

201889 L/1

INSTYTUT INŻYNIERII OCHRONY ŚRODOWISKA
POLITECHNIKI WROCŁAWSKIEJ

na prawach rękopisu

Komunikat Nr

Parametry zjawisk fizyczno-chemi-
cznych w koagulacji domieszek
wód.

Rozprawa doktorska

Jolanta Maćkiewicz

Promotor:

Prof.dr hab.inż. Apolinary L.Kowal

słowa kluczowe: koagulacja, filtracja, flokulacja,
potencjał elektrokinetyczny, gradient
prędkości

WROCŁAW 1977

73/40/004

Biblioteka Główna i OIM
Politechniki Wrocławskiej



001375992



201839 L. / 1

1/40. 201839

mgr inż. Jolanta Maćkiewicz

Instytut Inżynierii Ochrony Środowiska

Politechniki Wrocławskiej

pl. Grunwaldzki 9, 50-377 WROCŁAW

Spis treści

Oznaczenia	2
1. Wstęp	6
2. Proces koagulacji w oczyszczaniu wody	7
2.1. Mechanizm usuwania koloidów w procesie koagulacji	8
2.2. Kinetyka procesu koagulacji	9
2.2.1. Hydroliza związków koagulujących	11
2.2.2. Destabilizacja układu koloidalnego	12
2.2.3. Zjawiska transportu w procesie koagulacji	17
2.3. Koagulacja w procesie filtracji	21
2.3.1. Podstawy teoretyczne procesu filtracji	21
2.3.2. Modele filtracji	26.
2.3.3. Koagulacja powierzchniowa	33
2.3.4. Analiza mechanizmu flokulacji w procesie filtracji w oparciu o gradient prędkości	35
2.4. Ocena skuteczności procesu koagulacji	41
2.4.1. Koagulacja objętościowa	41
2.4.2. Koagulacja powierzchniowa	48
3. Badania procesu koagulacji	57
3.1. Cel i zakres pracy	57
3.2. Sposób prowadzenia badań	59
3.2.1. Koagulacja objętościowa	59
3.2.2. Koagulacja powierzchniowa	60
3.3.1. Skład wód	
3.3.2. Koagulacja domieszek wód z rzeki Bóbr	62
3.3.3. Koagulacja domieszek wody z rzeki Odry	67
3.3.4. Zmiana potencjału elektrokinetycznego w procesie koagulacji	78
3.4. Wpływ temperatury i odczynu wody na proces koagulacji	80

3.4.1.	Koagulacja siarczanem glinowym	80
3.4.2.	Koagulacja solami żelaza	87
3.4.3.	Koagulacja koagulantem mieszanym	93
3.5.	Koagulacja domieszek wody polielektrolitami	93
3.5.1.	Koagulacja domieszek wody Calgonem M-502	94
3.5.2.	Wpływ odczynu wody i temperatury na efekty koagulacji Calgonem M-502	98
3.5.3.	Koagulacja domieszek wody polielektrolitem kationowym Rokrysol WF-5	104
3.6.	Stosowanie polielektrolitów dla wspomagania procesu koagulacji	104
3.7.	Znaczenie gradientu prędkości flokulacji w procesie koagulacji	113
3.8.	Wpływ rodzaju złoża i dawek koagulanta na długość cyklu filtracji	123
3.9.	Znaczenie temperatury w koagulacji powierzchniowej	136
3.10.	Wpływ odczynu wody na filtrację wody	137
3.11.	Wpływ polielektrolitów na filtrację wody	141
3.12.	Znaczenie potencjału elektrokinetycznego cząstek w filtracji wody	150
3.13.	Znaczenie lepkości polielektrolitów w usuwaniu domieszek wód	153
3.14.	Zjawiska hydrauliczne w złożu filtracyjnym	156
4.	Warunki procesu koagulacji	165
4.1.	Rodzaj i dawka koagulantów	165
4.2.	Temperatura i odczyn wody	166
4.3.	Potencjał elektrokinetyczny z	167
4.4.	Gradient prędkości	168
5.	Wnioski	169
	Spis literatury	170

Spis tabel

	str
Tab. 1. Hydroliza związków koagulujących	11
Tab. 2. Mechanizm transportu w procesie filtracji	23
Tab. 3. Równania strat ciśnienia filtracyjnego	32
Tab. 4. Charakterystyka koagulacji zawiesin rozpuszczonej gliny i substancji humusowych siarczanem glinowym	42
Tab. 5. Skład granulometryczny złóż filtracyjnych	181
Tab. 6. Koagulacja domieszek wody z rzeki Bóbr siarczanem glinowym	182
Tab. 7. Koagulacja domieszek wody z rzeki Odry w okresie letnim	183
Tab. 8. Koagulacja domieszek wody z rzeki Odry w okresie zimowym	184
Tab. 9. Wpływ siarczanu glinowego na wartość potencjału elektrokinetycznego	185
Tab. 10. Wpływ odczynu i temperatury na efekty koagulacji domieszek wody z rzeki Odry siarczanem glinowym	186
Tab. 11. Wpływ dawki siarczanu glinowego na efekty koagulacji przy zachowaniu optymalnego odczynu	188
Tab. 12. Koagulacja domieszek wody dołowej siarczanem żelazowym	189
Tab. 13. Wpływ temperatury i odczynu wody na skuteczność koagulacji siarczanem żelazowym	190

Tab. 14.	Koagulacja domieszek wody dołowej Calgonem M-502	192
Tab. 15.	Wpływ temperatury i odczynu wody na skuteczność koagulacji domieszek wód Calgonem M-502 w ilości 0,3 g/m ³	193
Tab. 16.	Wpływ temperatury i odczynu wody na skuteczność koagulacji domieszek wód Calgonem M-502 w ilości 0,5 g/m ³	195
Tab. 17.	Koagulacja domieszek wody dołowej Rokrysolem WF-5	196
Tab. 18.	Efekty koagulacji domieszek wody z rzeki Bóbr siarczanem glinowym i polielektrolitami	197
Tab. 19.	Wyznaczenie gradientu prędkości zależnie od szybkości obrotowej łopatek mieszadła	206
Tab. 20.	Efekty koagulacji siarczanem glinowym zależnie od gradientu prędkości	207
Tab. 21.	Filtracja wody z siarczanem glinowym przez złoże piaskowe	209
Tab. 22.	Filtracja wody z siarczanem glinowym przez złoże piaskowo-antracytowe	211
Tab. 23.	Filtracja wody z siarczanem glinowym przez złoże piaskowo-węglowe	213
Tab. 24.	Przyrost wysokości strat ciśnienia filtracyjnego zależnie od odczynu wody i rodzaju złoża	215
Tab. 25.	Filtracja wody z polielektrolitami przez złoże piaskowe o uziarnieniu 1 mm	216

Tab. 26.	Filtracja wody z polielektrolitami przez złoże piaskowe o uziarnieniu 2,0 mm	218
Tab. 27.	Filtracja wody z polielektrolitami przez złoże piaskowe o uziarnieniu 3,0 mm	220
Tab. 28.	Stopień usuwania zanieczyszczeń w czasie filtracji wody z polielektrolitami na zło- żach gruboziarnistych	222
Tab. 29.	Badania właściwości reologicznych roztworów polielektrolitów	223
Tab. 30.	Wyznaczenie stopnia zanieczyszczenia, poro- watości pozornej, prędkości równoważnej filtracji i gradientu prędkości w złożu piaskowym	224
Tab. 31.	Wyznaczenie stopnia zanieczyszczenia, poro- watości pozornej, prędkości równoważnej filtracji i gradientu prędkości w złożu piaskowo-antracytowym	225
Tab. 32.	Wyznaczenie stopnia zanieczyszczenia, poro- watości pozornej, prędkości równoważnej filtracji i gradientu prędkości w złożu piaskowo-węglowym.	226

Spis rysunków

	str
Rys. 1. Model Sterna elektrycznej warstwy podwójnej	10
Rys. 2. Równowaga jonów w roztworze	13
Rys. 3. Układ sił powierzchniowych	13
Rys. 4. Stężenie objętościowe kłaczków po 120 s mieszania	16
Rys. 5. Usuwanie zanieczyszczeń w złożu filtracyjnym	22
Rys. 6. Mechanizm usuwania zanieczyszczeń w złożu w cyklu filtracyjnym	29
Rys. 7. Droga przepływu wody w złożu	29
Rys. 8. Modele filtracji	30
Rys. 9a. Przyrost wysokości strat ciśnienia w złożu piaskowym	31
Rys. 9b. Przyrost strat ciśnienia w złożu piaskowo-antracytowym	31
Rys. 10. Gradient prędkości w zależności od gęstości złoża filtracyjnego	39
Rys. 11. Gradient prędkości w złożu filtracyjnym w zależności od prędkości filtracji	40
Rys. 12. Wpływ dawki koagulanta na stopień usuwania mętności	45
Rys. 13. Wpływ czasu flokulacji na stopień usuwania mętności	46

Rys. 14.	Wpływ szybkości obrotowej łopatek mieszadła na stopień usuwania mętności	47
Rys. 15.	Wpływ czasu mieszania i gradientu prędkości na stężenie objętościowe kłaczków	49
Rys. 16.	Rozkład wielkości cząstek	50
Rys. 17.	Zależność wielkości dawki koagulantu od mętności wody w procesie koagulacji objętościowej i kontaktowej	53
Rys. 18.	Wpływ dawki polimeru na mętność pozostałą	53
Rys. 19.	Zależność strat ciśnienia od głębokości złoża filtracyjnego	54
Rys. 20.	Zależność mętności pozostałej od głębokości złoża po 5 h filtracji	54
Rys. 21.	Penetracja zanieczyszczeń	55
Rys. 22.	Określenie wymaganej głębokości złoża	55
Rys. 23.	Skład granulometryczny złóż filtracyjnych	61
Rys. 24.	Rozkład sumowy potencjału elektrokinetycznego koloidów wody surowej rzeki Bóbr	63
Rys. 25.	Efekty koagulacji domieszek wody z rzeki Bóbr siarczanem glinowym	64
Rys. 26.	Wpływ dawki siarczanu glinowego i temperatury wody z rzeki Bóbr na wartość potencjału elektrokinetycznego	65
Rys. 27.	Wpływ temperatury wody na zmianę lepkości wody i dawki siarczanu glinowego w punkcie izoelektrycznym	66

Rys. 28.	Efekty koagulacji domieszek wody z rzeki Odry siarczanem glinowym w okresie letnim temp. 293 K	68
Rys. 29.	Wpływ dawki siarczanu glinowego na usuwanie zanieczyszczeń z wody rzeki Odry w okresie letnim temp. 293 K	69
Rys. 30.	Efekty koagulacji domieszek wody z rzeki Odry siarczanem glinowym w okresie letnim, temp. 281 K	70
Rys. 31.	Wpływ dawki siarczanu glinowego na usuwanie zanieczyszczeń z wody rzeki Odry w okresie letnim, temp. 281 K	71
Rys. 32.	Efekty koagulacji domieszek wody z rzeki Odry siarczanem glinowym w okresie zimowym, temp. 281 K	72
Rys. 33.	Wpływ dawki siarczanu glinowego na usuwanie zanieczyszczeń z wody rzeki Odry w okresie zimowym, temp. 281 K	73
Rys. 34.	Efekty koagulacji domieszek wody z rzeki Odry siarczanem glinowym w okresie zimowym, temp. 289 K	74
Rys. 35.	Wpływ dawki siarczanu glinowego na usuwanie zanieczyszczeń z wody rzeki Odry w okresie zimowym, temp. 289 K	75
Rys. 36.	Efekty koagulacji domieszek wody z rzeki Odry siarczanem glinowym w okresie zimowym, temp. 295,5 K	76
Rys. 37.	Wpływ dawki siarczanu glinowego na usuwanie zanieczyszczeń z wody rzeki Odry w okresie zimowym, temp. 295,5 K	77

Rys. 38.	Wpływ temperatury wody i potencjału elektrokinetycznego na wielkość dawki siarczanu glinowego	79
Rys. 39.	Wpływ odczynu na ilość pozostałego glinu, utlenialność i wartość potencjału elektrokinetycznego γ zależnie od temperatury	82
Rys. 40.	Wpływ temperatury na skuteczność koagulacji zależnie od optymalnego odczynu wody	83
Rys. 41.	Wpływ temperatury wody na optymalny odczyn i potencjał elektrokinetyczny koagulowanej wody oraz jej lepkość	84
Rys. 42.	Efekty koagulacji domieszek wody z rzeki Odry siarczanem glinowym przy zachowaniu optymalnego odczynu	85
Rys. 43.	Wpływ dawek koagulantu na stopień usuwania zanieczyszczeń z wody rzeki Odry w procesie koagulacji przy zachowaniu naturalnego i optymalnego odczynu wody	86
Rys. 44.	Wpływ siarczanu żelazowego na usuwanie zanieczyszczeń	89
Rys. 45.	Wpływ odczynu wody i temperatury na skuteczność koagulacji siarczanem żelazowym	90
Rys. 46.	Wpływ odczynu wody i temperatury na usuwanie barwy w procesie koagulacji siarczanem żelazowym	91
Rys. 47.	Zależność odczynu wody od temperatury w procesie koagulacji siarczanem żelazowym	92

Rys. 48.	Wpływ Calgonu M-502 /1-50 g/m ³ / na stopień usuwania zanieczyszczeń z wód dołowych	95
Rys. 49.	Wpływ Calgonu M-502 /0,01-0,5 g/m ³ / na stopień usuwania zanieczyszczeń z wód dołowych	96
Rys. 50.	Wpływ Calgonu M-502 /0,1-5,0 g/m ³ / na stopień usuwania zanieczyszczeń z wody dołowej o podwyższonej utlenialności	97
Rys. 51.	Wpływ odczynu wody na stopień usuwania barwy i zmianę potencjału ζ zależnie od temperatury w procesie koagulacji Calgonem M-502 /0,3 g/m ³ /	99
Rys. 52.	Wpływ odczynu wody na stopień usuwania mętności i utlenialności oraz zmianę potencjału ζ zależnie od temperatury w procesie koagulacji Calgonem M-502 /0,3 g/m ³ /	100
Rys. 53.	Wpływ temperatury wody na stopień usuwania mętności i utlenialności oraz zmianę potencjału ζ zależnie od odczynu w procesie koagulacji Calgonem M-502 /0,3 g/m ³ /	101
Rys. 54.	Wpływ odczynu wody na stopień usuwania barwy oraz zmianę potencjału ζ zależnie od temperatury w procesie koagulacji Calgonem M-502 /0,5 g/m ³ /	102
Rys. 55.	Wpływ odczynu wody na stopień usuwania mętności i utlenialności oraz zmianę potencjału ζ zależnie od temperatury w procesie koagulacji Calgonem M-502 /0,5 g/m ³ /	103

Rys. 56:	Porównanie skuteczności usuwania mętności i utlenialności w procesie koagulacji domieszek wód dołowych Calgonem M-502 i Rokrysolem WF-5	105
Rys. 57:	Wpływ Praestolu na efekty koagulacji domieszek wody	106
Rys. 58:	Wpływ Sedipuru na efekty koagulacji domieszek wody	107
Rys. 59:	Wpływ żelatyny spożywczej na efekty koagulacji domieszek wody	109
Rys. 60:	Wpływ metakrylamidu na efekty koagulacji domieszek wody	110
Rys. 61:	Wpływ krzemionki aktywowanej na efekty koagulacji domieszek wody	111
Rys. 62:	Wpływ krzemionki aktywowanej na proces koagulacji siarczanem glinowym	112
Rys. 63:	Zależność gradientu prędkości od szybkości obrotowej łopatek mieszadła	115
Rys. 64:	Wpływ gradientu prędkości na stopień usuwania barwy	117
Rys. 65:	Wpływ gradientu prędkości na stopień usuwania mętności	118
Rys. 66:	Wpływ gradientu prędkości na stopień usuwania utlenialności	119
Rys. 67:	Początek kłaczkowania w zależności od gradientu prędkości	120
Rys. 68:	Początek kłaczkowania w zależności od dawki koagulanta	121

Rys. 69.	Wpływ czasu sedymentacji na stopień usuwania mętności wód dołowych zależnie od zastosowanego gradientu flokulacji	122
Rys. 70.	Filtracja wody przez złożo piaskowe	125
Rys. 71.	Filtracja wody przez złożo piaskowo-antracytowe	126
Rys. 72.	Filtracja wody przez złożo piaskowo-węglowe	127
Rys. 73.	Stopień usuwania mętności i utlenialności na złożach filtracyjnych przy zastosowaniu $10 \text{ g/m}^3 \text{ Al}_2/\text{SO}_4/3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$	128
Rys. 74.	Stopień usuwania mętności na złożach filtracyjnych przy zastosowaniu $20 \text{ g/m}^3 \text{ Al}_2/\text{SO}_4/3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$	129
Rys. 75.	Stopień usuwania zanieczyszczeń na złożach filtracyjnych przy zastosowaniu $50 \text{ g/m}^3 \text{ Al}_2/\text{SO}_4/3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$	130
Rys. 76.	Stopień usuwania zanieczyszczeń na złożach filtracyjnych przy zastosowaniu $60 \text{ g/m}^3 \text{ Al}_2/\text{SO}_4/3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$	131
Rys. 77.	Stopień usuwania mętności i utlenialności na złożach filtracyjnych przy zastosowaniu $80 \text{ g/m}^3 \text{ Al}_2/\text{SO}_4/3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$	132
Rys. 78.	Stopień usuwania mętności i utlenialności na złożach filtracyjnych przy zastosowaniu $100 \text{ g/m}^3 \text{ Al}_2/\text{SO}_4/3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$	135
Rys. 79.	Zależność czasu filtracji od dawki koagulanta	134
Rys. 80.	Przyrost wysokości strat ciśnienia filtracyjnego dla złoż piaskowo-antracytowych zależnie od odczynu wody	138

Rys. 81.	Przyrost wysokości strat ciśnienia filtracyjnego dla złoża piaskowo-węglowego zależnie od odczynu wody	139
Rys. 82.	Długość cykli filtracyjnych zależnie od odczynu wody i rodzaju złoża	140
Rys. 83.	Porównanie skuteczności usuwania mętności przez polielektrolity w procesie filtracji przez złoża gruboziarniste	142
Rys. 84.	Wpływ czasu filtracji i uziarnienia złoża na usuwanie mętności przez polielektrolity	143
Rys. 85.	Porównanie skuteczności usuwania utlenialności przez polielektrolity w procesie filtracji przez złoża gruboziarniste	144
Rys. 86.	Wpływ czasu filtracji i uziarnienia złoża na usuwanie utlenialności przez polielektrolity	145
Rys. 87.	Porównanie skuteczności Calgonu M-502 i Polyhallu 650 w procesie filtracji przy zastosowaniu różnej prędkości filtracji i dawki polielektrolitu	146
Rys. 88.	Usuwanie barwy w procesie filtracji przez złoża gruboziarniste przy współudziale polielektrolitów	147
Rys. 89.	Przyrost wysokości strat ciśnienia filtracyjnego w procesie filtracji przez złoża gruboziarniste przy współudziale polielektrolitów	148
Rys. 90.	Wpływ potencjału elektrokinetycznego ζ na stopień usuwania zanieczyszczeń	152

Rys. 91.	Pseudoreogramy polielektrolitów	154
Rys. 92.	Zależność lepkości pozornej polielektrolitów od gradientu prędkości	155
Rys. 93.	Stopień zanieczyszczenia źróź filtracyjnych	159
Rys. 94.	Zmiana porowatości na głębokościach źróź filtracyjnych	160
Rys. 95.	Zmiana równowaznej prędkości filtracji na głębokościach źróź filtracyjnych	161
Rys. 96.	Zmiana gradientu prędkości na głębokościach źróź filtracyjnych	162

Podano podstawy teoretyczne koagulacji i filtracji z wskazaniem na podobieństwo niektórych zjawisk zachodzących w obu procesach. Celem porównania warunków flokulacji w złożach filtracyjnych wyprowadzono wzór określający gradient prędkości flokulacji, na podstawie którego wyjaśniono znaczenie gęstości materiałów filtracyjnych w procesie filtracji. Omówiono dotychczasowe osiągnięcia badań nad efektywnością procesu koagulacji prowadzonego konwencjonalnie oraz w złożach filtracyjnych. W części doświadczalnej ustalono wpływ parametrów fizyczno-chemicznych/rodzaj i dawka koagulantu, temperatura i odczyn wody, wielkość potencjału elektrokinetycznego i gradient prędkości flokulacji/ na przebieg procesu koagulacji zarówno objętościowej jak i powierzchniowej w złożach filtracyjnych. Na tej podstawie określono optymalne warunki prowadzenia procesu.

Oznaczenia.

α_0	- współczynnik określający wpływ sił lepkości
α	- współczynnik łączenia cząstek
β	- współczynnik rozbijania cząstek
β_0	- współczynnik określający wpływ sił bezwładności
Γ_m	- zdolność adsorpcji
ΔL	- element głębokości złoża filtracyjnego
$\Delta r, \Delta d$	- zwiększenie promienia, średnicy ziarna wskutek odłożonej zawiesiny
ΔH	- przyrost wysokości strat ciśnienia filtracyjnego
Δp	- strata ciśnienia filtracyjnego
ξ	- porowatość złoża
ξ_0	- porowatość złoża czystego
ξ_t	- porowatość złoża zanieczyszczonego
ζ	- potencjał elektrokinetyczny
η	- współczynnik lepkości dynamicznej
θ	- współczynnik przebicia
ηC	- stosunek $\frac{V_r + 1}{2 V_r}$, przy czym $V_r = \frac{R}{r}$
λ	- współczynnik filtracji
ν	- współczynnik lepkości kinematycznej
ξ	- ułamek skutecznych zderzeń
ρ	- gęstość cieczy
ρ_s	- gęstość złoża
ρ_c	- gęstość cząstek
σ	- stopień zanieczyszczenia złoża
σ_m	- gęstość ładunku na powierzchni złoża
τ	- naprężenia ścinające /styczne/
v_0	- prędkość opadania zawiesin
v_c	- prędkość liniowa cieczy
v_r	- równoważna prędkość filtracji
V	- objętość cieczy
v	- prędkość filtracji

V_n	- stosunek $\frac{N_o}{n_o}$
φ_s	- współczynnik powierzchni właściwej
φ_t	- współczynnik szorstkości powierzchni
φ	- funkcja łączenia cząstek w wyniku ich zderzeń
ψ	- sferyczność ziarn złoza
ψ_s	- potencjał Sterna
ω	- prędkość obrotowa łopatek mieszadła
A_H	- stała Hamekera
A	- promień przyciągania cząstek równopromieniowych
a	- udział wolnej powierzchni ziarn z otoczką cząstek w jednostce objętości złoza
a_k	- stała doświadczalna zależna od rodzaju kapilary
B	- stałe doświadczalne
b	- współczynnik proporcjonalności
b_z	- stała doświadczalna zależna od rodzaju złoza
C_e	- stężenie koagulantu pozostałe
C_a	- stężenie koagulantu adsorbowane
C	- stężenie zawiesin w wodzie na głębokości złoza L
C_D	- współczynnik oporu
C_F	- wartość progowa koagulacji
D	- dawka koagulantu
D_r	- współczynnik dyfuzji
d	- średnica ziarn
d_c	- średnica cząstek
d_m	- średnica łopatek mieszadła
F	- powierzchnia złoza filtracyjnego
F	- indeks oznacza kłaczki
F_m	- powierzchnia łopatek mieszadła
f	- funkcja
G	- gradient prędkości
g	- przyspieszenie ziemskie

- H - wysokość strat ciśnienia
- H_0 - początkowa wysokość strat ciśnienia
- j - wykładnik potęgowy charakteryzujący filtrację
kłaczków glinu i żelaza w złożach filtracyjnych
- k - stała Boltzmana
- K - stała Kozeny-Carmana
- K_0 - współczynnik kształtu Carmana
- K'_0 - współczynnik kształtu Carmana dla złoża zanieczy-
szczonego
- K_1 - współczynnik charakteryzujący powstawanie kłaczków
- K_2 - współczynnik charakteryzujący wielkość kłaczków
- K_s - współczynnik charakteryzujący energię
- K_p - współczynnik charakteryzujący mieszadło
- K^g - stała gazowa
- K_r - stała równowagi dla reakcji adsorpcja-desorpcja
- K_k - współczynnik konwersji
- L - wysokość złoża filtracyjnego
- L_e - rzeczywista droga przepływu w złożu
- L'_e - rzeczywista droga przepływu w złożu zanieczyszczonym
- L_t - długość toru przepływu, który jest proporcjonalny do
różnicy szybkości cząstek
- M - moc zużyta w procesie flokulacji
- m - stała doświadczalna
- N - stężenie cząstek
- N_L - liczba Loschmidta
- N_0 - początkowa ilość cząstek dużych
- N_t - ilość cząstek dużych po czasie t koagulacji
- n_0 - ilość cząstek małych
- n_t - ilość cząstek małych po czasie t koagulacji
- P - ładunek koloidów [$\text{val/m}^3 \cdot 10^4$]
- Q_p - ładunek cząstek
- R - promień cząstek dużych

r	- promień cząstek małych
S	- powierzchnia właściwa fazy rozproszonej
S_o	- powierzchnia właściwa złoża
S'_o	- powierzchnia właściwa złoża zanieczyszczonego
t_{No}	- półokres trwania koagulacji dużych cząstek
T	- temperatura
t	- czas
$\bar{u}$	- średnia prędkość flokulacji
W_n	- prawdopodobieństwo zderzeń cząstek
W_1	- -w koagulacji szybkiej dla układu monodispersyjnego
W_2	- -w koagulacji wolnej dla układu monodispersyjnego
W_3	- -dla układu polidispersyjnego
W	- energia rozproszona w jednostce objętości cieczy
Z	- zasadowość
z	- wartościowość

1. Wstęp

Koagulacja jest powszechnie stosowana do usuwania domieszek z wód powierzchniowych. Od niej w dużym stopniu zależą efekty oczyszczania.

Zastosowanie nowoczesnych metod badawczych prowadzi do poznania podstaw teoretycznych zjawisk procesu koagulacji takich jak destabilizacja układu koloidowego oraz transport cząstek stanowiący o przebiegu flokulacji.

Zjawiska te określane są parametrami fizyczno-chemicznymi: rodzajem i dawką koagulantów, wielkością potencjału elektrokinetycznego, temperaturą i odczynem wody oraz gradientem prędkości ruchu cieczy.

Znajomość zmienności wymienionych parametrów pozwala ustalić optymalne warunki przebiegu procesu, co w efekcie prowadzi do jego intensyfikacji.

Zachowanie optymalnych warunków dla koagulacji wymaga ciągłej kontroli przebiegu procesu. W tym celu wykorzystuje się zarówno metody standardowe, jak i nowoczesne techniki pomiarowe, do których zaliczyć można pomiar ruchliwości elektroforetycznej cząstek.

Aktualną tendencją w technologii wody jest prowadzenie procesu koagulacji bezpośrednio w złożach filtracyjnych. Dotychczas filtrację traktowano jako proces oczyszczania wody o odrębnym mechanizmie usuwania zanieczyszczeń.

Z rozważań autora wynika, iż w procesie filtracji wód koagulowanych można wyróżnić te same zjawiska co w koagulacji klasycznej, opisane tymi samymi parametrami, lecz różniącymi się ich wielkością.

Szczególne uwagę zwrócono na możliwość analizowania flokulacji w złożach filtracyjnych w oparciu o wielkość gradientu prędkości ruchu cieczy.

2. Proces koagulacji w oczyszczaniu wody.

Wody powierzchniowe wraz z domieszkami stanowią układy polidyspersyjne o zróżnicowanych własnościach fizyczno-chemicznych, które decydują o przebiegu i efektach procesu. Do własności tych zalicza się rodzaj i charakter układów koloidalnych w wodach naturalnych, stężenie i wielkość cząstek fazy rozproszonej oraz ich ładunek elektryczny, a także skład fizyczno-chemiczny wody. O skuteczności koagulacji decydują zjawiska fizyczne, chemiczne i mechaniczne zachodzące w tym procesie. Do czynników wywołujących te zjawiska należą rodzaj i dawka koagulantu oraz środków wspomagających, temperatura i odczyn środowiska, gradienty prędkości flokulacji. Podstawy naukowe koagulacji zostały zbudowane przeszło 50 lat temu przez Smoluchowskiego, a następnie Hardy'ego, Langeliera, Szulze'a i Ludwiga. Techniczne wykorzystanie tych podstaw nastąpiło znacznie później. Duży wkład wnieśli Camp i Black. W miarę rozwoju technologii wody i wzrostu zanieczyszczeń wód proces koagulacji przechodził szereg modyfikacji, które zmierzały do jego intensyfikacji. W tym celu stosowano nowe koagulanty oraz flokulanty, wykorzystywano obciążniki mineralne szczególnie w procesie flokulacji wód barwnych. Nowe kierunki w koagulacji polegają na przyspieszeniu procesu, zwiększeniu jego efektywności, dążeniu do zmniejszenia liczby urządzeń. Nowoczesne technologie prowadzenia koagulacji dotyczą wykorzystywania warstwy osadu zawieszonego w procesie flokulacji oraz stosowania koagulacji powierzchniowej. Koagulacja powierzchniowa w złożach wielowarstwowych filtrów pośpiesznych jest rozwiązaniem, którego przydatność jest ciągle niedoceniana.

Procesy jednostkowe występujące w koagulacji powierzchniowej obejmują zarówno procesy występujące w koagulacji klasycznej jak i filtracji.

Aktualną tendencją jest przedstawianie samego procesu filtracji jako szczególnego przypadku koagulacji.

Podstawy teoretyczne koagulacji znalazły zastosowanie przy wyjaśnieniu niektórych zjawisk towarzyszących procesowi filtracji.

Filtracja mimo cech zbliżonych z koagulacją posiada jednak swoją odrębność. Dlatego też w niniejszej pracy przedstawiono podstawowe prawa rządzące koagulacją i filtracją.

2.1. Mechanizm usuwania koloidów w procesie koagulacji.

Koloidy występujące w wodach posiadają na ogół ładunek ujemny i cechy koloidów hydrofobowych lub zbliżonych do hydrofobowych a rzadziej hydrofilowych. Nadają one wodzie mętność i barwę. Składnikami wywołującymi mętność wód naturalnych są gliny, iły, zawiesina makroskopowa jak drobne cząstki roślinne, drobnoustroje wyższe, plankton, drobny piasek, wytrącone wodorotlenki żelaza i manganu.

Barwa wywołana jest obecnością związków humusowych takich jak fulwoki, kwasy huminowe, huminy, ulminy.

Istnieją też związki humusowe podwyższające jedynie utlenialność wody. Oprócz tego w wodach mogą występować koloidy organiczne takie jak proteiny, skrobia, hemiceluloza, polipeptydy o właściwościach hydrofilowych i o silnym działaniu ochronnym utrudniającym przebieg procesu koagulacji.

Wśród cząstek nadających mętność można wyróżnić dwie frakcje: grubszą o rozmiarach $10^{-3} \div 10^{-6}$ m i drobną /koloidalną/ o rozmiarach $10^{-6} \div 10^{-9}$ m. Grubsza frakcja może być dostatecznie usunięta w konwencjonalnej koagulacji.

Frakcja drobna jest trudniejsza do usunięcia, gdyż koloidy tej frakcji charakteryzuje duża stabilność pomimo niskiej wartości potencjału elektrokinetycznego [1].

Usuwanie koloidów zachodzi w dwóch fazach. Pierwsza faza występuje zwykle bezpośrednio po dodaniu koagulanta; składa się z szeregu reakcji chemicznych i fizycznego współdziałania między wodą i powierzchnią zawieszonych cząstek.

Następuje wówczas destabilizacja zawieszonych cząstek. W fazie tej działanie klasycznych koagulantów /solí glinu i żelaza/ wg Stumma, Morgana [2], Matsona [3] i Chojnackiego [4] uzależnione jest od produktów hydrolizy, a wg Blacka [2] - od jonów Al^{+3} lub Fe^{+3} . Druga faza koagulacji zwana flokulacją polega na zderzeniach cząstek w wyniku których tworzą się kłaczkí [5]. Destabilizację wyjaśnia się w oparciu o strukturę warstwy podwójnej koloidów [6, 7].

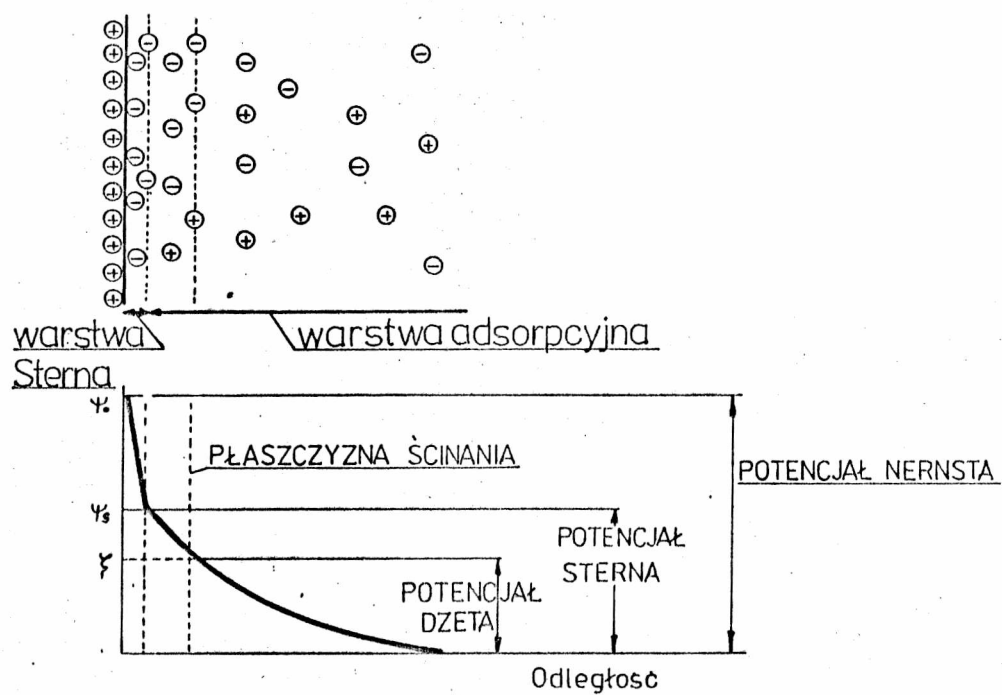
Najprostszym modelem warstwy podwójnej jest model Helmholtza, w którym pojemność warstwy jest niezależna od potencjału.

Gouy i Chapman uwzględnili w swoim modelu ruch cieplny cząsteczek, a rozkład ładunków elektrycznych przyjęli zgodny z teorią Debye-Hückela. Modelem przyjętym w technologii wody jest model Sterna [8] uwzględniający skończone wymiary cząsteczek oraz działanie sił niekulombowskich /sił Van der Waalsa, sił wiązania chemicznego/, które mogą oddziaływać pomiędzy powierzchnią ciała stałego i położonymi w jej pobliżu cząsteczkami substancji rozpuszczonej /rys. 1/.

2.2. Kinetyka procesu koagulacji.

O kinetyce procesu koagulacji stanowią:

- hydroliza związków koagulujących,
- destabilizacja układu koloidalnego,
- zjawiska transportowe.



RYS.1 MODEL STERNA ELEKTRYCZNEJ WARSTWY
PODWÓJNEJ [8]

2.2. 1. Hydroliza związków koagulujących.

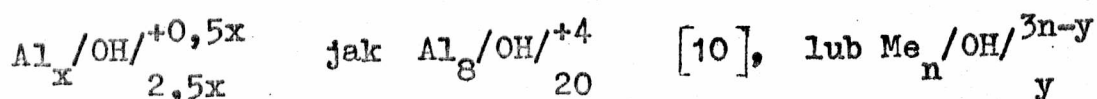
Powszechnie uznanymi hydrolizującymi koagulantami są sole trójwartościowe. Reakcje hydrolizy Al^{+3} i Fe^{+3} przedstawiono w tabeli 1 [9, 10].

Tab. 1. Hydroliza związków koagulujących [9].

Al^{+3}	
Reakcje	stała rów.
$Al^{+3} + H_2O = Al/OH/^{2+} + H^+$	10^{-5}
$7Al^{+3} + 17H_2O = Al_7/OH/^{4+}_{17} + 17H^+$	$1,6 \cdot 10^{-49}$
$17Al^{+3} + 34H_2O = Al_{13}/OH/^{5+}_{34} + 34H^+$	$4 \cdot 10^{-98}$
$Al/OH/_{3} = Al^{3+} + 3OH^{-}$	10^{-313}
$Al/OH/_{3} + OH^{-} = Al/OH/_{4}^{-}$	20
Fe^{+3}	
Reakcje	stała rów.
$Fe^{3+} + H_2O = Fe/OH/^{2+} + H^+$	$6,8 \cdot 10^{-3}$
$Fe/OH/^{2+} + H_2O = Fe/OH/_{2}^{+} + H^+$	$2,6 \cdot 10^{-5}$
$2Fe^{3+} + 2H_2O = Fe_2/OH/_{2}^{4+} + 2H^+$	$1,4 \cdot 10^{-3}$
$Fe/OH/_{3} = Fe^{3+} + 3OH^{-}$	10^{-38}
$Fe/OH/_{3} + OH^{-} = Fe/OH/_{4}^{-}$	10^{-5}

Wszystkie zhydratyzowane jony mogą tworzyć kompleksy kationowe, niejonowe lub anionowe.

Najbardziej rozpowszechnioną formą jest kompleks o ogólnej postaci



zarówno dla glinu jak i żelaza [9].

ys.2 W oparciu o stałe rozpuszczalności i hydrolizy wodorotlenków przedstawiono równowagę jonów w roztworze /rys.2/.

Z wykresów wynika, że proces koagulacji prowadzony jest zwykle w układzie przesyconym wodorotlenkiem metalu.

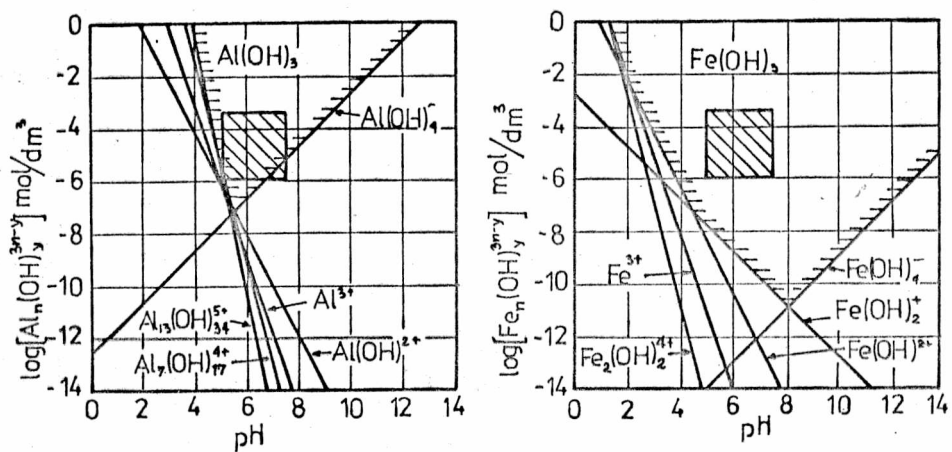
2.2.2. Destabilizacja układu koloidalnego.

Czynnikami stabilizującymi układy koloidowe są ładunki elektryczne i hydratacja cząstek. Ładunki elektryczne skupione w warstwie podwójnej koloidów decydują o siłach elektrostatycznego odpychania. Miernikiem tego elektrostatycznego odpychania jest wartość potencjału elektrokinetycznego koloidów.

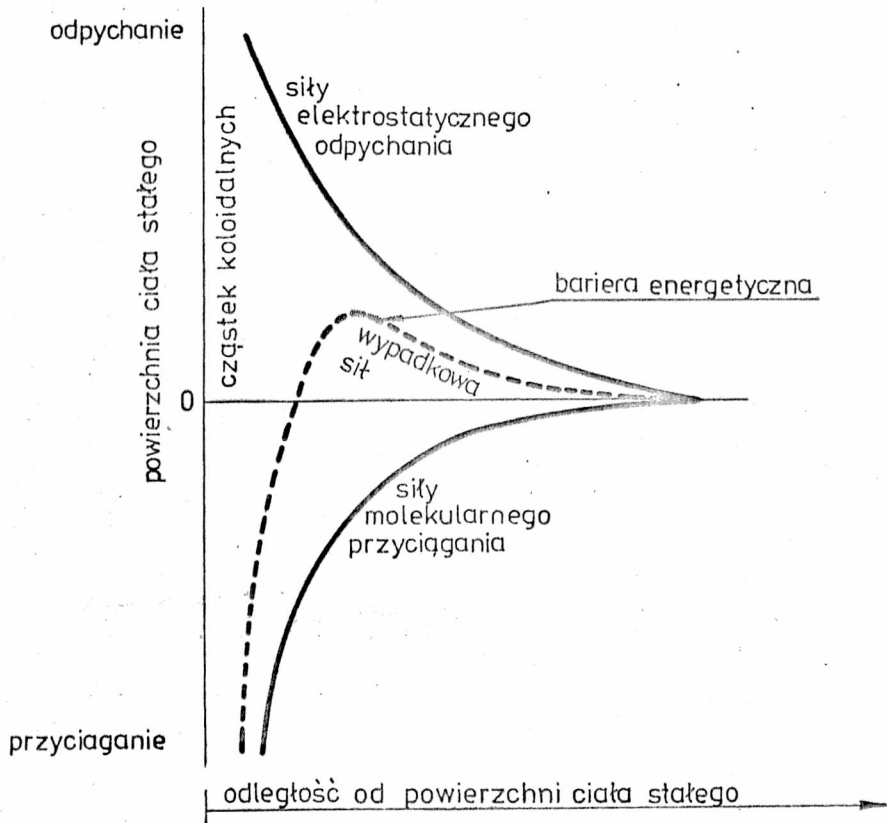
ys. 3 Wzajemne oddziaływanie między cząstkami koloidalnymi polega na nakładaniu się sił elektrostatycznego odpychania i sił przyciągania Van der Waalsa, które są składową trzech sił: siły orientacji dipolowej Keesoma, siły indukcji Debye i siły dyspersji Londona / rys. 3/.

Wypadkowa siła odpychania i przyciągania wskazuje na istnienie bariery energetycznej, pokonanie której umożliwia łączenie się cząstek. Przebieg procesu koagulacji tłumaczony jest zmianą ładunku warstwy podwójnej i związanym z tym obniżeniem bezwzględnej wartości potencjału elektrokinetycznego.

Koagulant występuje w postaci koloidalnych kompleksów wodorotlenków, które adsorbowane na powierzchni cząstek koloidów



RYS.2 ROWNOWAGA JONÓW W ROZTWORZE [9]



RYS 3 UKŁAD SIŁ POWIERZCHNIOWYCH [21]

dzięki siłom chemicznym. Tym samym zostaje obniżony potencjał ζ . Ilość koagulantu jest w przybliżeniu proporcjonalna do powierzchni koloidów. Powstające kłaczkę łatwo się odwadniają i dobrze filtrują.

Aby roztwór działał koagulująco musi istnieć pewne stężenie elektrolitu. Wartość progowa koagulacji zależy od wartościowości jonów koagulujących. Koagulant występuje w postaci jonów metali o wyższej wartościowości, które zagęszczają warstwę podwójną.

Powstające kłaczkę posiadają dużą wytrzymałość na ścinanie. Zależność tę określa reguła Schulzego i Hardy'ego która brzmi, że dla jednowartościowych jonów o znaku przeciwnym ładunkowi zolu wartość progowa wynosi ok. 25 do 150 mol/m³, dla jonów dwuwartościowych od 0,5 do 2 mol/m³ dla trójwartościowych od 0,01 do 0,1 mol/m³ [6]. Wyrażeniem ilościowym tej reguły empirycznej jest równanie Sonntag'a i Strenge'a [11].

$$C_F = \frac{8,10 \cdot 10^{-15}}{A_H^2 z^6} \left[\frac{\exp \left(\frac{ze \psi_s}{2 kT} \right) - 1}{\exp \left(\frac{ze \psi_s}{2 kT} \right) + 1} \right]^4$$

Poza tymi dwoma przypadkami istnieje jeszcze trzeci charakteryzujący się tym, że związki koagulujące i flokulujące hydrolizują i przechodzą w formę koloidalną nierozpuszczalną wychytując przy tym zanieczyszczenia. Powstające kłaczkę mają właściwości wodorotlenków metali, są porowate oraz trudno filtrowalne [11].

W procesie destabilizacji ważną rolę odgrywa adsorpcja, która jest podstawowym czynnikiem przy koagulacji polielektrolitami.

