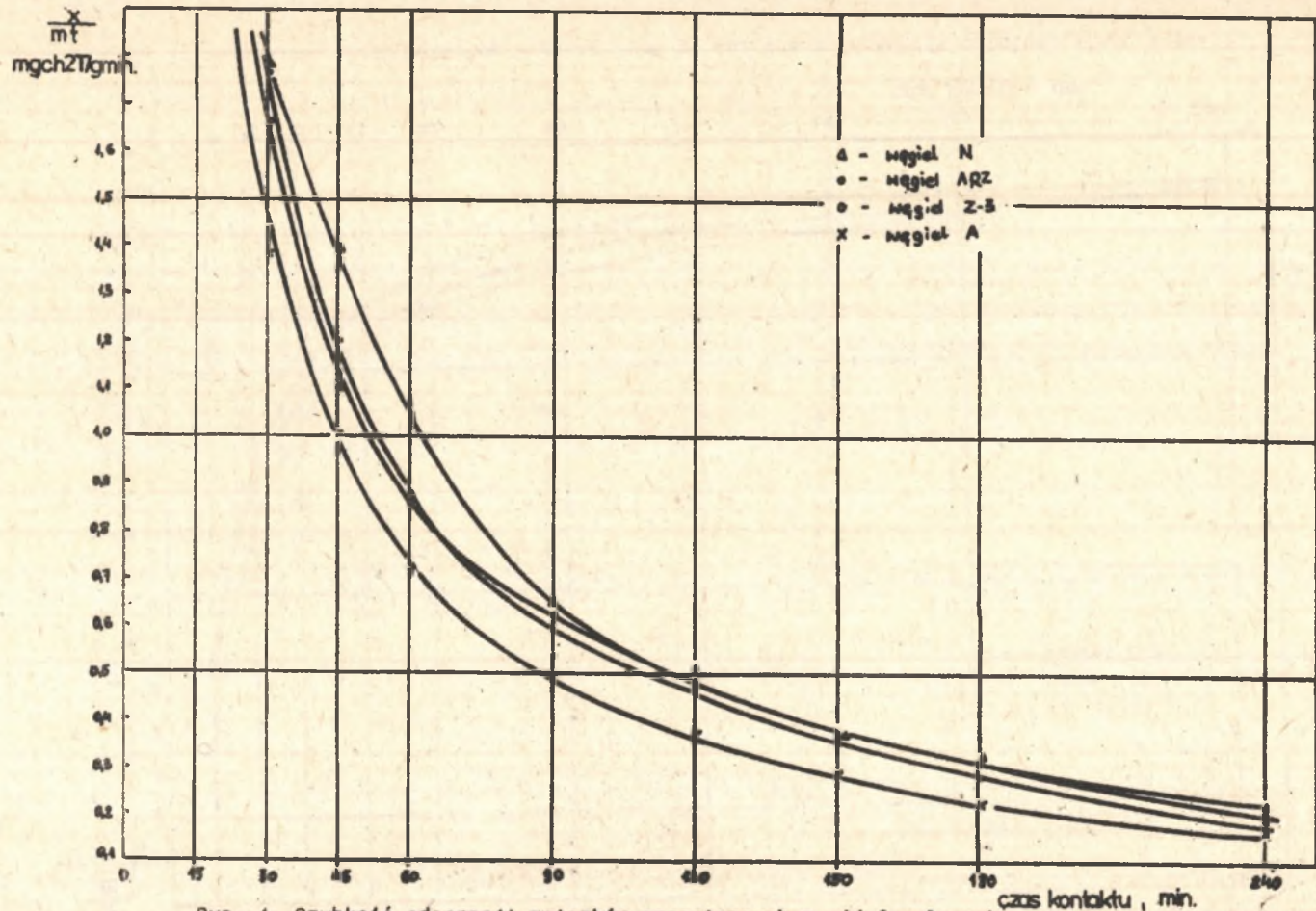
Jest to równanie prostej, na podstawie której można wyznaczyć współczynniki K i n oraz określić wielkość sorpcji dla wymaganego stężenia końcowego.

Izotermy adsorpcji zanieczyszczeń ścieków fenolowych zobrazowane w układzie logarytmicznym przedstawiono na rysunku 1.