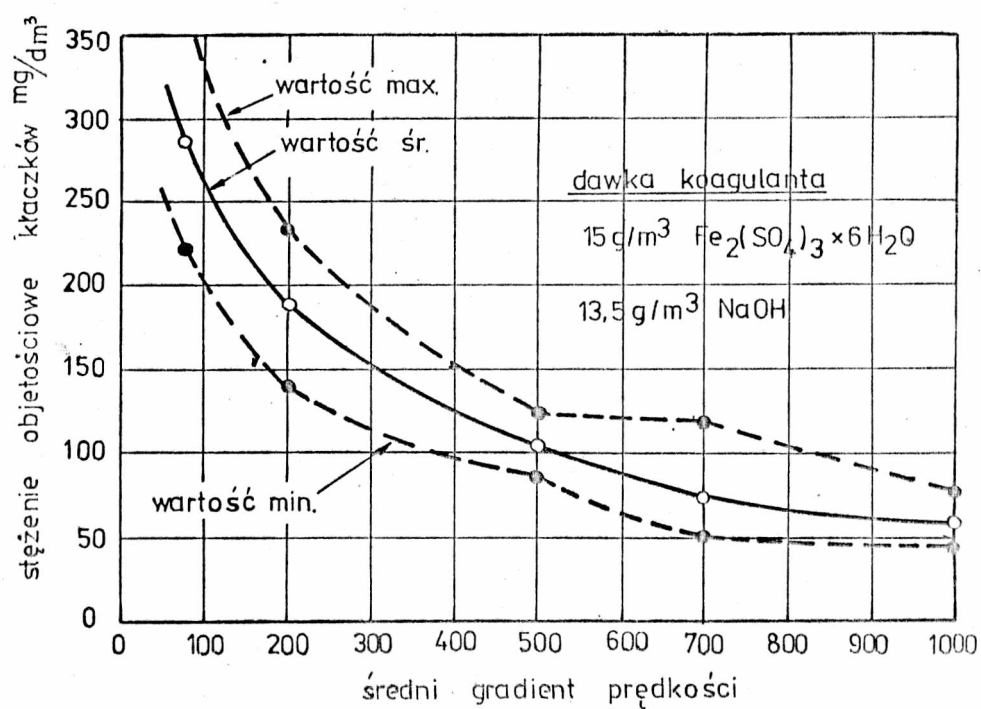
Mechanizm koagulacji polielektrolitami polega na zredukowaniu sił wzajemnego odpychania cząstek koloidalnych, sił odpychania między cząstkami i polimerem oraz sił odpychania między zaadsorbowanym i niezadsorbowanym polimerem. W tych warunkach możliwe jest tworzenie wzajemnych sieci i mostów cząstek koagulowanych w procesie flokulacji, w wyniku których powstają kłaczkii. Jeżeli polielektrolit i cząstka koloidowa mają ładunki jednoimienne lub polielektrolit nie jest zdysocjowany aglomeracja cząstek może być spowodowana wiązaniem chemicznym lub wodorowym albo działaniem adsorpcyjnym.

Głównym modelem działania polielektrolitów anionowych jest międzycząsteczkowy mechanizm mostowy. Polielektrolity kationowe zaś działają jak klasyczne koagulanty redukując siły wzajemnego odpychania między cząstkami koloidalnymi w wodzie i - jak flokulanty wspomagając usieciowienie cząstek sąsiednich w wyniku działania zadsorbowanych cząstek polimerów na rozciągniętych segmentach łańcuchów.

Adsorpcja koloidów znajdujących się w wodach naturalnych na ogół zgodna jest z izoterma adsorpcji Langmuira:

$$\frac{C_a}{S} = \Gamma = \frac{\Gamma_m K_r C_e}{1 + K_r C_e} \quad 2$$

Destabilizację można wywołać przez dostarczenie do układu koagulowanego energii termicznej lub kinetycznej celem przełamania istniejącej bariery energetycznej. Optymalny wkład mechanicznej energii kinetycznej decyduje o właściwej flokulacji. Stężenie objętościowe powstających kłaczek zależy od dawki koagulantu i gradientu prędkości.



RYS 4 STEŻENIE OBJĘTOŚCIOWE KŁACZKÓW PO 120 s. MIESZANIA [12]

s.4

Przy tej samej dawce koagulanta stężenie objętościowe kłaczków [12] można zmieniać w szerokim zakresie poprzez zmianę gradientu prędkości /rys.4/.

W procesie tworzenia kłaczków znaczną rolę odgrywa czas flokulacji. Iloczyn czasu i gradientu prędkości zwany liczbą Campa jest bezwymiarowym kryterium podobieństwa mieszania i służy do porównywania zjawisk transportowych procesu.

2.2.3. Zjawiska transportu w procesie koagulacji.

W procesie koagulacji rozróżnia się fazę peri- i ortokinetyczną [13]. Szybka koagulacja perikinetyczna odznacza się tym, że każde zderzenie dwóch całkowicie pozbawionych ładunków cząstek prowadzi do trwałego połączenia.

Dla układów monodispersyjnych prawdopodobieństwo W_1 , że cząstka na swej drodze napotyka inną jest tym większe, im większe jest jej przesunięcie w ruchu Browna w jednostce czasu i im większy jest promień przyciągania A cząstek równopromieniowych

$$W_1 = 4 \pi A D_r \quad 3$$

Miarą przesunięcia w ruchu Browna w jednostce czasu jest współczynnik dyfuzji D_r

$$D_r = \frac{KT}{N_L \cdot 6 \pi \eta r} \quad 4$$

W oparciu o te rozważania Smoluchowski [13] podał zależność między początkową ilością cząstek n_0 , ilością cząstek n_t po czasie t od początku koagulacji i prawdopodobieństwem zderzeń cząstek W_1 :

$$n_t = \frac{n_0}{1 + n_0 W_1 t} \quad 5$$

W powolnej koagulacji perikinetycznej, gdzie tylko część zderzeń prowadzi do połączenia cząstek prawdopodobieństwo zderzenia cząstek W_2 określa równanie

$$W_2 = 4\pi A D_r \xi \quad 6$$

Współczynnik ξ oznacza ułamek skutecznych zderzeń zależny od stężenia koagulanta.

W koagulacji szybkiej $\xi = 1$, w koagulacji powolnej $\xi < 1$, przy czym na początku wartość ξ jest stała, a następnie - maleje. Spowodowane to jest coraz silniejszym, hamującym działaniem lokalnych ładunków elektrycznych skupionych na zwielokrotnionych cząstkach. Równanie dla koagulacji powolnej przedstawia się następująco:

$$n_t = \frac{n_0}{1 + 2,52 \cdot 10^{-12} n_0 t \frac{A}{r} \xi} \quad 7$$

Dla układów polidispersyjnych matematyczne podstawy przebiegu koagulacji opracował Müller [13]. Prawdopodobieństwo W_3 zderzenia się dwóch cząstek różnej wielkości określa równanie:

$$W_3 = 2\pi A \frac{2/D_R + D_r}{R + r} = 2\pi \frac{R + r}{D_R + D_r} \quad 8$$

Promienie przyciągania są sumą promieni cząstek małych i dużych. Dla układu bidispersyjnego końcowe równanie koagulacji przedstawił Müller w postaci:

$$N_t + n_t = \frac{N_0}{1 + \frac{t}{T_{No}}} \left[1 + \frac{\kappa}{(\kappa V_n + 1) \left(1 + \frac{t}{T_{No}}\right)^{\kappa} - 1} \right] \quad 9$$

Dla układów polidispersyjnych brak jest dokładnych sformułowań matematycznych opisujących powolną koagulację perikinetyczną. W odróżnieniu od koagulacji perikinetycznej, w której ruch zderzających się cząstek nie jest ukierunkowany, koagulacja ortokinetyczna jest następstwem jednostronnie kierowanych zderzeń, które wywołane są działaniem siły ciężkości, siły odśrodkowej itp.

Z założenia Tuorila [13] wynika, że opadająca cząstka porywa wszystkie małe cząstki znajdujące się w jej obszarze przyciągania b /otoczce/, który przedstawiono równaniem

$$b = \pi \left[(R + r)^2 - R^2 \right] L \quad 10$$

Dla układu monodispersyjnego $L = 0$, co oznacza że koagulacja ortokinetyczna dotyczy tylko układów polidispersyjnych.

Przebieg powolnej koagulacji ortokinetycznej zadawalająco określa powyższe równanie po wprowadzeniu współczynnika $\{$.
Badania Smoluchowskiego nad kinetyką flokulacji dotyczyły ruchu laminarnego, natomiast uogólnieniem dla warunków turbulentnych zajął się Camp i Stein [14]. Wykazali oni, że efektywność flokulacji zależy od bezwymiarowego iloczynu gradientu prędkości flokulacji i czasu flokulacji. Równanie Camp'a i Stein'a charakteryzujące proces flokulacji ma postać [15]:

$$\ln \frac{N_0}{N_t} = \frac{Q D G}{\pi S} t \quad 11$$

Równanie opisujące kinetykę flokulacji uwzględnia dawkę koagulanta, czas flokulacji oraz energię flokulacji opisaną gradientem prędkości ruchu cieczy.

Iloczyn $G \cdot t$ nie jest odpowiednim parametrem do jednoznacznego określenia procesu flokulacji, gdyż istnieje minimalny czas, poniżej którego efekty flokulacji są nieosiągalne mimo wzrostu G . Nieścisłości w uogólnieniach matematycznych wynikały z zaniedbania zjawiska rozbijania cząstek towarzyszącemu procesowi flokulacji. Przeciwstawne procesy flokulacji: tworzenie i niszczenie kłaczków ujęli Argaman i Kaufman w równaniu:

$$\frac{dn}{dt} = -4\pi \alpha R_F \cdot D_r n_o n_F + \beta n_F R_F^2 \frac{2}{u} \quad 12$$

Przy zachowaniu bilansu masowego w przepływie ciągłym [16], ustalono następujące równanie flokulacji

$$\frac{dn_o}{dt} = -K_I n_o \cdot n_t + K_{II} n_o \quad 13$$

w którym

$$K_I = 4\alpha \pi K_1 K_s K_p R_1^3 G \quad 14$$

$$K_{II} = \beta \frac{K_1}{K_2} R^3 K_p^2 G^2 \quad 15$$

Równanie to wyraża kinetykę reakcji flokulacji w odróżnieniu od równania Argmana i Kaufmana wyrażającego tylko stan stały dla przepływu ciągłego.

2.3. Koagulacja w procesie filtracji.

2.3.1. Podstawy teoretyczne procesu filtracji.

Teorię filtracji oparto na dwóch różniczkowych równaniach Iwasakiego [17]:

Równanie pierwsze określa równowagę między ubytkiem objętości zawiesiny w wodzie a jej przyrostem w złożu, spowodowanym przepływem wody przez elementarną warstwę filtracyjną

$$\frac{\partial \zeta}{\partial t} = -v \frac{\partial c}{\partial L} \quad 16$$

Drugie równanie opiera się o założenie, że zmiana objętościowego stężenia zawiesiny wskutek przepływu przez elementarną warstwę złoża jest proporcjonalna do początkowego stężenia zawiesiny:

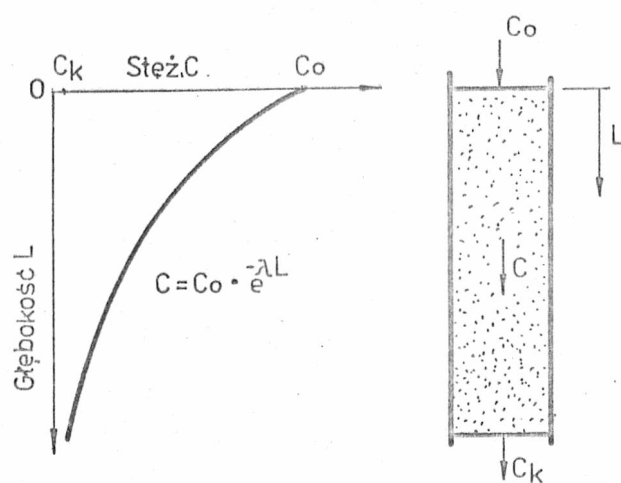
$$- \frac{\partial c}{\partial L} = \lambda c \quad 17$$

Zestaw tych dwóch równań znajduje uzupełnienie w różnych postaciach. Najczęstsze uzupełnienia dotyczą współczynnika filtracji λ . Współczynnik λ nie jest stały. Zależy on od uziarnienia, porowatości, szybkości filtracji, własności fizyczno-chemicznych wody, i współczynnika ζ .

Wartość współczynnika λ zależy od wypadkowej sił adhezyjnych, które wpływają na wychwytywanie zawiesin, oraz sił hydrodynamicznych, które przeciwdziałają wychwytywaniu.

Powierzchniowe siły adhezyjne są proporcjonalne do powierzchni ziarn oklejonych wychwyconymi cząstkami, natomiast siły hydrodynamiczne są proporcjonalne do naprężeń ścinających przez nie wywołanych [17]

$$\lambda = a f_1(\zeta) - f_2(\tau) \quad 18$$



RYS.5 USUWANIE ZANIECZYSZCZEŃ W ZŁOŻU FILTRACYJNYM [20]

Funkcję f_1 określono uwzględniając zwiększenie powierzchni przez wychwycone zawiesiny, a f_2 - na podstawie spadku hydraulicznego. W powyższych rozważaniach założono, że zawiesiny są wychwytywane w warstwach równoległych do powierzchni ziarn złoża. Usuwanie zawiesin na głębokości złoża filtracyjnego przedstawiono na rys. 5.

Dla wyjaśnienia zatrzymywania w złożu zawiesin powstałych w wyniku koagulacji wyróżniono w modelu filtracji mechanizm transportu i przyciągania. O mechanizmie transportu masy stanowią: przepływ hydrodynamiczny lub konwekcyjny / co powoduje wychwytywanie/ oraz sedymentacja i dyfuzja [18]. Matematyczne ujęcie mechanizmu transportu przedstawiono w tab.2
Tab. 2. Matematyczne ujęcie mechanizmu transportu w procesie filtracji [18]

Mechanizm	Model	Autor	Nr
Sedymentacja	$\lambda_o = K_k \frac{g}{18} \cdot \frac{1/\rho_c - \rho}{\eta v_o} / d_c^2$	Ranz & Wong	19
Wychwytywanie	$\lambda_o = K_k^b \left(\frac{d_c}{d} \right)^2$	Agrawal	20
Dyfuzja Browna	$\lambda_o = K_k \frac{3}{2} \left(\frac{d_p}{d g} \right)^2$	Yao	21
	$\lambda_o = K_k 0,9 \left(\frac{k T}{\eta d_c d v_o} \right)^{2/3}$	Lewich	22
gdzie $K_k = \frac{1,5/1 - \xi}{d}$			

Na podstawie analitycznych rozważań stwierdzono, że sedymentacja obejmuje cząstki o d_c do 10^{-6} m, natomiast dyfuzja dotyczy cząstek o $d_c < 10^{-6}$ m.

Przyjęto, że w pobliżu powierzchni ziarn cząstki zachowują ruch laminarny, a więc o ich usuwaniu decydują siły lepkości.

[Mechanizm przyciągania nie jest tak dokładnie określany jak mechanizm transportu. Ogólnie zależy on od sił Londona, elektrokinetycznych i hydrodynamicznych. Agrawal [18] uzależnił efekt sił elektrokinetycznych od współczynnika filtracji λ :

$$\lambda_o = \frac{7/1 - \xi /}{a} \cdot \frac{2,5 \cdot 10^{16} Q_p}{\eta v_o d_c} \left(Q_p N a - 6 \bar{c}_m \right) \quad 23$$

Siły Londona mogą stanowić o wstępnym przyciąganiu, można je zaniedbać przy odległościach $> 10^{-8} m$.

Niektórzy autorzy uwzględniają jeszcze cedzenie jako trzeci obok transportu i przyciągania mechanizm usuwania zanieczyszczeń [19]:

Niezgodność wykazana między eksperymentalnymi wartościami współczynnika filtracji λ_o , a danymi uzyskanymi z rozważań teoretycznych w przyjętych modelach wskazuje, że prawo Stokesa nie adekwatnie opisuje prędkość opadania zawieszonych cząstek w pobliżu powierzchni ziarn i jednocześnie sugeruje, że złoża filtracyjne zapewnia dobre warunki dla usuwania cząstek koloidalnych w wyniku umożliwiania licznych zderzeń [18].

Szachtman [14] założył liniową zmianę współczynnika filtracji λ zależną od rodzaju zawiesiny, prędkości filtracji, lepkości wody oraz geometrii złoża

$$\lambda = \lambda_o - b \bar{c}$$

24

Wartość współczynnika b jest stała, natomiast $\bar{c}$ zmienia się w czasie i na głębokości złoża.

Mackrle [20] teorię filtracji oparł o siły Van der Waalsa.

Wskutek tych sił cząstki stałe są przyciągane do powierzchni ziarn materiałów filtracyjnych. Zatem dla każdej jednostkowej

warstwy filtru istnieje objętość adhezyjna, która odniesiona do jednostki objętości porów daje frakcję zawiesiny usuwaną w jednostkowej warstwie złoża. Zatem współczynnik filtracji λ określa wzór:

$$\lambda = \frac{6 / 1 - \xi / \Delta r}{\xi \psi d \Delta l} \quad 25$$

W przypadku zanieczyszczonego złoża Mackrle proponuje zmodyfikowany wzór :

$$\lambda = \lambda_0 \left(1 - \frac{\sigma}{\xi_0} \right)^j \quad 26$$

Ives [20] przedstawił równanie określające współczynnik filtracji w postaci:

$$\lambda = \lambda_0 + c \sigma - \frac{\phi \sigma^2}{\xi_0 - \sigma} \quad 27$$

c, ψ - stałe empiryczne.

Drugi człon określa wzrost λ wskutek sorpcji zanieczyszczeń na kłaczkach zatrzymanych w porach w pierwszej fazie filtracji, natomiast trzeci człon określa zmniejszenie λ na skutek wzrostu prędkości przepływu w kapilarze spowodowanej transportem zawiesin przez częściowo zanieczyszczone pory złoża.

Minc rozwiązał teorię filtracji w oparciu o dwa procesy nawzajem się nakładające spowodowane przepływem wody. Są to odkładanie się zawiesin na ziarnach złoża lub istniejącym już osadzie w porach złoża i wymywanie zawiesin ze złoża /przebiecie/.

Usuwanie zawiesin zachodzi ze stałą szybkością natomiast wymywanie jest wprost proporcjonalne do ilości osadu w złożu. Na podstawie tych przesłanek ustalił postać równania filtracji dla określonego czasu:

$$\frac{dC}{dL} = \lambda C - \frac{\theta}{v} \quad 28$$

w którym współczynnik przebicia θ zależy od stosunku prędkości filtracji do uziarnienia złoża.

Równanie to zdaniem autora można otrzymać po scałkowaniu równania Iwasakiego (16) względem czasu.

Na podstawie tych rozważań Ives przyjął do procesu filtracji koncepcję sił powierzchniowych [21]. Podobnie jak w koagulacji w usuwaniu zawiesin decyduje wypadkowa dwóch sił: molekularnego przyciągania i elektrostatycznego odpychania /rys. 3/.

Z przedstawionego wykresu na rys. 3 wynika, że każda cząstka zbliżająca się do ziarna materiału filtrującego musi posiadać energię kinetyczną aby pokonać barierę energetyczną i znaleźć się w polu przyciągania ziarna.

Energia kinetyczna dostarczona jest na drodze hydrodynamicznej lub termicznej. Barierę energetyczną można obniżyć poprzez zredukowanie sił elektrostatycznego odpychania.

2.3.2. Modele filtracji:

Mackrle [20] przyjął adhezyjny model filtracji, w którym zaniedbał siły elektrostatyczne odpychania.

Na podstawie badań [21] hipoteza uwzględniająca w modelu filtracji wpływy ruchów Browna, sił masowych i grawitacyjnych została częściowo odrzucona.

Bezpośrednie obserwacje mikroskopowe wykluczyły działanie ruchów Browna dla cząstek powyżej $2 \cdot 10^{-6}$ m. Matematycznie wykazano, że siły bezwładności i odśrodkowe można zaniedbać dla rozmiarów i gęstości cząstek występujących w wodzie wpływającej na filtry przy prędkościach występujących w porach $|3,33 \cdot 10^{-3} \text{ m/s}|$.

Hipoteza grawitacyjna przyjęta przez Hazena nie wyjaśnia usuwania małych kłaczków z wody.

Rozważania Steina, Szachtmana i Halla [21] doprowadziły do stwierdzenia, że usuwanie zawiesin zachodzi w drodze mechanicznego i kontaktowego działania w porach i na punktach kontaktu ziarn materiałów filtracyjnych w wyniku istniejących gradientów prędkości w porach.

Na podstawie teoretycznych rozważań i badań wykazano, że stężenie zawiesiny zmienia się wraz z głębokością złoża i czasem filtracji, a towarzyszy temu odkładanie się osadu w porach i w konsekwencji wzrost oporów przepływu, a co za tym idzie wzrost strat ciśnienia. Wzrost oporów spowodowany jest 4 zmiennymi: porowatością, powierzchnią przekroju ziarn, czynnikiem krętości, współczynnikiem kształtu [22]. Zmiana porowatości wynika z odkładania się zawiesin w złożu. Przekrój powierzchni ziarn zmienia się w wyniku oklejania ziarenek zawiesiną, jak i hydrodynamicznej charakterystyki przepływu.

W konsekwencji pracująca warstwa złoża przesuwa się wraz z głębokością równolegle do powierzchni złoża. Zatem usuwanie zanieczyszczeń zachodzi według krzywej wykładniczej w warstwie pracującej /rys. 6/ [22, 23].

Złożoność tego problemu sprawia trudności w przyjęciu modelu matematycznego. Czynniki krętości określający stosunek max. do min. długości drogi cząstek między ziarnami złoża

$\left(\frac{L_e}{L_e}\right)^2$ nie jest wyznaczony ani analitycznie, ani

eksperymentalnie.

s:7 Przyjmując hipotezę o maksymalnej zmianie czynnika kręto-
ści dla kulistych cząstek złoża długość drogi cząstek zmie-
nia się od $\frac{\pi d}{2}$ do d /rys. 7/ [22]. Zatem czynnik
krętości $\left(\frac{L_e}{L}\right)^2$ zmienia się od 1 do 2,5.

Współczynnik kształtu zmienia się zależnie od kształtu
przekroju poprzecznego. Współczynnik kształtu określany
przez Carmana i Wyllie zależy od ilości zatrzymanych zawie-
sin w złożu i zmienia się od 1,5 do 2,0 dla szerokiego
zakresu kształtu. Przyjęte modele do określenia procesu fil-
tracji przedstawiono na rys. 8 [22].

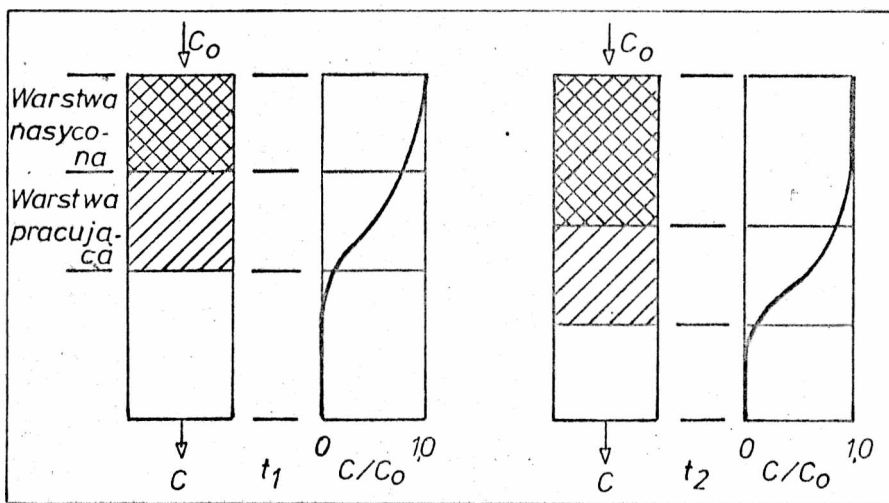
8 Deb założył, że osad odkłada się równomiernie na powierzchni
ziarn złoża uwzględniając punkty kontaktu między ziarnami
i ich wpływ na powierzchnię właściwą. W modelu Mackrle'a który
został przyjęty przez Mohankę, uwzględniono zmianę powierz-
chni na jednostkę objętości złoża. W modelu Campa osad two-
rzy powłokę na każdym ziarnie, przy czym pominięte zostały
punkty kontaktu między ziarnami. Sahthivadivel i Szachtman
[22] w swoich modelach uwzględnili tylko zmianę porowatości.

Zatrzymywanie zanieczyszczeń w złożu filtracyjnym powodu-
je wzrost oporu złoża, co odzwierciedla się we wzroście strat
ciśnienia filtracyjnego. W równaniach matematycznych opisują-
cych straty ciśnienia filtracyjnego uwzględniano różne para-
metry złoża zależnie od przyjętego modelu filtracji.

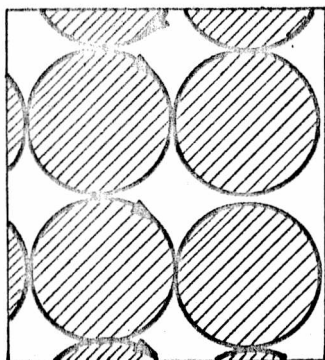
Podstawowym równaniem wyrażającym straty ciśnienia, oparte na
teorii promienia hydraulicznego, jest równanie Kozeny-Carmana

$$\frac{\Delta H}{L} = K_o \left(\frac{L_e}{L} \right)^2 \frac{(1-\varepsilon)^2}{\varepsilon^3} \cdot \frac{v \gamma}{g d^2} \quad /29/$$

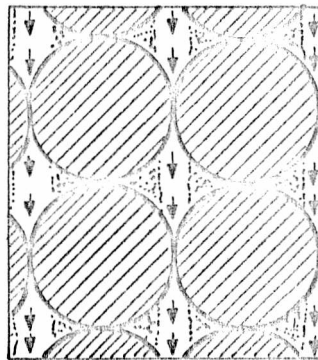
w którym $K_o \left(\frac{L_e}{L} \right)^2 = K$



RYS. 6 MECHANIZM USUWANIA ZANIECZYSZCZEŃ W ZŁOŻU
W CYKLU FILTRACYJNYM [22]

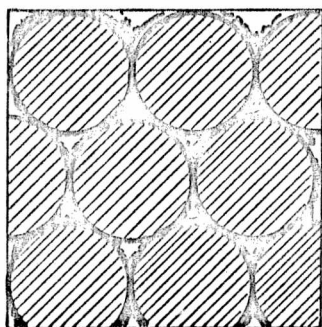


A

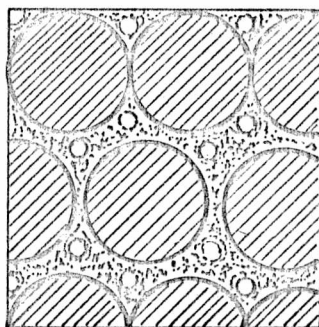


B

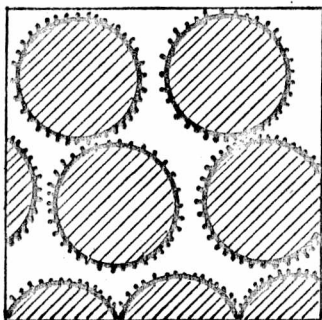
RYS. 7 DROGA PRZEPŁYWU WODY W ZŁOŻU
A) CZYSTYM B) ZANIECZYSZCZONYM [22]



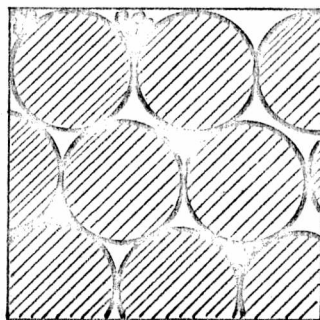
A



B



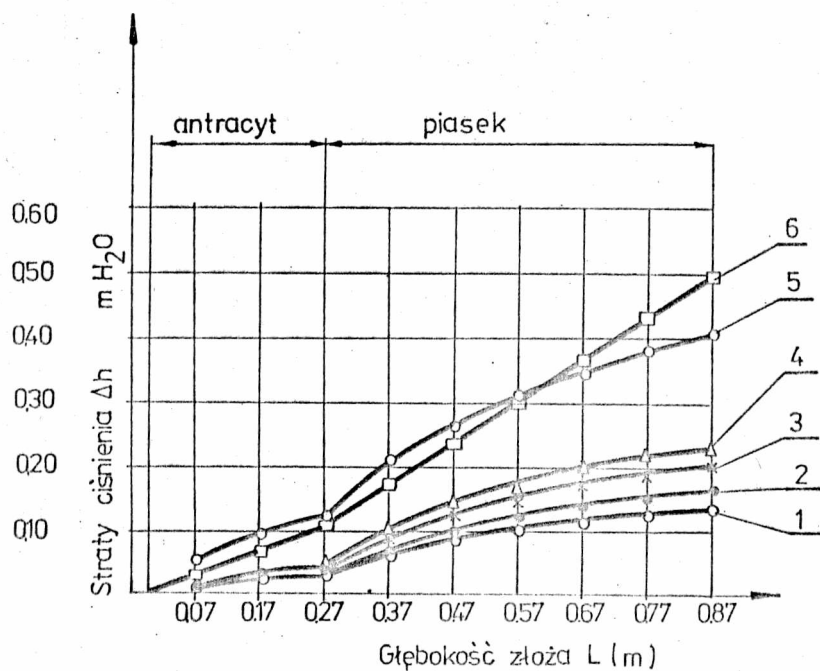
C



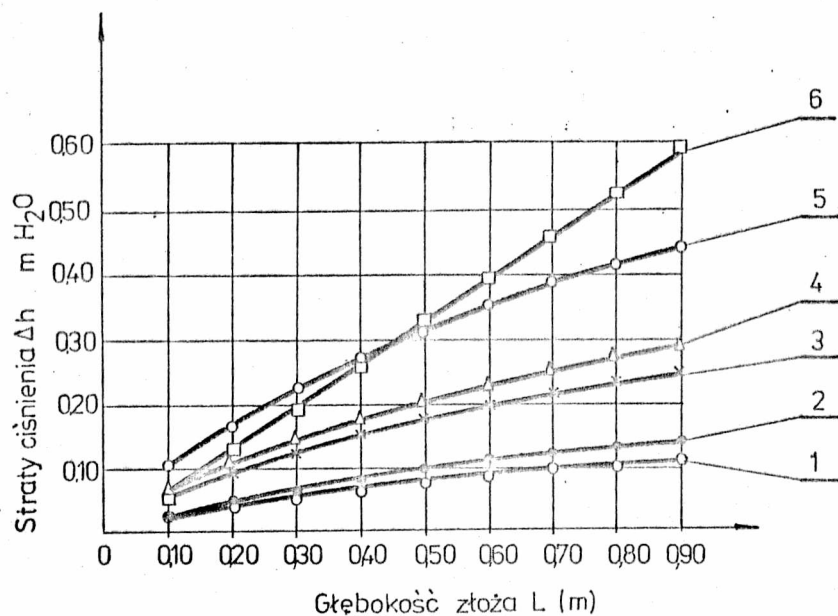
D

RYS. 8 MODELE FILTRACJI [22]

- A) DEBA B) MOHANKI C) CAMPA
D) SAKTHIVADIVELA



RYS 9B) PRZYROST STRAT CIŚNIENIA W ZŁOŻU
PIĄSKOWO-ANTRACYTOWYM



RYS.9A) PRZYROST WYSOKOŚCI STRAT CIŚNIENIA W
ZŁOŻU PIĄSKOWYM [27]

- 1.wg Kozeny Carmana
- 2.z badań własnych
- 3.wg Erguna
- 4.wg Michajłowa i Nikołajewa
- 5.wg Leva
- 6.wg Faira

Tab. 3. Równania strat ciśnienia filtraacyjnego [22]

Nr. równ.	Rok	Autor	Model	Uwagi
30	1969	Deb	$\frac{H}{H_0} = \left(\frac{S'_0}{S_0} \right)^2 \left(\frac{K'_0}{K_0} \right) \left(\frac{L'_0}{L_0} \right)^2 \left(\frac{L}{L_0} \right)^2 \frac{\xi^3}{(\xi - \delta)^3}$	$\left(\frac{S'_0}{S_0} \right)^2 \left(\frac{K'_0}{K_0} \right) \left(\frac{L'_0}{L_0} \right)^2 \left(\frac{L}{L_0} \right)^2 = \frac{1}{j_0} \psi_0^2$ określony z badań
31	1969	Deb	$\frac{H}{H_0} = \left[1 + G/1 - 10^{-kG} \right] \left(\frac{\xi}{\xi - \delta} \right)^3$	$G = 3,2; k = 13,3$ stałe empiryczne
32	1969	Mohanka	$\frac{H}{H_0} = \left(1 + p \frac{\delta}{\xi} \right)^2 \left(1 - \frac{\delta}{\xi} \right)^{-1}$	$p = f/S_0$ / wyznaczone z modelu Mackrelle'a dla $x=1; y=1$
33	1969	Mohanka	$\frac{H}{H_0} = 1 + \frac{\delta}{\xi} (2p + 1) + \frac{\delta^2}{\xi^2} (p+1)^2 + \frac{\delta^3}{\xi^3} (p+1)^3$	Jest to wyrażona wersja poprzedniego równania
34	1965	Mackrel	$\frac{H}{H_0} = \left(1 + \frac{p\delta}{\xi} \right)^3 \left(1 - \frac{\delta}{\xi} \right)^{-\frac{3}{2}}$	$x = 1,5; y = 0,75; p = \frac{29}{(S'_0)^{0,65}}$
35	1964	Camp	$\frac{H}{H_0} = \frac{(1 - \xi + \delta)^2}{(1 - \xi)^2} \left(\frac{\xi^3}{(\xi - \delta)^3} \right)$ $\frac{1}{\sqrt{\frac{\delta}{3(1-\xi)} + \frac{1}{4}} + \frac{\delta}{3(1-\xi)} + \frac{1}{2}}$	Równanie oparte na równaniu Kozeny-Garmana $\left(\frac{K'_0}{K_0} \right) \left(\frac{L'_0}{L_0} \right)^2 \left(\frac{L}{L_0} \right)^2 = 1$
36	1966	Sakthivadivel	$\frac{H}{H_0} = \frac{(1 - \xi + \delta)^2}{(\xi - \delta)^3} \frac{\xi^3}{(1 - \xi)^2} \frac{1}{\xi^2}$	Równanie uwzględnia tylko porowatość, pozostałe zmienne oznaczono $\xi^2 = \left(\frac{K'_0}{K_0} \right) \left(\frac{L'_0}{L_0} \right)^2 \left(\frac{L}{L_0} \right)^2 \left(\frac{S'_0}{S_0} \right)^2$
37	1961	Szachtman	$\frac{H}{H_0} = \frac{1}{\left(1 - \sqrt{1 - \frac{\xi - \delta}{\xi}} \right)^3}$	Równanie uwzględnia tylko porowatość $\left(\frac{S'_0}{S_0} \right)^2 \left(\frac{K'_0}{K_0} \right) \left(\frac{L'_0}{L_0} \right)^2 \left(\frac{L}{L_0} \right)^2 = 1$
38	1960	Ives	$\frac{H}{H_0} = \left(\frac{K'_0}{K_0} \right) \left(\frac{r_1}{r_0} \right) \frac{(1 - \xi + \delta)^2 \xi^3}{(\xi - \delta)^3 (1 - \xi)^2}$	$K'_0 r_1^2$ - określone emp.

Zmodyfikowane równania strat ciśnienia oparte o założenia Kozeny przedstawiono w tab. 3.

Oprócz przedstawionych równań na uwagę zasługuje dwuczłonowa postać równania Michajłowa i Nikołajewa obejmująca wpływ sił tarcia wewnętrznego i sił bezwładności [24, 25] .

$$\frac{\Delta p}{L} = \frac{18}{d^2} \frac{1 - \xi / \eta \psi_s^2}{\xi^{4,75}} v + \frac{0,33}{d} \frac{1 - \xi / 8 \psi_s \psi_t}{\xi^{4,75}} v^2 \quad /39/$$

Dla cząstek kulistych $\psi_s = 1$ i $\psi_t = 1$.

Dwuczłonową formą równania opartą na teorii promienia hydraulicznego podaje Ergun w postaci [26]:

$$\frac{\Delta p}{L} = 2 \alpha_0 \frac{1 - \xi / 2 \eta s^2}{\xi^3} v + \frac{\beta_0}{\xi^3} \frac{1 - \xi / 8 s}{\xi^3} v^2 \quad /40/$$

Analiza zjawisk hydraulicznych w złożu filtracyjnym wykazała dobrą zgodność wzorów Kozeny i Erguna z danymi doświadczalnymi autora [27].

Na rys. 9 porównano rzeczywisty przyrost wysokości strat ciśnienia filtracyjnego dla czystego złoża piaskowego i piaskowo-antracytowego z wartościami strat wyznaczonymi na podstawie wybranych równań:

2.3.3. Koagulacja powierzchniowa.

W koagulacji powierzchniowej, której układem rozproszenia jest ciecz wypełniająca ośrodek porowaty o budowie ziarnistej lub włóknistej, żel powstaje nie tylko w ośrodku dyspersyjnym, ale również na powierzchni masy kontaktowej, tworząc, zamiast pojedynczych kłaczków, strukturę siatkową wypełniającą pory złoża.

Spowodowane to jest działaniem sił kohezji, adhezji i adsorpcji. Kohezja i adhezja zachodzą pomiędzy koloidem a cząstkami medium porowatego [28], natomiast adsorpcja - głównie pomiędzy cząstkami zolu a wodorotlenkami $Al(OH)_3$ lub $Fe(OH)_3$ powstałymi wskutek hydrolizy koagulantów wprowadzonych do złoża w procesie filtracji [29].

Koagulacją powierzchniową rządzą prawa i mechanizmy filtracji i koagulacji.

Według Yao [30] destabilizacja i transport cząstek w filtracji są analogiczne do destabilizacji w koagulacji i transportu we flokulacji. Sprawność filtracji określana jest stosunkiem sił przyciągania i sił ścinania. Siły ścinania wzrastają w wyniku wzrostu gradientów hydraulicznych na skutek zgromadzonych w złożu zanieczyszczeń.

Gdy hydrodynamiczne siły ścinania stają się większe od sił przyciągania następuje wówczas przebicie filtra.

W procesie koagulacji powierzchniowej wyróżnia się trzy fazy pracy złoża: wpracowanie, właściwa filtracja, przebicie filtra [31]. Podczas wpracowywania się złoża jakość filtratu ulega poprawie. Po uzyskaniu odpowiednio niskich wskaźników wody jak mętność, barwa, utlenialność rozpoczyna się faza właściwej filtracji. Gwałtowne pogorszenie się jakości filtratu świadczy o fazie przebicia.

Występowanie faz wiązania jest z przesuwaniem się zanieczyszczeń w głąb złoża i ich zagęszczaniem [32].

Cykle poszczególnych faz zależne są od warunków hydraulicznych, stosowanych koagulantów, własności kłaczek. W procesie flokulacji z klasycznymi koagulantami otrzymuje się kłaczki duże, ale znacznie słabsze niż przy współudziale polielektrolitów.

Faza przebić, występująca przy stosowaniu koagulantów klasycznych, zanika przy współudziale polielektrolitów, gdyż mocniejsze

kłaczkki są silniej przyciągane do ziarn złoza i łatwiej przeciwstawiają się siłom ścinania wynikającym z ruchu cieczy [31].

Utworzenie kłaczków zbyt silnych uniemożliwia ich penetrację w głąb złoza i skraca cykl filtracji bez wykorzystania pojemności złoza [33].

2.3.4. Analiza mechanizmu flokulacji w procesie filtracji w oparciu o gradient prędkości.

Proces filtracji jest niezmiernie złożony. Wśród szeregu poprzednio opisanych zjawisk występujących w filtracji wyróżnia się flokulację, którą można opisać gradientem prędkości ruchu cieczy.

Za rozważaniem zjawiska flokulacji w procesie filtracji przemawia sam mechanizm usuwania zanieczyszczeń z wody, który jest zbliżony do mechanizmu w klasycznej koagulacji. Obejmuje on destabilizację koloidów i ich transport.

Transport w koagulacji charakteryzowany jest ilością cząstek i prawdopodobieństwem ich zderzeń.

O transporcie w filtracji decyduje przede wszystkim przepływ cieczy oraz sedymentacja i dyfuzja cząstek.

W klasycznej koagulacji usuwanie zanieczyszczeń następuje wskutek aglomeracji cząstek. Aglomeracja zachodzi wówczas, gdy cząstki znajdują się w polu sił wzajemnego przyciągania.

W procesie filtracji spełnienie powyższego warunku dla usuwania zanieczyszczeń jest niewystarczające. Ważną rolę odgrywają w tym procesie, oprócz wymienionych czynników, siły hydrodynamiczne. Wywołują one naprężenia styczne odpowiedzialne za strukturę kłaczków. Modele matematyczne opisujące powyższe zjawiska określają w koagulacji przede wszystkim prawdopodobieństwo zderzeń i zmianę ilości cząstek w czasie, natomiast

w filtracji - równowagę między ubytkiem zawiesiny w wodzie a jej przyrostem w złożu oraz zmianą stężenia zawieszin na głębokości złoża. Praktycznie sprowadza się to do określenia współczynnika filtracji oraz przyrostu strat ciśnienia filtracyjnego. W koagulacji objętościowej prawdopodobieństwo zderzeń można zwiększyć przez wprowadzenie do układu energii. Energię wprowadzoną podczas wolnego mieszania i odniesioną do jednostki objętości opisuje zwykle gradient prędkości:

$$G = \sqrt{\frac{W}{\eta}} \quad 41$$

Wartości W zależą od geometrii mieszaczy i mieszadeł oraz od szybkości obrotowej mieszadeł.

W procesie filtracji autor [34] wyprowadził wzór na średni gradient prędkości zakładając, że przyrost strat ciśnienia filtracyjnego adekwatnie opisuje zużyta energia przy przepływie wody z zawiesiną przez złożo. Podobne założenie przyjęto przy określaniu gradientu prędkości w procesie flokulacji w warstwie osadu zawieszonego [35].

Dla określenia strat ciśnienia filtracyjnego wykorzystano wzór Kozeny - Carmana, który daje dużą zgodność z praktyką [27]. W przypadku filtracji wody z zawiesiną zmodyfikowano wzór Kozeny - Carmana do postaci:

$$\Delta p = \frac{K H / 1 - \xi / 2}{\xi^3} \cdot \frac{v \gamma}{d^2} \cdot / \varrho_s - \varrho / \quad 42$$

Czynnik $/ \varrho_s - \varrho /$ określa wpływ zawiesiny w mieszaninie trójskładnikowej /złożo filtracyjne, woda, zawiesina/, występującej w procesie filtracji.

Na podstawie wzoru 42 określono moc zużyta przy przepływie

wody przez złożo:

$$M = \frac{K F H}{\xi^3} \cdot \frac{1 - \xi/2}{d^2} \cdot \sqrt{\frac{\gamma_s - \gamma}{\gamma}} \quad 43$$

Podstawienie wzoru 43 do 41 daje po rozwiązaniu wyrażenie na średni gradient prędkości w procesie filtracji

$$G = \frac{1 - \xi}{\xi^2} \cdot \frac{v}{d} \cdot \sqrt{\frac{\gamma_s - \gamma}{\gamma}} K \quad 44$$

Jest on funkcją prędkości filtracji, uziarnienia, porowatości i gęstości materiału filtracyjnego złoża.

Gradient prędkości w procesie filtracji można również wyznaczyć w oparciu o teorię kapilarną przy założeniu przepływu laminarnego. Wówczas gradient prędkości na ścinanie kapilary zastępczej złoża filtracyjnego wyraża wzór

$$G = \frac{v}{d} \cdot \frac{1 - \xi}{\xi^2} a_k \quad 45$$

Ze względu na złożoność rozkładu gradientów w pęku kapilar należy wprowadzić pojęcie średniego gradientu prędkości, który określa wyrażenie

$$G = \frac{v}{d} \cdot \frac{1 - \xi}{\xi^2} b_z \quad 46$$

Wzór 46 otrzymany dla przepływu wody przez kapilary jest bardzo zbliżony do wzoru 44 uzyskanego dla warunków mieszania występujących w złożu filtracyjnym.

Potwierdza to słuszność założeń i wywodów autora. Teorii kapilarnej bez pewnych uproszczeń nie można stosować w procesie filtracji, gdyż kapilary w złożu są nieregularne.

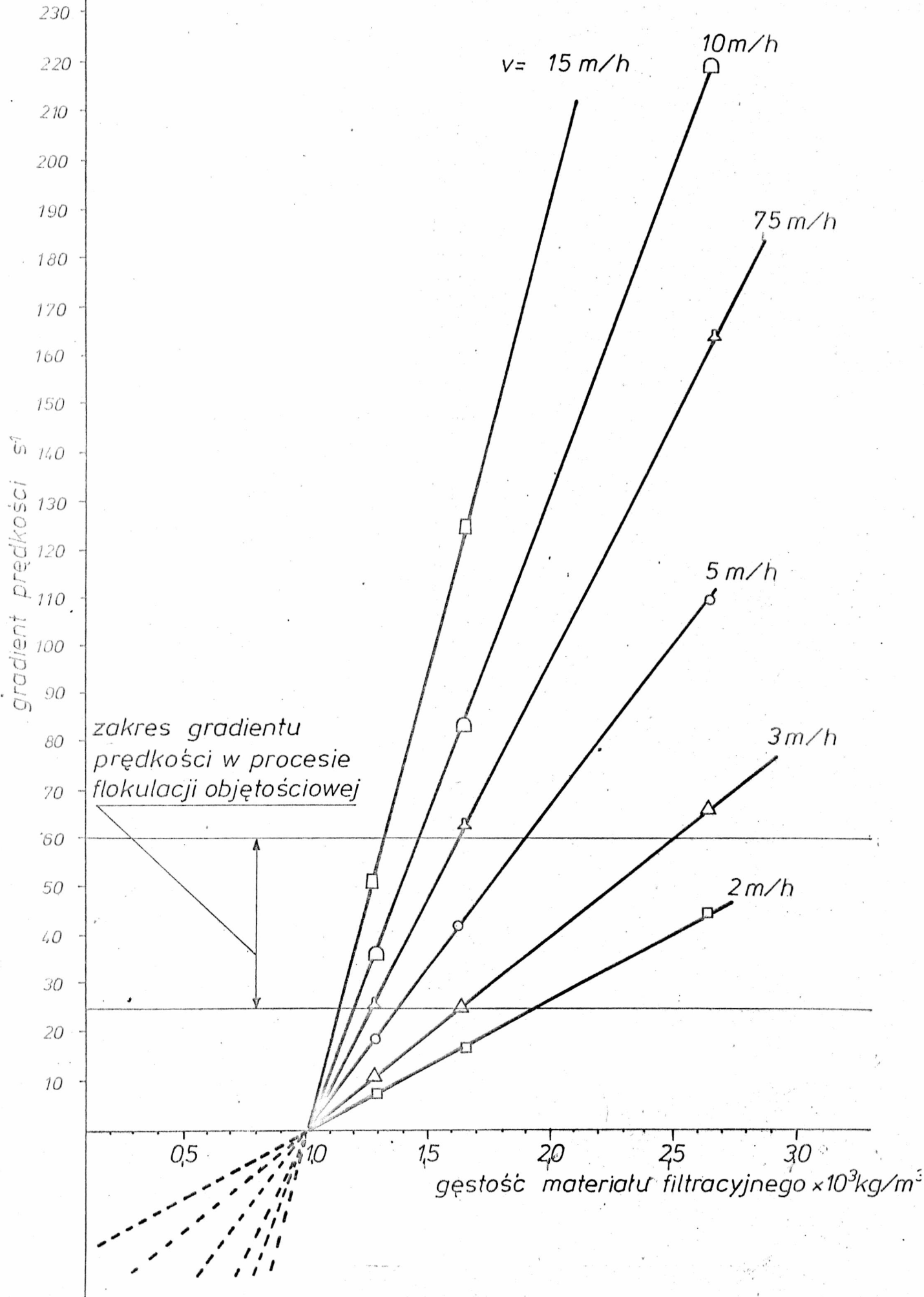
Przepływ w kanalikach złoża upodabnia się do przepływu przez rurki krzywoliniowe [36], natomiast w rozważaniach teorii filtracji zakłada się pęk równoległych kapilar prostoliniowych. Nastręcza to wiele trudności w określaniu stałych w równaniach 45 i 46.

Określenie zaś strat energetycznych w filtracji wody przez złożo jest jednoznaczne, co pozwala na stosunkowo łatwe obliczenie gradientu prędkości.

Z wyprowadzonego wzoru 44 wynika, iż gęstość materiału filtracyjnego wpływa na wielkość gradientu prędkości. Znaczenie gęstości złoża można wyjaśnić przyjmując warunki brzegowe np. gęstość materiału filtracyjnego zmierzającą do gęstości wody. W tym przypadku całe wyrażenie zmierza do zera. Przy rosnącej gęstości materiału wielkość gradientu również rośnie. W przypadku materiału o gęstości mniejszej od wody wyrażenie zmienia znak i należy również zmienić kierunek wektora prędkości filtracji. Zmienia się wówczas sam charakter zjawiska, gdyż złożo wypływa. W takim przypadku należy zabezpieczyć je przed wynoszeniem z filtru. Filtry ze złożem o mniejszej gęstości od wody zostały zastosowane w praktyce [37].

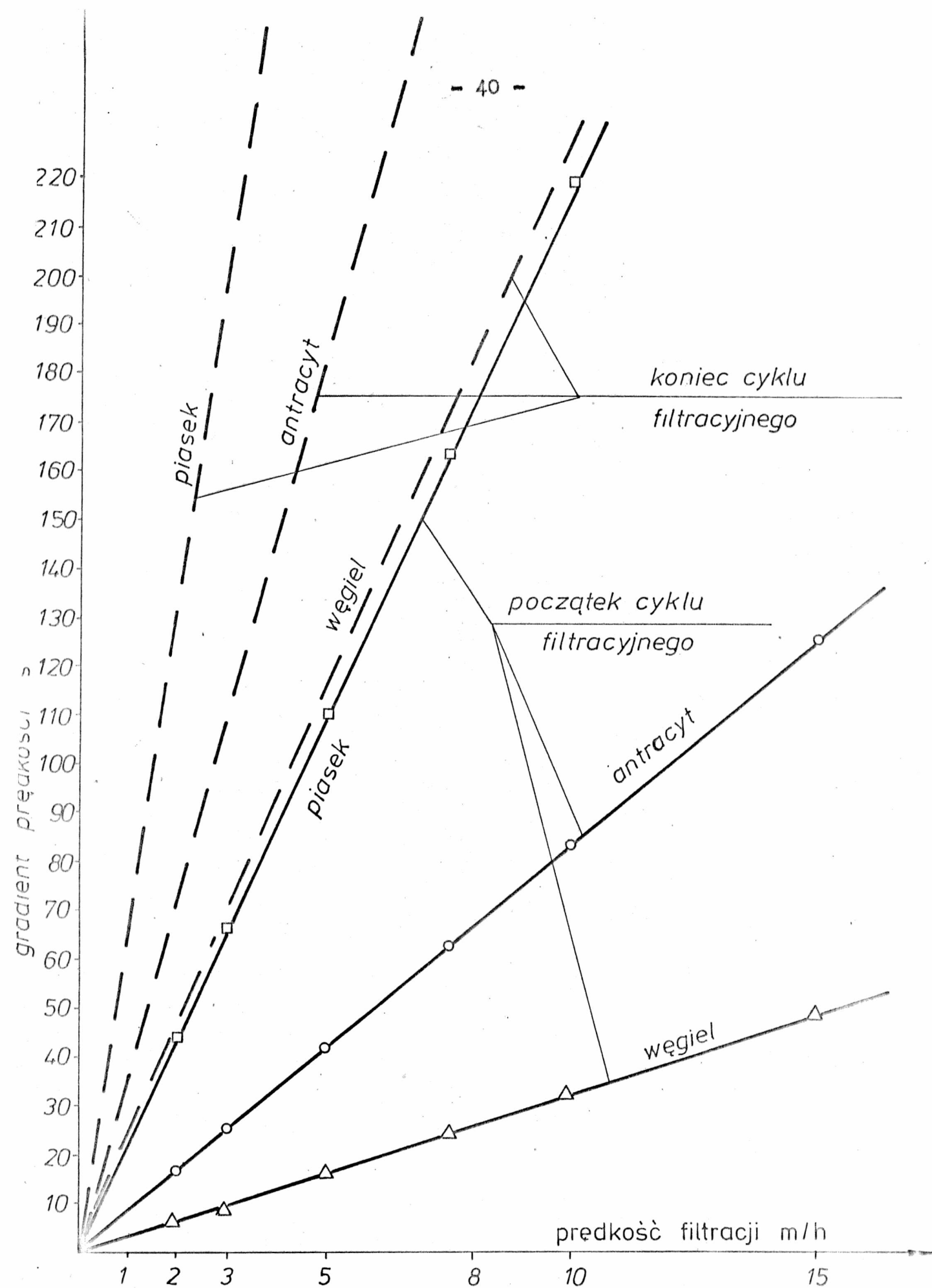
W celu porównania wpływu gęstości złoża na wartość gradientu prędkości określono zależności dla materiałów filtracyjnych: piasku o gęstości $2,65 \cdot 10^{-3} \text{ kg/m}^3$, antracytu $1,65 \cdot 10^{-3} \text{ kg/m}^3$ i nawodnionego węgla aktywnego o gęstości $1,3 \cdot 10^{-3} \text{ kg/m}^3$ oraz prędkości filtracji od 2 do 15 m/h /rys. 10/.

Porowatość tych materiałów wynosiła odpowiednio 0,35; 0,40; 0,45. Stałe Kozeny - Carmana "K" wyznaczone dla strat ciśnienia przy filtracji czystej wody wynosiły: 70 - dla piasku, 55 - dla antracytu i 30 - dla węgla aktywnego.



RYS.10

Gradient prędkości w zależności od gęstości
złoża filtracyjnego



RYS. 11. Gradient prędkości w złożu filtracyjnym w zależności od prędkości filtracji.

Z wykresu na rys. 10 można wnosić, że jednakowe warunki flokulacji są utrzymane przy rosnącej prędkości filtracji dla materiałów o malejącej gęstości. Zależność ta jest zgodna z doświadczeniem oraz stosowanymi większymi prędkościami filtracji dla złożów wielowarstwowych, lub jednowarstwowych z materiałów lżejszych od piasku.

Warunki odpowiednie dla flokulacji objętościowej są zachowane w złożach filtracyjnych: piaskowym - przy prędkościach filtracji 1 - 3 m/h; antracytowym - 3 - 7,5 m/h; a w złożu z węgla aktywnego - przy prędkościach 7,5 - 15 m/h. Wartości gradientu prędkości ulegają zwiększeniu w cyklu filtracyjnym. W złożu węglowym pod koniec cyklu filtracji warunki flokulacji są podobne do warunków panujących w czystym złożu piaskowym, przy zachowaniu tej samej prędkości filtracji /rys. 11/ [38] .

Utrzymanie jednakowych warunków flokulacji wymaga zmniejszenia prędkości filtracji 2 - 3 razy.

Zaletą gradientu prędkości w procesie filtracji jest ilościowe określenie wpływu gęstości materiału złoża na efekty filtracji, co dotychczas ujawniało się w badaniach tylko jakościowo [39].

Gradient prędkości charakteryzujący siły ścinania odpowiedzialne za niszczenie kłaczków w złożu, uzasadnia stosowanie odpowiedniej prędkości filtracji zależnie od gęstości złoża, a także stosowanie polielektrolitów celem zwiększenia wytrzymałości kłaczków na ich niszczenie.

2.4. Ocena skuteczności procesu koagulacji.

2.4.1. Koagulacja objętościowa.

Efekty procesu koagulacji określa się na podstawie skuteczności usuwania barwy, mętności, utlenialności. Pomocną tech-

niką w ocenie procesu koagulacji jest pomiar ruchliwości elektroforetycznej koagulowanych cząstek.

Według Kawamury, Hanna i Shumate [40] o efektywności usuwania barwy i mętności decyduje ładunek koloidów i zasadowość wody.

Zależność funkcyjną określającą dawkę siarczanu glinowego autorzy ci przedstawili w postaci:

$$D = B_1 Z + B_2 P^m$$

47

Koagulacją związków barwnych zajmował się Hall i Packham [41].

Porównanie efektów koagulacji związków barwnych i mętnych zestawiono w tab. 4:

h.4

Tab. 4. Charakterystyka koagulacji zawiesin rozpuszczonej gliny i substancji humusowych siarczanem glinowym [41]

Zawiesina rozpuszczonej gliny	Substancje humusowe
Optimum pH 6,7 - 7,5	Optimum pH 5 - 6
Minimalna pozostała mętność nie zależy od pH	Minimalna pozostała barwa zależy od pH
Wzrost stężenia zmniejsza dawkę koagulanta	Wzrost stężenia powoduje wzrost dawki koagulanta
Dawka i optymalne pH zmieniają się w obecności substancji humusowych	Dawka i optymalne pH nie zależą od obecności gliny

W wyniku pomiaru potencjału elektrokinetycznego } Gupta i inni [42] stwierdzili, że przy wzroście stężenia gliny rozpuszczonej pH punktu izoelektrycznego maleje.

Wspomaganie procesu koagulacji polielektrolitami znalazło szerokie zastosowanie w świecie.

Polielektrolity kationowe mogą być stosowane jako samodzielne koagulanty szczególnie przy oczyszczaniu wód o wysokiej mętności [43, 44], zaś polielektrolity anionowe lub niejonowe wydatnie wspomagają flokulację, zmniejszają dawkę koagulantu podstawowego, poprawiają warunki sedymentacji osadów pokoagulacyjnych przy uzyskaniu właściwej jakości wody uzdatnionej [45, 46]:

Badania nad przydatnością polielektrolitów wykazały ich wyższość nad powszechnie stosowaną krzemionką aktywną [47].

Szczególnie przydatne okazały się polielektrolity dla wspomaganie koagulacji wód o niskich temperaturach [48].

Wpływem temperatury na efekty koagulacji siarczanem glinowym zajmował się Chojnacki [49] i stwierdził znaczne pogorszenie skuteczności procesu w niskich temperaturach.

W koagulacji siarczanem glinowym wraz ze zmianą temperatury wody zmienia się optymalny odczyn procesu [50, 51]: Optimum pH dla koagulacji wzrasta ze wzrostem dawki siarczanu glinowego [52].

Zastosowanie polielektrolitów kationowych eliminuje ujemny wpływ temperatury na proces koagulacji [53].

Proces koagulacji można zintensyfikować przez stosowanie koagulantów mieszanych.

Łączne dawkowanie soli glinowych i żelazawych utlenionych chlorem pozwala na zwiększenie stopnia usuwania barwy i utlenialności, zmniejsza zużycie koagulantów, powoduje pow-

stanie dużych i ciężkich kłaczków co usprawnia ich sedymentację [54, 55] .

Na usuwanie zanieczyszczeń w procesie koagulacji wpływają w kolejności: dawka koagulantu, temperatura, czas flokulacji, szybkość mieszania, czas sedymentacji.

Zmiana jednego z czynników pociąga za sobą zmianę pozostałych. W badaniach procesu flokulacji Kawamura [56] stwierdził, że optymalny gradient flokulacji wynosi 55 s^{-1} .

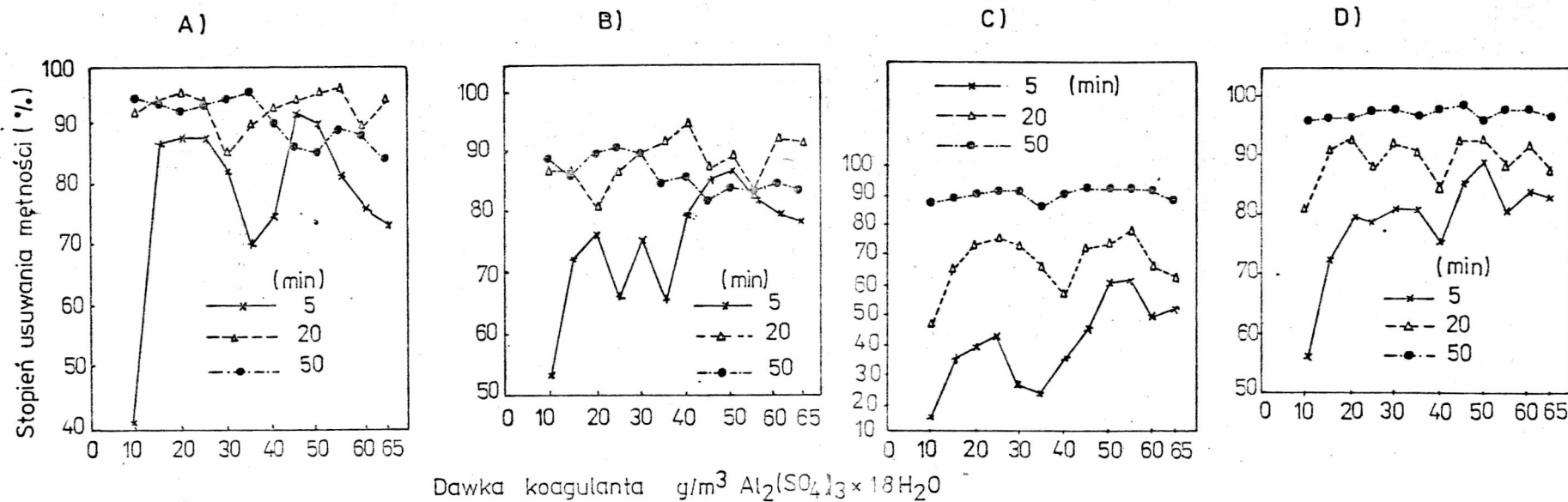
Ustalona optymalna prędkość obrotowa w procesie wolnego mieszania w badanym zakresie temperatur 283, 293, 308 K wynosiła $3,14 \text{ rad/s}$ [57].

Przy zastosowaniu wysokosprawnych filtrów można zwiększyć gradient flokulacji do 150 s^{-1} co znacznie skraca czas flokulacji i sedymentacji [56].

Badania wpływu zmiennych niezależnych [58] /dawka koagulantu, czas flokulacji, prędkość obrotowa mieszadeł/ na usuwanie mętności przedstawiono na rys. 12, 13, 14.

Stopień usuwania mętności zwiększał się wraz ze wzrostem dawki koagulantu. Przy niskich dawkach koagulantu skuteczność usuwania mętności zwiększano poprzez wydłużenie czasu flokulacji oraz zwiększenie prędkości obrotowej łopatek mieszadła. Przy prędkości obrotowej łopatek $\geq 5,23 \text{ rad/s}$ /50 obr/min/ wydłużenie czasu flokulacji ponad 600 s /10 min/ nieznacznie wpływało na usuwanie mętności w zakresie dawek 10 - 50 g/m^3 siarczanu glinowego. Na podstawie przeprowadzonych badań ustalono dla usuwania mętności optymalną dawkę siarczanu glinowego - 25 g/m^3 , prędkość kątową mieszadeł 4,18 - 5,23 rad/s /40 - 50 obr/min/, optymalny czas flokulacji - 1800 s /30 min/.

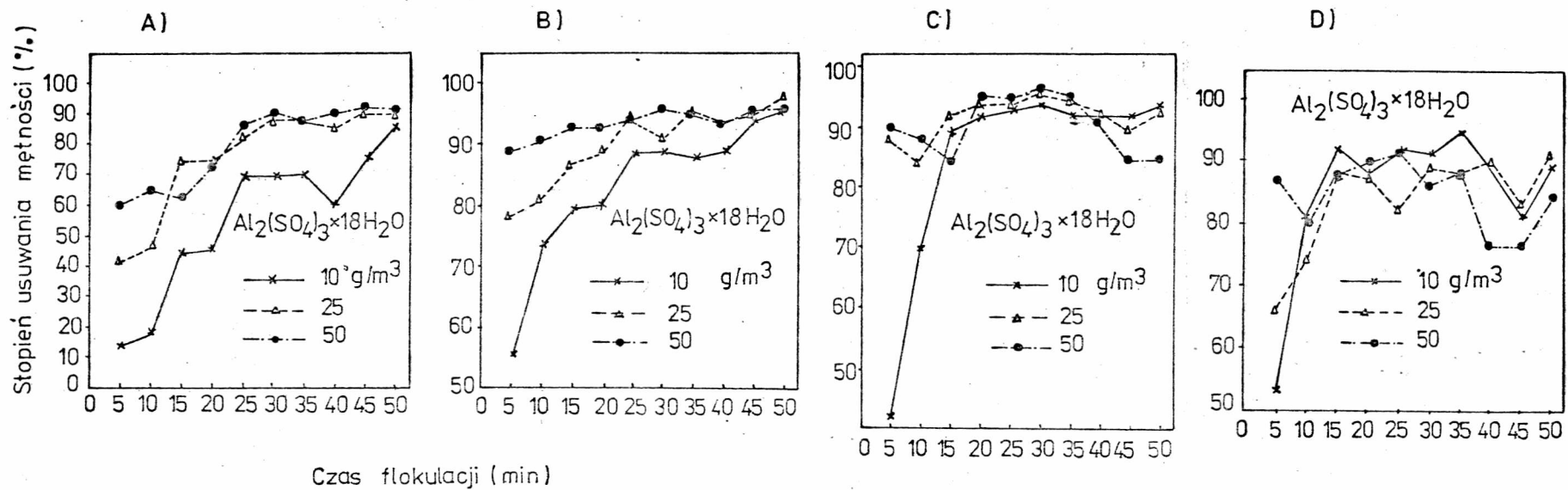
Po wnikliwej analizie modeli matematycznych liniowego, logarytmicznego i wieloczynnikowego autorzy [58] określili matema-



RYS.12. WPŁYW DAWKI KOAGULANTA NA STOPIEŃ USUWANIA MĘTNOŚCI [58]

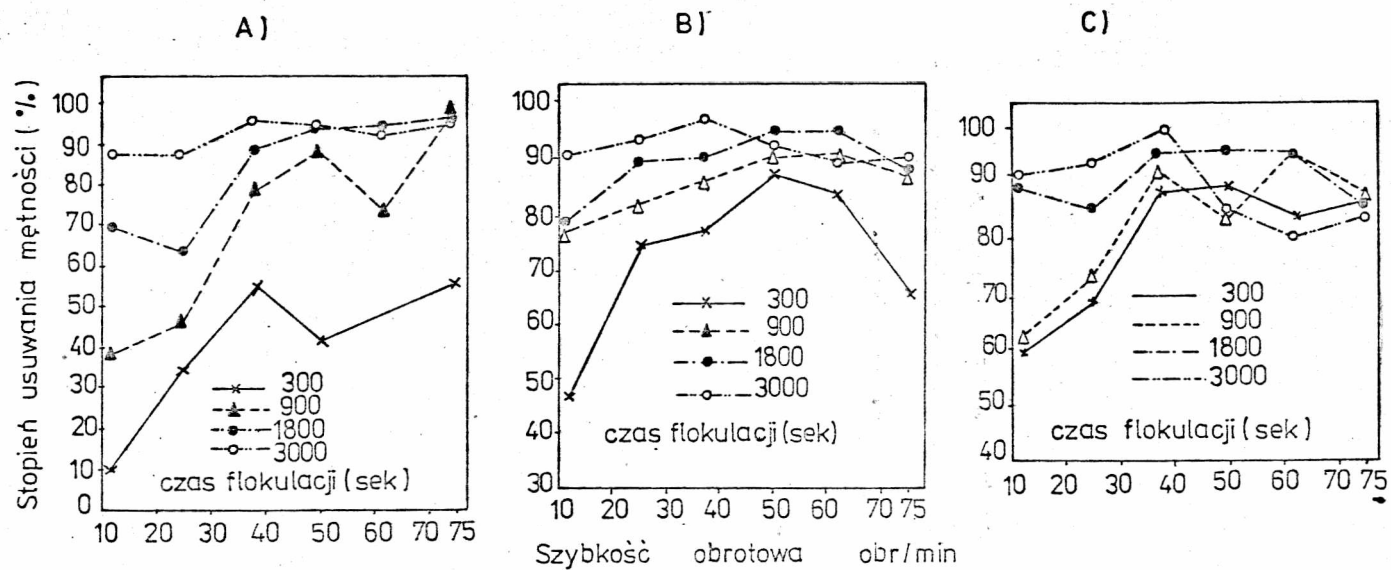
SZYBKOŚĆ OBROTOWA ŁOPATEK MIESZADŁA

A) 50 obr/min B) 75 obr/min C) 12 obr/min D) 37 obr/min



RYS.13 WPŁYW CZASU FLOKULACJI NA STOPIEŃ USUWANIA MĘTNOŚCI [58]
SZYBKOŚCI OBROTOWE ŁOPATEK

A) 12 obr/min B) 37 obr/min C) 50 obr/min D) 75 obr/min



RYS. 14. WPŁYW SZYBKOŚCI OBROTOWEJ ŁOPATEK MIESZADŁA NA STOPIEŃ USUWANIA MĘTNOŚCI [58]

A) 10 g/m³ Al₂(SO₄)₃·18H₂O B) 25 g/m³ C) 50 g/m³

tyczną zależność wpływu zmiennych niezależnych na stopień usuwania mętności w postaci:

$$\frac{C}{C_0} = -5,94 + 2,38 t - 0,012 \omega^2 + 1,72 \omega - 0,0085 t D - 0,015 t \omega + 3,9 \cdot \frac{1}{D^2} - 0,018 D^2$$

48

Model ten wskazuje na wysoki stopień trudności przy określaniu znaczenia zmiennych niezależnych w procesie flokulacji. Trudności te spowodowane są najprawdopodobniej istnieniem czynników, których jednoznacznego wpływu w powiązaniu z pozostałymi zmiennymi nie udało się określić.

Wydaje się, że jednym z tych czynników jest gradient prędkości ruchu cieczy w procesie flokulacji. Uwzględnia on zmianę lepkości cieczy wynikającą ze zmiany temperatury cieczy oraz charakteryzuje energię mechaniczną wprowadzaną do układu w procesie wolnego mieszania.

Poza tym na przebieg koagulacji istotne znaczenie mają właściwości fizyczno-chemiczne usuwanych z wodą domieszek koloidalnych.

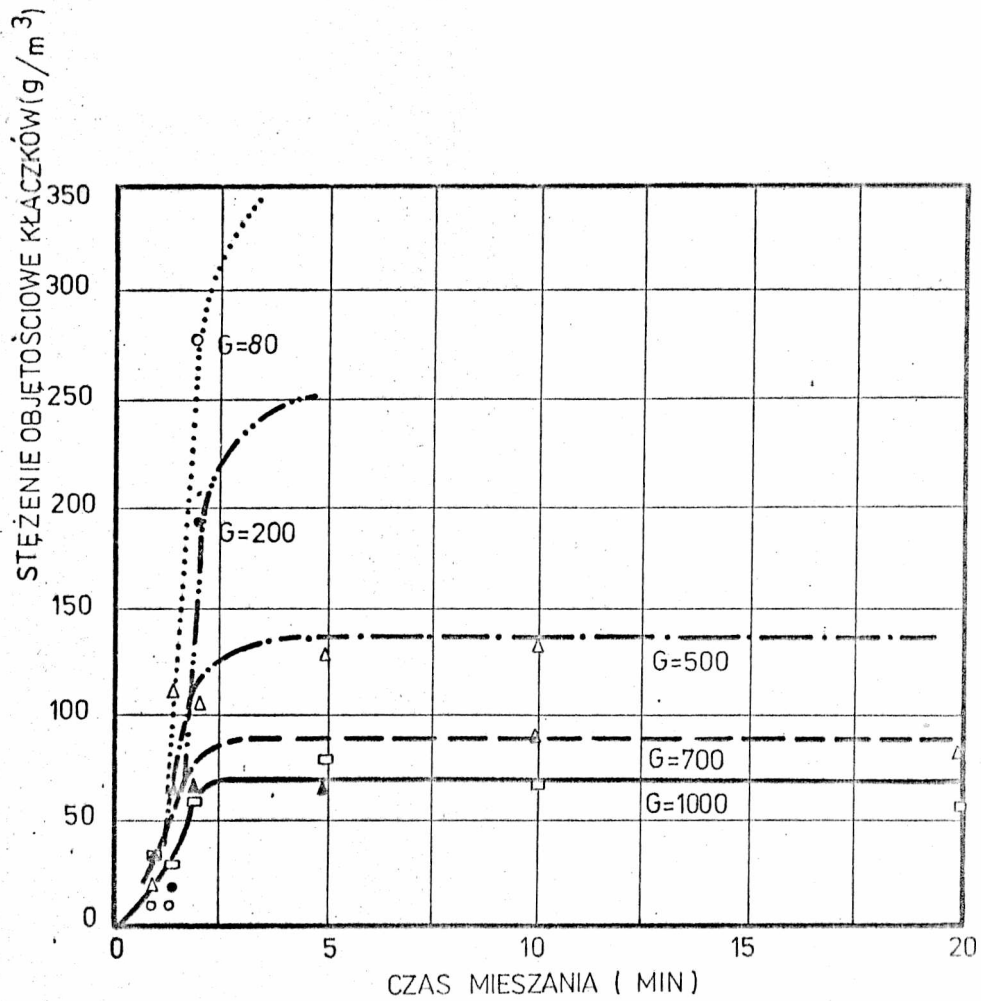
Wpływem gradientu prędkości i czasu mieszania na stężenie objętościowe i wielkość powstających kłaczków zajmował się Camp [12]. Z jego badań wynika, że stężenie objętościowe kłaczków rośnie wraz ze zmniejszeniem się wartości gradientu prędkości i jest ustabilizowane po czasie ok. 120 - 150 s

s.15 zwłaszcza przy wysokich wartościach gradientu prędkości /rys.15/.

s.16 Wielkość powstałych kłaczków przedstawia rys. 16 .

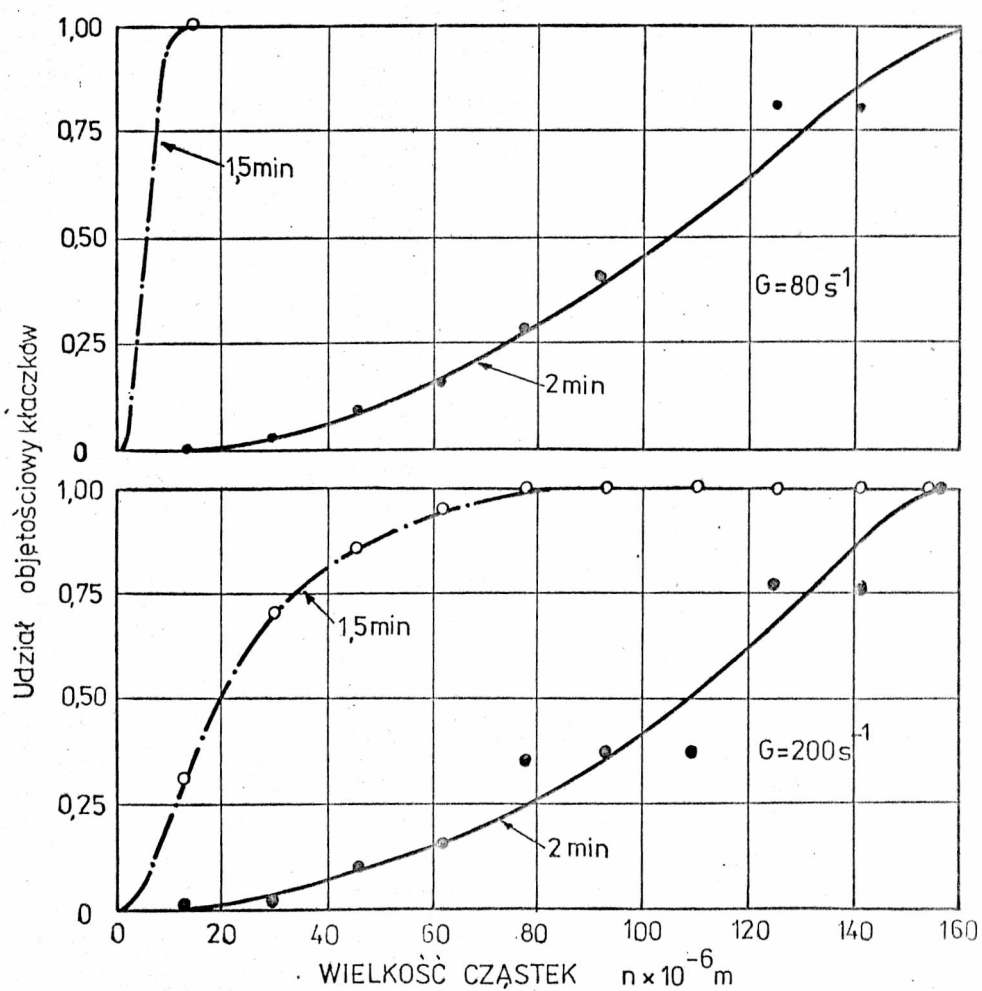
2.4.2. Koagulacja powierzchniowa.

Koagulacja powierzchniowa znajduje coraz powszechniejsze zastosowanie szczególnie dla wód o niskich wskaźnikach zanie-



RYG.15. WPŁYW CZASU MIESZANIA I GRADIENTU PRĘDKOŚCI
NA STĘŻENIE OBJĘTOŚCIOWE KŁACZKÓW [12]

RYŚ.16. ROZKŁAD WIELKOŚCI CZĄSTEK [12]



czyszczenia, dla których koagulacja objętościowa w ogóle nie zachodzi [59, 60, 61, 62] .

Zasadniczym czynnikiem regulującym stopień wstępnego oczyszczania wody i przygotowania jej do filtracji jest chłonność złożów filtracyjnych na zanieczyszczenia.

Złoża wielowarstwowe umożliwiają prowadzenie procesu koagulacji bezpośrednio w złożach filtracyjnych z zastosowaniem wyższych niezbędnych dawek koagulantu lub niejednokrotnie z podwyższeniem prędkości filtracji [63] .

W badaniach nad filtracją kłaczków wykazano, że kłaczki żelaza usuwane są najskuteczniej w pobliżu punktu izoelektrycznego [33], natomiast mętności - przy lekko ujemnej wartości ruchliwości elektroforetycznej [64, 65, 66], zaś barwy - przy lekko dodatniej [67] .

Dla zwiększenia efektywności usuwania ujemnych cząstek gliny stosuje się impregnację powierzchni piasku ładunkiem dodatnim [33, 68] .

W procesie koagulacji powierzchniowej istotne znaczenie ma sposób wytworzenia kłaczków o odpowiedniej wytrzymałości. Na cykl filtracji wpływają oprócz wytrzymałości kłaczków ich objętość i zagęszczanie w złożu [32] .

Zdaniem Campa bezpośrednią filtrację można stosować dla kłaczków o stężeniu objętościowym $50 - 300 \text{ g/m}^3$. Dla uzyskania maksymalnego stężenia objętościowego kłaczków gradient prędkości można zmieniać w granicach $150 - 1000 \text{ s}^{-1}$ a czas flokulacji trwa kilka min [69] .

Badania usuwania okrzemek wykazały, że dla dawek siarczanu glinowego $10 - 20 \text{ g/m}^3$ i gradientu flokulacji $20 - 50 \text{ s}^{-1}$, czas flokulacji, po którym możliwe było stosowanie filtracji z pominięciem sedymentacji nie przekraczał 600 s [70] .

Tredgett [61] stwierdził, że dla bezpośredniej filtracji kłaczków można stosować gradient prędkości $140 - 250 \text{ s}^{-1}$ z czasem mieszania 30 do 90 s.

Zdaniem Minca [29] najlepsze rezultaty prowadzenia procesu uzyskuje się, gdy koagulant dodany jest do wody bezpośrednio przed filtrami, tak aby przed zetknięciem się ze złożem nastąpiła co najwyżej jego hydroliza oraz zmniejszenie stabilności koloidów. Jest to zrozumiałe, gdyż dla możliwie pełnego wykorzystania własności katalitycznych fazy stałej, zobojętnianie potencjału elektrokinetycznego, hydroliza koagulantu i początek kłaczkowania winny nastąpić już w kontakcie z materiałem sorbowanym na powierzchni ziarn złoża filtracyjnego [71].

W przypadku zwiększenia się rozmiarów koagulowanych cząstek zmniejsza się prawdopodobieństwo przyciągania ich przez ziarna materiału filtracyjnego, a zatem również i ich adhezja, co powoduje zmniejszenie skuteczności procesu.

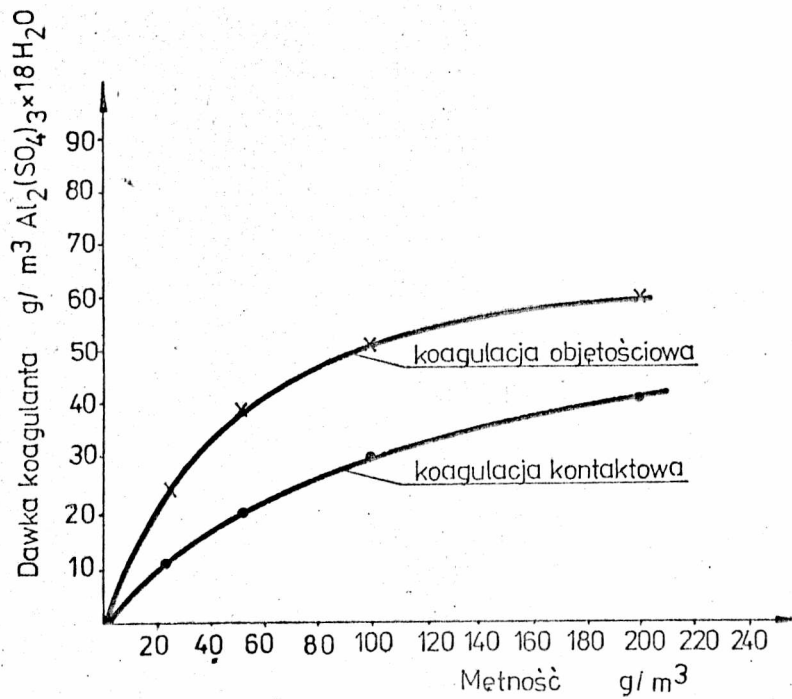
Wówczas zjawiska zaczynają się upodabniać do zjawisk zachodzących w koagulacji objętościowej.

Ważnym czynnikiem w koagulacji jest ustalenie optymalnej dawki koagulantu. Optymalna dawka koagulantu określona w próbie naczyniowej nie zapewnia optymalnych warunków filtracji [29, 72, 73, 74].

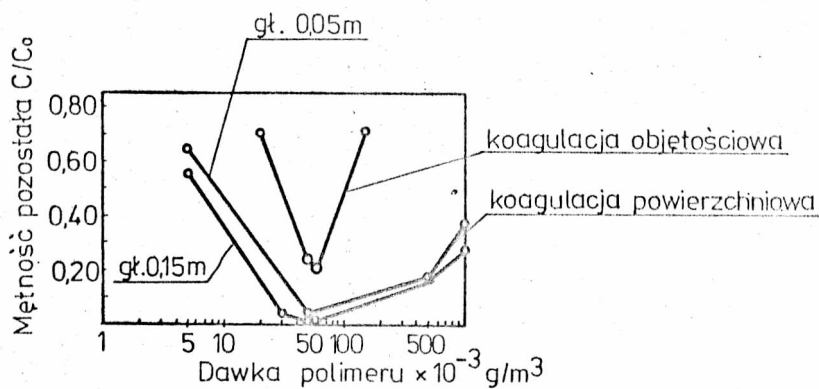
W koagulacji objętościowej optymalna dawka koagulantu jest z reguły wyższa niż w koagulacji powierzchniowej bądź kontaktowej zarówno przy stosowaniu koagulantów hydrolizujących

17,18 /rys. 17/ jak i polielektrolitów /rys. 17, 18/ [31, 72].

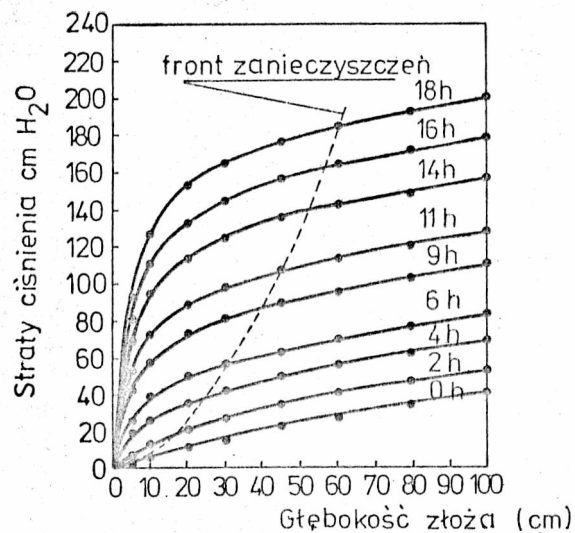
Optymalne dawki w procesie filtracji ustala się na podstawie przesuwania się w złożu frontu zanieczyszczeń [75]. W oparciu o to samo założenie można określić optymalny cykl filtracji [31], lub optymalną wysokość złoża [75].



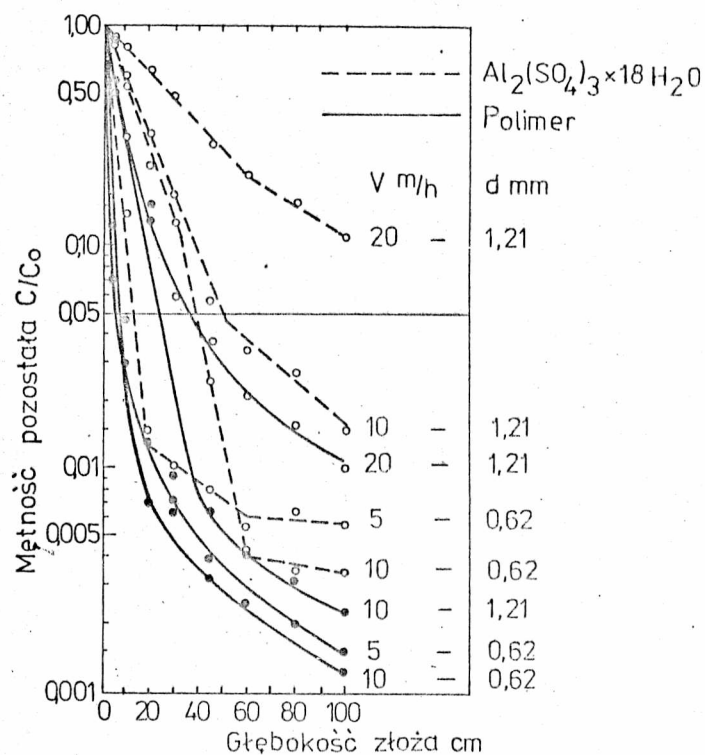
RYS.17 ZALEŻNOŚĆ WIELKOŚCI DAWKI KOAGULANTA OD MĘTNOŚCI WODY W PROCESIE KOAGULACJI OBJĘTOŚCIOWEJ I KONTAKTOWEJ [72]



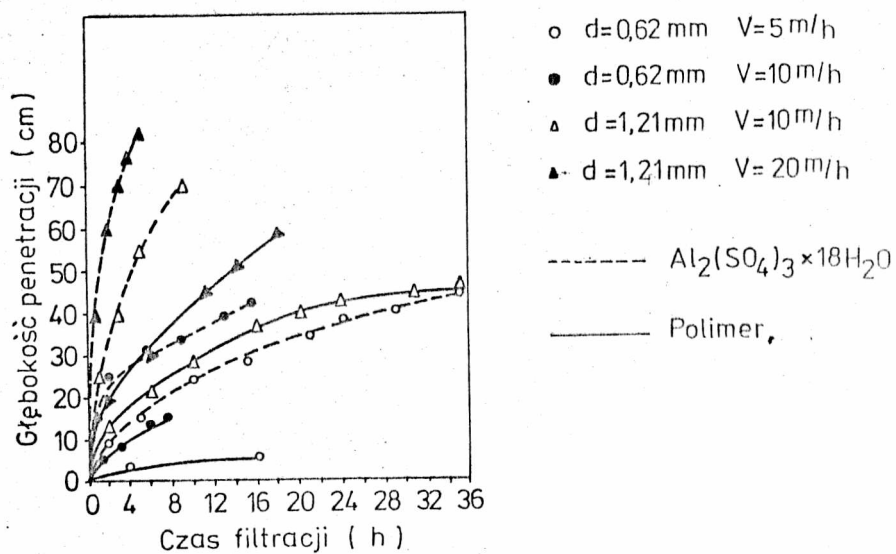
RYS.18. WPŁYW DAWKI POLIMERU NA MĘTNOŚĆ POZOSTAŁĄ [31]



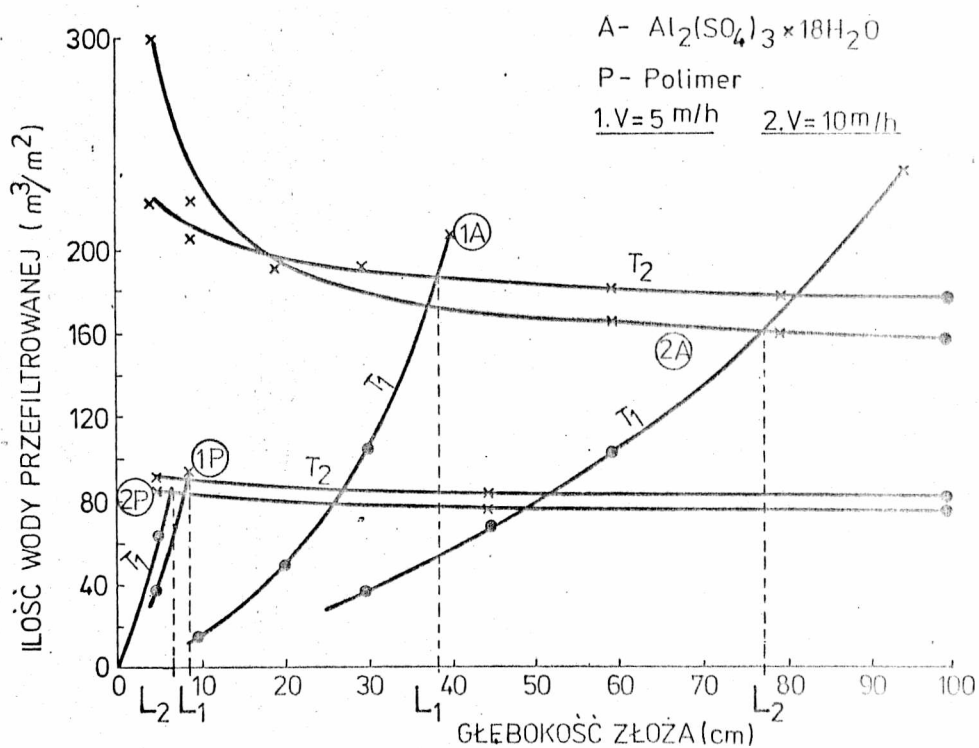
RYS.19. ZALEŻNOŚĆ STRAT CIŚNIENIA OD GŁĘBOKOŚCI ZŁOŻA
FILTRACYJNEGO DLA DAWKI POLIMERU 0,05 g/m³
UZIARNIENIE ZŁOŻA - 1,21 mm
PRĘDKOŚĆ FILTRACJI $V = 20 \text{ m/h}$ [31]



RYS.20. ZALEŻNOŚĆ MĘTNOŚCI POZOSTAŁEJ OD GŁĘBOKOŚCI
ZŁOŻA PO 5h FILTRACJI [31]



RYS. 21. PENETRACJA ZANIECZYSZCZEŃ [31]



RYS. 22. OKREŚLENIE WYMAGANEJ GŁĘBOKOŚCI ZŁOŻA [31]

T₁ - Cykl określony jakością filtratu
 T₂ - Cykl określony stratami ciśnienia

Uziarnienie złoża - 0,62 mm

Przebieg frontu zanieczyszczeń w odniesieniu do strat ciśnienia przedstawiono na rys. 19 , natomiast jakość filtratu odpowiadającą cyklowi filtracyjnemu - na rys. 20

19,20, oraz głębokość penetracji zanieczyszczeń w złożu -

- na rys. 21 [31] .