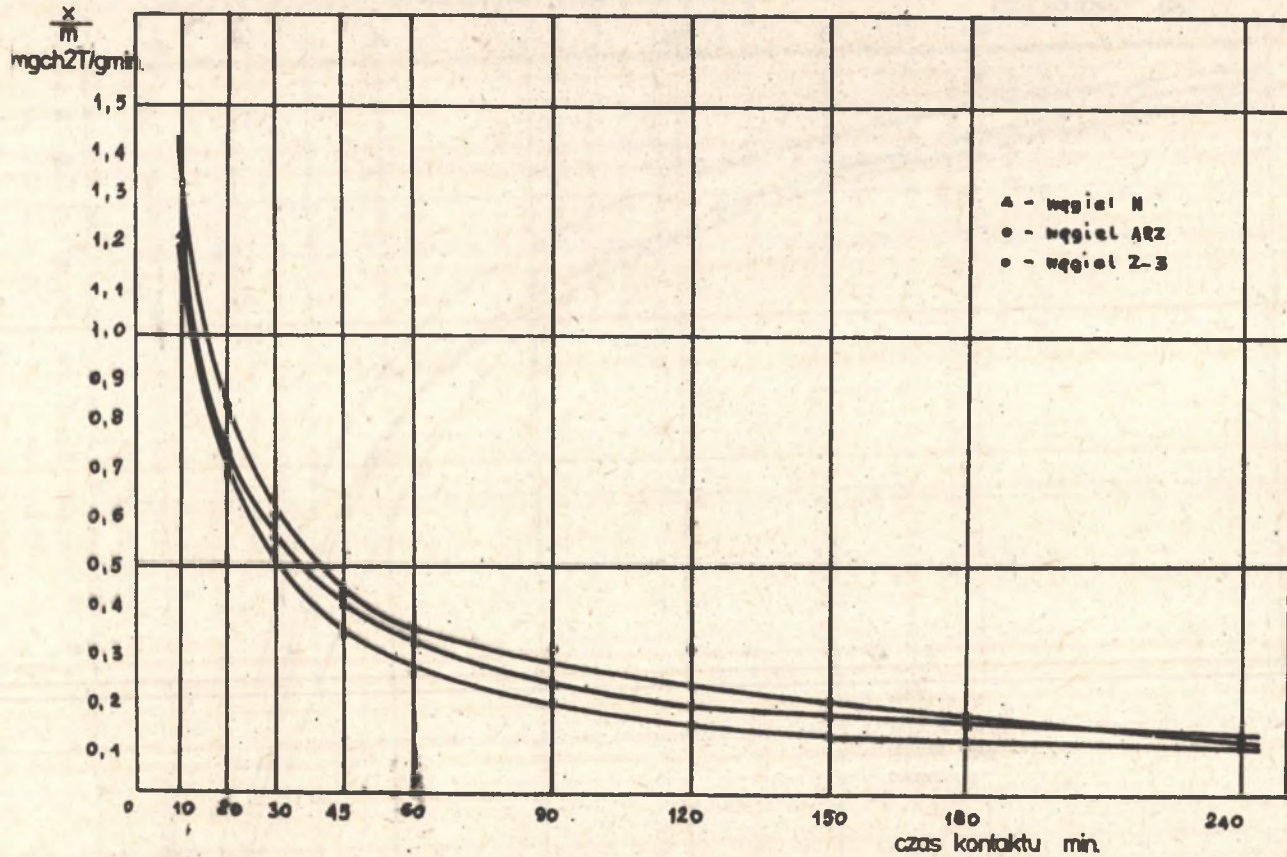
Podobne zależności otrzymane dla ścieków z produkcji celulozy siarczynowej obrazuje rysunek 2, natomiast dla ścieków z produkcji celulozy siarczanowej - rysunek 3. Wielkości współczynników K i n oraz wartości sorpcji uzyskane dla końcowego ChZT równego 100 mg O₂/dm³ zestawiono w tabeli 1.