Z przedstawionych zależności wynika, że przy stosowaniu siarczanu glinowego dla złożów gruboziarnistych wymagana jest większa wysokość złoża niż przy stosowaniu polielektrolitów. Podobnie zmienia się wysokość złoża przy zwiększeniu prędkości filtracji.

Określenie wymaganej wysokości złoża zilustrowano na rys. 22 .

Wysokość złoża wyznacza punkt przecięcia dwóch krzywych: cyklu filtracji określonego jakością filtratu oraz cyklu filtracji określonego osiągnięciem maksymalnych strat ciśnienia.

Mechanizm usuwania z wody zawieszin kłaczkowatych i ziarnistych związany jest z powierzchniowym działaniem między ziarnami piasku a usuwanymi cząstkami [76]. Działanie powierzchniowe można regulować czynnikami chemicznymi.

Zarówno rodzaj i stężenie anionów jak i odczyn wody wpływają na sprawność usuwania domieszek oraz długość cyklu filtracji [70, 75 , 77, 78] .

Wpływem temperatury na efekty koagulacji powierzchniowej zajmował się Zakrzewski [79] i stwierdził, że jest on znacznie mniejszy niż w koagulacji objętościowej. Można wnosić, że wynika to z możliwości prowadzenia procesu przy wyższym potencjale elektrokinetycznym, przy którym koloidy mogą okazać się stabilne w koagulacji objętościowej [51]. Długość cyklu filtracji, a także chłonność złoża na zanieczyszczenia można zwiększyć wskutek stosowania impregnacji

złoż szczególnie wielowarstwowych koagulantem lub polielektrolitami [80, 81, 82] :

W procesie filtracji stwierdzono większą przydatność polielektrolitów anionowych niż kationowych i niejonowych [81, 83]. Usieciowanie mikrocząstek w koagulacji powierzchniowej zachodzi między mikrocząstkami a złożem filtracyjnym w odróżnieniu od klasycznej flokulacji, w której zjawisko to ma miejsce tylko między mikrocząstkami.

Obecność w wodzie jonów dwuwartościowych ułatwia tworzenie mostów i sieci pomiędzy zawieszoną i złożem filtracyjnym przy stosowaniu polielektrolitów anionowych, natomiast dla polielektrolitów kationowych obecność tych jonów nie ma znaczenia [83].

Zadawalające rezultaty oczyszczania wód o wyższych wskaźnikach zanieczyszczenia uzyskano w metodzie podwójnej filtracji kontaktowej [84]. Metoda ta polega na dwustopniowej filtracji. W pierwszym stopniu filtrowano wodę z koagulantem w filtrze kontaktowym z prędkością $5,5 \cdot 10^{-3} - 8,3 \cdot 10^{-3} \text{ m/s}$ /20 - 30 m/h/, natomiast w 2^o - filtrowano wodę z prędkością $1,4 \cdot 10^{-3} - 2 \cdot 10^{-3} \text{ m/s}$ /5 - 7,5 m/h/. Zawiesiny częściowo wynoszone z 1^o układu zatrzymywane były w 2^o. Zarówno w 1 jak i 2 stopniu stosowano złoża piaskowe bądź piaskowo-węglowe. Najlepsze efekty uzyskano, gdy w 1^o układu zastosowano złożo piaskowe, a w 2^o - piaskowo-węglowe.

3. Badania procesu koagulacji:

3.1. Cel i zakres pracy:

W procesie koagulacji usuwanie zanieczyszczeń uzależnione jest z jednej strony od rodzaju i dawek koagulantów, czasu i

intensywności mieszania; z drugiej zaś - od składu fizyczno-chemicznego wody tj. stężenia i ładunku cząstek koloidalnych, temperatury i odczynu wody, a także siły jonowej roztworu.

W pracy wykazano, że filtrację można rozpatrywać jako szczególny przypadek flokulacji. W procesie flokulacji istotne znaczenie ma czas i intensywność mieszania.

Czas flokulacji w procesie prowadzonym w złożach filtracyjnych określany jest zwykle pośrednio przez podanie charakterystyki złoża /uziarnienia, porowatości, wysokości/ oraz prędkości filtracji. W przypadku filtracji konieczne jest określenie cyklu filtarcyjnego.

Intensywność mieszania można opisać gradientem prędkości. Gradient prędkości charakteryzuje wytrzymałość kłaczków. Praktyka wykazała, że zadowalające rezultaty oczyszczania otrzymuje się przy filtracji kłaczków drobnych ale odpornych na siły ścinania. W koagulacji klasycznej natomiast wytrzymałość kłaczków może być znacznie mniejsza, ale powinny one być duże i łatwo sedimentujące.

Celem pracy było ustalenie wpływu niektórych czynników na przebieg koagulacji zarówno objętościowej jak i powierzchniowej / w złożach filtracyjnych/.

Wyboru parametrów dokonano na podstawie danych charakteryzujących proces koagulacji niezależnie od rodzaju wody.

Zaliczono do nich rodzaj i dawkę koagulantów, temperaturę i odczyn wody oraz intensywność mieszania mierzoną gradientem prędkości.

Znajomość parametrów opisujących zjawiska koagulacji pozwala określić optymalne warunki przebiegu procesu.

3.2. Sposób prowadzenia badań.

3.2.1. Koagulacja objętościowa.

Koagulację objętościową prowadzono w zlewkach o pojemności 1 dm³. Stosowano koagulanty podstawowe takie jak siarczan glinowy, siarczan żelazowy oraz środki wspomagające.

Badania skuteczności koagulacji prowadzono również przy użyciu polielektrolitów zarówno kationowych jak i anionowych.

Koagulanty podstawowe stanowiły roztwory 1 %, natomiast polielektrolity - 0,1 - 0,5 %.

Szybkie mieszanie trwało od 60 do 120 s, wolne do 1200 s / w niektórych przypadkach do 1500 s./.

Środki wspomagające dawkowano równocześnie lub z opóźnieniem w stosunku do koagulantu podstawowego. Wyprzedzenie w dawkowaniu siarczanu glinowego stosowano w celu wytworzenia drobnych kłaczków pokoagulacyjnych, które łatwo aglomerowały za pomocą polielektrolitów.

Do korekty odczynu stosowano 0,1 n HCl lub NaOH. Badano wpływ temperatury na efekty koagulacji. Stałą temperaturę utrzymywano poprzez zanurzanie prób wody w kąpeli termostabilnej.

Poza tym badano wpływ naturalnej zmiany temperatury i związaną z tym zmianę składu wody na skuteczność koagulacji.

W procesie flokulacji uwzględniono wpływ gradientu prędkości ruchu cieczy. Do wyznaczania gradientu flokulacji niezbędne były pomiary prędkości obrotowej i wielkości mieszadeł oraz objętości badanych prób.

Efekty koagulacji określano na podstawie zmian barwy, mętności i utlenialności wody oraz pozostałego glinu lub żelaza zgodnie z PN.

Oznaczenia wykonywano po 1800 s sedymentacji. Utlenialność, barwę i glin oznaczono po sączeniu przez sączek miękki.

Do kontroli procesu wykonywano także niekiedy pomiary potencjału elektrokinetycznego cząstek koloidalnych w osadach. Potencjał elektrokinetyczny określano w oparciu o pomiar ruchliwości elektroforetycznej metodą elektroforezy.

3.2.2. Koagulacja powierzchniowa.

W koagulacji powierzchniowej efektywność procesu określa się na podstawie długości cykli filtracyjnych.

Badano wpływ koagulantu na skuteczność koagulacji w zależności od rodzaju złoża filtracyjnego, odczynu oraz temperatury wody. Charakterystykę złożów filtracyjnych przedstawiono w tab. 5 i na rys. 23.

W czasie cykli filtracyjnych mierzono przyrost strat ciśnienia filtracyjnego na podstawie których określono stopień zanieczyszczenia złożów, zmianę ich porowatości pozornej, prędkość równoważną oraz gradient prędkości.

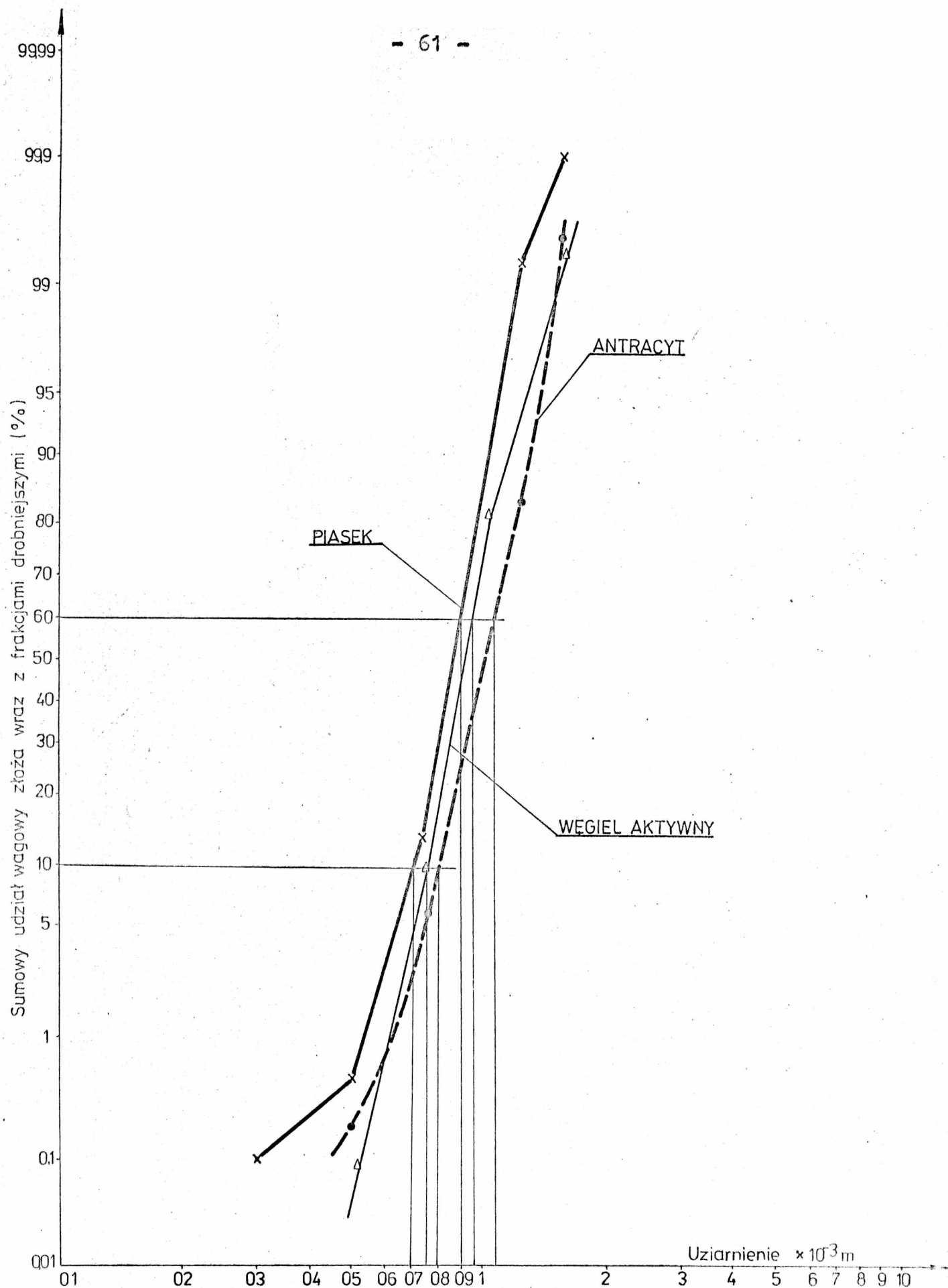
Skuteczność polielektrolitów określano dla gruboziarnistych złożów piaszkowych.

Oznaczenie wykonano jak w koagulacji objętościowej zgodnie z PN.

3.3.1. Skład wód.

Badania nad koagulacją wody siarczanem glinowym prowadzono dla wody z rzeki Odry i Bobru.

Badania koagulacji domieszek wody z rzeki Bobru [85] prowadzono w okresie od czerwca do listopada 1972 r. i dotyczyły



kształtowania się pH wody, zasadowości, mętności, barwy, utlenialności i potencjału elektrokinetycznego. Odczyn wody w badanym okresie zmieniał się w zakresie 7,4 - 7,8 pH, zasadowość - 1,5 - 2,0 val/m³, mętność - 5 - 50 g/m³, barwa - 20 - 50 g/m³Pt i utlenialność 3,8 - 13,0 g/m³O₂. Mętność wody szczególnie niska / 5 - 15 g/m³/ była trudno usuwalna. Potencjał elektrokinetyczny cząstek koloidalnych w wodzie surowej zmieniał się od - 8 do - 30 mV.

24 - Wartość średnia potencjału cząstek koloidalnych wynosiła - 18,5 mV /rys. 24/. Naturalna temperatura wody zmieniała się w zakresie 282 - 292 K. Koagulację domieszek wody z rzeki Odry prowadzono w okresie lutego 1974 r. oraz lipca 1975 r.

W okresach tych zasadowość wody zmieniała się w granicach 2,0 - 2,5 val/m³, odczyn - 7,4 - 7,5 pH.

Pozostałe wskaźniki wody zmieniały się zależnie od pory roku. W zimie barwa wahała się od 20 do 35 g/m³Pt, mętność - 15 - 20 g/m³, utlenialność 11,2 - 13,2 g/m³O₂.

Średni potencjał elektrokinetyczny cząstek wynosił - 30,5 mV.

W lecie wskaźniki te kształtowały się następująco: barwa - 50 g/m³Pt, mętność - 30 g/m³, utlenialność 15,5 - 16,2 g/m³O₂.

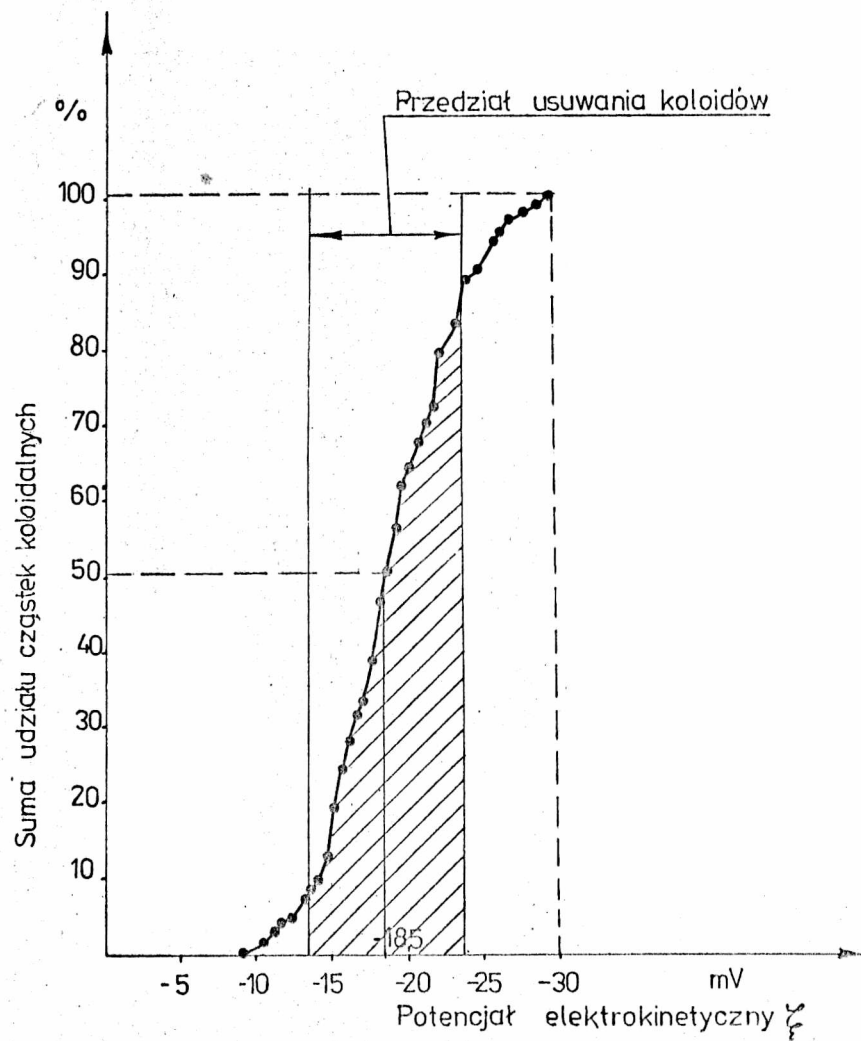
Średni potencjał elektrokinetyczny cząstek wynosił - 22,0 mV.

Wynika stąd, że woda w okresie letnim była bardziej zanieczyszczona. Pomimo niższego potencjału elektrokinetycznego cząstek koloidy okazały się bardziej stabilne.

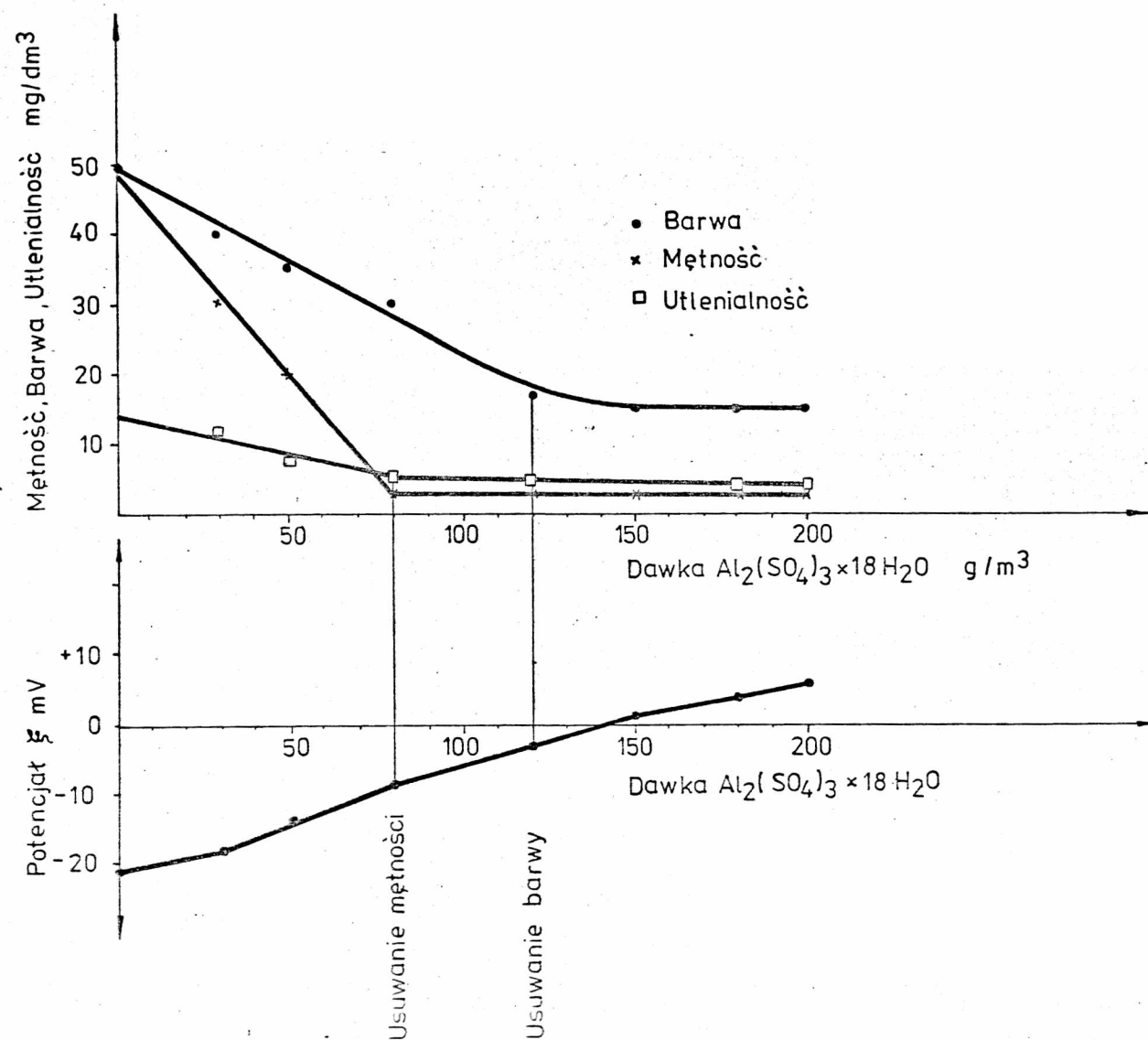
3.3.2. Koagulacja domieszek wody z rzeki Bóbr.

5 Rezultaty koagulacji wody przedstawiono w tabeli 6 i na rys. 25 .

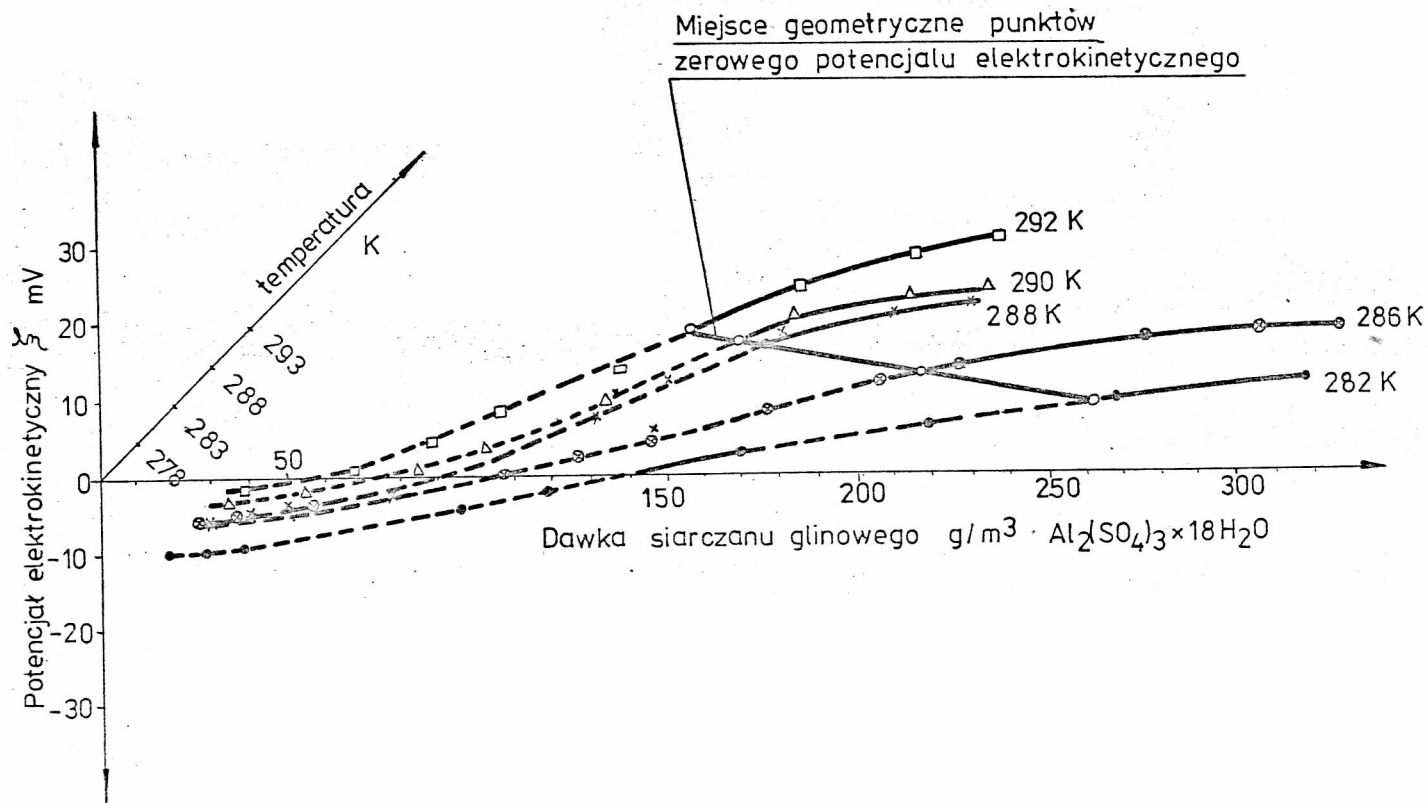
Dla wody o mętności 50 g/m³ i barwie 50 g/m³Pt uzyskano usuwanie mętności do 3 g/m³ przy dawce 80 g/m³ Al₂/SO₄/3.



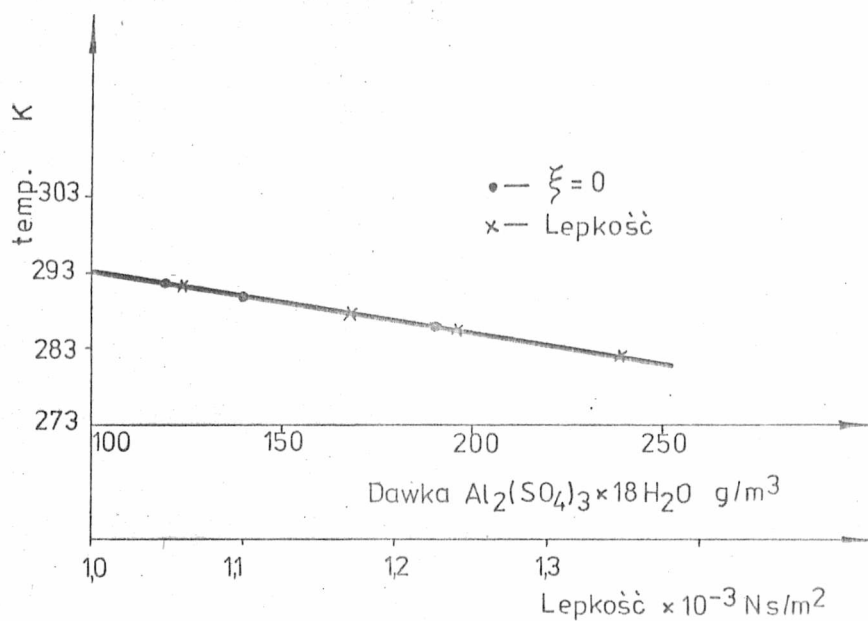
RYS.24 ROZKŁAD SUMOWY POTENCJAŁU ELEKTROKINETYCZNEGO KOLOIDÓW WODY SUROWEJ RZEKI BÓBR [85]



RYS. 25 EFEKTY KOAGULACJI DOMIESZEK WODY Z RZEKI BÓBR SIARCZANEM GLINOWYM [85]



RYS.26. WPŁYW DAWKI SIARCZANU GLINOWEGO I TEMPERATURY WODY Z RZEKI
BÓBR NA WARTOŚCI POTENCJAŁU ELEKTROKINETYCZNEGO [85]



RYS.27 WPŁYW TEMPERATURY NA ZMIANĘ LEPKOŚCI
WODY I DAWKI SIARCZANU GLINOWEGO W
PUNKCIE IZOELEKTRYCZNYM [85]

• 18 H₂O, natomiast usuwanie barwy do 20 g/m³Pt - przy dawce 120 g/m³/rys. 25/.

Potencjał elektrokinetyczny usuwania mętności wynosił -8,5 mV, a barwy -3 mV. Początek kłaczkowania wystąpił przy potencjale ζ równym -15 mV.

Całkowite usuwanie mętności występowało przy potencjale zerowym. Dawka siarczanu glinowego niezbędna dla osiągnięcia punktu izoelektrycznego układu koloidowego wynosiła 140 g/m³, dla wody o temperaturze 288 K i zmieniała się wraz ze zmianą temperatury zgodnie z lepkością wody od 120 do 240 g/m³ Al₂/SO₄/₃ • 18H₂O w zakresie temperatur 291 do 282 K /rys. 26,27/.

3.3.3. Koagulacja domieszek wody z rzeki Odry.

Wyniki badań przedstawiono w tab. 7 i 8.

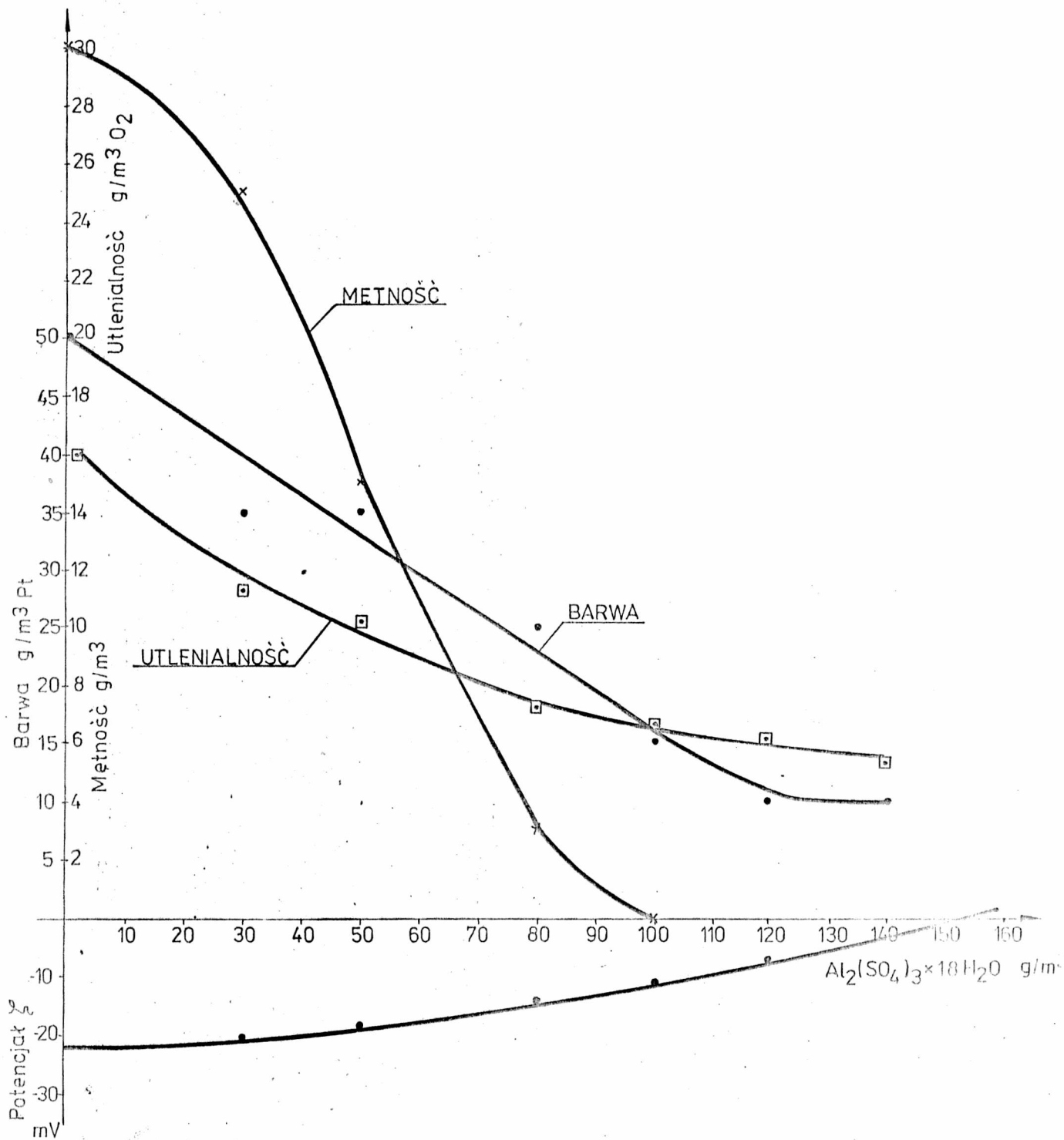
Koagulację domieszek wody z rzeki Odry w okresie większego zanieczyszczenia / lato 75/ przeprowadzono dla dwóch temperatur: temperatury właściwej dla rzeki w tym okresie 293 K oraz temperatury niższej 281 K /tab. 7/.

Temperaturę zmieniano celem ujawnienia jej wpływu na efekty koagulacji przy niezmiennym składzie.

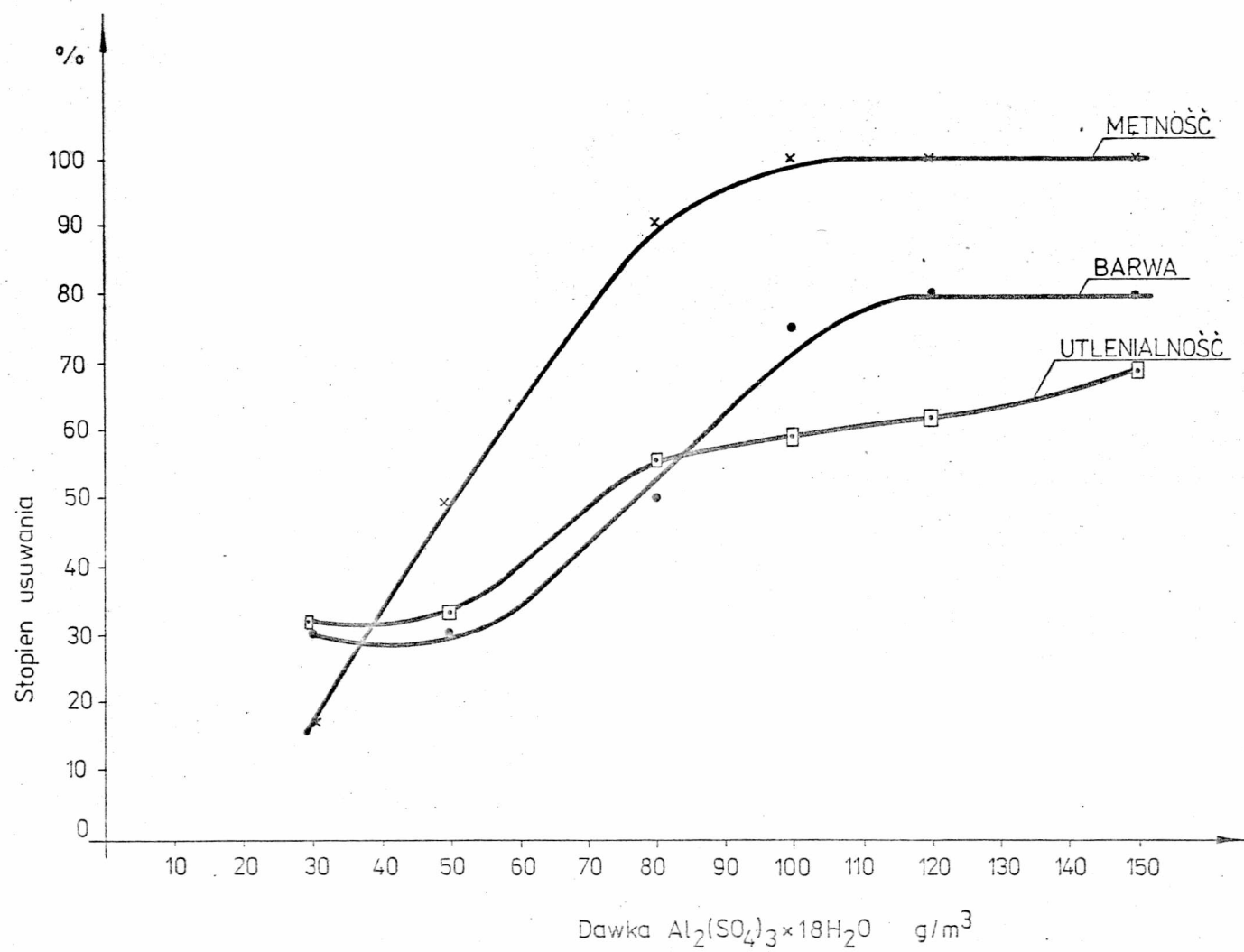
Usunięcie mętności do 3 g/m³ w temp. 293 K uzyskano przy dawce 80 g/m³ Al₂/SO₄/₃ • 18H₂O, natomiast barwy do 20 g/m³Pt przy ok. 90 g/m³ Al₂/SO₄/₃ • 18H₂O. Potencjał elektrokinetyczny usuwania mętności wynosił -14 mV, zaś barwy ok. -12 mV. /rys. 28/.

W procesie koagulacji domieszek w temp. 293 K uzyskano usuwanie mętności w 100 % przy dawce 100 g/m³, barwy 80 % przy dawce 120 g/m³. W zakresie tych dawek siarczanu glinowego stopień usuwania utlenialności wynosił 59 - 62 %

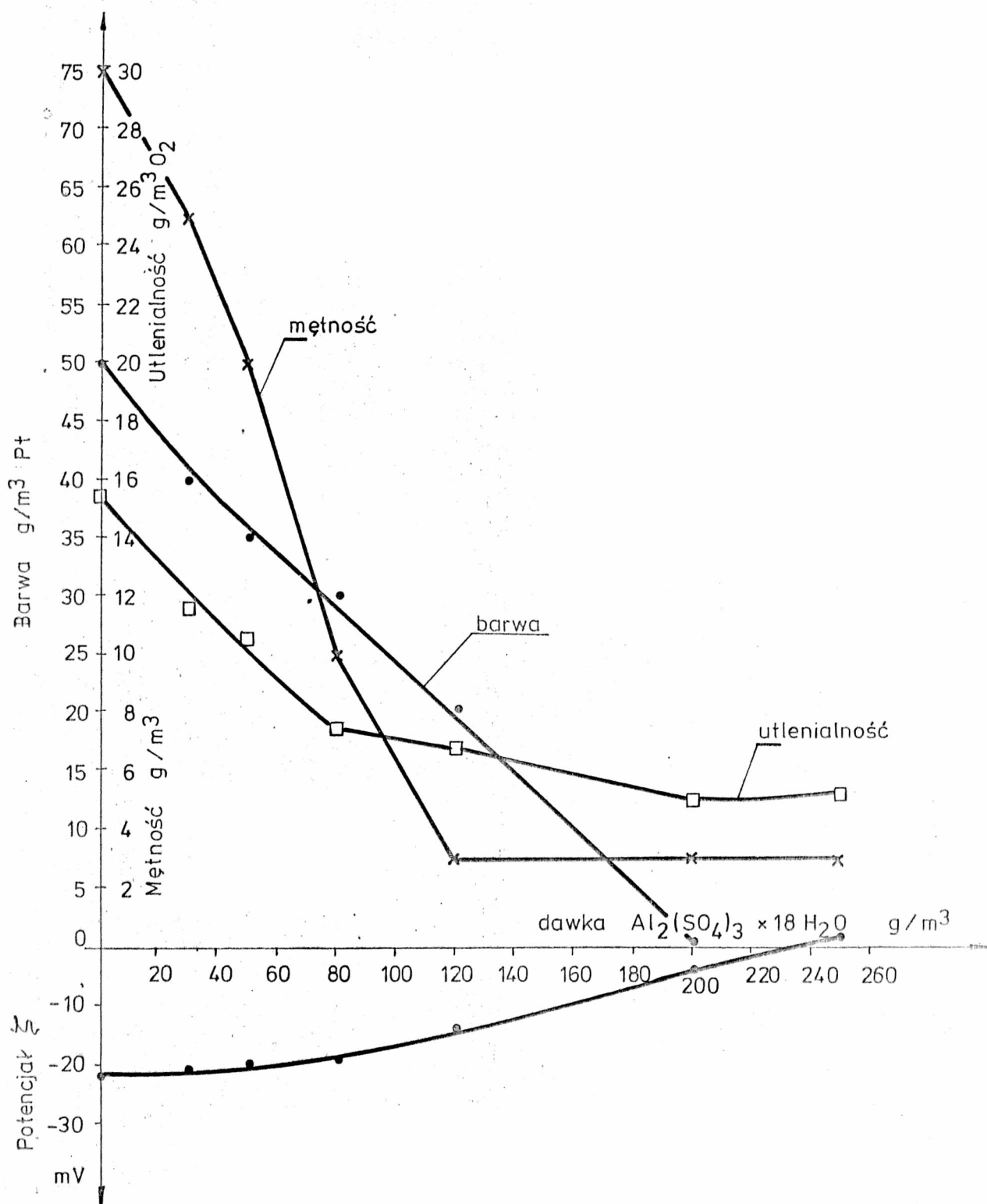
/rys. 29/.