Badania kinetyki adsorpcji

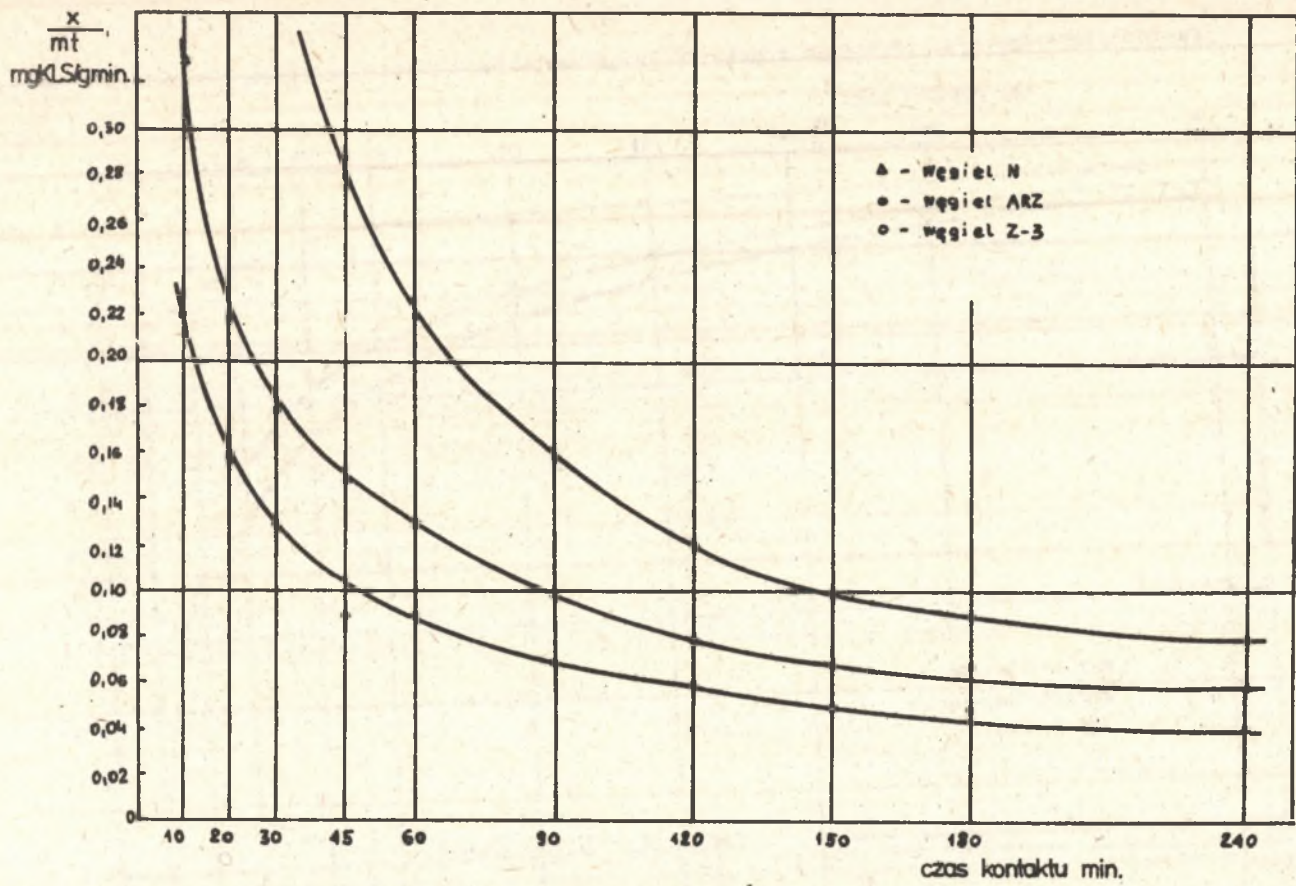
Kolejna seria doświadczeń mająca na celu wyznaczenie kinetyki przebiegu procesu sorpcji, prowadzona była w sposób następujący: do prób ścieków o objętości 300 cm³ dodawano stałą dawkę każdego z wytypowanych węgli w ilości 3,0 g/dm³. Przygotowane próby wytrząsano przez okres 10, 20, 30, 45, 60, 90, 120, 150, 180 i 240 minut. Dodatkowo, w celu określenia całkowitej zdolności sorpcyjnej badanych węgli, jedną z prób pozostawiono w kontakcie z sorbentem przez okres 24 godzin. Po przesączeniu prób, w klarownym filtracie wykonywano oznaczenia ChZT i związków ligninowych (w przypadku ścieków pocelulozowych). Przebieg procesu sorpcji w zależności od czasu kontaktu ścieków z węglem aktywnym przedstawiono na rysunkach 4, 5, 6, 7 i 8. Na podstawie uzyskanych wyników obliczono również czas, w którym następuje wyczerpanie połowy zdolności sorpcyjnej badanych sorbentów. Otrzymane wartości, wraz z uwzględnieniem całkowitej zdolności sorpcyjnej węgli w danych warunkach prowadzenia procesu, przedstawiono w tabeli 2.