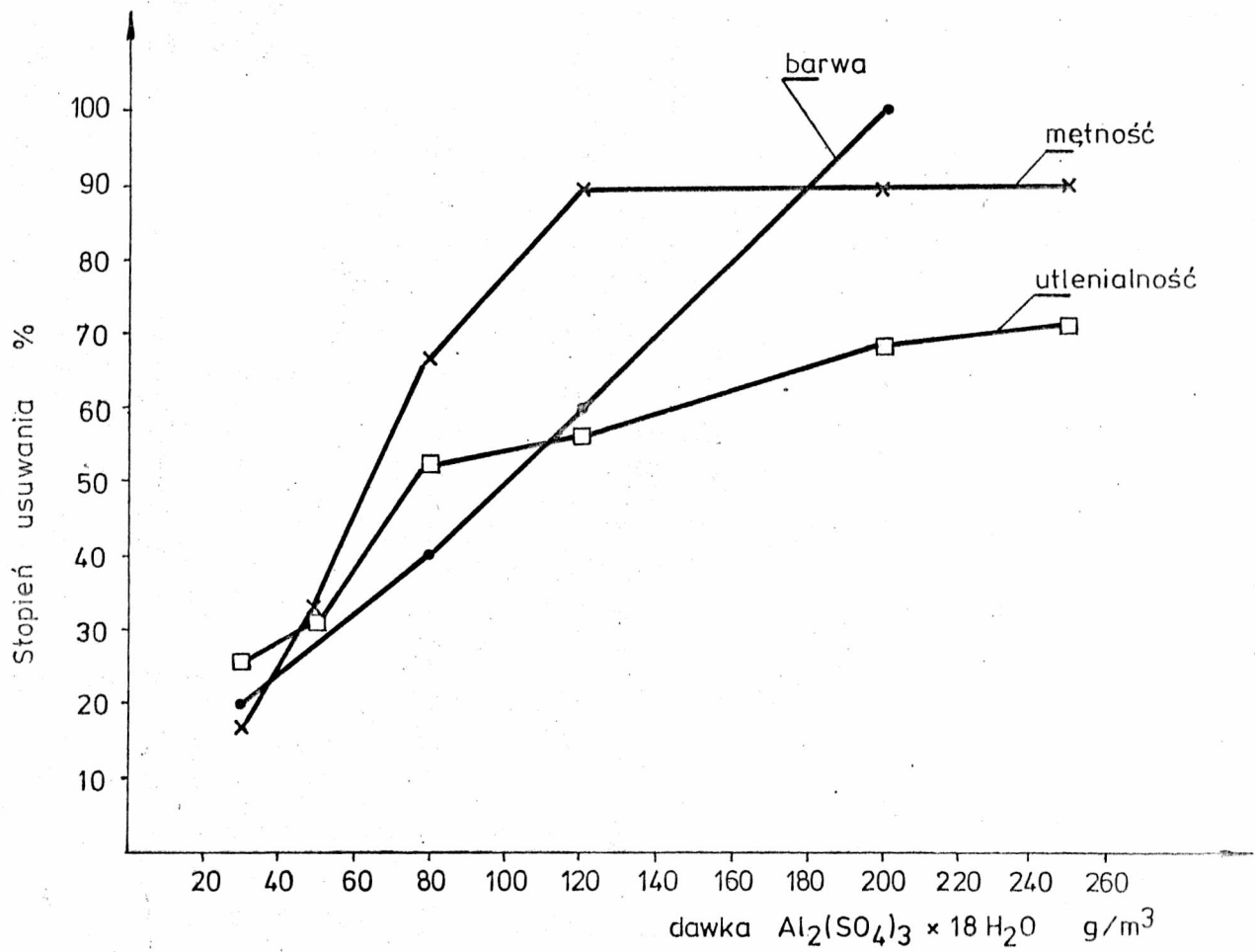
RYG. 28. EFEKTY KOAGULACJI DOMIESZEK WODY Z RZĘKI ODRY SIARCZANEM GLINOWYM
W OKRESIE LETNIM TEMP. 293 K



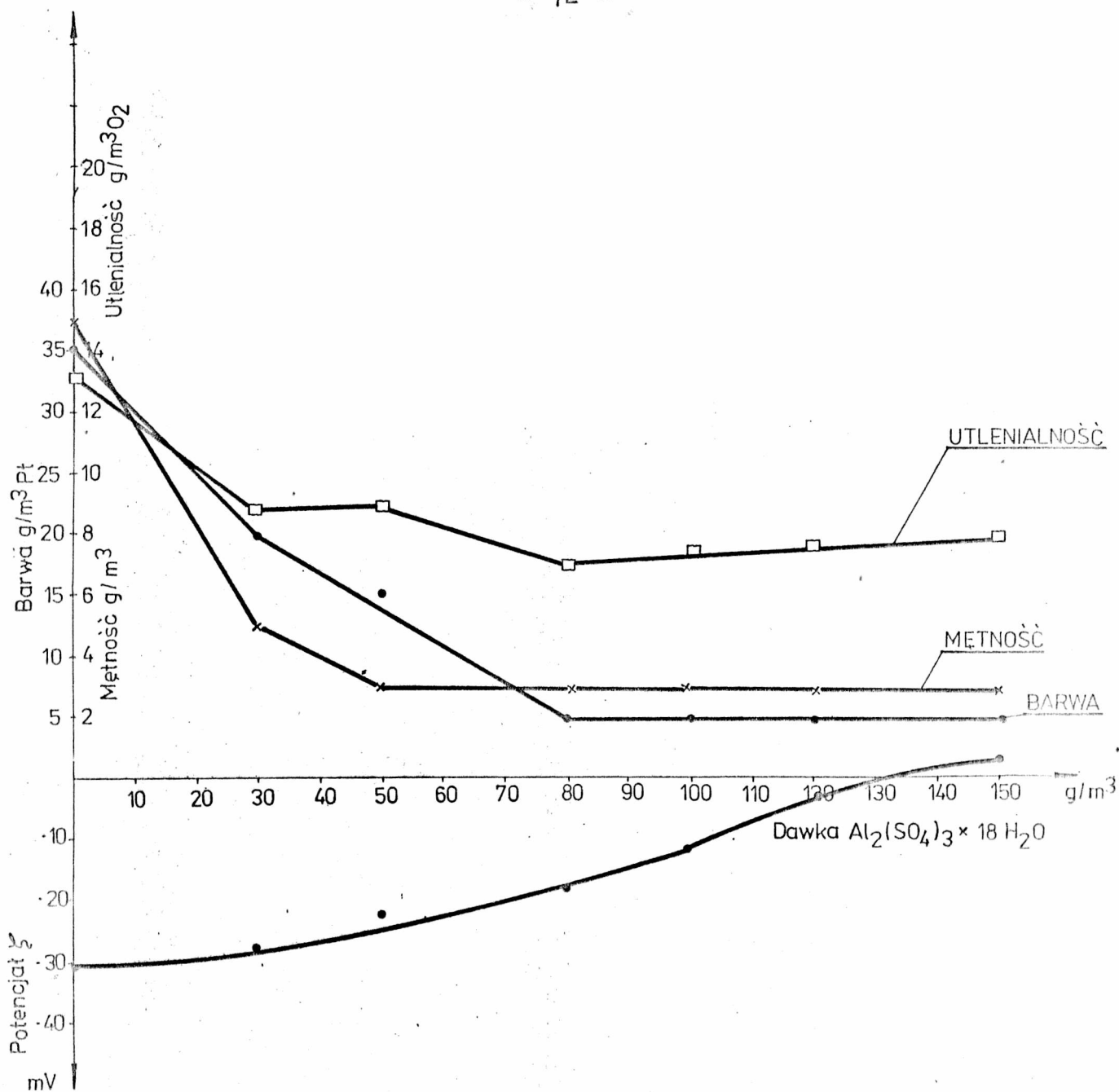
RYS. 29 WPŁYW DAWKI SIARCZANU GLINOWEGO NA USUWANIE ZANIECZYSZCZEŃ Z WODY
RZEKI ODRY W OKRESIE LETNIM TEMP. 293 K



RYS 30. EFEKTY KOAGULACJI DOMIESZEK WODY Z RZĘKI ODRY
SIARCZANEM GLINOWYM W OKRESIE LETNIM, TEMP. 281 K

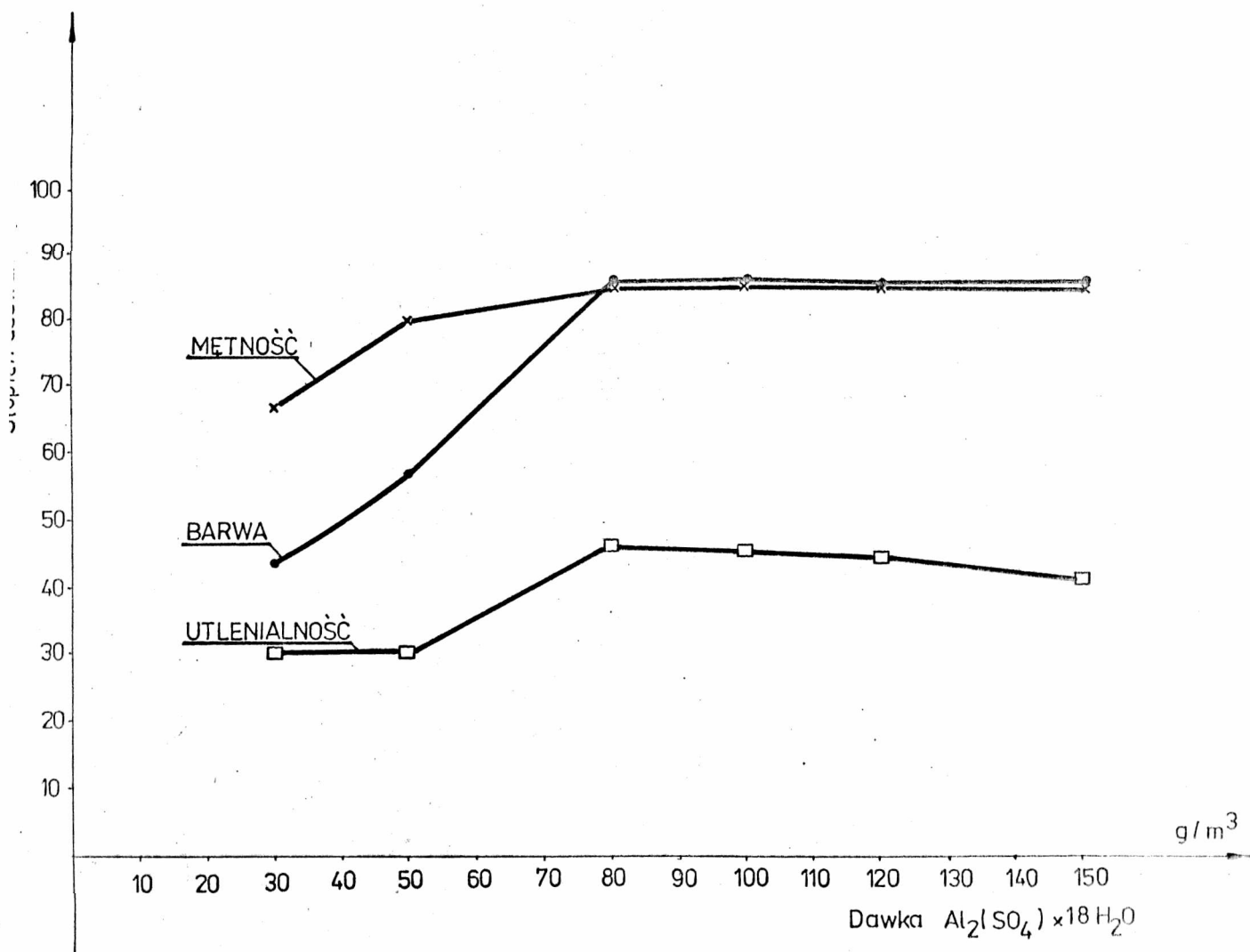


RYS. 31. WPŁYW DAWKI SIARCZANU GLINOWEGO NA USUWANIE ZANIECZYSZCZEŃ Z WODY RZĘKI ODRY W OKRESIE LETNIM, TEMP. 281 K.

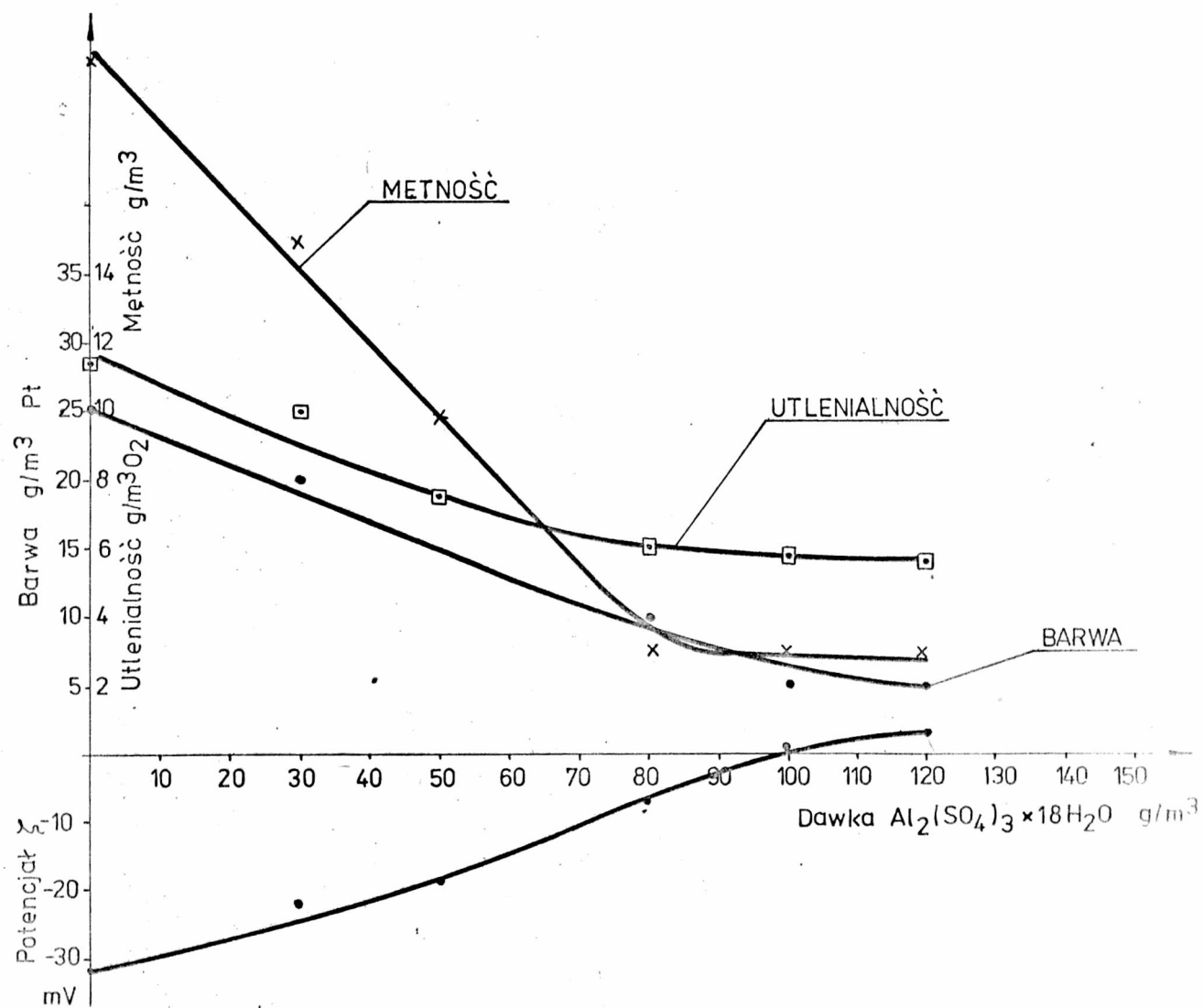


RYS.32

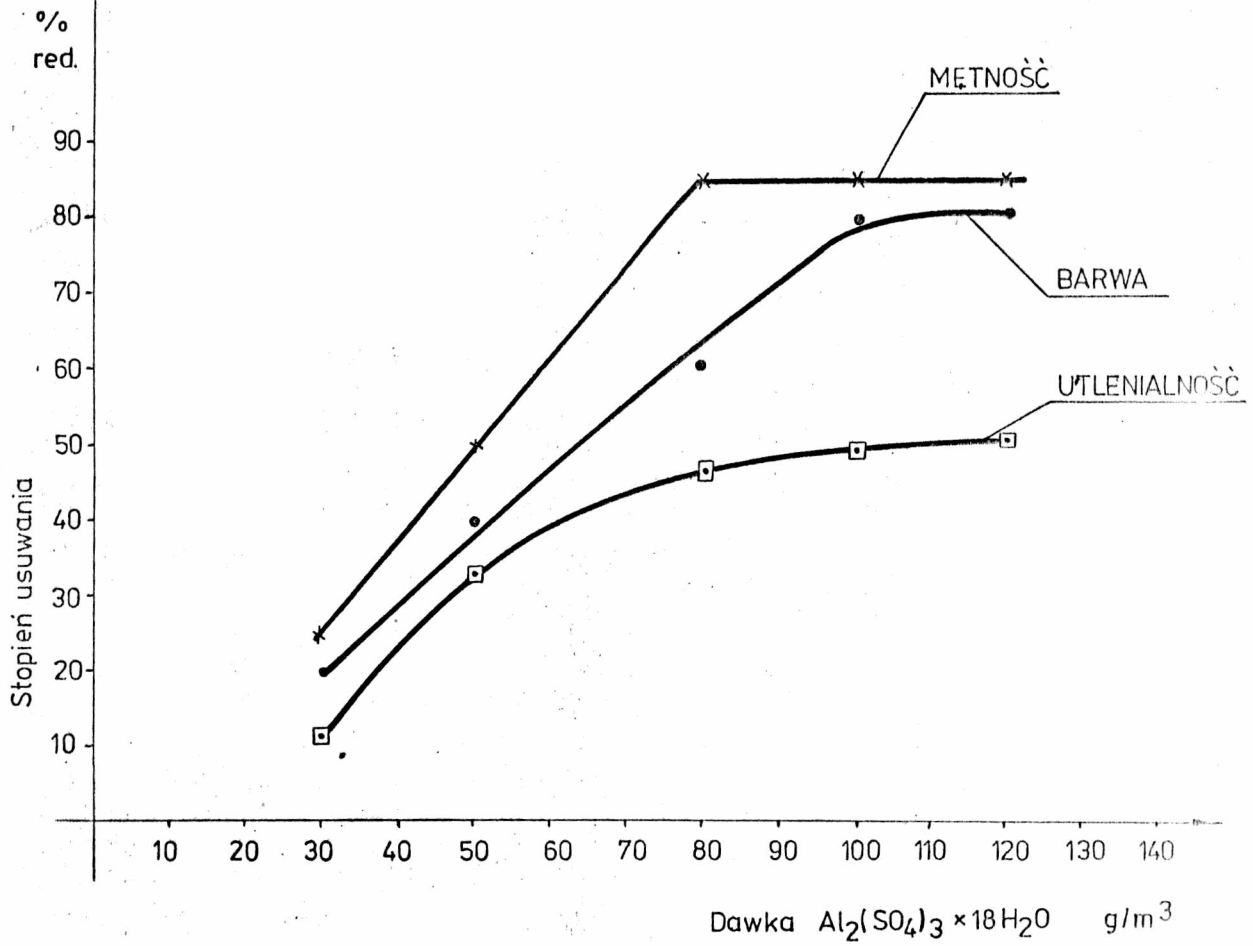
EFEKTY KOAGULACJI DOMIESZEK WODY Z RZEKI ODRY SIARCZANEM GLINOWYM W OKRESIE ZIMOWYM TEMP. 281 K



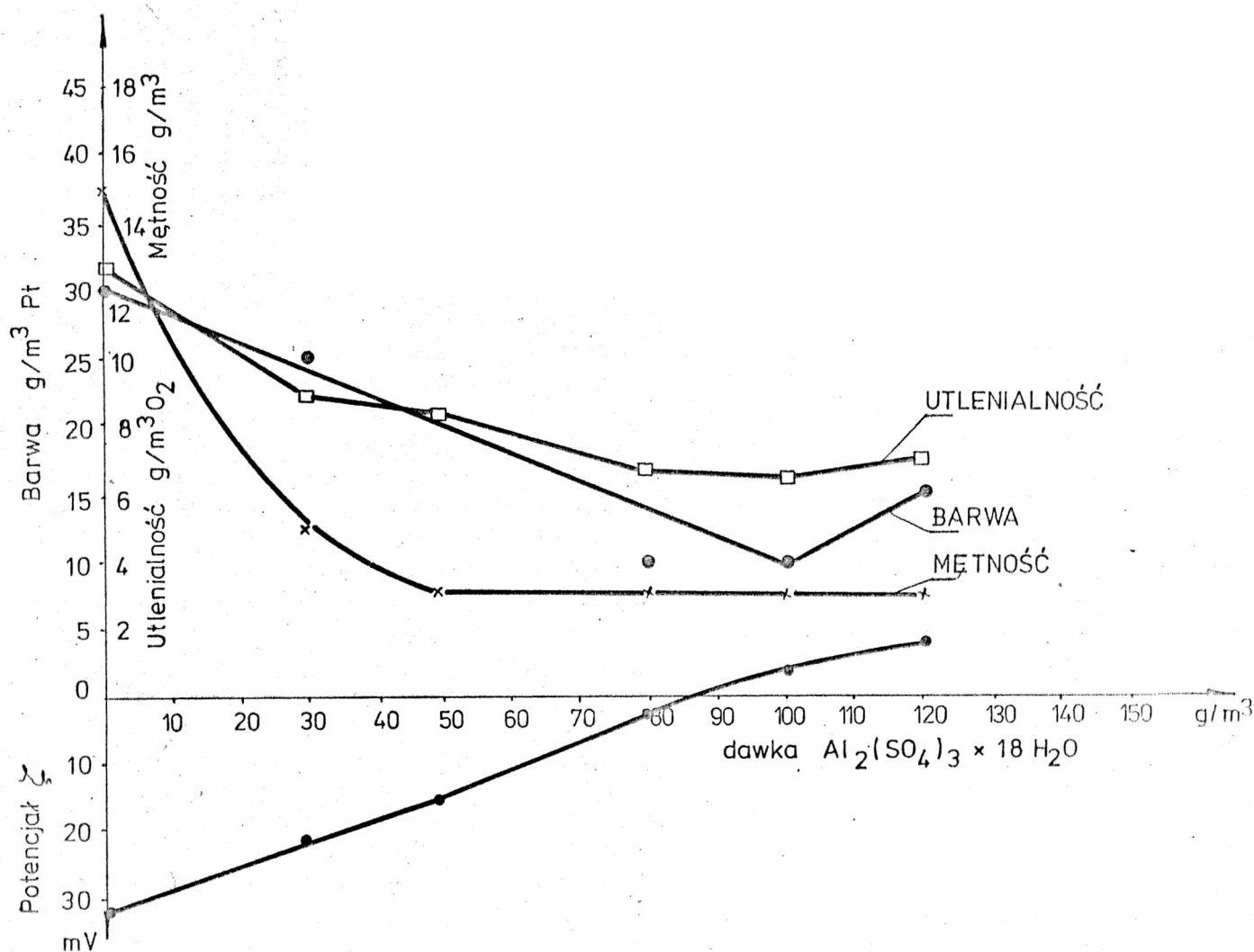
RYS. 33 WPŁYW DAWKI SIARCZANU GLINOWEGO NA USUWANIE ZANIECZYSZCZEŃ Z WODY RZĘKI ODRY W OKRESIE ZIMOWYM TEMP. 281 K



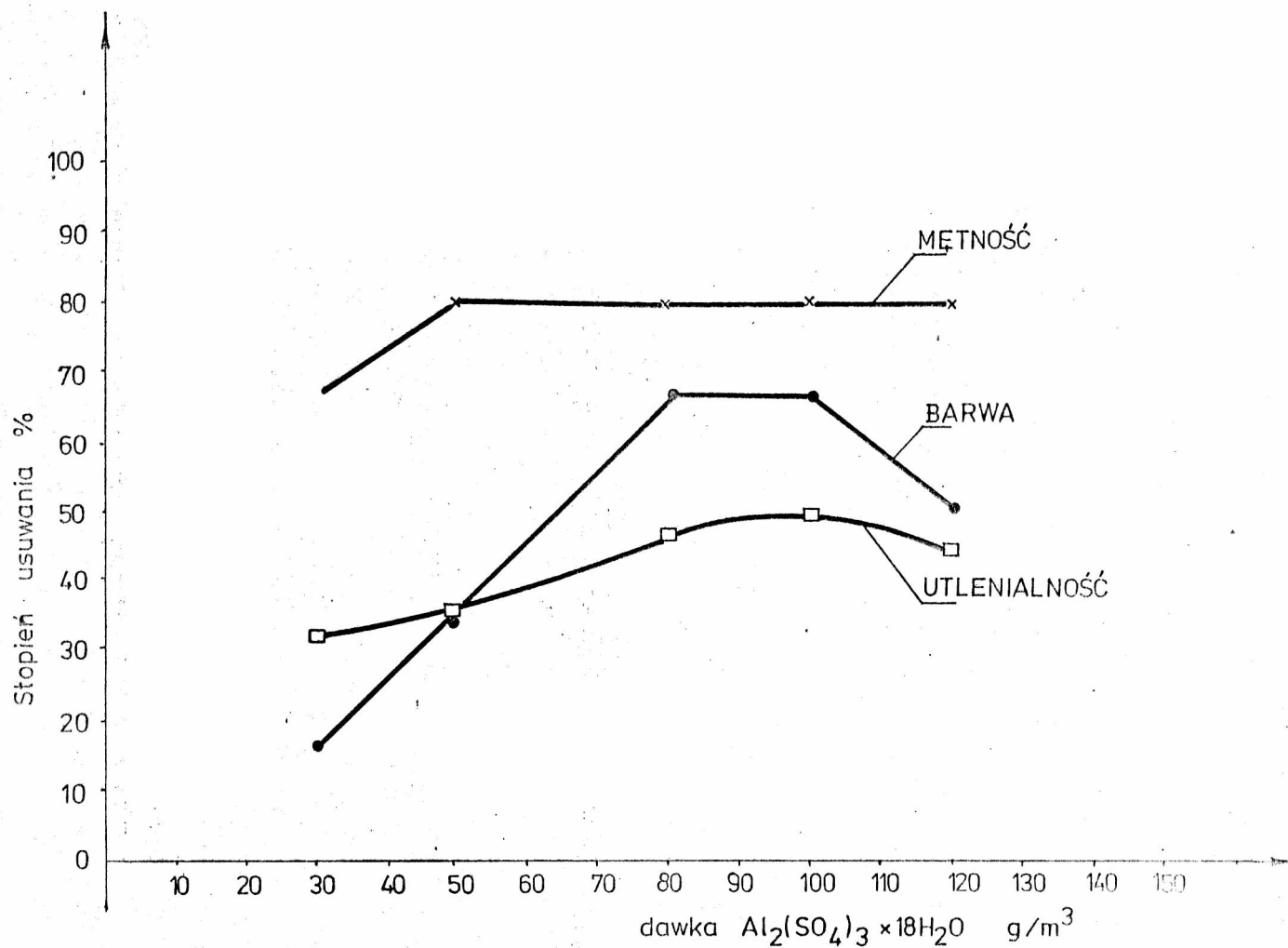
RYS 34 EFEKTY KOAGULACJI DOMIESZEK WODY Z RZEKI ODRY SIARCZANEM GLINOWYM W OKRESIE ZIMOWYM, TEMP. 289 K



RYS. 35 WPŁYW DAWKI SIARCZANU GLINOWEGO NA USUWANIE
ZANIECZYSZCZEN Z WODY RZĘKI ODRY W OKRESIE
ZIMOWYM TEMP. 289 K



RYC. 36. EFEKTY KOAGULACJI DOMIESZEK WODY Z RZEKI ODRY SIARCZANEM GLINOWYM W OKRESIE ZIMOWYM, TEMP. 295,5 K.



RYS. 37. WPŁYW DAWKI SIARCZANU GLINOWEGO NA USUWANIE ZANIECZYSZCZEŃ Z WODY RZEKI ODRY W OKRESIE ZIMOWYM, TEMP. 295,5 K.

Dawka koagulanta dla usuwania mętności do 3 g/m^3 wzrosła z 80 g/m^3 w temp. 293 K do 120 g/m^3 w temp. 281 K

s. 28, 30, /rys. 28, 30, 31/.

31

Podobną zależność obserwowano dla usuwania utlenialności i barwy.

Punkt izoelektryczny został osiągnięty przy dawce 155 g/m^3

$\text{Al}_2/\text{SO}_4/3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ w temp. 293 K i przesunął się w temp. 281 K do dawki $240 \text{ g/m}^3 \text{ Al}_2/\text{SO}_4/3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ /rys. 28, 30/.

Badania koagulacji domieszek wody z rzeki Odry w okresie zimowym przeprowadzono dla temp. właściwej dla wody z rzeki Odry 281 K oraz dla temp. 289 i 295,5 K /tab. 8, rys. 32-37/.

s. 32-37

Uzyskane zależności są podobne jak w okresie letnim.

W najwyższym stopniu usuwano mętność, potem barwę i utlenialność. Wiąże się to z wartością potencjału elektrokinetycznego, którego wartość bezwzględna jest wyższa dla usuwania mętności, a niższa dla usuwania barwy i utlenialności.

3.3.4. Zmiana potencjału elektrokinetycznego w procesie koagulacji.

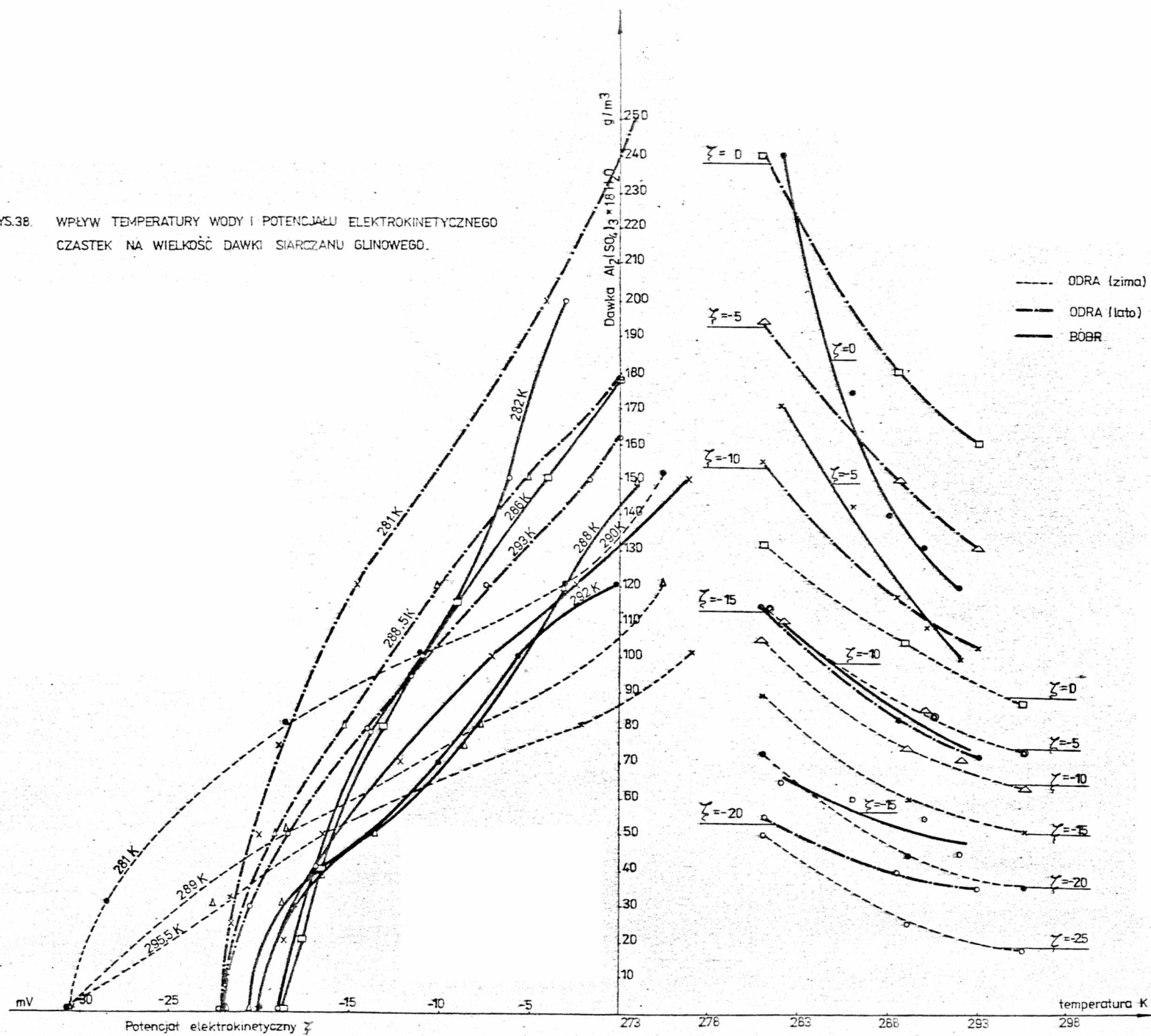
W badaniach uzależniono zmianę potencjału elektrokinetycznego od temperatury koagulowanej wody oraz od jej składu. Dla wody z rzeki Bobru naturalna zmiana temperatury związana była ze zmianą składu wody, natomiast dla wody z rzeki Odry przedstawiono zależności dla dwóch charakterystycznych okresów, a temperatury w tych okresach zmieniano przy zachowaniu składu wody.

tab. 9

s. 38

W tabeli 9 i na rys. 38 zestawiono wpływ dawki koagulanta na wartość potencjału ζ . Wyznaczono również krzywe jednokowych potencjałów. W okresie letnim woda z rzeki Odry wymagała stosowania wyższych dawek koagulanta niż w okresie zimo-

RY.38. WPŁYW TEMPERATURY WODY I POTENCJAŁU ELEKTROKINETYCZNEGO CZĄSTEK NA WIELKOŚĆ DAWKI SIARCZANU GLINOWEGO.



wym dla uzyskania tych samych wartości potencjału ζ .

Zarówno w okresie letnim jak i zimowym zmiana temperatury wody wpływała na wielkość dawek $Al_2/SO_4/3 \cdot 18H_2O$ przy zachowaniu tych samych wartości potencjału ζ , przy czym im niższa temperatura, tym wyższa dawka koagulanta.

Największe różnice dawek ujawniły się dla potencjału ζ równego 0 i to tak dla wody z rzeki Odry jak i Bobru.

Dla wody z rzeki Odry punkt izoelektryczny został osiągnięty przy dawkach zmieniających się od ok. 90 g/m^3 w temperaturze $295,5 \text{ K}$ do 130 g/m^3 w temp. 281 K w okresie zimowym i od 160 g/m^3 w temp. 293 K do 240 g/m^3 w temp. 281 K w okresie letnim.

Zwiększenie dawki koagulanta mimo wzrostu temperatury znalazło potwierdzenie nie tylko w zmianie potencjału ale również w usuwaniu zanieczyszczeń. Dla wody z rzeki Odry wiąże się to z obecnością związków barwnych przy niższych stanach wody w okresie wyższych temperatur, usuwanie których wymaga wyższych dawek koagulanta.

Również cząstki koloidalne o niższym potencjale elektrokinetycznym określającym ich stabilność są trudniej usuwalne z wody, niż cząstki o wyższym potencjale ζ .

Największe wahania dawek w punkcie izoelektrycznym stwierdzono w wodzie z rzeki Bóbr i wynosiły one od 120 w temp. 292 K do 240 g/m^3 w temp. 281 K . Dla tej wody każda zmiana temperatury związana była z naturalną zmianą składu wody.

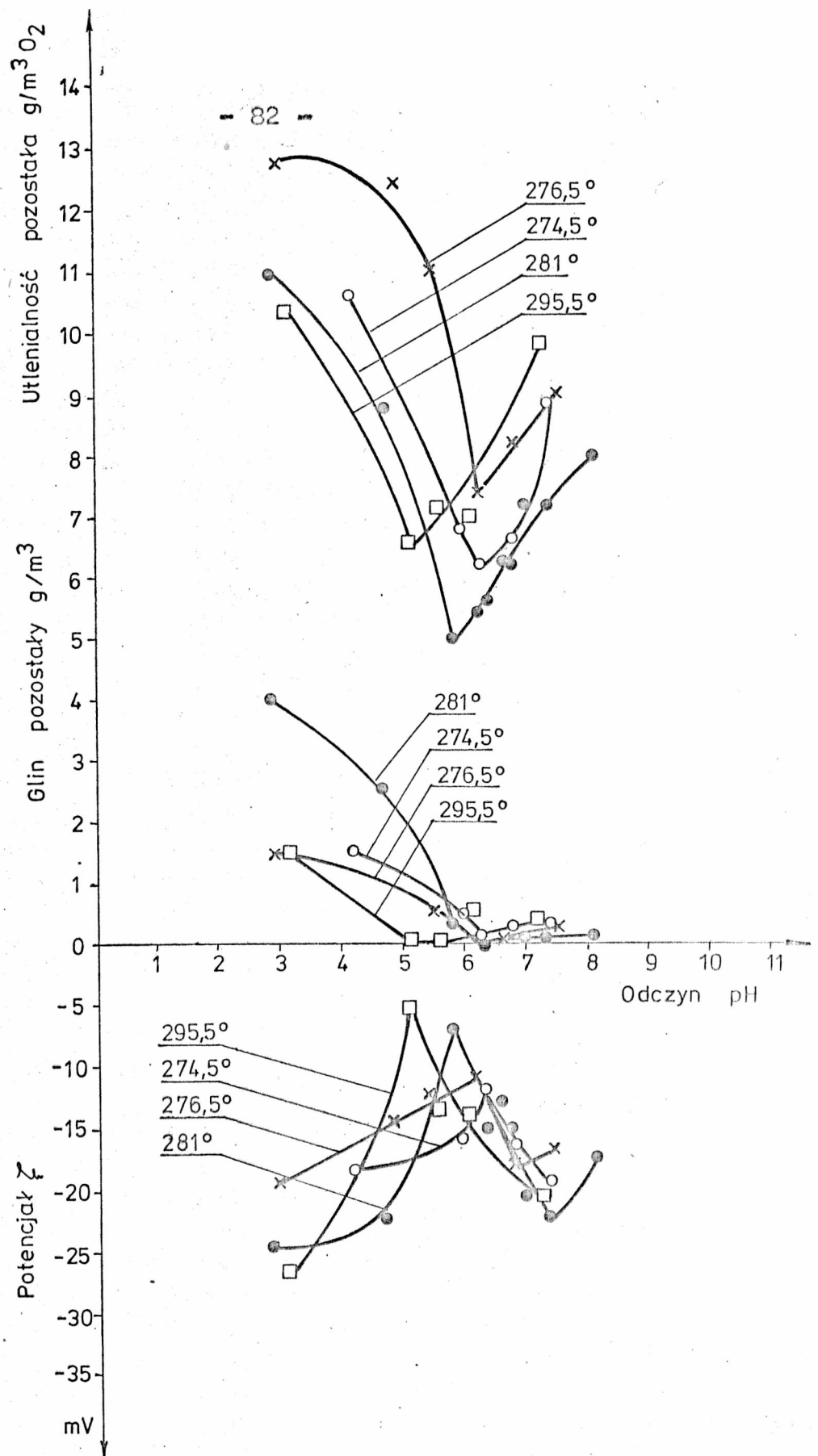
3.4. Wpływ temperatury i odczynu wody na proces koagulacji.

3.4.1. Koagulacja siarczanem glinowym.

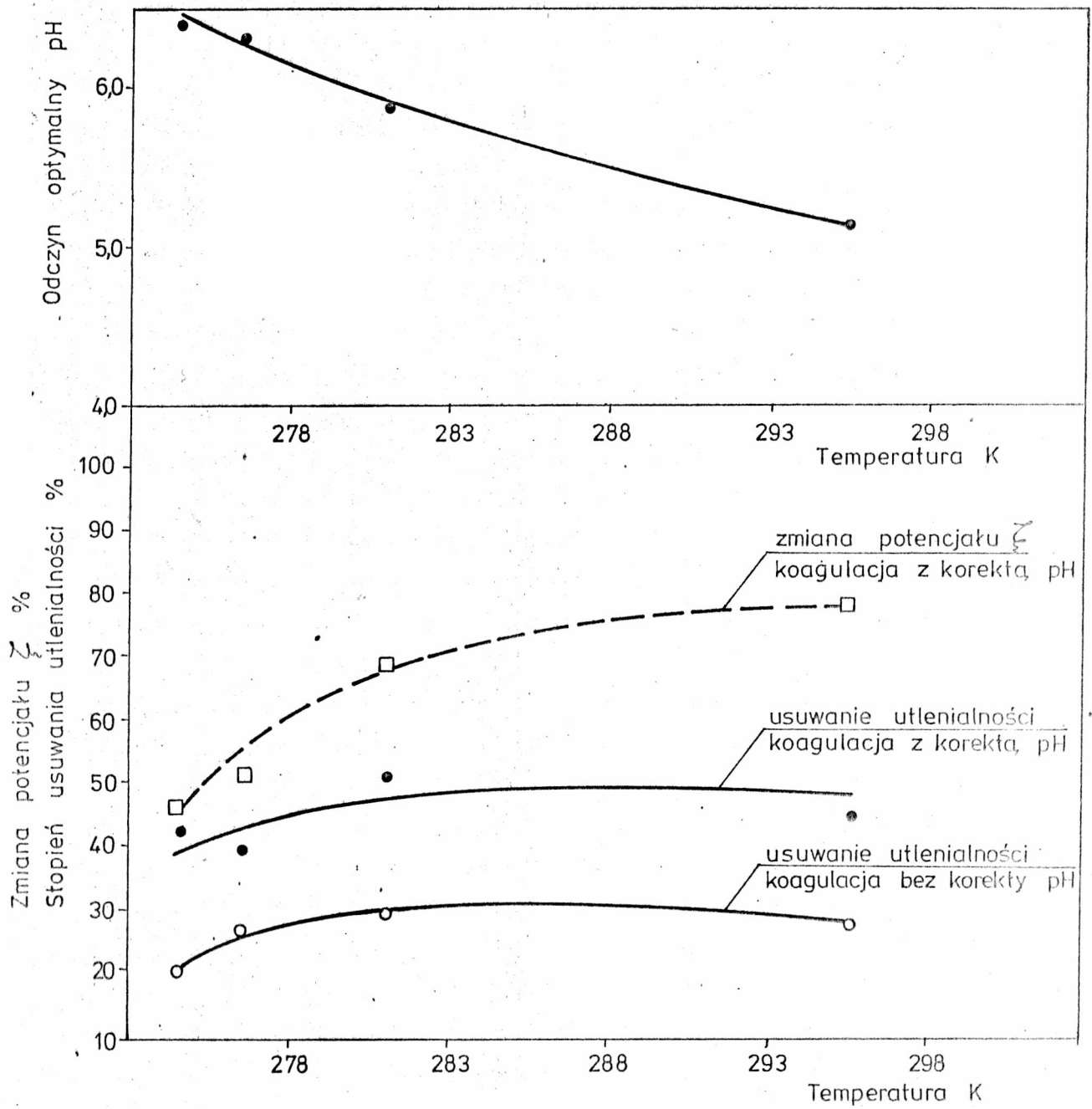
Badania prowadzono dla wody z rzeki Odry. W temperaturze 281 K/tab. 8, rys. 32/ optymalna dawka koagulanta wynosiła $50 \text{ g/m}^3 \text{ Al}_2\text{SO}_4/3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$.

Przy tej dawce uzyskano usuwanie utlenialności o ok. 30 % /rys. 33/. Barwa i mętność pozostawała w granicach dopuszczalnych dla wody do picia. Najwyższy stopień usuwania utlenialności - 47 % uzyskano przy dawce siarczanu glinowego $80 \text{ g/m}^3 \text{ Al}_2/\text{SO}_4/3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$. Dalsze obniżenie utlenialności uzyskano stosując korektę odczynu wody/tab. 10, rys. 39, 40/. Optymalny odczyn koagulacji badano zatem w określonej temperaturze i przy stałej dawce koagulanta, wynoszącej 50 g/m^3 . Temperatury wody wynosiły 274,5 K, 276,5 K, 281 K, 295,5 K; odczyn wody zmieniano w zakresie 2,9 - 8,2 pH. Przy każdej z temperatur uzyskano optymalną wartość pH, przy której efekt koagulacji był najlepszy. W przypadku wody o temperaturze 281 K stopień usuwania utlenialności wzrósł z 30 % przy odczynie naturalnym wody wynoszącym 7,4 pH do 51 % po korekcie odczynu do 5,8 pH. Poza zakresem optymalnej wartości pH spadek utlenialności był znacznie niższy. Podobny był przebieg koagulacji także w innych temperaturach wody w zakresie 274,5 - 295,5 K, przy którym stwierdzono występowanie optymalnego zakresu odczynu w granicach 6,3 - 5,2 pH.

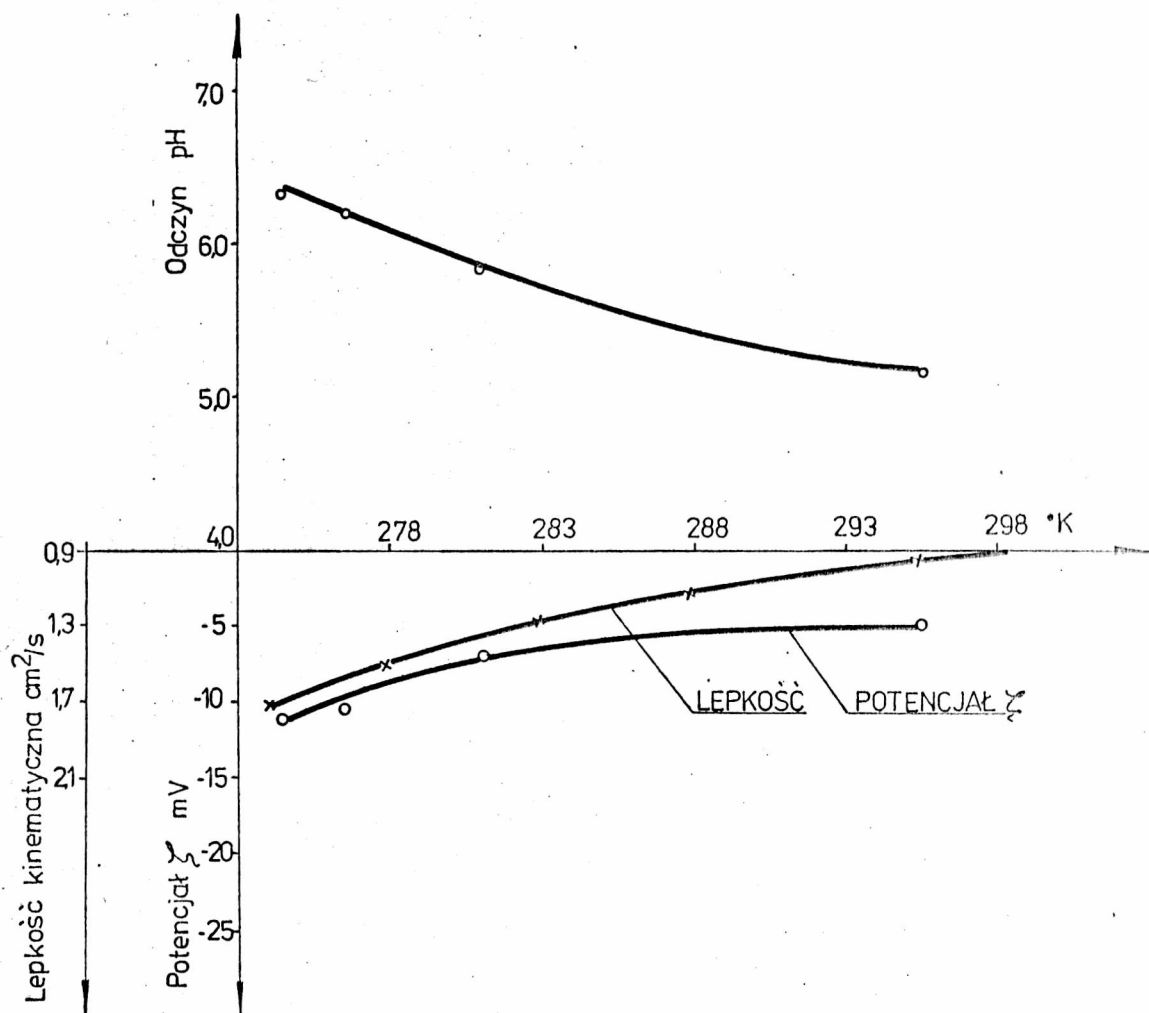
Wraz ze wzrostem temperatury wody malał optymalny odczyn koagulacji. W danej temperaturze przy koagulacji wody w optymalnym zakresie pH glin pozostawał w wodzie w ilościach śladowych. Ilość pozostałego glinu rozpuszczonego w wodzie przy temperaturze 295,5 K zwiększała się przy $\text{pH} < 5,0$; a w przypadku temperatur 274,5 - 281 K - już przy $\text{pH} < 6,0$.