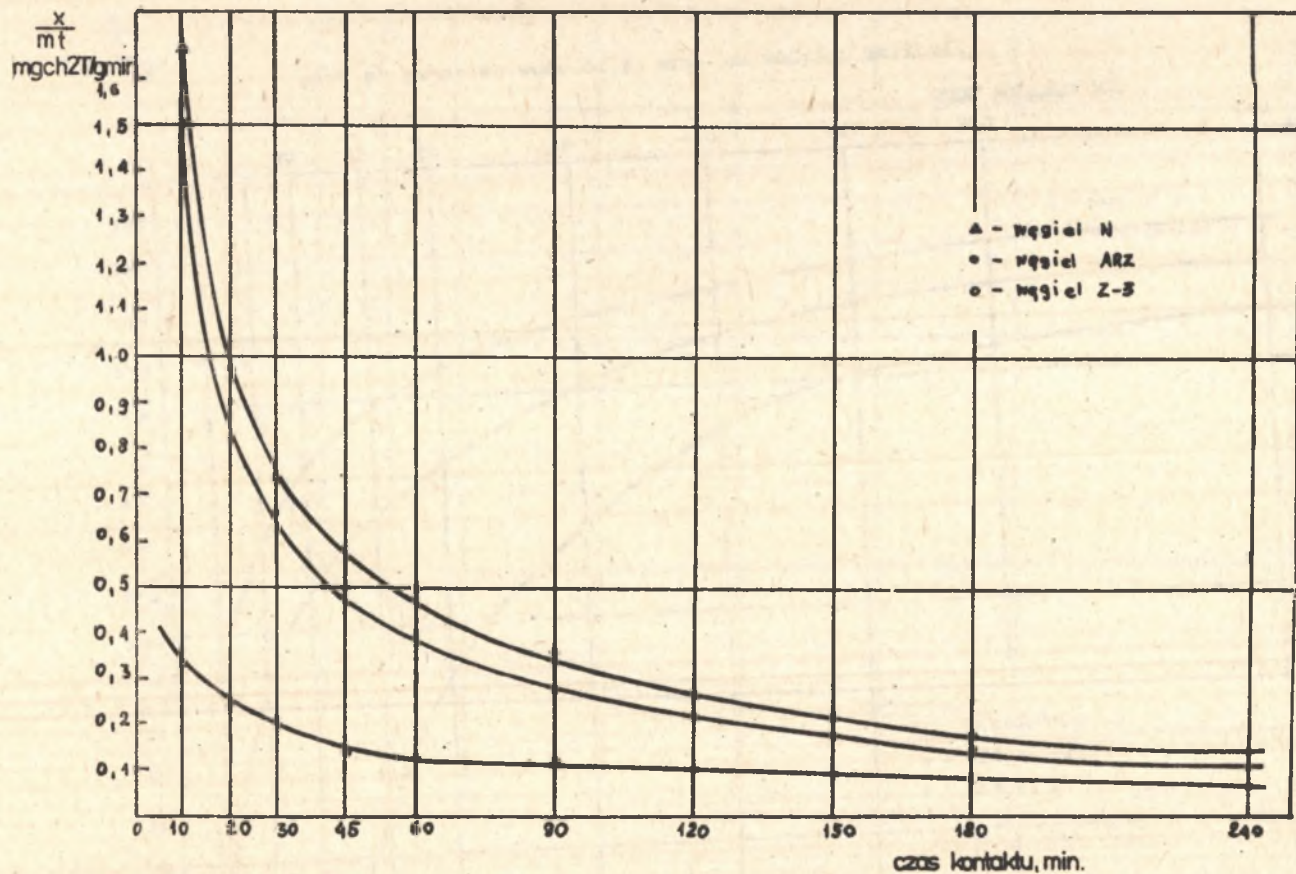
Rys. 4. Szybkość adsorpcji związków organicznych z wód fenolowych



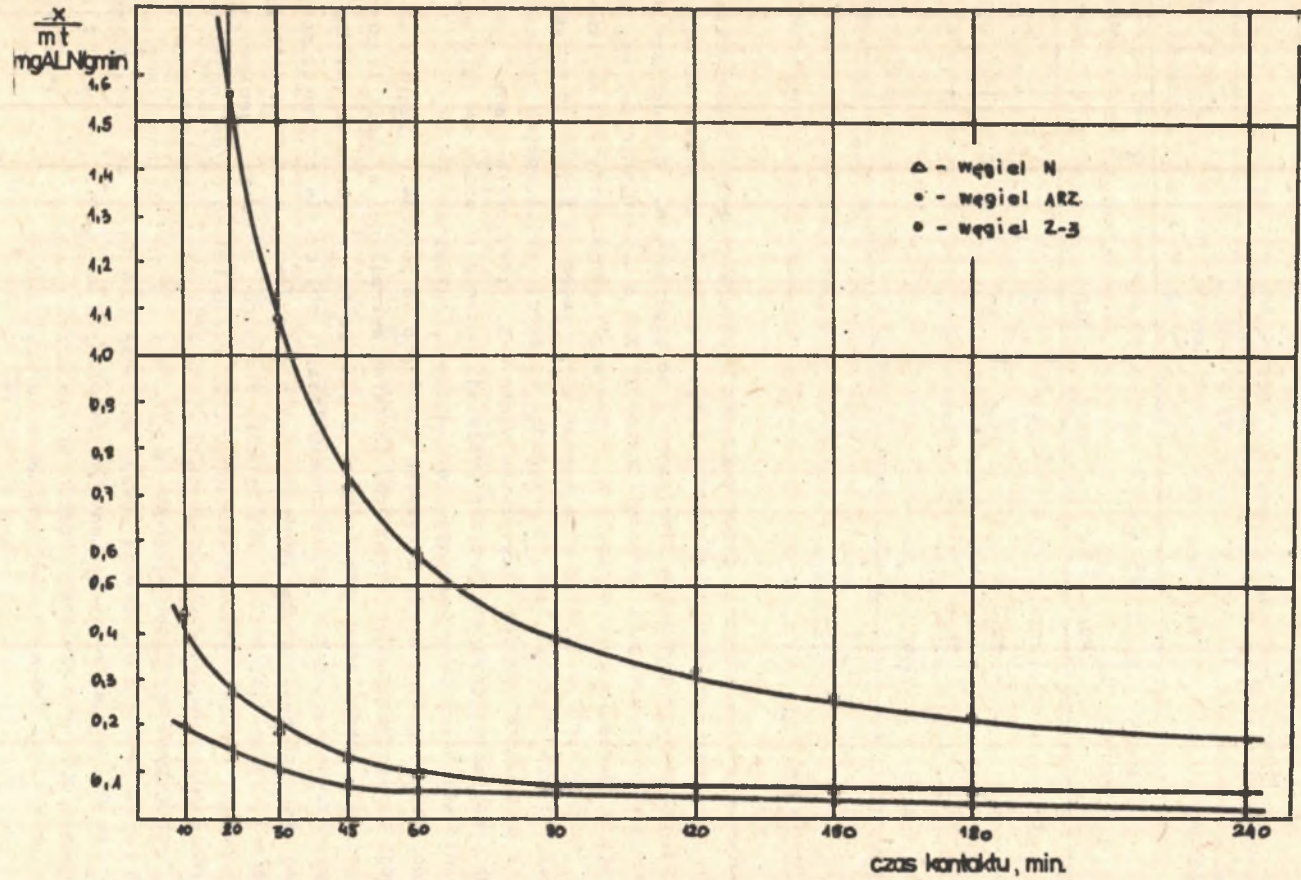
Rys. 5. Szybkość adsorpcji związków organicznych ze ścieków z produkcji celulozy siarczynowej