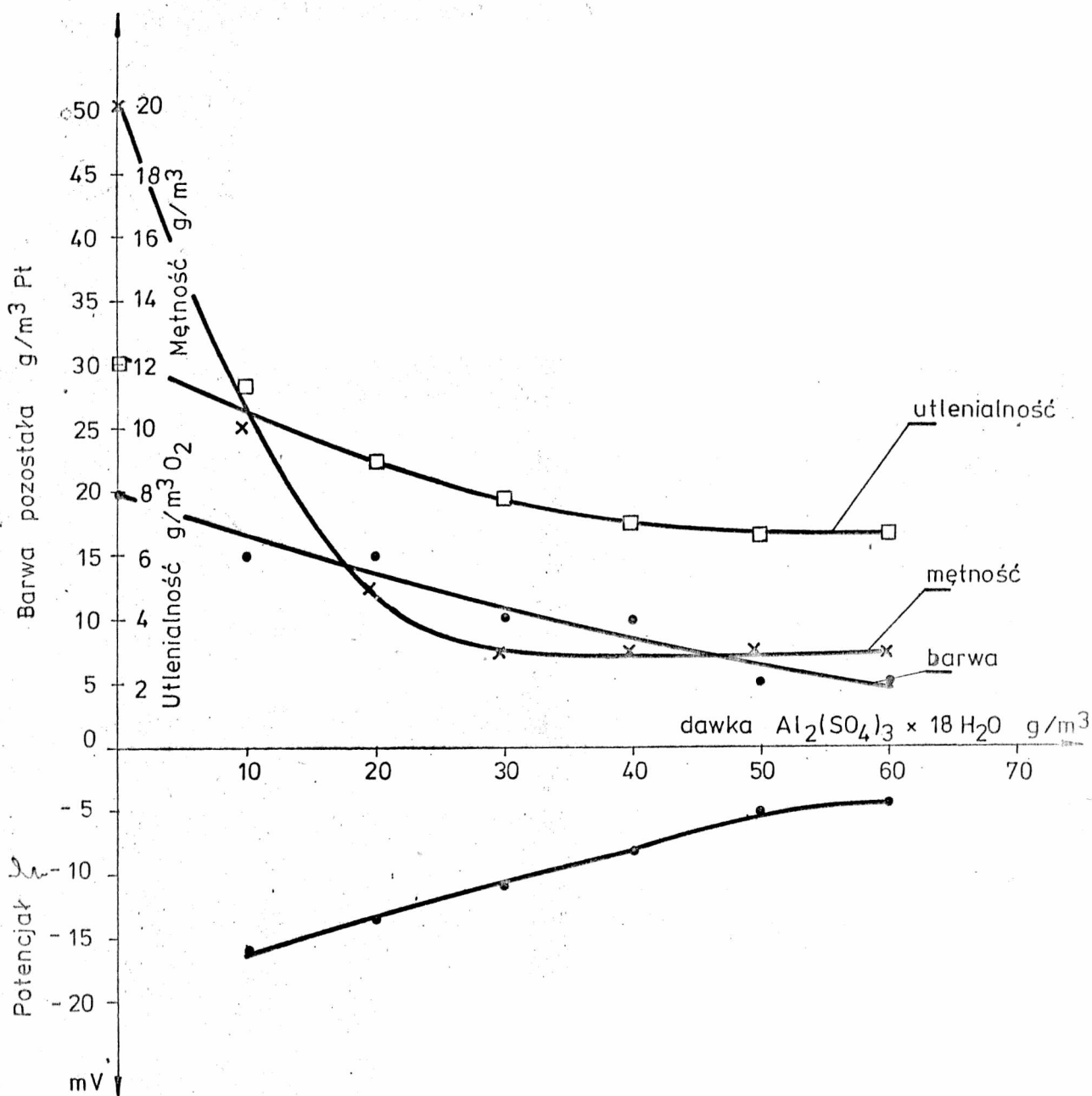
RYS. 39. WPŁYW ODCZYNU NA ILOŚĆ POZOSTAŁEGO GLINU, UTLENIALNOŚĆ I WARTOŚĆ POTENCJAŁU ELEKTROKINETYCZNEGO ζ ZALEŻNIE OD TEMPERATURY.



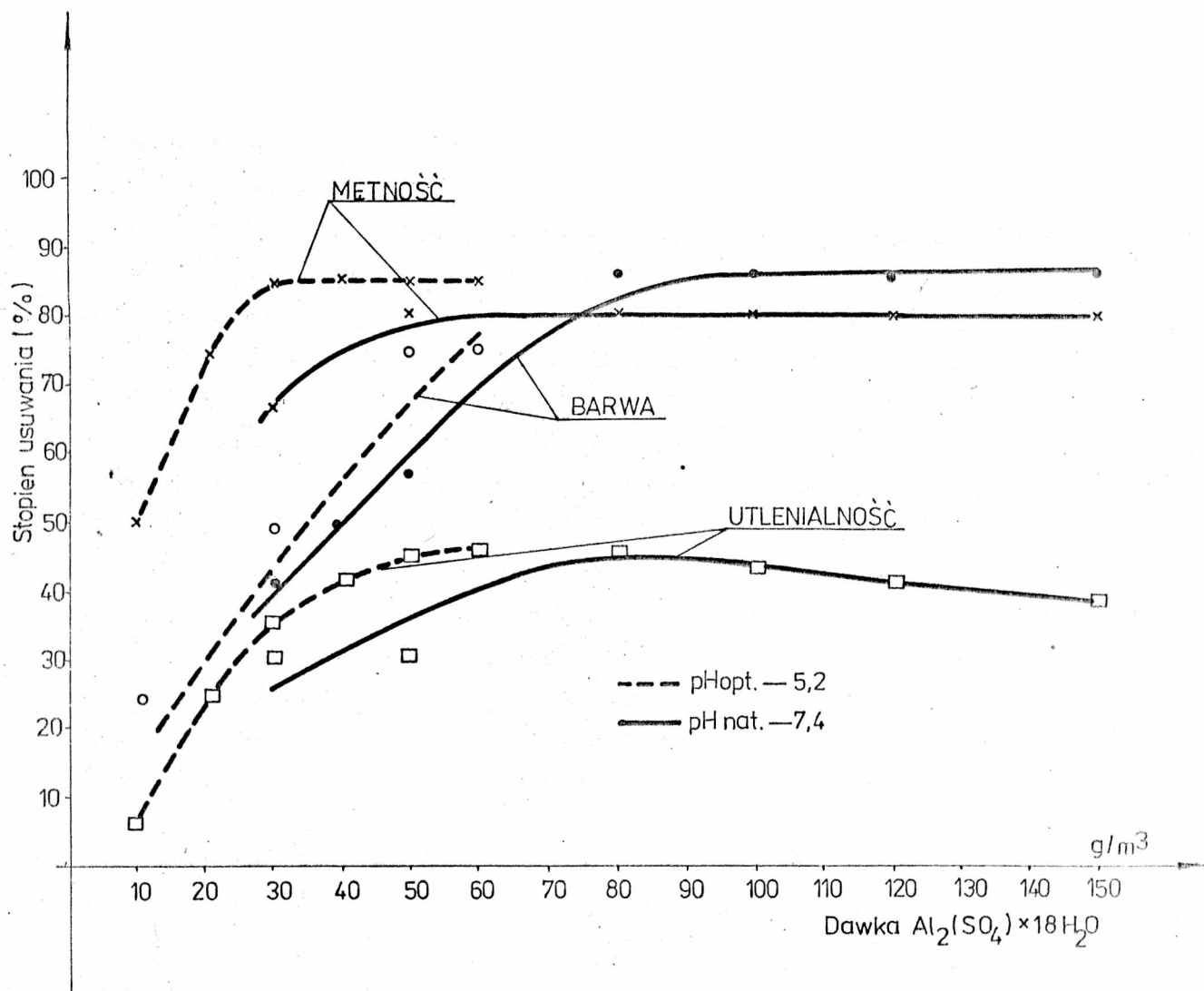
RYS.40 . WPŁYW TEMPERATURY NA ŚKUTECZNOŚĆ KOAGULACJI ZALEŻNIE OD OPTYMALNEGO ODCZYNU WODY.



RYS. 41. WPŁYW TEMPERATURY WODY NA OPTYMALNY ODCZYN I POTENCJAŁ ELEKTROKINETYCZNY KOAGULOWANEJ WODY ORAZ JEJ LEPKOŚĆ



RYS.42. EFEKTY KOAGULACJI DOMIESZEK WODY Z RZEKI ODRY
SIARCZANEM GLINOWYM PRZY ZACHOWANIU OPTYMALNEGO
ODCZYNU



RYS. 43. WPŁYW DAWEK KOAGULANTA NA STOPIEŃ USUWANIA ZANIECZYSZCZEŃ Z WODY RZECI ODRY W PROCESIE KOAGULACJI PRZY ZACHOWANIU NATURALNEGO I OPTIMALNEGO ODCZYNU WODY

Pomiar potencjału elektrokinetycznego wykazał, że jednakowa dawka koagulanta w niższych temperaturach powoduje mniejsze obniżenie bezwzględnych wartości potencjału ζ . Wynika z tego, że w niższych temperaturach koloidy są bardziej stabilne, co pogarsza skuteczność koagulacji. Niewykluczone, iż wiąże się to ze wzrostem lepkości wody w niższych temperaturach /rys. 41/. Niska temperatura /< 283 K/ wyraźnie obniża skuteczność koagulacji. Najlepsze efekty koagulacji uzyskano w temperaturze 295,5 K, przy której potencjał elektrokinetyczny został obniżony do -5 mV.

Zastosowanie w koagulacji optymalnego odczynu wody pozwala na zwiększenie skuteczności oczyszczania.

W wodzie z rzeki Odry o temperaturze 295,5 K obniżono odczyn do 5,2 pH /tab. 11 rys. 42 /.

Uzyskane efekty oczyszczania przy dawkach 20 - 30 g/m³ były podobne jak przy dawce 50 g/m³ Al₂/SO₄/₃ · 18H₂O bez korekty pH /rys. 43/. Wynika stąd, że optymalny odczyn pozwala na zmniejszenie dawek koagulanta dla uzyskania zadowalających efektów oczyszczania, bądź też znaczną poprawę efektów przy zachowaniu tej samej dawki /rys. 43/.

3.4.2. Koagulacja solami żelaza:

Proces koagulacji domieszek wody siarczanem żelazowym stosowano dla oczyszczania wody dołowej z kopalni odkrywkowej. Woda w badanym okresie charakteryzowała się odczynem w zakresie 7,7 - 8,3 pH; zasadowością ok. 4,5 val/m³, barwą - ok. 20 g/m³ Pt, wysoką mętnością - 300 g/m³ i wysoką utlenialnością 70 - 78 g/m³ O₂.

Skuteczność siarczanu żelazawego oraz koagulanta mieszanego badano przy oczyszczaniu wody odrzańskiej.

Wodę z kopalni odkrywkowej poddano procesowi koagulacji siarczanem żelazowym [86]. Wyniki badań przedstawiono w tab. 12 i na rys. 44.

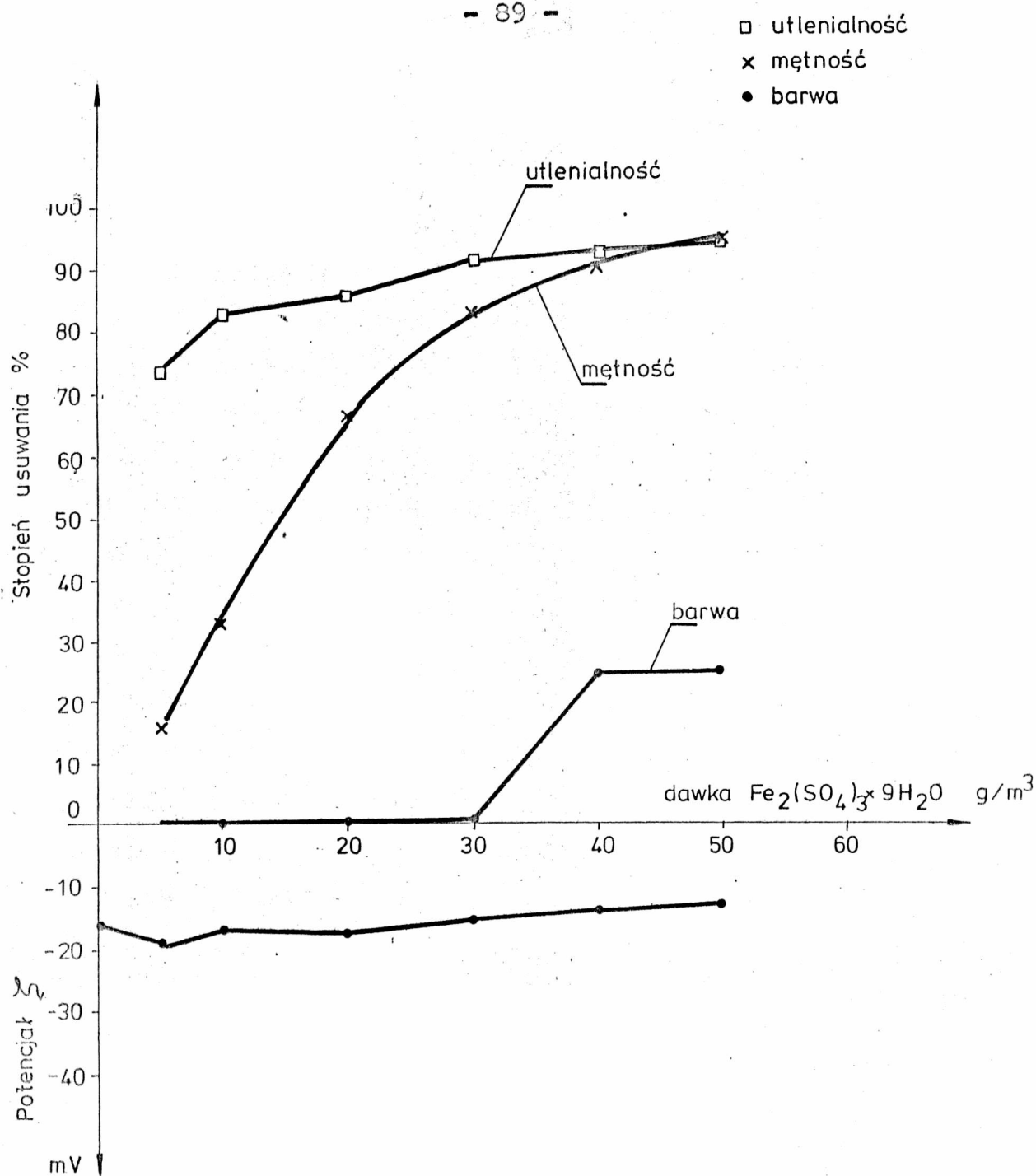
Utlenialność wody została obniżona z $78 \text{ g/m}^3 \text{O}_2$ do $4 \text{ g/m}^3 \text{O}_2$ przy dawce $50 \text{ g/m}^3 \text{Fe}_2/\text{SO}_4/3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$. Już dawka 5 g/m^3 siarczanu żelazowego spowodowała obniżenie utlenialności o ok. 74 %.

Usunięcie z wody domieszek stanowiących o mętności wymagało wyższych dawek koagulantu i tak 90 % obniżenie mętności następowało przy dawce 40 g/m^3 i większych. Koagulant w ilości $50 \text{ g/m}^3 \text{Fe}_2/\text{SO}_4/3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$ zapewnił w wodzie mętność pozostałą 10 g/m^3 co stanowiło ok. 97 % redukcję mętności w stosunku do wody surowej.

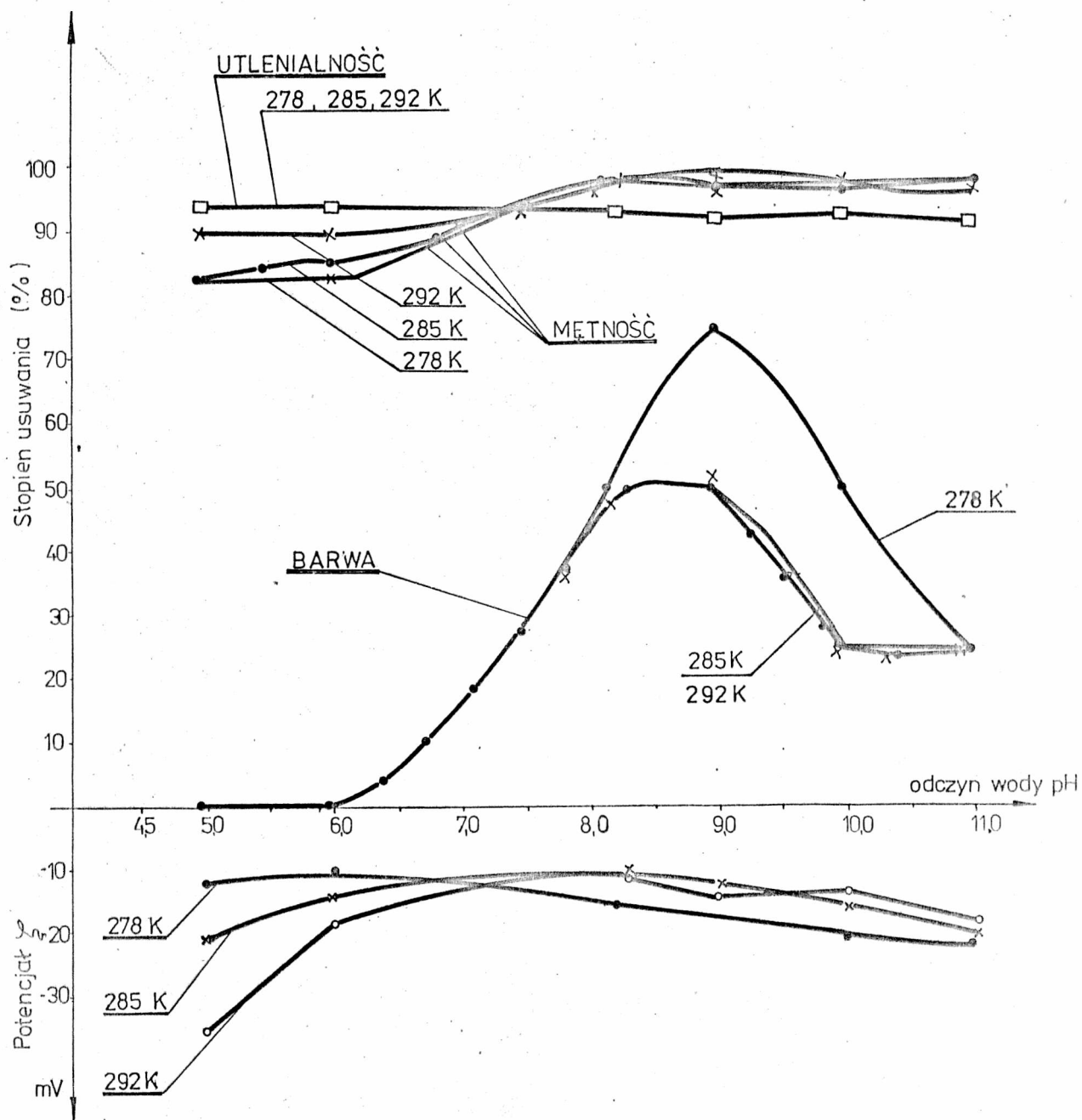
Przy dawkach 30 g/m^3 i większych ilość żelaza pozostałego w wodzie była poniżej $0,3 \text{ g/m}^3$. W badaniach obejmujących wpływ odczynu wody i temperatury na skuteczność koagulacji/tab. 13 rys. 45/ stwierdzono, że w zakresie odczynu 5,0- 11,0 pH i temperaturach 278, 285, 292 K usuwanie utlenialności zachodziło jednakowo. Natomiast w usuwaniu mętności ujawnił się nieznaczny wpływ temperatury przy $\text{pH} < 7,0$. Znalazło to również odzwierciedlenie w zmianie potencjału elektrokinetycznego w tym zakresie pH.

Usuwanie barwy przy użyciu siarczanu żelazowego miało swoje optimum przy pH 8,3 - 9,0.

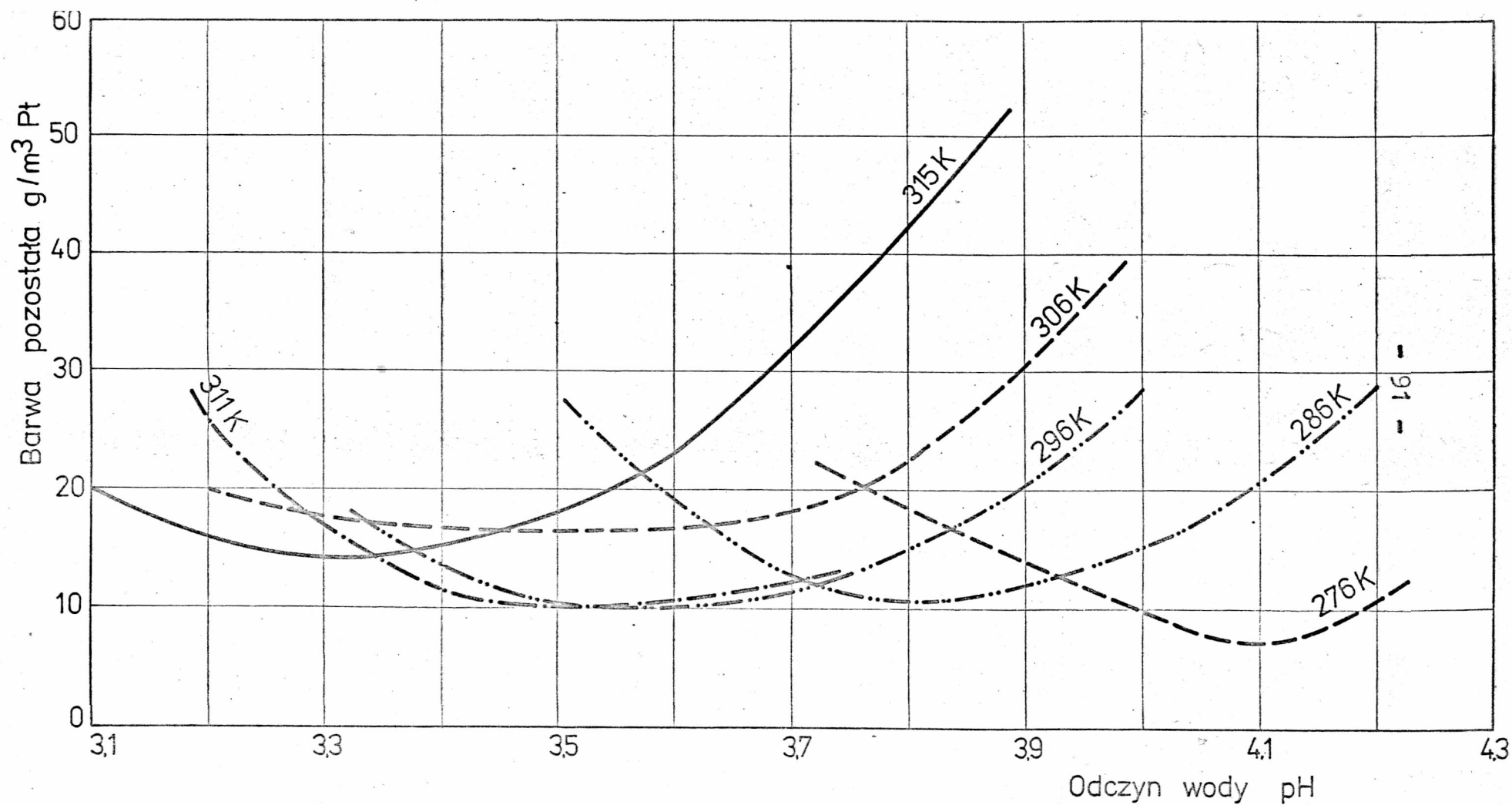
Siarczan żelazowy zastosowany w procesie koagulacji wód dołowych okazał się koagulantem mało wrażliwym na zmianę temperatury, a wpływ odczynu w usuwaniu mętności był niewielki. Na usuwanie utlenialności nie wpłynęła ani zmiana temperatury, ani pH. Czynniki te wpłynęły wyraźnie na usuwanie barwy, która w przypadku tych wód była niska. Znalazło to również potwierdzenie przy oczyszczaniu



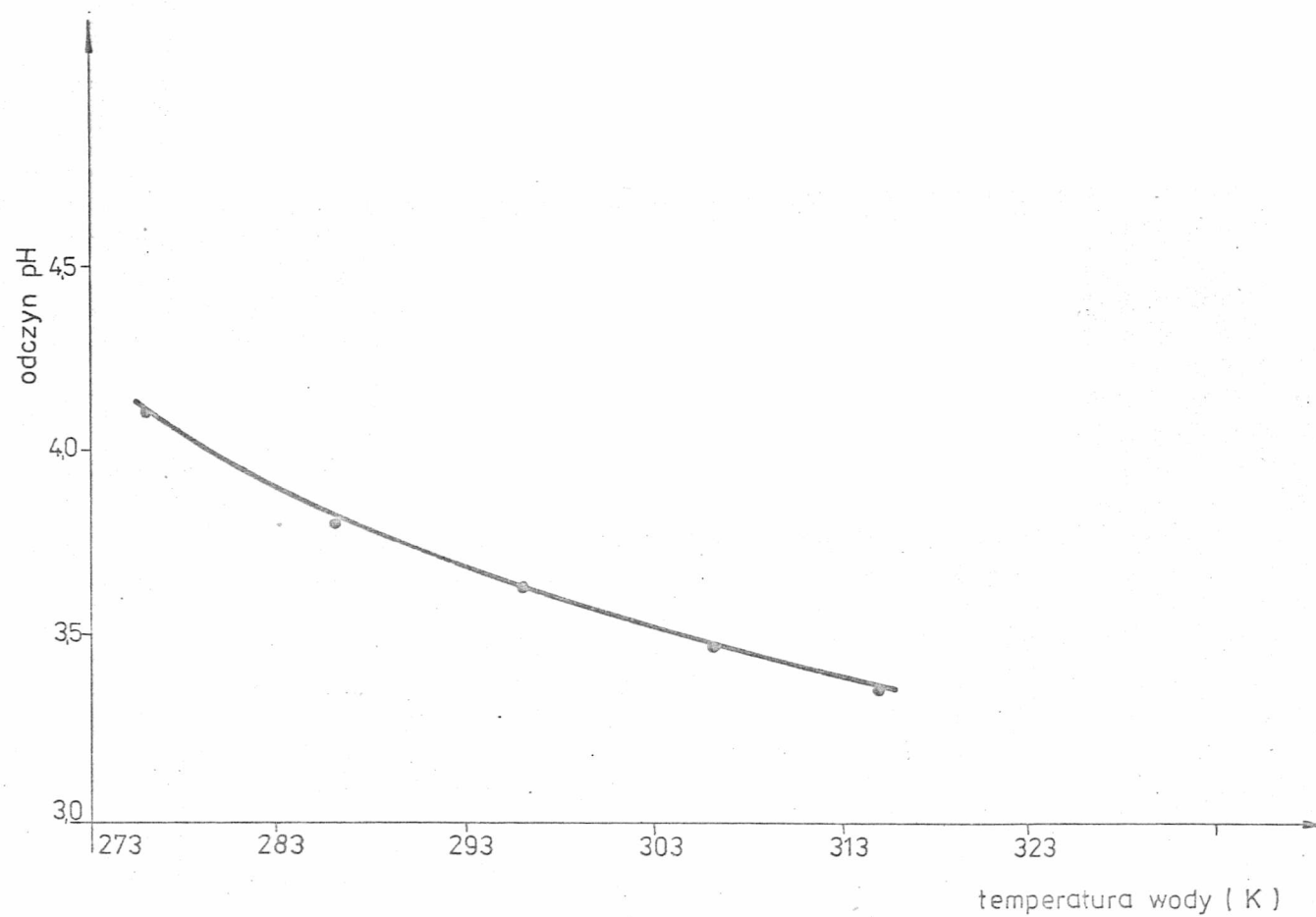
RYS.44. WPŁYW SIARCZANU ŻELAZOWEGO NA USUWANIE ZANIECZYSZCZEŃ



RYS. 45. WPLYW ODCZYNU WODY I TEMPERATURY NA SKUTECZNOŚĆ KOAGULACJI SIARCZANEM ŻELAZOWYM



RYS. 46. Wpływ odczynu wody i temperatury na usuwanie barwy w procesie koagulacji siarczanem żelazowym [87]



RYS.47. ZALEŻNOŚĆ ODCZYNU WODY OD TEMPERATURY W PROCESIE
KOAGULACJI SIARCZANEM ŻELAZOWYM

rys.46 niu wód o wysokiej barwie /450 g/m³Pt/: Z badań Maudlin-
ga i Harrisa [87] wynika, że przy optymalnym odczynie
barwa pozostała jest najniższa/rys. 46/[87], a żelazo
pozostaje w ilościach śladowych. Usuwanie barwy zachodzi-
ło przy dodatniej wartości ruchliwości elektroforety-
cznej uzyskanej przy dawce 85,5 g/m³ Fe₂/SO₄/₃ · 9H₂O.
Wzrost temperatury wody powodował obniżenie optymalnego
rys.47 pH /rys. 47/.

Skuteczność koagulacji siarczanem żelazawym bez korek-
ty pH była niska [55]. Dawki FeSO₄ · 7H₂O do 60 g/m³
nie zmniejszały barwy, a niejednokrotnie ją podwyższały;
dopiero dawki 80 i 100 g/m³ powodowały ok. 50 %-owy spadek
barwy. Utlenialność wody natomiast zmniejszała się nawet
przy najmniejszych dawkach soli żelaza. Korekta pH za
pomocą wapna również nie poprawiła efektów koagulacji.
Stwierdzono nawet wzrost barwy spowodowany chelatowaniem
żelaza.

3.4.3! Koagulacja koagulantem mieszanym [55].

Wodę koagulowano dawką 60 g/m³ koagulantu mieszanego. Sto-
sunek soli glinu i żelaza był różny. Porównanie efektu
koagulacji wskazuje, że lepsze wyniki uzyskuje się w pró-
bach, gdzie udział soli glinu był większy od udziału soli
żelaza. Zastosowanie koagulantu mieszanego dawało najlep-
sze efekty w granicach pH 5,5 - 6,5. Rezultatów tych nie
osiągnięto przy tej samej dawce stosując poszczególne
koagulanty samodzielne.

3.5. Koagulacja domieszek wody polielektrolitami.

Badania prowadzono nad oczyszczaniem wód dołowych z kopalń
odkrywkowych [86].

W koagulacji używano polielektrolitów kationowych Calgonu M-502 i Rokrysolu WF-5. Calgon M-502 stosowano dla wody, która w okresie badań charakteryzowała się podwyższoną utlenialnością 9 - 25 g/m³O₂ i wysoką mętnością /ok. 300 g/m³/. Potencjał elektrokinetyczny cząstek koloidalnych wody surowej był bardzo niski - -15 ÷ -17,5 mV. Natomiast Rokrysol WF-5 stosowano dla wody o mętności ok. 250 g/m³, utlenialności - ok. 25,0 g/m³O₂ i potencjału elektrokinetycznego cząstek koloidalnych - -26,5 mV. Barwa wody surowej była niższa od 20 g/m³Pt.

2.5.1. Koagulacja domieszek wody Calgonem M-502.

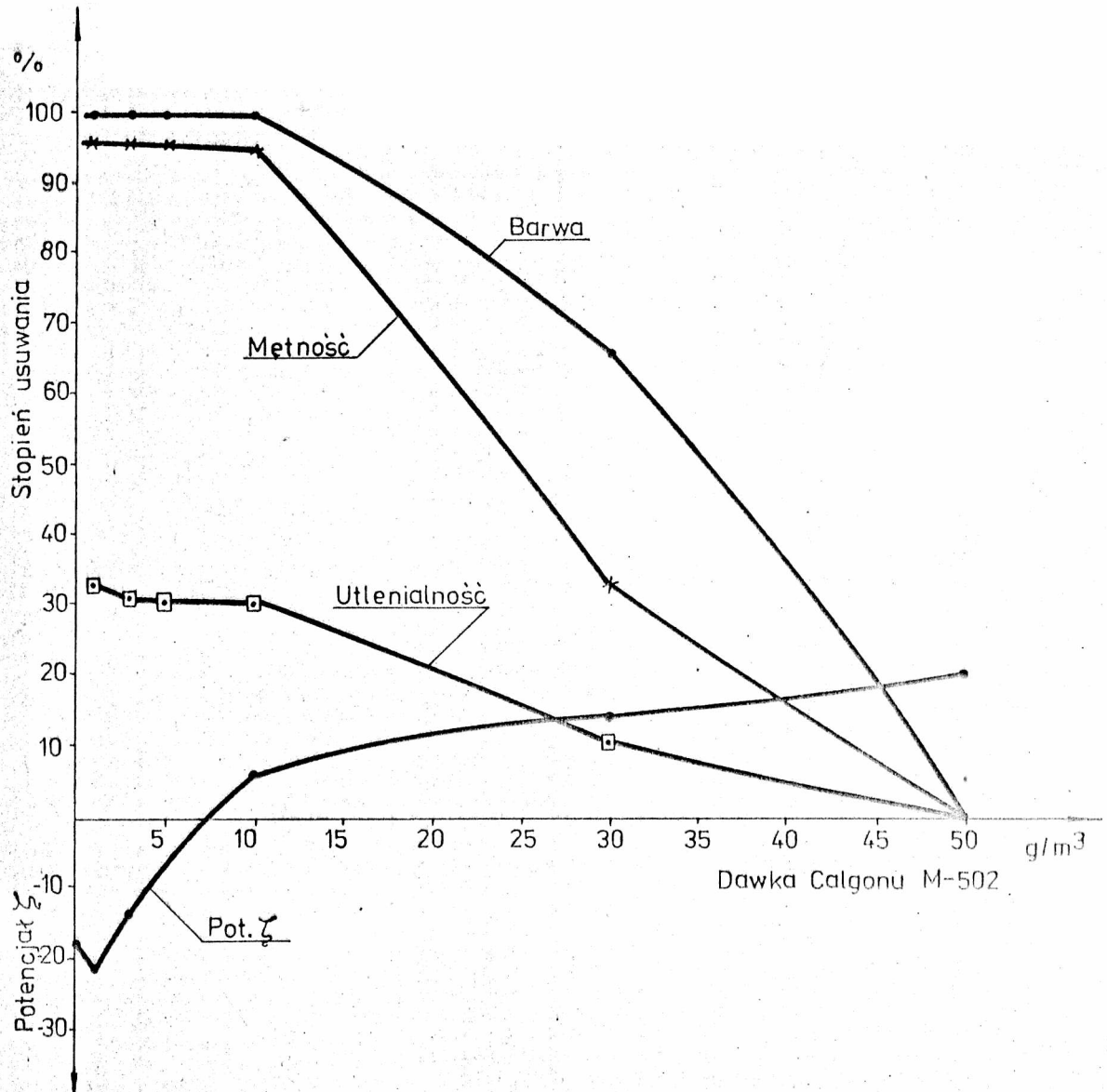
Tab.14
rys.48,49,
50

Wyniki badań nad koagulacją Calgonem przedstawiono w tab. 14 i na rys. 48,49,50. Dawki Calgonu M-502 - polielektrolitu silnie kationowego - zmieniano w zakresie od 0,01 do 50,0 g/m³.

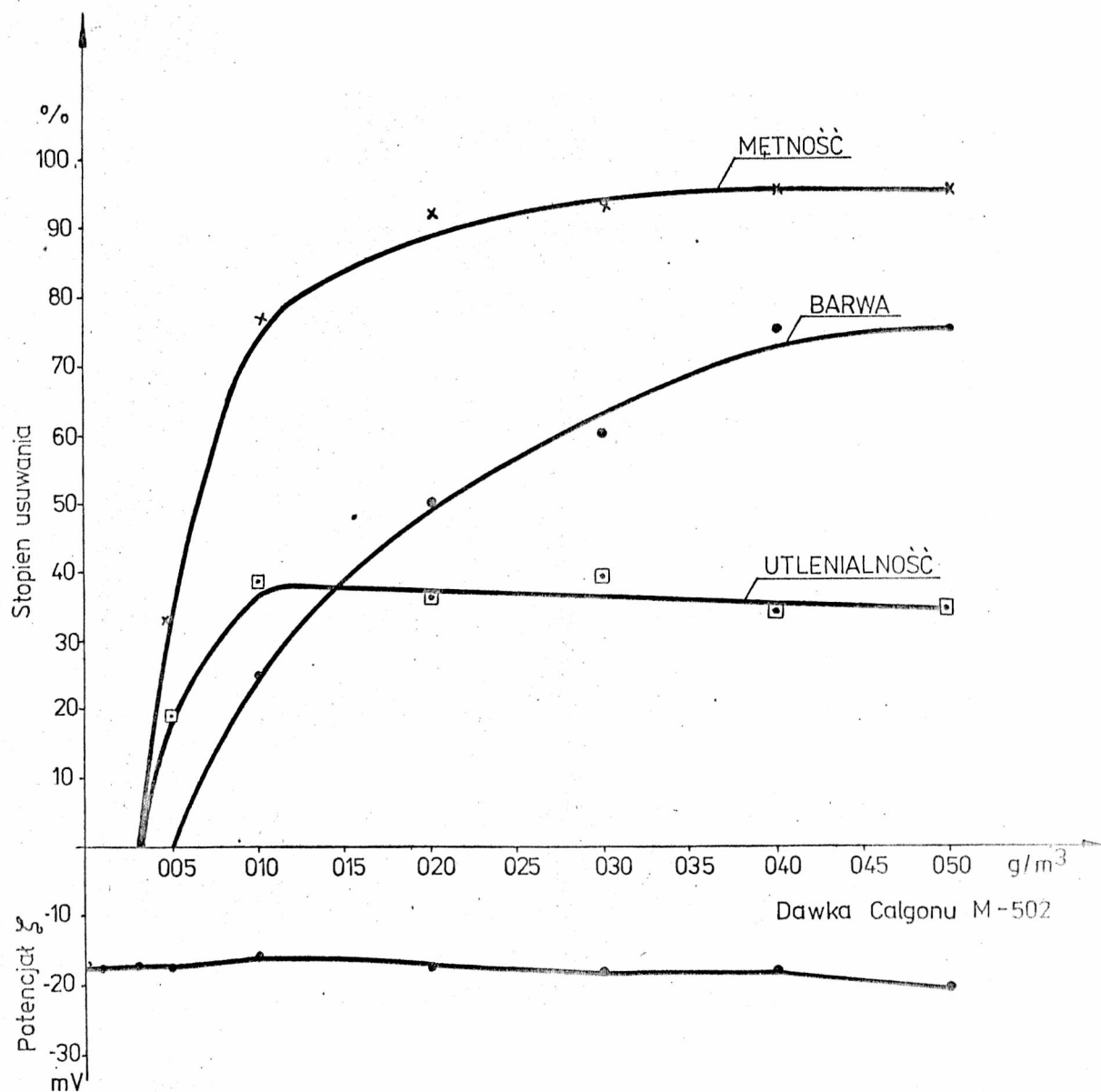
Usuwanie zanieczyszczeń /mętności powyżej 95 % i utlenialności > 30 %/ zachodziło przy stosowaniu dawek do 10 g/m³ Calgonu M-502, potencjał elektrokinetyczny zmieniał się przy tych dawkach od -17,5 mV do +7,0 mV. Wyższe dawki Calgonu M-502 powodowały pogorszenie efektów koagulacji; przy dawce 50 g/m³ nie stwierdzono w ogóle usuwania utlenialności i mętności. Potencjał elektrokinetyczny wynosił wówczas +20,5 mV.

Przy wartościach dodatnich potencjału elektrokinetycznego cząstki koloidalne były bardziej stabilne nawet przy niskich wartościach ζ , niż przy wartościach ujemnych.

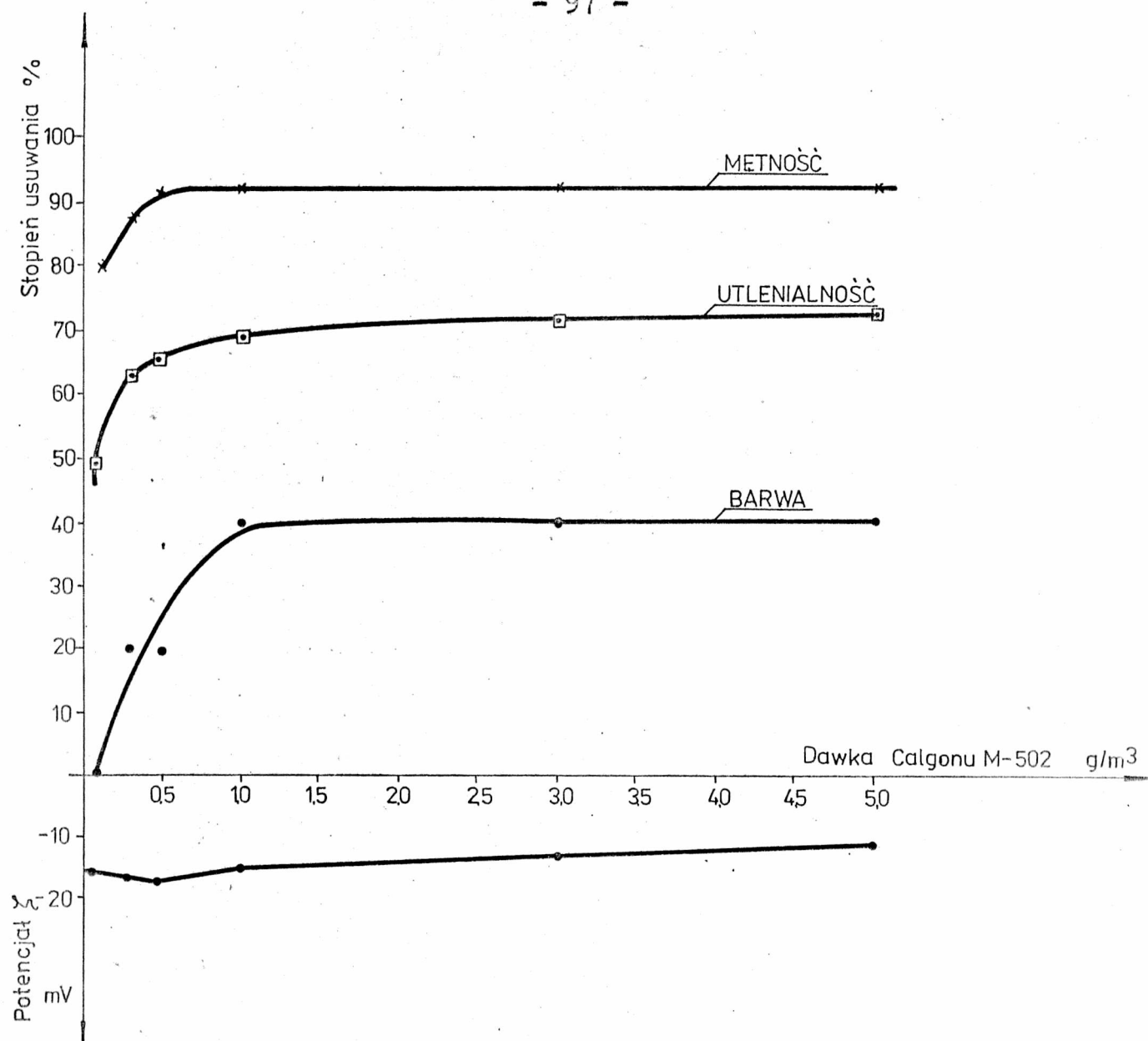
Optymalne dawki Calgonu M-502 wynosiły 0,1 do 0,2 g/m³. Zwiększenie ilości polielektrolitu nie zmieniało stopnia usuwania mętności i utlenialności. Jedyne usuwanie barwy



RYS.48. WPŁYW CALGONU M- 502 (1- 50 g/m³) NA STOPIEŃ USUWANIA ZANIECZYSZCZEŃ Z WÓD DOŁOWYCH



RYS 49. WPŁYW CALGONU M-502 (0,01-0,5 g/m³) NA STOPIEŃ USUWANIA ZANIECZYSZCZEŃ Z WÓD DOŁOWYCH



RYS. 50. WPŁYW CALGONU (0,1-50 g/m³) NA STOPIEŃ USUWANIA ZANIECZYSZCZEŃ Z WODY DOŁOWEJ O PODWYŻSZONEJ UTLENIALNOŚCI

wzrastało do 75 % przy dawce $0,4 \text{ g/m}^3$ Calgonu M-502; barwa przy niższych dawkach była w granicach dopuszczalnych dla tej wody. Przy stosowaniu niskich dawek Calgonu potencjał elektrokinetyczny prawie się nie zmieniał. Dla wody o podwyższonej utlenialności $/25 \text{ g/m}^3 \text{O}_2/$ wymagana dawka polielektrolitu ze względu na usuwanie mętności i utlenialności wynosiła $0,5 \text{ g/m}^3$ / rys. 50/.

3.5.2. Wpływ odczynu wody i temperatury na efekty koagulacji Calgonem M-502.

Badania wpływu odczynu wody i temperatury na efekty oczyszczania polielektrolitem kationowym prowadzono dla dawek $0,3$ i $0,5 \text{ g/m}^3$ Calgonu M-502. Wyniki przedstawiono w tab. 15 i 16 i na rys. 51-55 .

tab. 15, 16
rys. 51-55

Temperaturę zmieniano w zakresie 275 do 297 K, odczyn - od 5 do 11 pH.