Rys. 6. Szybkość adsorpcji KLS na węglach aktywnych



Rys. 7. Szybkość adsorpcji związków organicznych ze ścieków z produkcji celulozy siarczenowej



Rys. 8. Szybkość adsorpcji ALN na węglach aktywnych

Tabela 2

Porównanie własności sorpcyjnych badanych węgla aktywnych

Rodzaj ścieków	Wody fenolowe		Ścieki z produkcji celulozy siarczynowej		Ścieki z produkcji celulozy siarczanowej	
	$\frac{x}{m}$ mg/g	$t_{0,5}$ min	$\frac{x}{m}$ mg/g	$t_{0,5}$ min	$\frac{x}{m}$ mg/g	$t_{0,5}$ min
Z-3	70,0	2	33,0	21	36,0	300
N	52,6	6	33,6	30	50,3	45
ARZ	50,5	10	22,0	7	27,3	6
A	61,5	20	-	-	-	-

Omówienie wyników

Badania procesu sorpcji, przeprowadzone w warunkach statycznych, dostarczają wstępnych informacji na temat przydatności węgla aktywnych do usuwania zanieczyszczeń ze ścieków fenolowych i pocelulozowych. W badaniach stosowano granulowany węgiel aktywny "Carbopol" Z-3 o uziarnieniu 1-3 mm oraz węgle formowane typu N, ARZ i A. Wybór węgla podyktowany był możliwością zastosowania w dalszym etapie złóż sorpcyjnych do końcowego oczyszczania ścieków przemysłowych. W przypadku ścieków pocelulozowych doświadczenia prowadzono również przy użyciu węgla H-3, który dostarczany jest przez producenta jedynie w postaci pylistej; badania te miały na celu porównanie własności tego sorbentu z pozostałymi węglami aktywnymi.

Zdolność sorpcyjną węgla aktywnych określano na podstawie izoterm adsorpcji zanieczyszczeń organicznych. Izoterm wykreślone w skali logarytmicznej mają charakter prostoliniowy, co pozwala na wyznaczenie wielkości współczynników K i n , które uniemożliwiają obliczenie zdolności sorpcyjnej badanych węgla w dowolnych warunkach prowadzenia procesu sorpcji (tabela 1, rysunki 1, 2 i 3). W przypadku roztworu związków fenolowych, stwierdzono, że dla uzyskania końcowego ChZT rzędu $100 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$, największą zdolnością sorpcyjną charakteryzuje się węgiel Z-3, natomiast określone w tych samych warunkach własności węgla N i ARZ są zbliżone (tabela 1). Węgiel Z-3 posiada zdecydowanie wyższą zdolność sorpcyjną od pozostałych sorbentów dla stężeń końcowych mniejszych niż $100 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ (rysunek 1). Ponieważ wykreślone izoterm przecinają się można zauważyć, że w zakresie stężeń od 100 do $130 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ zdolności sorpcyjne węgla Z-3 i A są zbliżone.