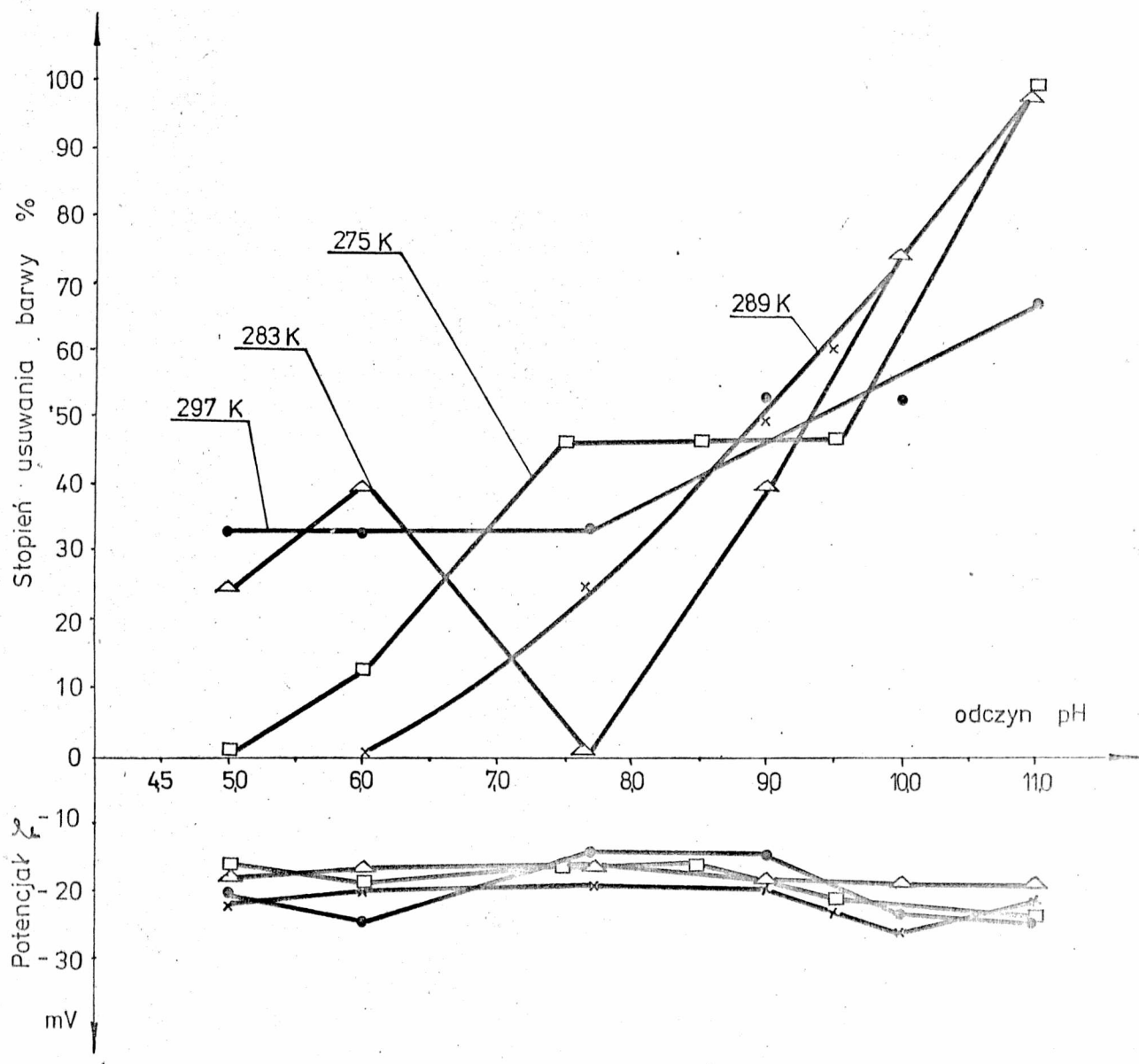
Wpływ pH ujawnił się w usuwaniu barwy.

Przy wartościach pH poniżej 7,0 stopień usuwania barwy zależał wyraźnie od temperatury wody / rys. 51/.

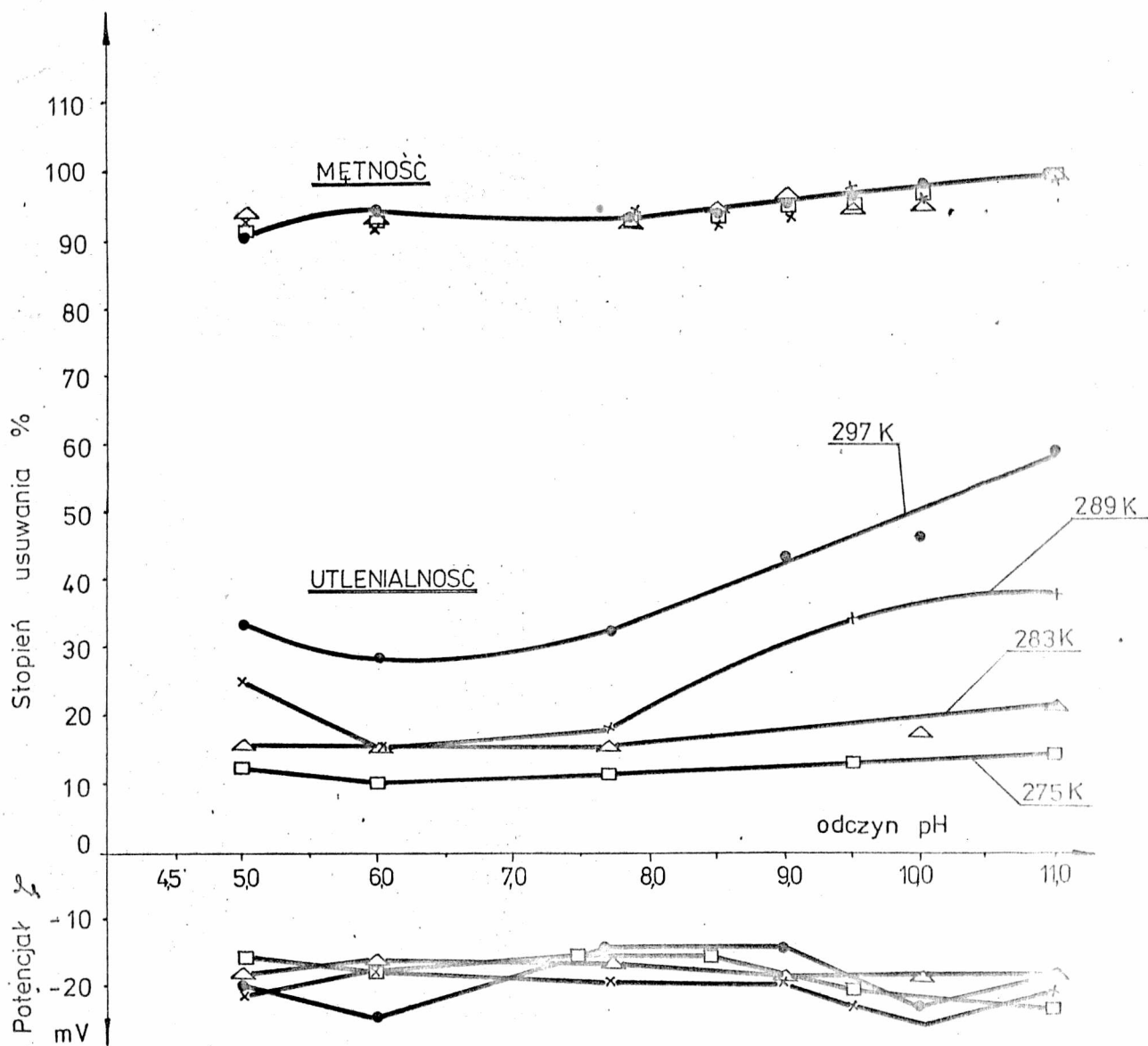
Stopień usuwania mętności nie zależał od temperatury, natomiast bardzo nieznacznie zmieniał się pod wpływem zmian odczynu wody / rys. 52, 53/.

Usuwanie utlenialności zaś zależało od pH i temperatury, przy czym stwierdzono, że im niższa temperatura, tym mniejszy wpływ pH na stopień usuwania / rys. 52, 53/.

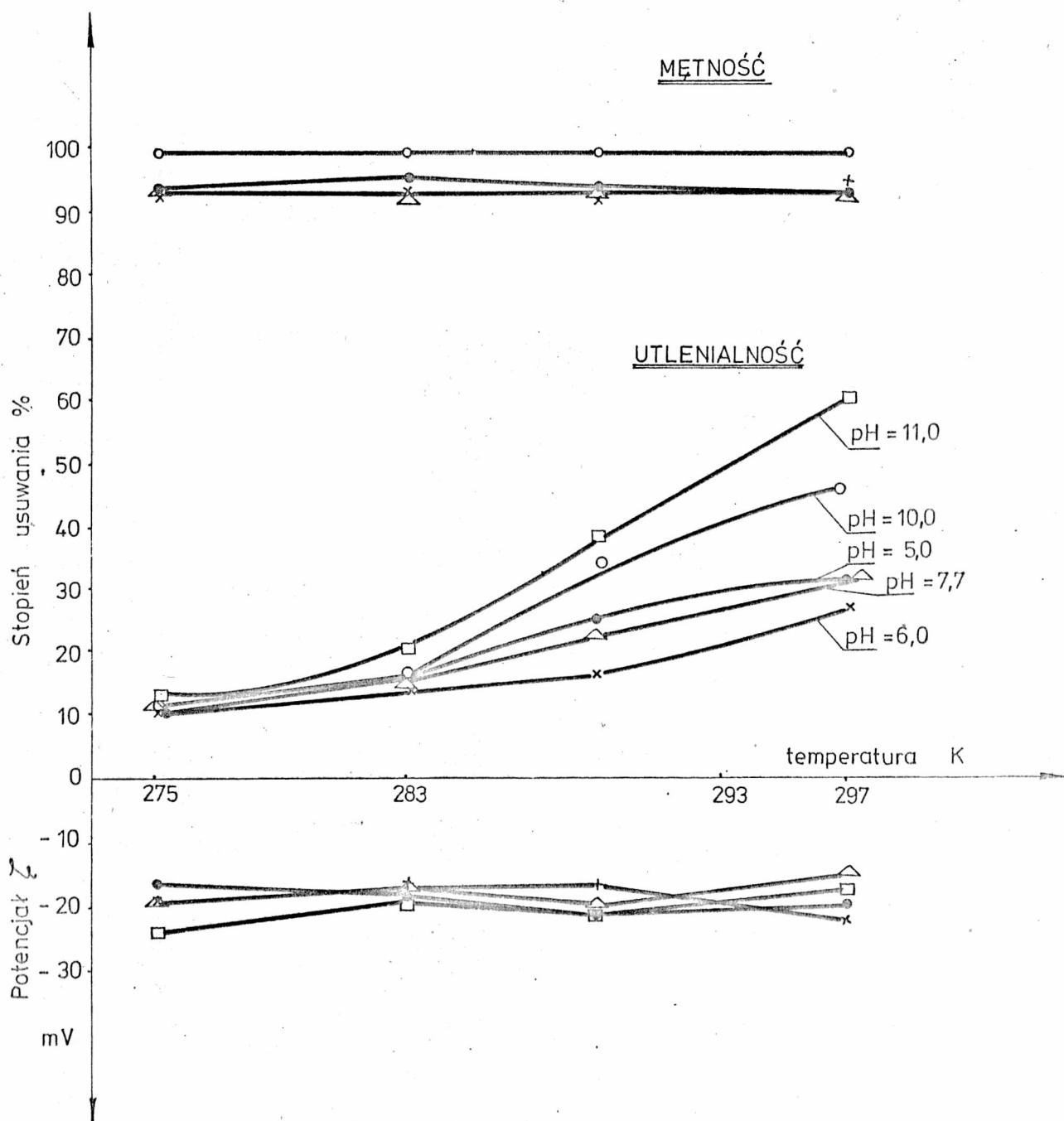
Największy stopień usuwania utlenialności uzyskano dla odczynu 11 pH, przy czym stopień usuwania zmieniał się w zakresie temp. 275 - 297 K od 12,5 % do 66,7 %, natomiast dla 6,0 pH - usuwanie utlenialności było najniższe i wynosiło w badanym zakresie temperatur od 10 do 28 %.



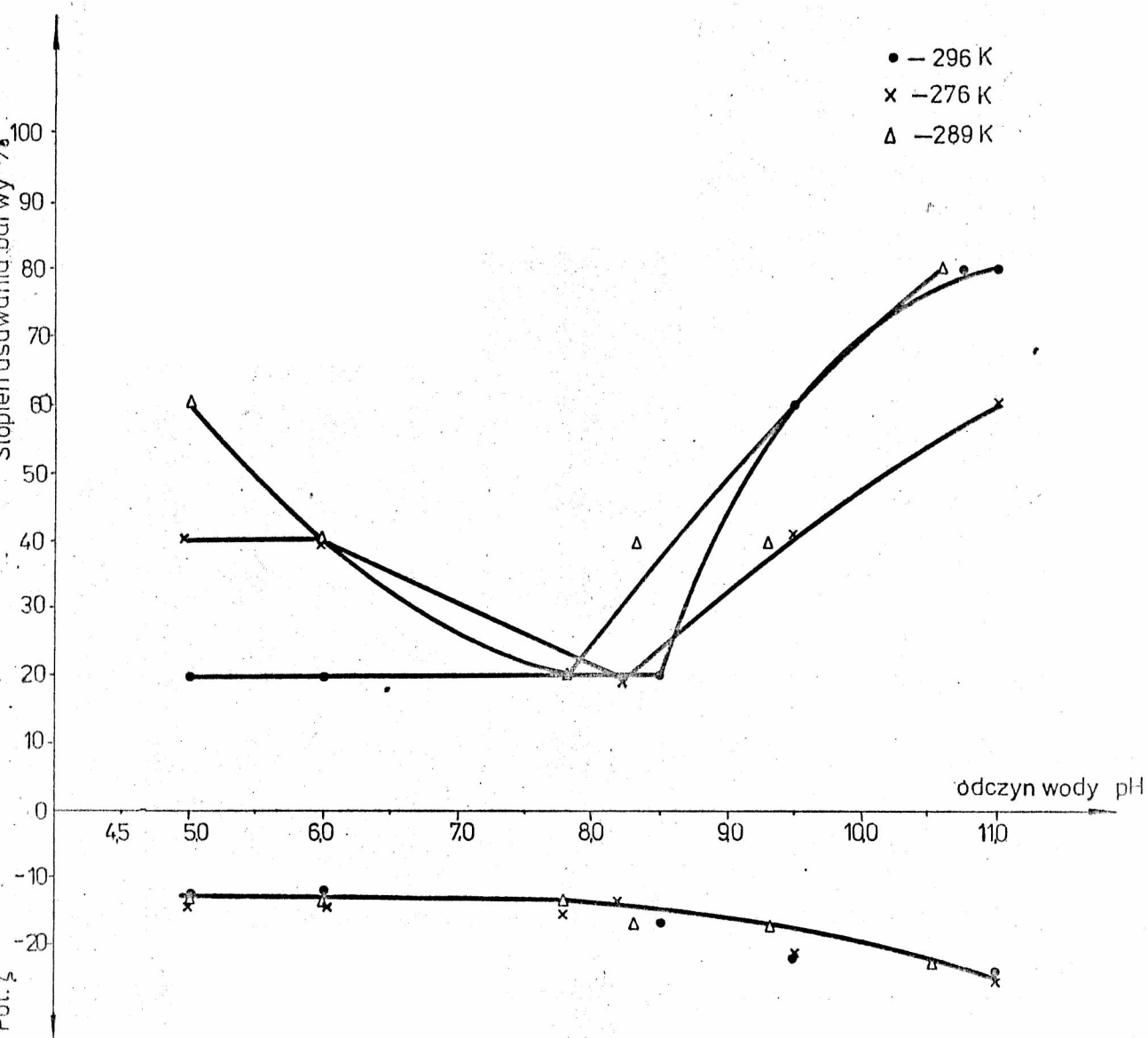
RYS.51 . WPŁYW ODCZYNU WODY NA STOPIEŃ USUWANIA BARWY I ZMIANĘ POTENCJAŁU ζ ZALEŻNIE OD TEMPERATURY W PROCESIE KOAGULACJI CALGONEM M-502 ($0,3 \text{ g/m}^3$)



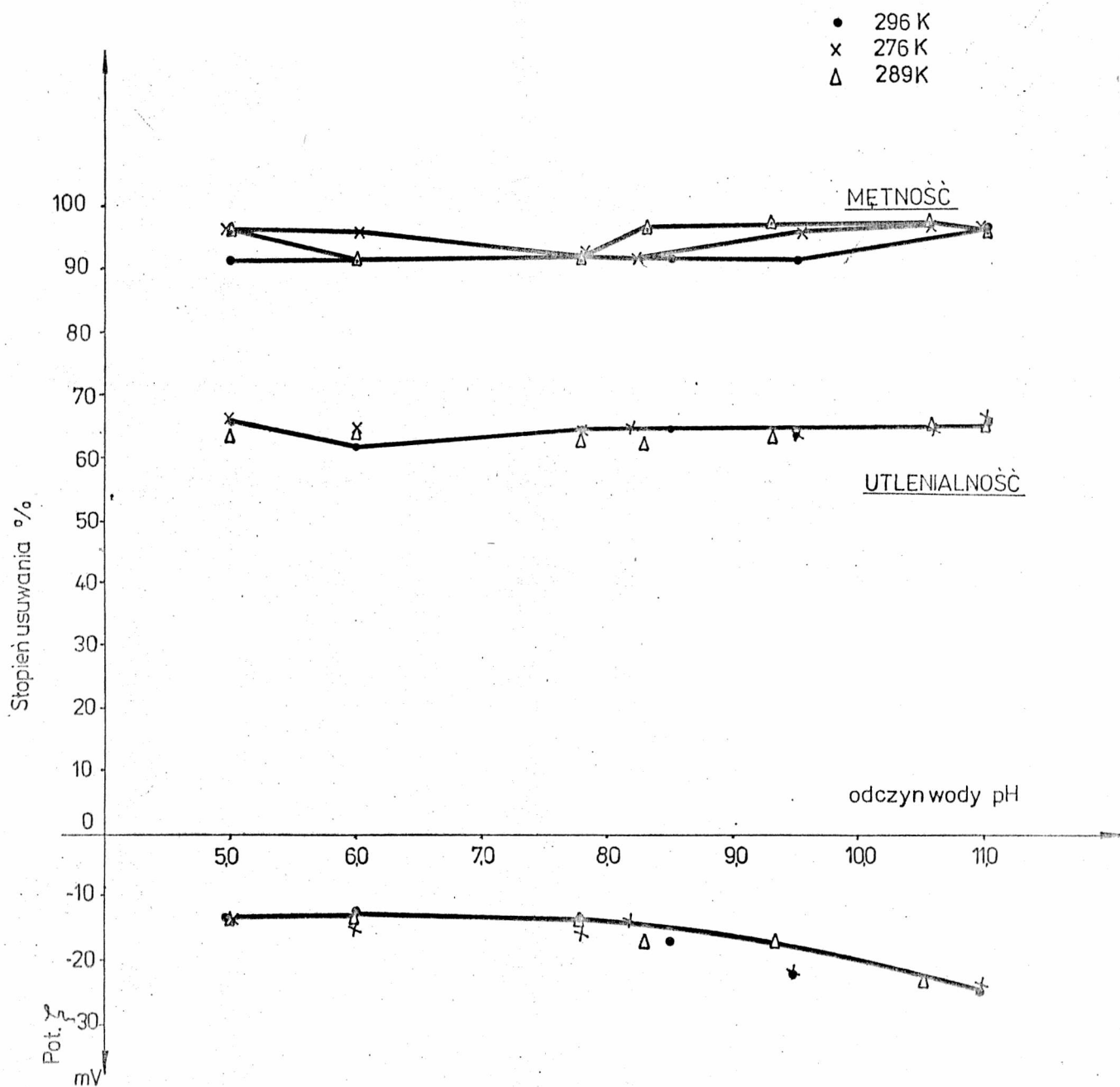
RYS.52. WPŁYW ODCZYNU WODY NA STOPIEŃ USUWANIA MĘTNOŚCI I UTLENIALNOŚCI ORAZ ZMIANĘ POTENCJAŁU φ ZALEŻNIE OD TEMPERATURY W PROCESIE KOAGULACJI CALGONEM M - 502 ($0,3 \text{ g/m}^3$)



RYS.53 . WPŁYW TEMPERATURY WODY NA STOPIEŃ USUWANIA MĘTNOŚCI I UTLENIALNOŚCI ORAZ ZMIANĘ POTENCJAŁU ζ ZALEŻNIE OD ODCZYNU W PROCESIE KOAGULACJI CALGONEM M-502 ($0,3\text{g}/\text{m}^3$)



RYS.54. WPŁYW ODCZYNU WODY NA STOPIEŃ USUWANIA BARWY ORAZ
ZMIANĘ POTENCJAŁU ζ ZALEŻNIE OD TEMPERATURY W PROCESIE KOAGULACJI
CALGONEM M-502 (0,5 g/m³)



RYS. 55. WPŁYW ODCZYNU WODY NA STOPIEŃ USUWANIA MĘTNOŚCI I UTLENIALNOŚCI ORAZ ZMIANĘ POTENCJAŁU ζ ZALEŻNIE OD TEMPERATURY W PROCESIE KOAGULACJI CALGONEM M-502 ($0,5 \text{ g/m}^3$)

Wyższe dawki Calgonu M-502 zniwelowały wpływ odczynu i temperatury na usuwanie utlenialności, natomiast wpływ temperatur ujawnił się jedynie w usuwaniu barwy przy odczynie poniżej 6,0 pH i powyżej 9,0 pH /rys. 54, 55/. Potencjał elektrokinetyczny koagulowanych cząstek nie zmieniał się w zakresie 5,0 do 8,0 pH, natomiast przy odczynie powyżej 8,0 pH wartości bezwzględne potencjału ζ zwiększały się. W badanym zakresie odczynu wody przy koagulacji Calgonem temperatura nie wpływała na zmianę potencjału elektrokinetycznego /rys. 53, 55/.

3.5.3. Koagulacja domieszek wody polielektrolitem kationowym Rokrysol WF-5.

Polielektrolit kationowy Rokrysol WF-5 dawał podobne rezultaty usuwania mętności i utlenialności jak Calgon M-502, lecz przy wyższych dawkach /tab. 17, rys. 56/.

ab.17
ys.56

Znalazło to potwierdzenie również w obniżaniu bezwzględnych wartości potencjału elektrokinetycznego /rys. 56/.

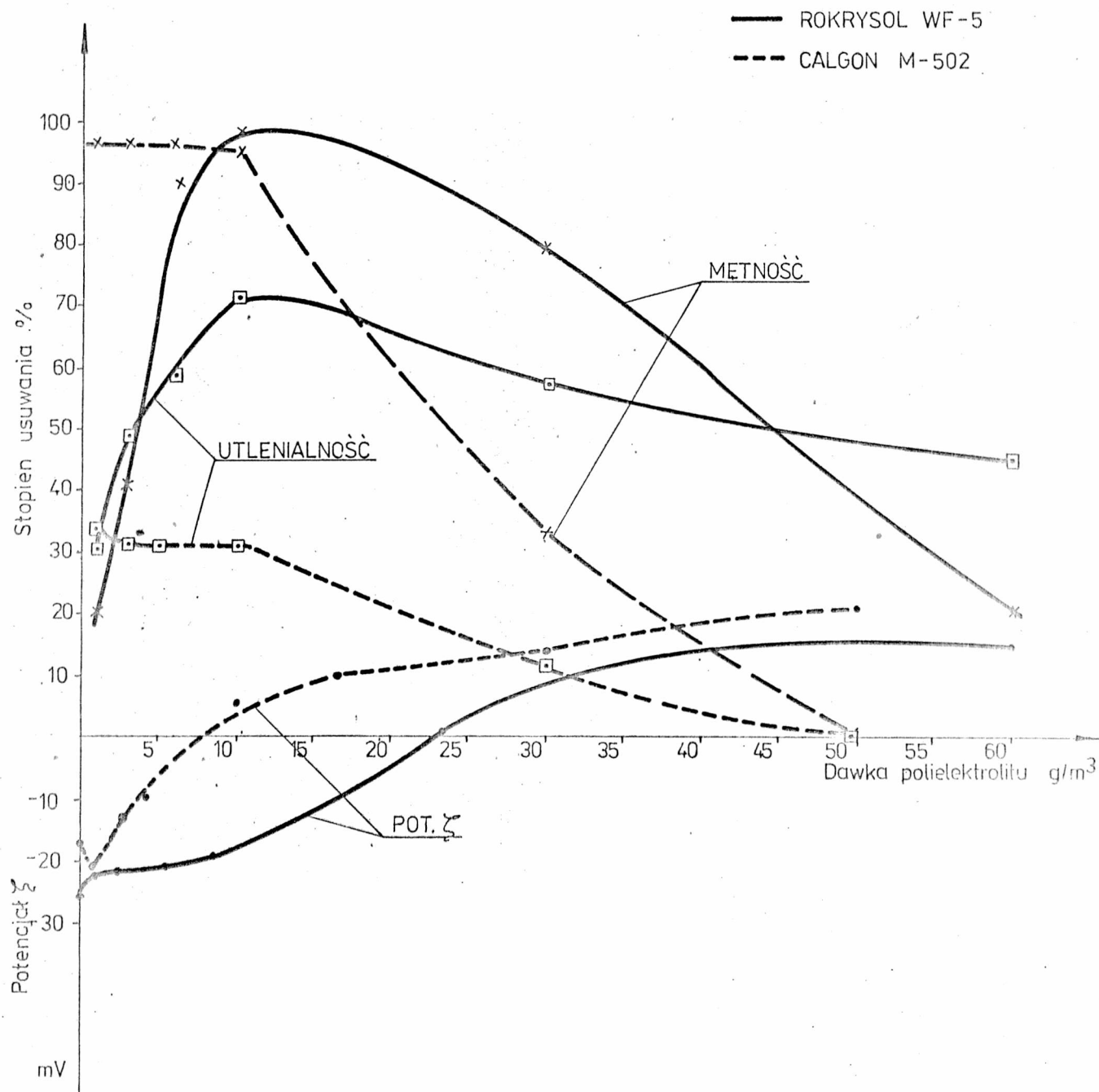
3.6. Stosowanie polielektrolitów dla wspomagania procesu koagulacji.

Badania prowadzono dla wody z rzeki Bobru [85] i Odry [55].

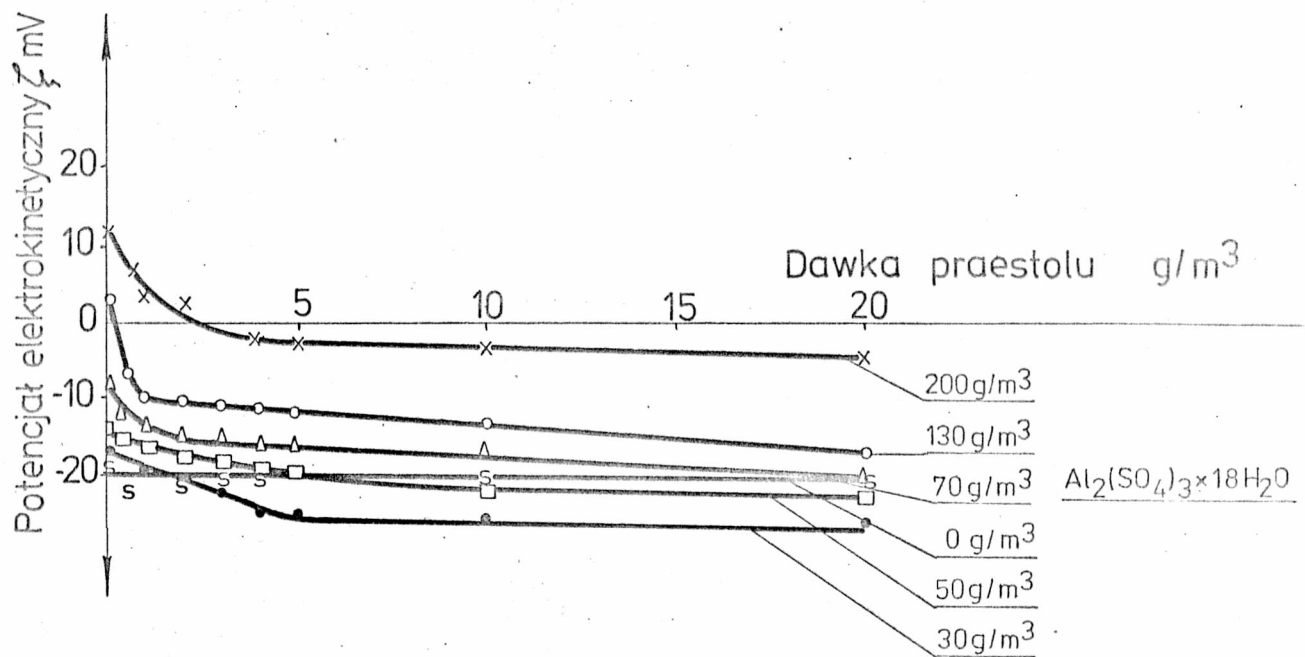
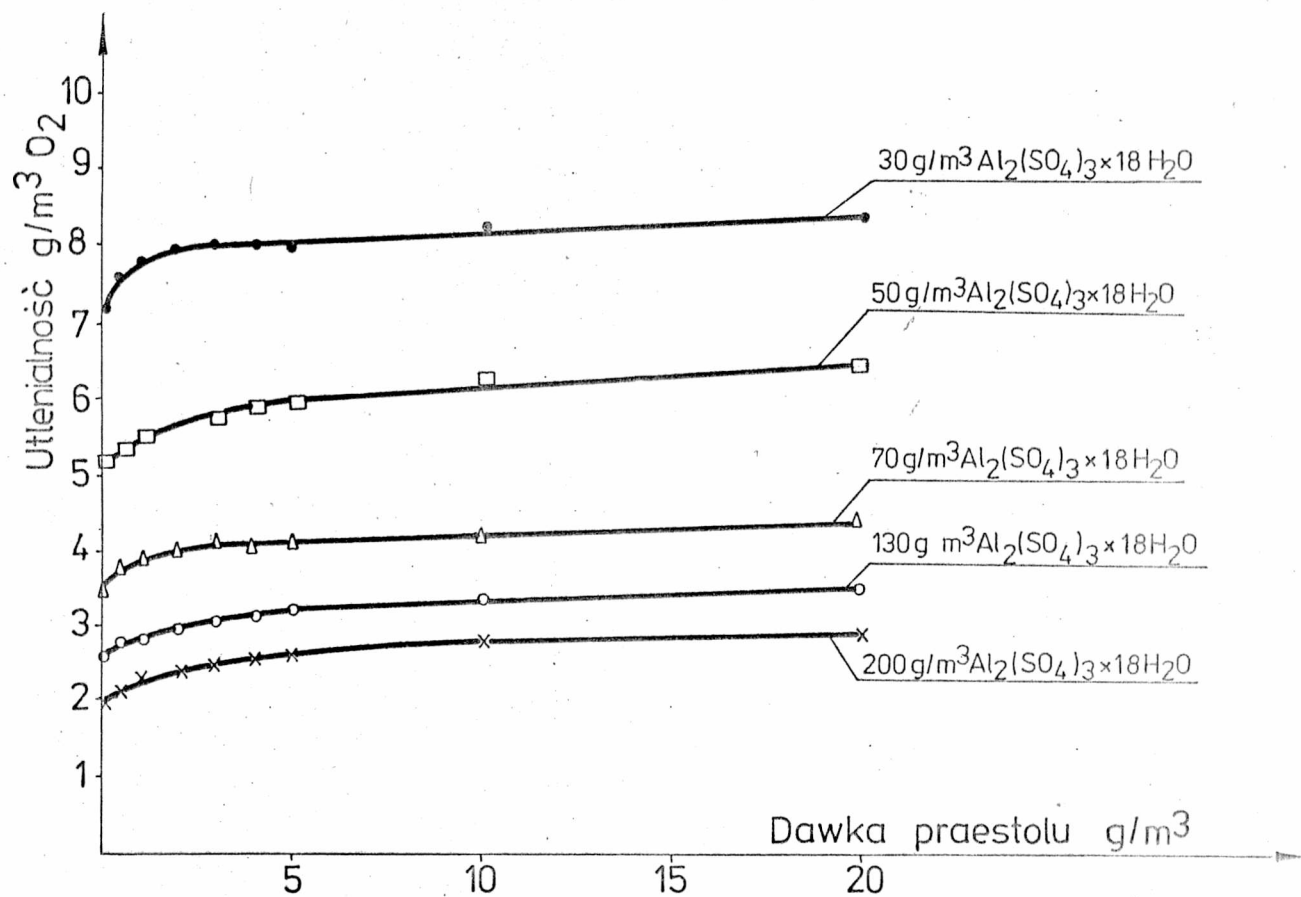
W badaniach zastosowano następujące polielektrolity:

Praestol, ACL-70, CTLOW, metakrylamid, Pn-62, P-26, Sedi-pur TF Fest, Gigamid, Gigtar, Separan NP-10, Purifloc 402 i 502 oraz krzemionkę aktywowaną i żelatynę spożywczą.

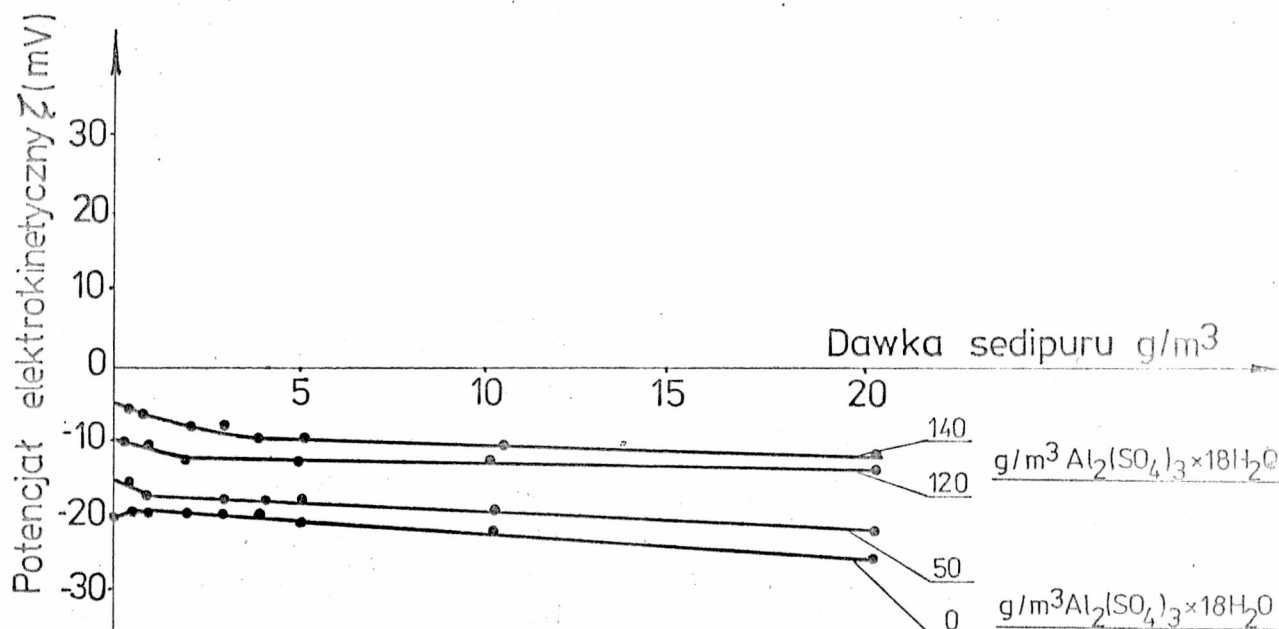
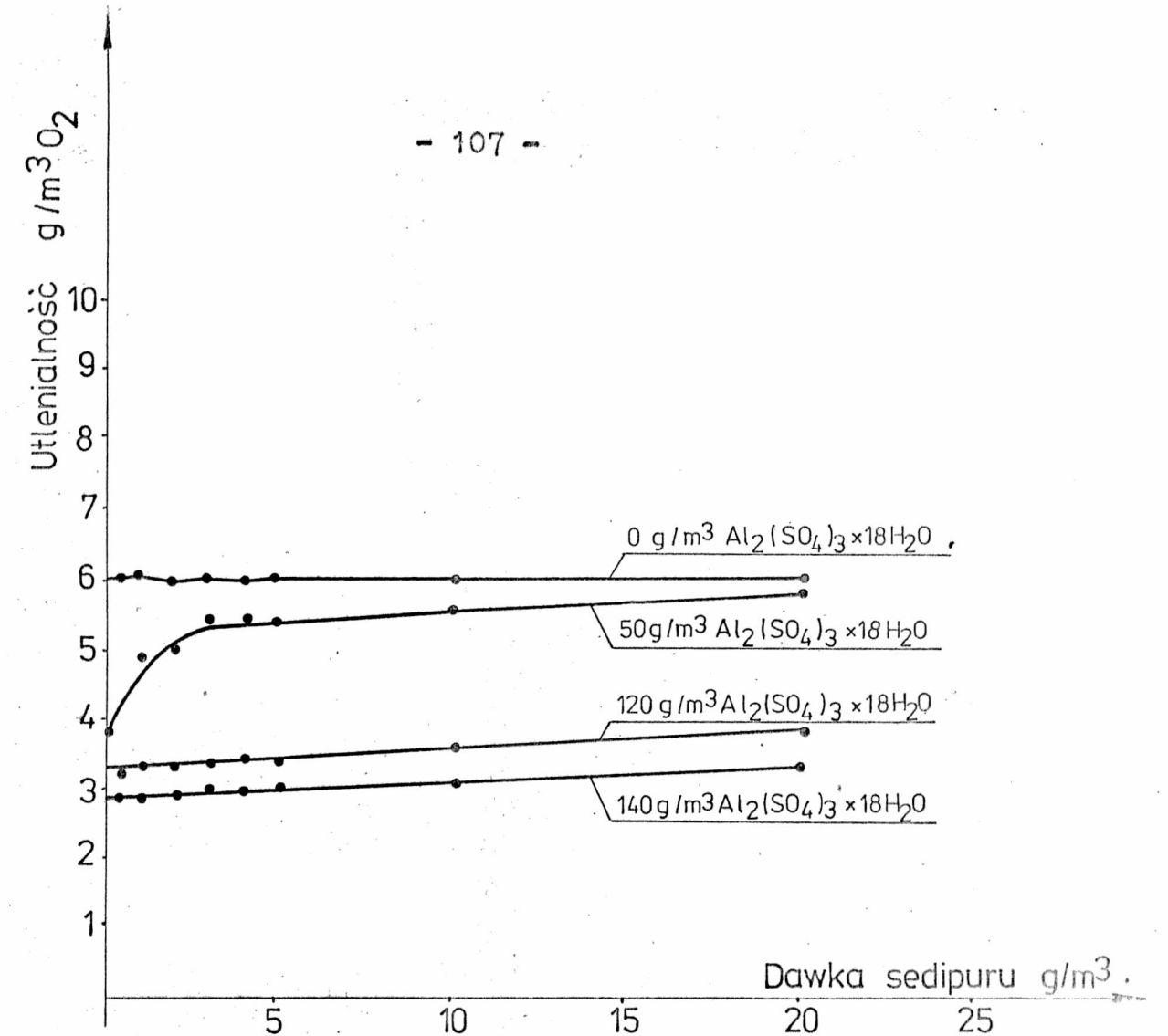
Polielektrolity dawkowano do wody po siarczanie glinowym z opóźnieniem 60 - 180 s, a w niektórych przypadkach po 600 s wolnego mieszania. Zastosowane wyprzedzenie siarczanu glinowego miało na celu wytworzenie drobnych kłaczków,



RYS.56. PORÓWNIANIE SKUTECZNOŚCI USUWANIA MĘTNOŚCI I UTLENIALNOŚCI
W PROCESIE KOAGULACJI DOMIESZEK WÓD DOŁOWYCH CALGONEM M-502
I ROKRYSOLEM WF-5



RYS.57. Wpływ praestolu na efekty koagulacji domieszek wody.



RYS.58. Wpływ sedipuru na efekty koagulacji domieszek wody

które łatwo aglomerowały przy pomocy polielektrolitów.

Tab.18 Rezultaty przedstawiono w tabeli 18.

Wymienione flokulanty wydatnie wspomagały flokulację oraz sedymentację osadów pokoagulacyjnych, natomiast nie działały jako samodzielne koagulanty.

Najlepsze działanie wspomagające miały Praestol, Sedipur i krzemionka aktywowana. Nieco gorsze efekty ze względu na wytrzymałość kłaczków osadu pokoagulacyjnego obserwowano przy stosowaniu Gigtaru, Gigamidu, Separanu, Purifloców i żelatyny spożywczej. Metakrylamid znacznie podnosił utlenialność wody koagulowanej, natomiast CTLOW, P-26,

Gigamid i żelatyna spożywcza - przy dawkach powyżej 2 g/m^3 .

Optymalne dawki polielektrolitów wahały się w granicach $0,1 - 0,5$, a w niektórych przypadkach do 2 g/m^3 .

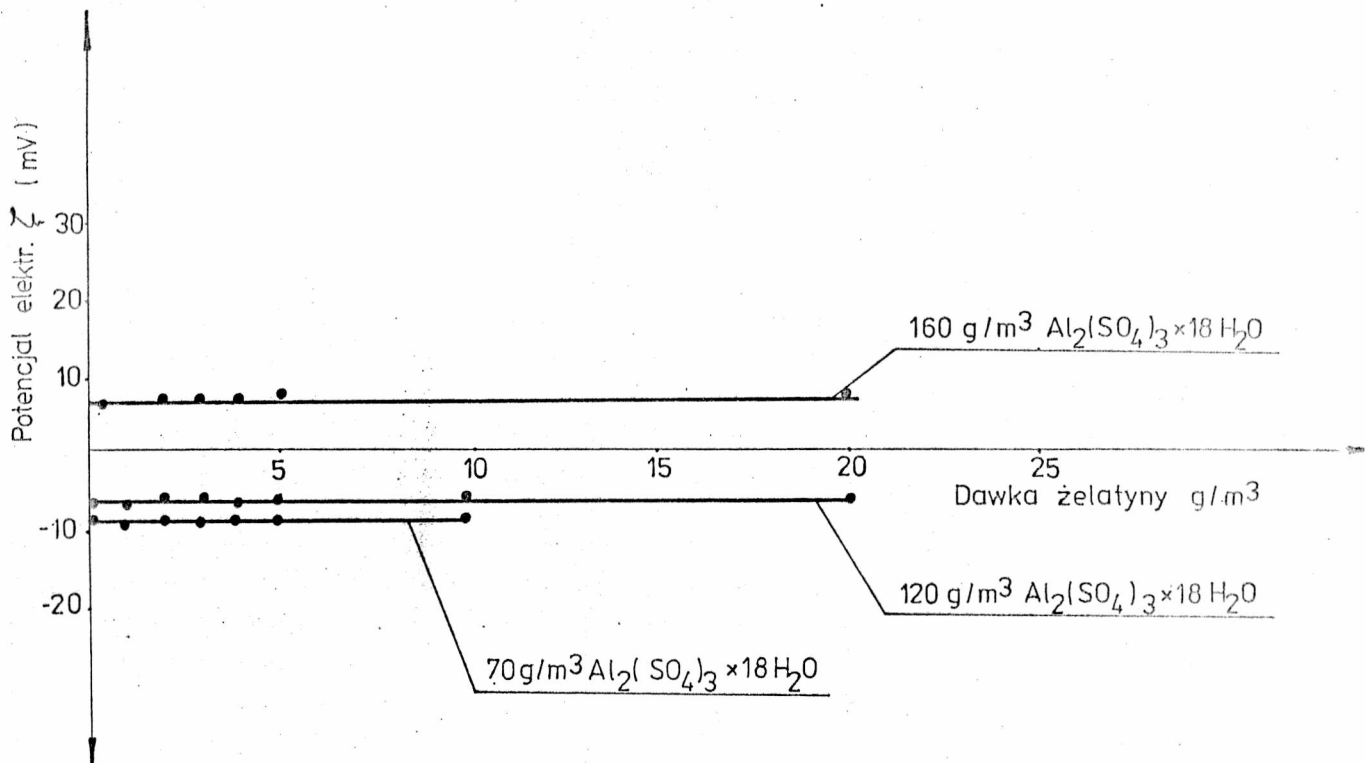
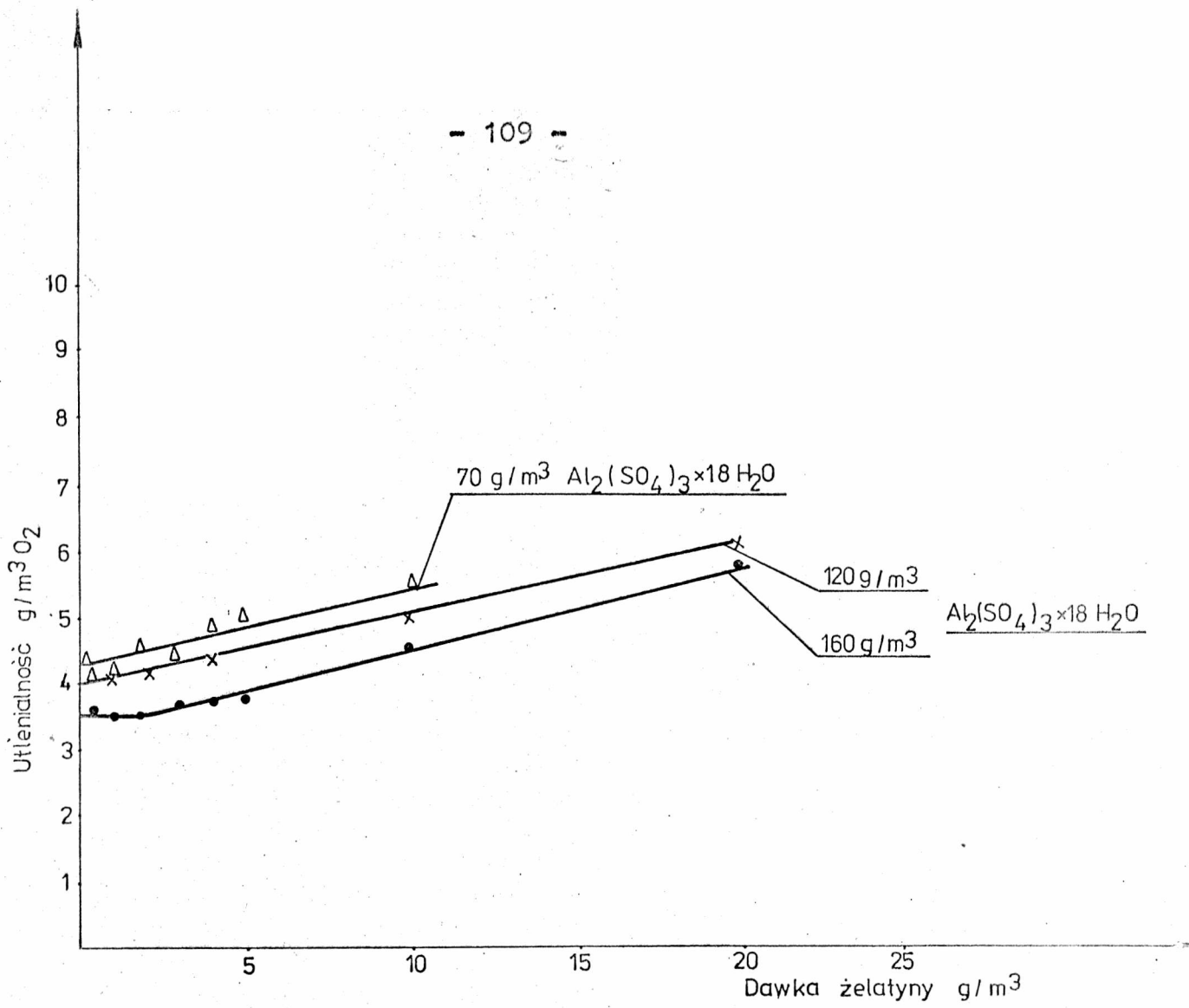
W pobliżu punktu izoelektrycznego układu stosowane polielektrolity nie tylko wspomagały proces flokulacji, ale powodowały pełne usuwanie mętności po 1800 s sedymentacji koagulowanej wody w warunkach laboratoryjnych.