Na podstawie izoterm adsorpcji zanieczyszczeń ścieków pocelulozowych stwierdzono, że najwyższą zdolność sorpcyjną dla obu rodzajów ścieków wy-

każuje węgiel aktywny H-3 (rysunek 2 i 3). Można to tłumaczyć zarówno pylistą postacią sorbentu, jak i jego kwaśnym charakterem, który wpływa na zwiększenie stopnia usunięcia związków ligninowych. W przypadku ścieków z produkcji celulozy siarczynowej najwyższą zdolność sorpcyjną spośród węgli granulowanych wykazuje węgiel N, natomiast własności sorpcyjne węgli Z-3 i ARZ są zbliżone i dwukrotnie mniejsze niż węgla N (tabela 1). Badania sorpcji zanieczyszczeń ścieków z produkcji celulozy siarczanowej wykazały, że w zakresie stężeń końcowych niższych od $100 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$, najwyższą zdolność sorpcyjną posiada węgiel Z-3, natomiast przy stężeniach wyższych od tej wartości - węgiel formowany N (rysunek 3).

Należy podkreślić, że na podstawie izoterm adsorpcji można dokonać wyboru węgla najbardziej odpowiedniego dla wymaganego zakresu stężeń końcowych. Z porównania zdolności sorpcyjnych badanych węgli w odniesieniu do zanieczyszczeń trzech rodzajów ścieków przemysłowych wynika, że najwyższe, wartości uzyskano w przypadku wód fenolowych, najniższe dla ścieków z produkcji celulozy siarczynowej. Otrzymane wyniki pozwalają równocześnie na określenie zapotrzebowania węgla na podstawie następującej zależności:

$$m = \frac{C_a - C_o}{K \cdot C_o^n},$$

gdzie:

- m - zapotrzebowanie węgla, g/dm^3 ,
- C_a - stężenie zanieczyszczeń w ściekach surowych, mg/dm^3 ,
- C_o - stężenie końcowe zanieczyszczeń w ściekach oczyszczonych, mg/dm^3 ,
- K, n - współczynniki określone doświadczalnie.

Przykładowo, jeżeli ChZT ścieków surowych wynosi $500 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$, natomiast stężenie końcowe ma wynosić $100 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$, to ilość węgla Z-3 w przypadku roztworu związków fenolowych będzie wynosiła $2,0 \text{ g}/\text{dm}^3$, dla ścieków z produkcji celulozy siarczanowej - $6,5 \text{ g}/\text{dm}^3$. W tych samych warunkach ilość węgla N konieczna do usunięcia zanieczyszczeń ze ścieków z produkcji celulozy siarczynowej wyniesie około $53 \text{ g}/\text{dm}^3$.

Prowadzenie sorpcji jednostopniowej będzie więc wymagało znacznych dawek węgla aktywnych, przy czym ich zdolność sorpcyjna nie zostanie całkowicie wykorzystana. Lepsze wykorzystanie własności węgla prawdopodobnie uzyska się w procesie sorpcji dynamicznej.

Według danych literaturowych [11] drugim istotnym kryterium oceny przydatności węgla aktywnych w procesie oczyszczania ścieków powinna być kinetyka sorpcji. Przeprowadzone obserwacje wykazały, że węgle Z-3, ARZ i N, zastosowane do oczyszczania wód fenolowych, nie różniły się szybkością przebiegu procesu sorpcji, nieznacznie niższe wartości uzyskano dla węgla formowanego A (rysunek 4).

Podobne badania prowadzono dla ścieków pocelulozowych, odnosząc uzyskane wartości sorpcji w czasie zarówno do ogólnej ilości związków organicznych, jak również do charakterystycznych składników tych ścieków - związków ligninowych. Prace doświadczalne wskazują, że szybkość adsorpcji zanieczyszczeń ścieków z produkcji celulozy siarczynowej dla badanych węgli Z-3, N i ARZ jest zbliżona (rysunek 5). Można przyjąć, że równowaga adsorpcji praktycznie ustala się po 4 godzinach procesu. Znacznie większe zróżnicowanie własności węgla obserwowano podczas sorpcji kwasów ligninosulfonowych; najszybciej związki te są sorbowane na węglu ARZ (rysunek 6). W przypadku ścieków z produkcji celulozy siarczanowej najniższa jest szybkość adsorpcji zanieczyszczeń na węglu Z-3, natomiast dwa pozostałe węgle posiadają własności zbliżone (rysunek 7). Z kolei obserwacje sorpcji alkalin lignin wykazały, że największą szybkością adsorpcji tych składników charakteryzuje się węgiel Z-3 (rysunek 8).

Badania kinetyki adsorpcji dostarczyły informacji, że proces ten przebiega z największą intensywnością w ciągu 60 minut. Do interpretacji uzyskanych wyników posłużono się również, zgodnie z danymi literaturowymi [11, 16], określeniem czasu w którym następuje wyczerpanie połowy całkowitej zdolności sorpcyjnej badanych węgli aktywnych (tabela 2). Stwierdzono, że w przypadku wód fenolowych czas ten jest najkrótszy dla węgla Z-3, a następnie dla węgla N. Badania wykonane dla obu rodzajów ścieków pocelulozowych wykazały, że najkrótszym czasem sorpcji potrzebnym do osiągnięcia połowy zdolności sorpcyjnej charakteryzuje się węgiel formowany ARZ, który jednak posiada najniższą wartość zdolności sorpcyjnej. Dlatego też przy ocenie przydatności badanych węgli do oczyszczania ścieków należy obydwaj parametry rozpatrywać równocześnie.

Ogólnie należy podkreślić, że zastosowanie granulowanych węgli aktywnych do końcowego oczyszczania ścieków fenolowych nie będzie stwarzało trudności z uwagi na znaczne zdolności sorpcyjne badanych sorbentów i stosunkowo krótki czas przebiegu procesu sorpcji^{x)}. Niewielka zdolność sorpcyjna węgli granulowanych, zastosowanych do oczyszczania ścieków z produkcji celulozy siarczynowej, nasuwa wniosek, że bardziej korzystne byłoby stosowanie węgla pylistego "Carbopolu" H-3 o charakterze kwaśnym lub prowadzenie procesu sorpcji przy niższym odczynie ścieków. Dodatkowym kryterium oceny przydatności węgli granulowanych powinna być ich wytrzymałość mechaniczna i hydrauliczna; natomiast przy stosowaniu węgli pylistych należałoby uwzględnić sposób oddzielania węgla od oczyszczonych ścieków oraz możliwość powtórnego wykorzystania sorbentów w procesie sorpcji zanieczyszczeń.

^{x)} Należy się spodziewać, że w przypadku biologicznie oczyszczonych ścieków fenolowych uzyskane efekty będą niższe, z uwagi na obecność w ściekach metabolitów i innych zanieczyszczeń niefenolowych.

Wnioski

1. Wyboru węgla aktywnych do usuwania substancji refrakcyjnych ze ścieków przemysłowych można dokonać jedynie na podstawie badań procesu sorpcji. Najdogodniejszym sposobem oceny własności sorpcyjnych węgla aktywnych jest wyznaczanie zdolności sorpcyjnej, w oparciu o izotermę adsorpcji zanieczyszczeń oraz kinetyki procesu. Przy ocenie przydatności węgla obydwa parametry należy rozpatrywać równocześnie.
2. W oparciu o wyznaczone wielkości dokonano wyboru następujących węgla granulowanych:
 - dla ścieków fenolowych - "Carbopol" Z-3;
 - dla ścieków z produkcji celulozy siarczynowej - w pierwszej kolejności "Carbopol" Z-3, następnie węgiel formowany N;
 - dla ścieków z produkcji celulozy siarczanowej - w pierwszej kolejności węgiel N, następnie "Carbopol" Z-3.
3. Badania porównawcze z "Carbopolem" H-3 wykazały, że węgiel pylisty o charakterze kwaśnym posiada 10-krotnie wyższą zdolność sorpcyjną w odniesieniu do zanieczyszczeń ścieków pocelulozowych niż węgiel granulowany.
4. Zdolność sorpcyjna badanych węgla była wielokrotnie wyższa w przypadku wód fenolowych niż w przypadku ścieków powstających przy produkcji celulozy siarczynowej. Równocześnie stwierdzono, że zanieczyszczenia ścieków z produkcji celulozy siarczanowej będą w większym stopniu sorbowane na węglach aktywnych niż zanieczyszczenia ścieków pocelulozowych pierwszego rodzaju.
5. Zastosowanie procesu sorpcji powinno być poprzedzone innymi metodami oczyszczania ścieków, w których następuje obniżenie stężenia zanieczyszczeń, co zmniejsza zapotrzebowanie węgla aktywnych.

LITERATURA

- [1] Meinck F., Stoff H., Kohlschütter H.: Ścieki przemysłowe, Arkady, Warszawa 1975.
- [2] Koziorowski R.: Oczyszczanie ścieków przemysłowych. WNT, Warszawa 1975.
- [3] Grossman A., Grudzien J., Ślepowerski J.: Aktualne badania nad usuwaniem związków fenolowych ze ścieków koksowniczych. Koks, Smoła, Gaz. 10, 5, 1969.
- [4] Report: Advanced pollution abatement technology in the pulp and paper industry - Organie. for economic co - operation and development, Paris 1972.
- [5] Fuchs R.E.: Decolorization of pulp mill bleaching effluents using activated carbon" - National Council for Stream Improvement Technical Bulletin, 181, 7, 1969.

- [6] Rizzo J.L.: "Granular carbon for wastewater treatment" - Water and Sewage Works 118, 8, 238-240, 1971.
- [7] Snoeyink V.L., Weber W.J., Mark H.B.: "Sorption of phenol and nitrophenol by active carbon" - Environ. Sci. and Technol. 3, 10, 918-926, 1969.
- [8] Dalpke H.L.: "Untersuchungen zur Restabwasserklärung mit Aktivkohle, Das Papier 26, 1, 4-10, 1972.
- [9] Katalog - Informator: Węgiel aktywny - Wyd. Kat. i cenników, Warszawa 1968.
- [10] Gomella C.: "Critères de choix d'un charbon actif pour le traitement des eaux" - TSM L'Éan, 10, 383, 1970.
- [11] Mattson J.S., Kennedy F.W.: "Evaluation criteria for granular activated carbons" - IWPCF 43, 11, 2210-2217, 1971.
- [12] Grossman A., Kuszniak W., Blachnik Z.: "Zmiany wartości biochemicznego i chemicznego zapotrzebowania tlenu w procesie biochemicznego rozkładu związków fenolowych jako miernik podatności substratu na biodegradację. Materiały XV konferencji "Postęp techniczny w dziedzinie oczyszczania ścieków", Katowice 1972.
- [13] Grossman A., Kuszniak W.: "Przyczyny ciemnienia i wysokiego zapotrzebowania tlenu odpadowych wód fenolowych oczyszczanych biologicznie oraz sposoby zapobiegania tym zjawiskom". Materiały XVIII konferencji "Postęp techniczny w dziedzinie oczyszczania ścieków", Katowice 1975.
- [14] Grossman A., Kuszniak W.: "Detection of factors responsible for unsatisfactory quality of biochemically treated phenol waste - water". EPE, 1, 2, 151-164, Wrocław 1975.
- [15] Adams A.W.: "Chemia fizyczna powierzchni" - PWN, Warszawa 1963.
- [16] Westermarck M.: "Kinetics of activated carbon adsorption" - IWPCF 47, 4, 704-719, 1975.

ПРИМЕНЕНИЕ СОРБЦИОННЫХ ПРОЦЕССОВ ДЛЯ УДАЛЕНИЯ ЗАГРЯЗНЕНИЙ
ИЗ НЕКОТОРЫХ ПРОМЫШЛЕННЫХ СТОЧНЫХ ВОД

Резюме

Многочисленные промышленные сточные воды, помимо применения многоступенчатого процесса очистки охватывающего биodeградацию, в дальнейшем оказываются опасными для получателя. Этот факт истекает из наличия рефракционных соединений стойких против биodeградации, вызывающих высокое химическое загрязнение кислорода и интенсивную окраску сточных вод после очистки.

Для удаления рефракционных соединений, а также прочих загрязнений из сточных вод, оказались пригодными сорбционные методы с использованием активированного угля. Подобрать активированный уголь для определенной цели можно только лишь опираясь на исследования.

Была произведена серия испытаний, при которых определялась сорбционная способность нескольких отечественных активированных углей на основании изотермы сорбции и наблюдения за кинетическим процессом сорбции загрязнений из феноловых вод и послецеллюлозных сточных вод. В результате исследований было установлено, что сорбционная способность зависит между прочим от типа угля, его вида и характера сорбируемых загрязнений. Из всех исследуемых углей самую высокую сорбционную способность в отношении к послецеллюлоз-

ным сточным водам проявил пылуголь "Carbopol H-3". Сорбционная способность исследуемых углей была на много выше для случая феноловых вод чем для случая послецеллюлозных сточных вод. Было также уотановлено, что до процесса сорбции должны быть проведены физико-химические методы предварительной очистки.

APPLICATION OF THE SORPTIVE PROCESSES FOR THE REMOVAL OF THE IMPURITIES FROM SOME OF THE INDUSTRIAL WASTES

S u m m a r y

In spite of the application of the multistage purifying process comprising biodegradation, numerous industrial wastes are still dangerous for the receiver. It results from the existance of refractive compounds, resisting the biodegradation creating a high chemical oxygen demand and intensive colour of purified wastes.

For the removal of refractive compounds, and also other impurities from the wastes, the sorption methods with the use of the active carbons are useful. The choice of the active carbons for the definite purpose can be achieved only by means of tests.

A series of tests has been carried out, in which the sorption ability of some home active carbons has been defined on the basis of the sorption isotherm and the observation of the kinetics of the impuritie sorption processes from the phenol waters and pulp-mill liquors. In the results of the tests it has been confirmed, that the sorption ability depends among others on the kind of carbon, its form and the character of sorptioned impurities. Among the tested carbons the powdery carbon Carbopol H-3 has shown highest sorption ability in relation to the impurities of pulp-mill liquors. The sorption ability of the tested carbons was repeatedly higher in the case of phenol waters than in pulp-mill liquors. It has also been confirmed, that the sorption process may normally be preceded by physical and chemical methods of purification.