Efekty te obserwowano przy zmianie potencjału elektrokinetycznego koloidów wody surowej z $-18,5 \text{ mV}$ do ok. $+1 \div +3,0 \text{ mV}$ siarczanem glinowym oraz z $+1 \div +3,0 \text{ mV}$ do $-0,5 \div -3,0 \text{ mV}$ polielektrolitami. Dawki polielektrolitów niezbędne dla tej zmiany potencjału ξ zależne były od rodzaju polielektrolitów i wynosiły od $0,1$ do $0,5 \text{ g/m}^3$.

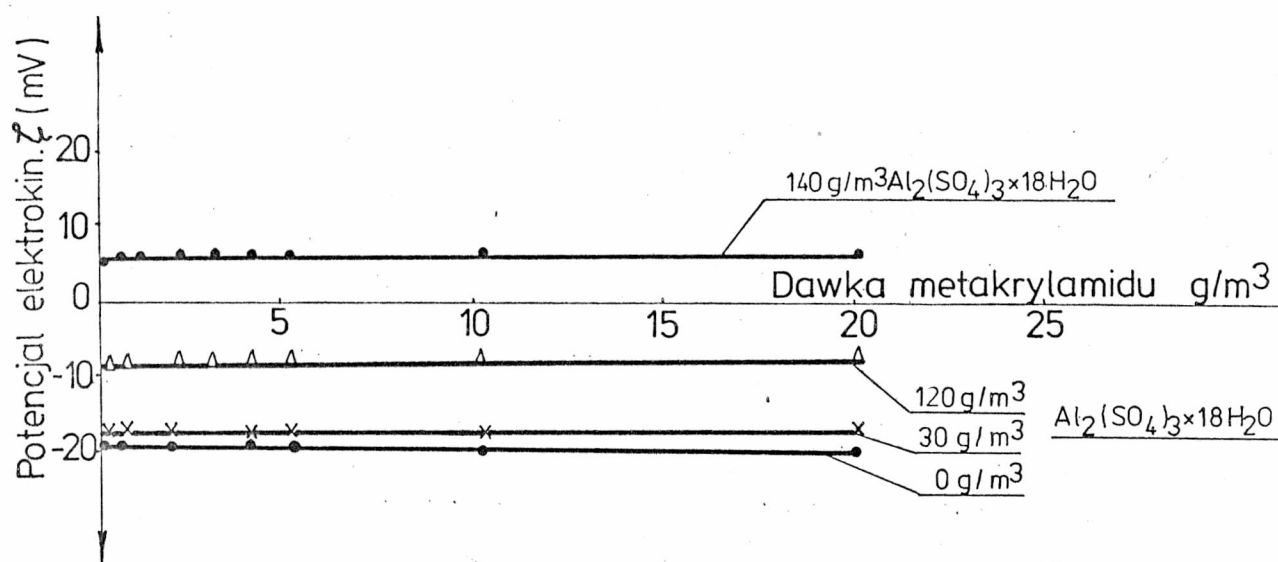
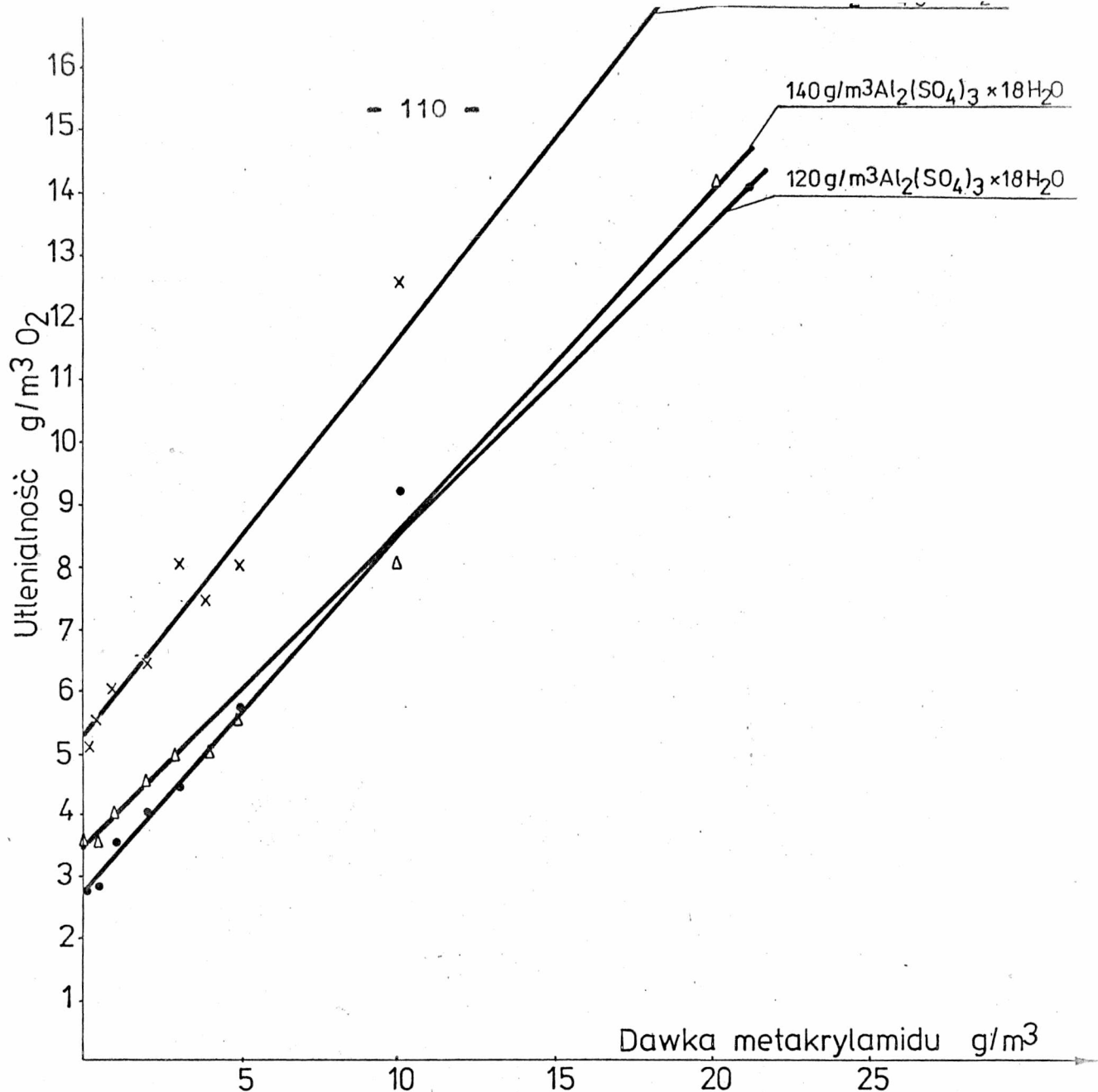
Najbardziej skutecznymi okazał się Praestol i Sedipur

3:57,58 /rys. 57,58/:

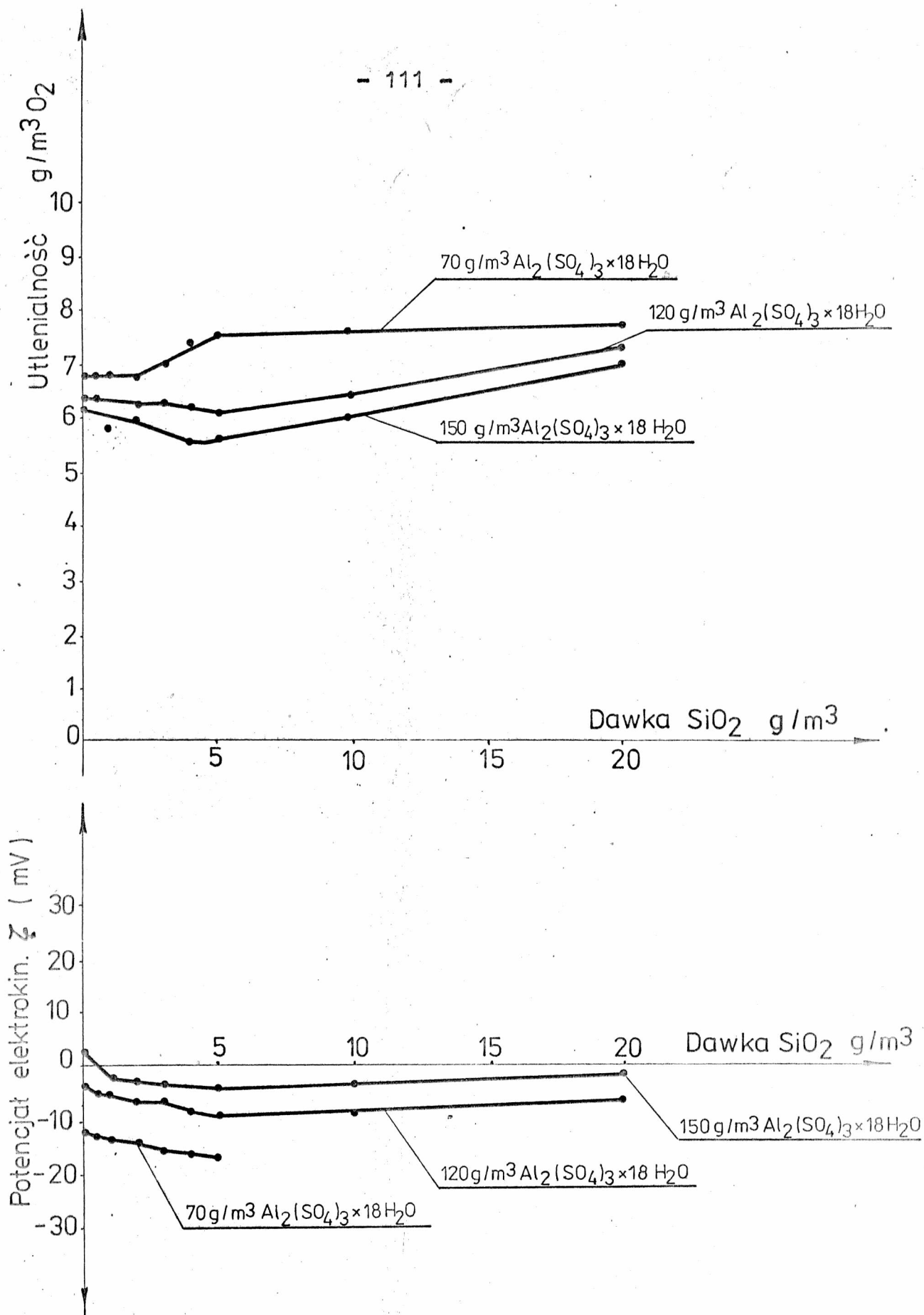
Przy koagulacji siarczanem glinowym w połączeniu z Sedipurem obserwowano całkowite usuwanie mętności przy potencjale ξ równym $-11,5 \text{ mV}$.



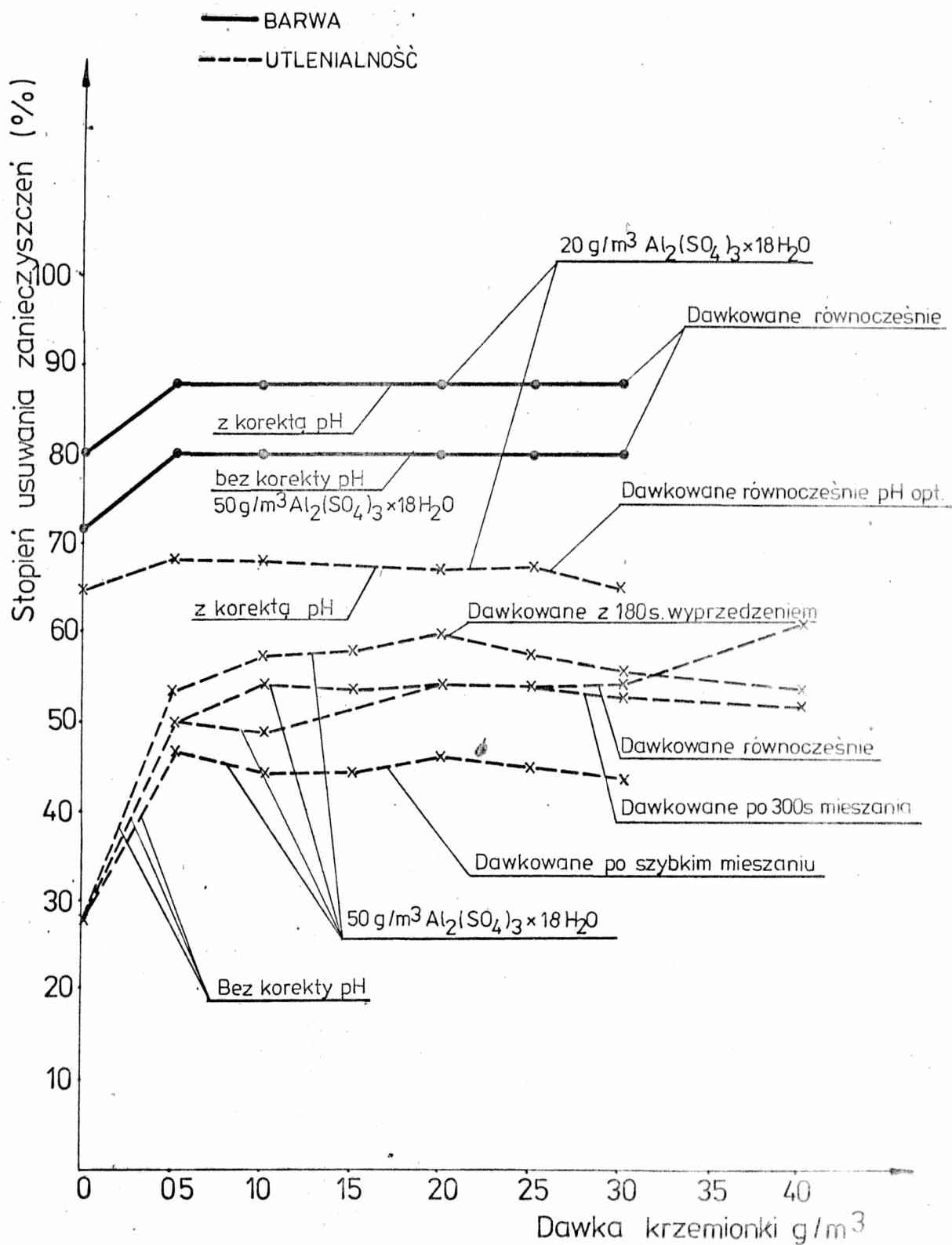
RYS. 59. WPŁYW ŻELATYNY SPOŻYWCZEJ NA EFEKTY KOAGULACJI
DOMIESZEK WODY



RYS.60. Wpływ metakrylamidu na efekty koagulacji domieszek



RYS.61. Wpływ krzemionki aktywowanej na efekty koagulacji domieszek wody



RYS. 62. Wpływ krzemionki aktywowanej na proces koagulacji siarczanem glinowym [55]

rys. 59, 60
61

Żelatyna i metakrylamid w prowadzonych badaniach nie wywoływały zmiany potencjału elektrokinetycznego/rys. 59, 60/.

Krzemionka aktywowana w ilościach stosowanych w procesie koagulacji wydatnie wspomagała flokulację i obniżała potencjał ζ /rys. 61/. Krzemionka aktywowana i żelatyna spożywcza dawkowane 60 s po siarczanie glinowym wyraźnie przyspieszały powstawanie kłaczków.

Większe opóźnienie w dawkowaniu żelatyny nie zmieniało efektów oczyszczania wody.

Wpływ krzemionki aktywnej na przebieg procesu koagulacji siarczanem glinowym w optymalnym zakresie pH oraz bez korekty odczynu badano na wodzie odrzańskiej [55].

rys. 62

Krzemionkę wprowadzano do wody w ilości do 4 g/m^3 przed lub po siarczanie glinowym. Wyniki przedstawiono na rys. 62.

Wyprzedzone dawkowanie krzemionki dało najwyższy stopień usuwania utlenialności, podczas gdy skuteczność usuwania barwy nie zależała od kolejności dawkowania flokulanta.

Na skuteczność dawkowanej krzemionki wpływał odczyn wody.

Wysoki stopień usuwania barwy / 87,5 % i utlenialności / 70 %/ uzyskano stosując $20 \text{ g/m}^3 \text{ Al}_2/\text{SO}_4/3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ z dodatkiem $0,5 \text{ g/m}^3 \text{ SiO}_2$ i korekty odczynu do 5,2 pH.

W przypadku wody o nie korygowanym odczynie nawet dawki $50 \text{ g/m}^3 \text{ Al}_2/\text{SO}_4/3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ i $4 \text{ g/m}^3 \text{ SiO}_2$ nie dały tak wysokich efektów oczyszczania.

3.7. Znaczenie gradientu prędkości flokulacji w procesie koagulacji.

Proces flokulacji zależy w głównej mierze od warunków mieszania i czasu flokulacji.

Mieszanie powoduje zderzenia cząstek koloidalnych i zawieszonych, co prowadzi do połączeń trwałych. Miara intensywności mieszania jest zmiana wektora prędkości ruchu cieczy o wartości którego stanowi wielkość gradientu prędkości.

Wielkość średniego gradientu ruchu cieczy w procesie mieszania określa wzór

$$G = \frac{M}{V \eta \nu} \quad 41a$$

W klasycznej koagulacji objętościowej energia dostarczana cieczy określona jest na podstawie charakterystyki mieszadeł i komór flokulacji

$$M = \frac{F_m \cdot C \cdot \eta \cdot v_c^3}{2} \quad 48$$

Prędkość liniową wyznaczono z wzoru

$$v_c = 0,75 \frac{\pi d_m \omega}{60} \quad 49$$

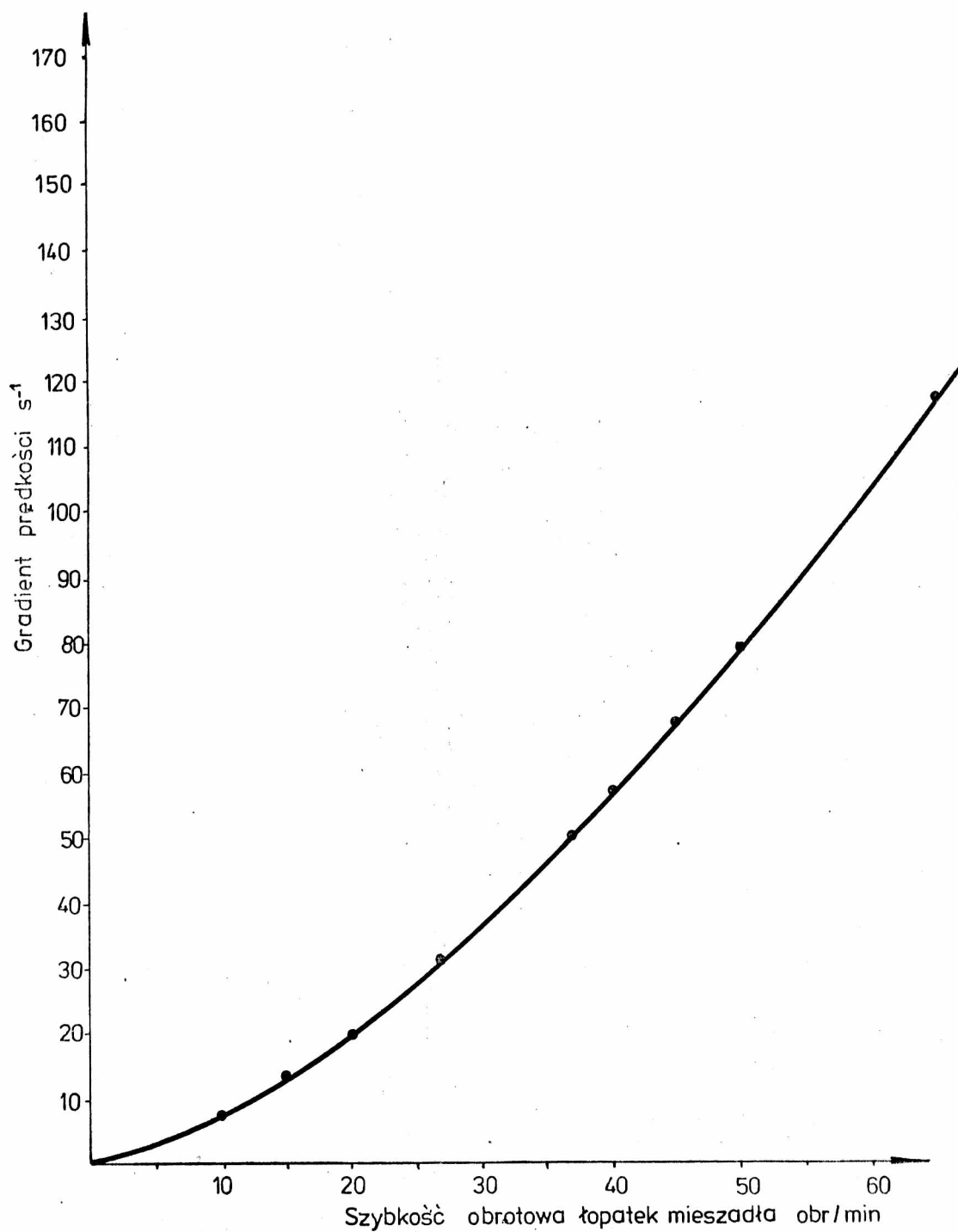
Objętość próby wody wynosiła $0,001 \text{ m}^3$.

Wymiary mieszadła $0,080 \text{ m} \times 0,035 \text{ m}$, współczynnik oporu C_D przyjęto $1,1$ [8].

Dla tych danych wyznaczono gradient prędkości flokulacji zależnie od prędkości obrotowej łopatek mieszadła w temp. 295 K /tab. 19, rys. 63/.

Badania obejmowały wpływ gradientu prędkości na efekty koagulacji.

Wodę z rzeki Odry koagulowano siarczanem glinowym w zakresie dawek $30 - 150 \text{ g/m}^3 \text{ Al}_2\text{SO}_4/3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ i gradientu



RYS. 63. ZALEŻNOŚĆ GRADIENTU PRĘDKOŚCI OD SZYBKOŚCI OBROTOWEJ ŁOPATEK MIESZADŁA.

tab. 20 prędkości $7 - 117 \text{ s}^{-1}$ /tab. 20/:

Rezultaty usuwania zanieczyszczeń od zastosowanego śred-
niego gradientu flokulacji przedstawiono na rys. 64, 65, 66.
Z badań wynika, że stopień usuwania mętności i barwy dla
poszczególnych dawek koagulantu niewiele różnił się w
zakresie gradientu ok. $7 - 60 \text{ s}^{-1}$.

Przy zastosowaniu wyższych gradientów usuwanie barwy i mę-
tności gwałtownie malało.

W usuwaniu utlenialności stwierdzono zmniejszenie stopnia
usuwania wraz ze wzrostem gradientu. Przy gradientach do
 60 s^{-1} stopień usuwania utlenialności był jeszcze dosta-
tecznie wysoki. Przy zwiększeniu gradientu prędkości do
 117 s^{-1} zanieczyszczenia z wody nie były usuwane. Przy ni-
skich gradientach $/7 \text{ i } 13 \text{ s}^{-1}/$ obserwowano sedymentację
kłaczków pokoagulacyjnych już w czasie wolnego mieszania.

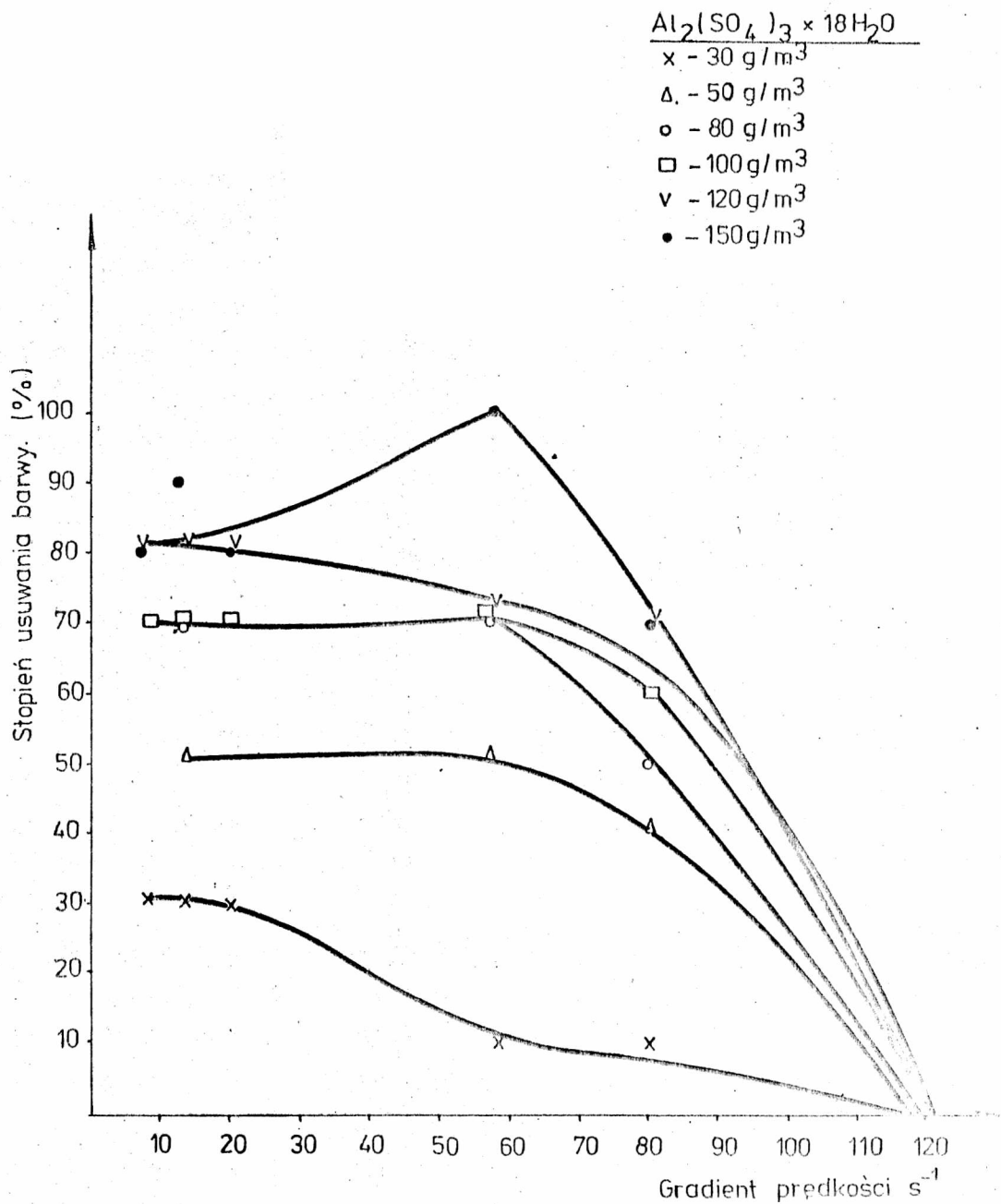
Początek kłaczkowania w procesie wolnego mieszania zależy
od gradientu prędkości i dawki koagulantu/rys. 67, 68/:

Przy gradientach $7, 13, 20, 57 \text{ s}^{-1}$ czas flokulacji wynosił
 1200 s , a przy $G = 80 \text{ s}^{-1} - 1500 \text{ s}$.

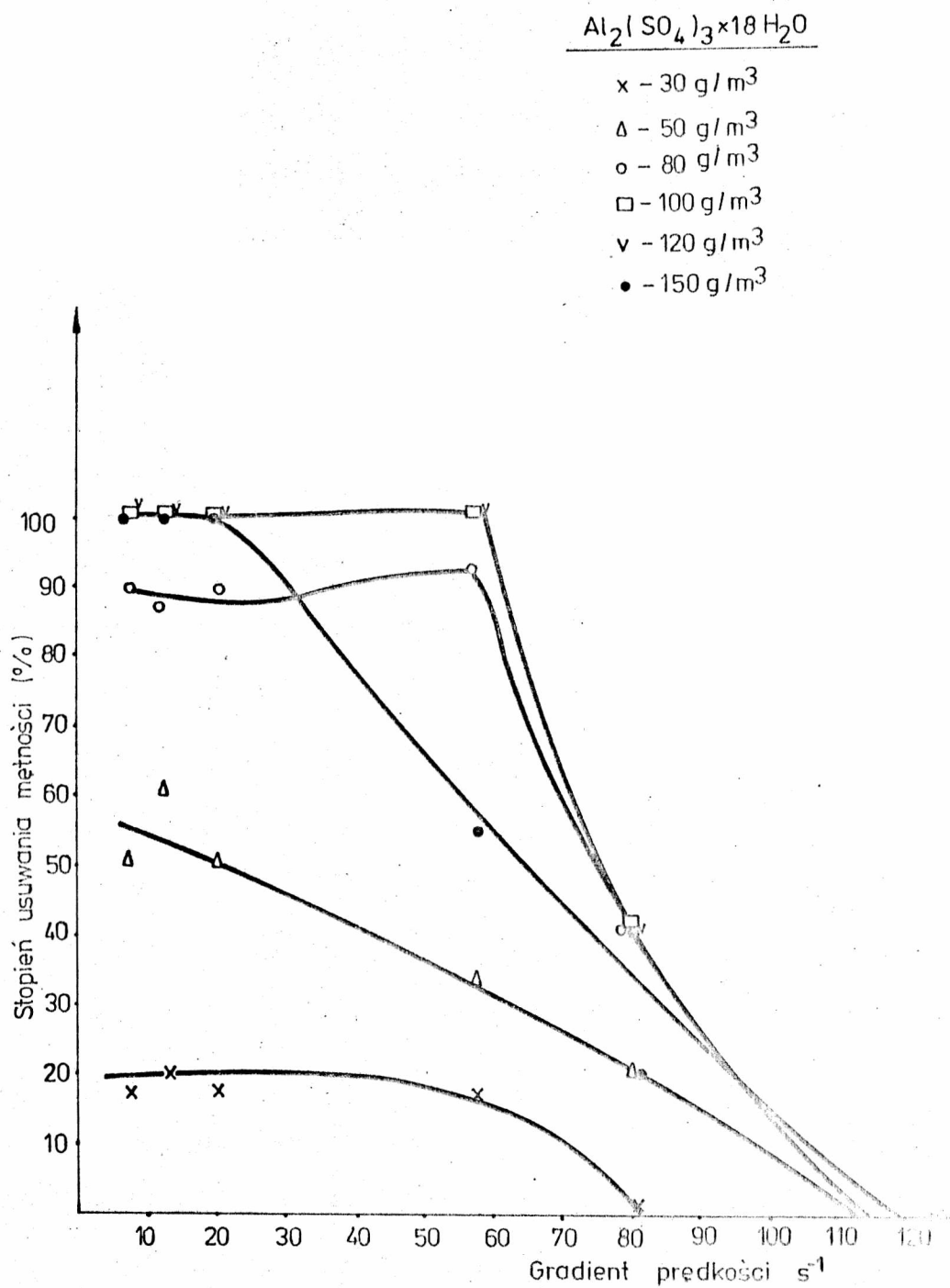
Zwiększenie gradientu prędkości może w niektórych przypad-
kach wydłużyć czas zapoczątkowania kłaczkowania ponad 2 razy.
Czas pozostałych na tworzenie kłaczków /od ich pojawienia
się/ jest znacznie krótszy przy wyższych gradientach.

Tłumaczy to gorsze efekty oczyszczania przy gradientach
powyżej 80 s^{-1} . Ujemny wpływ wyższych gradientów można
w pewnym stopniu zniwelować zastosowaniem wyższych dawek
koagulantów.

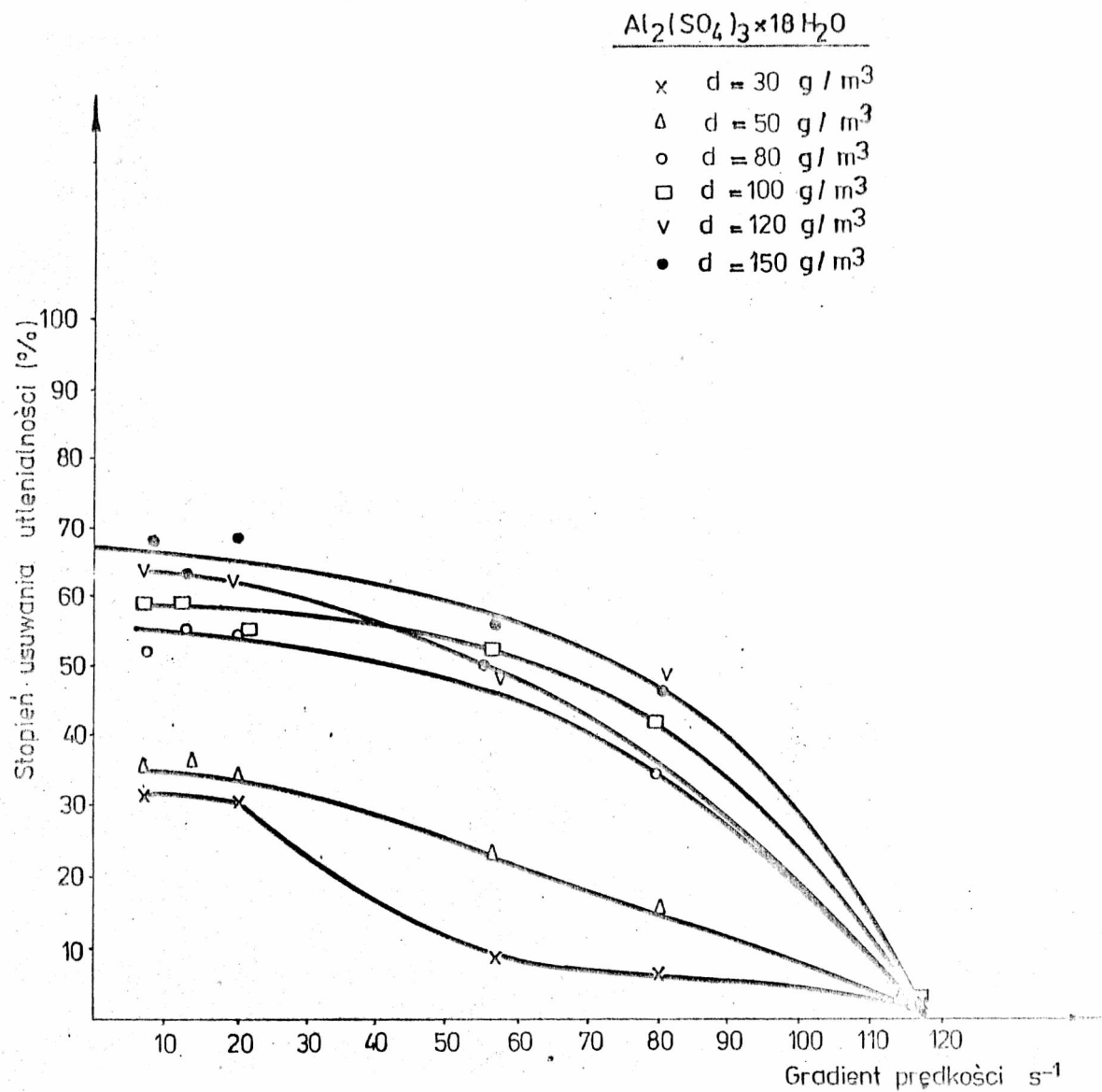
Z badań wynika, że optymalne gradienty dla flokulacji z
zastosowaniem siarczanu glinowego mieszczą się w granicach
 $20 - 60 \text{ s}^{-1}$.



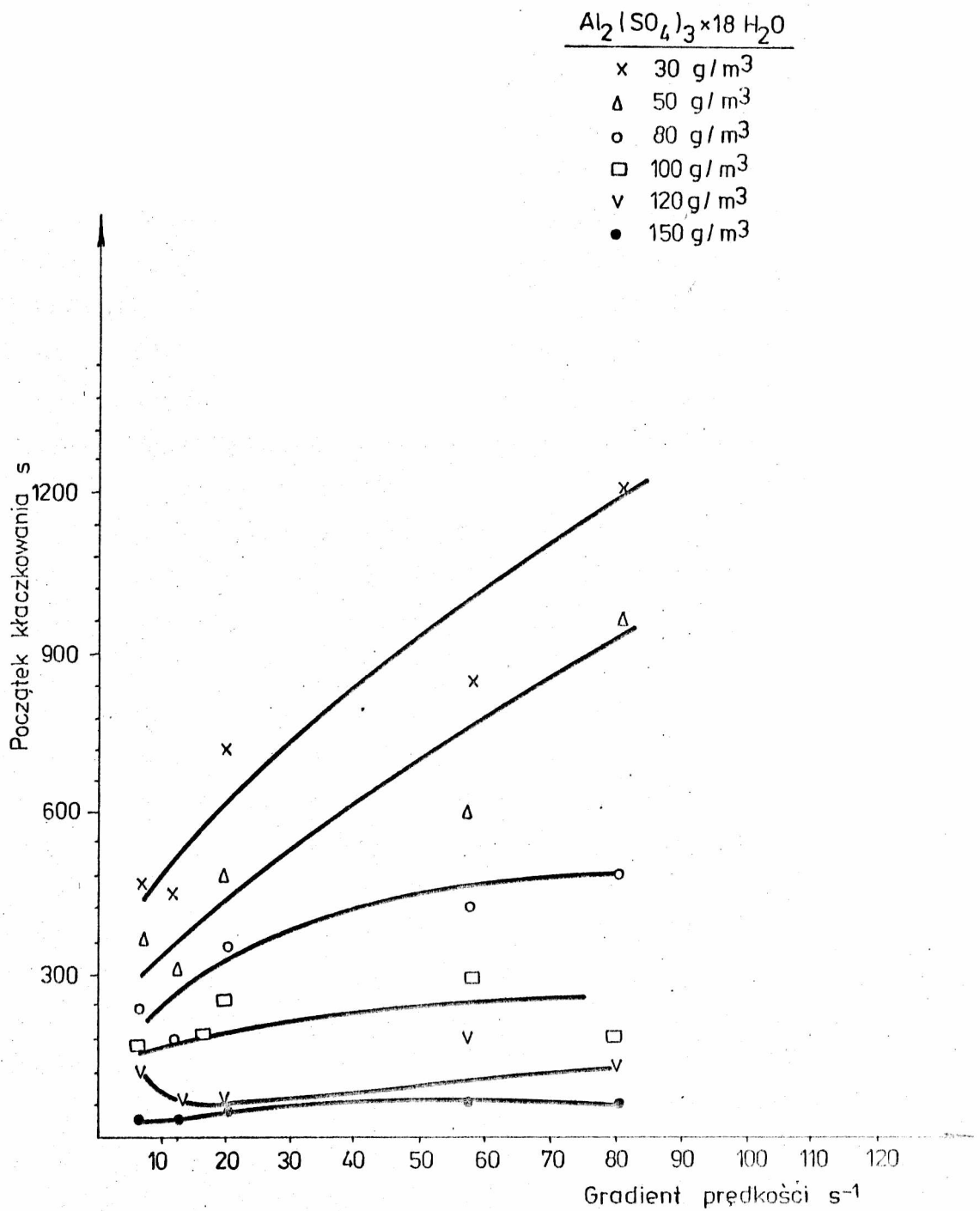
RYS. 64: WPŁYW GRADIENTU PRĘDKOŚCI NA STOPIEŃ USUWANIA BARWY



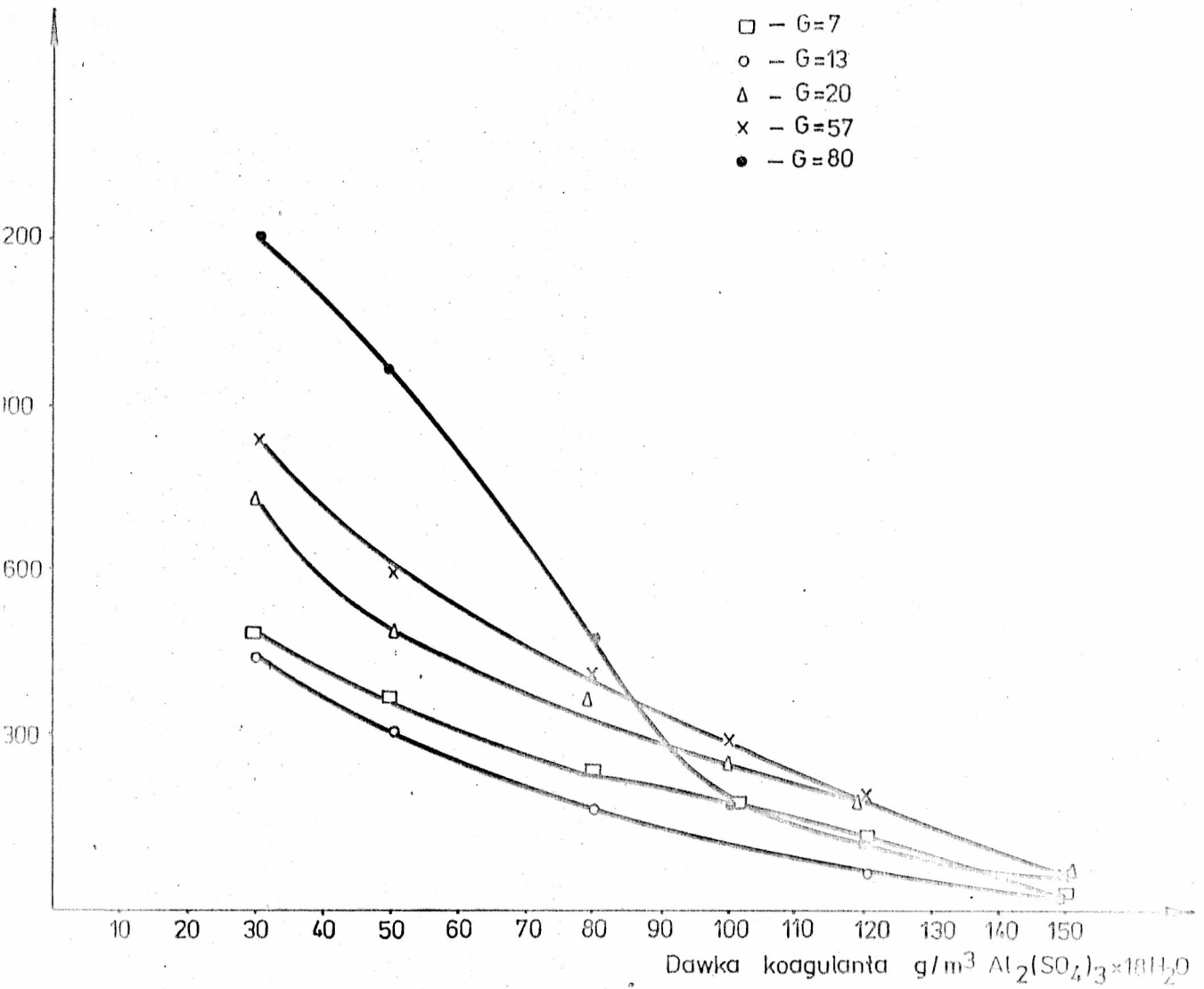
RYS. 65. WPŁYW GRADIENTU PRĘDKOŚCI NA STOPIEŃ USUWANIA MĘTNOŚCI.



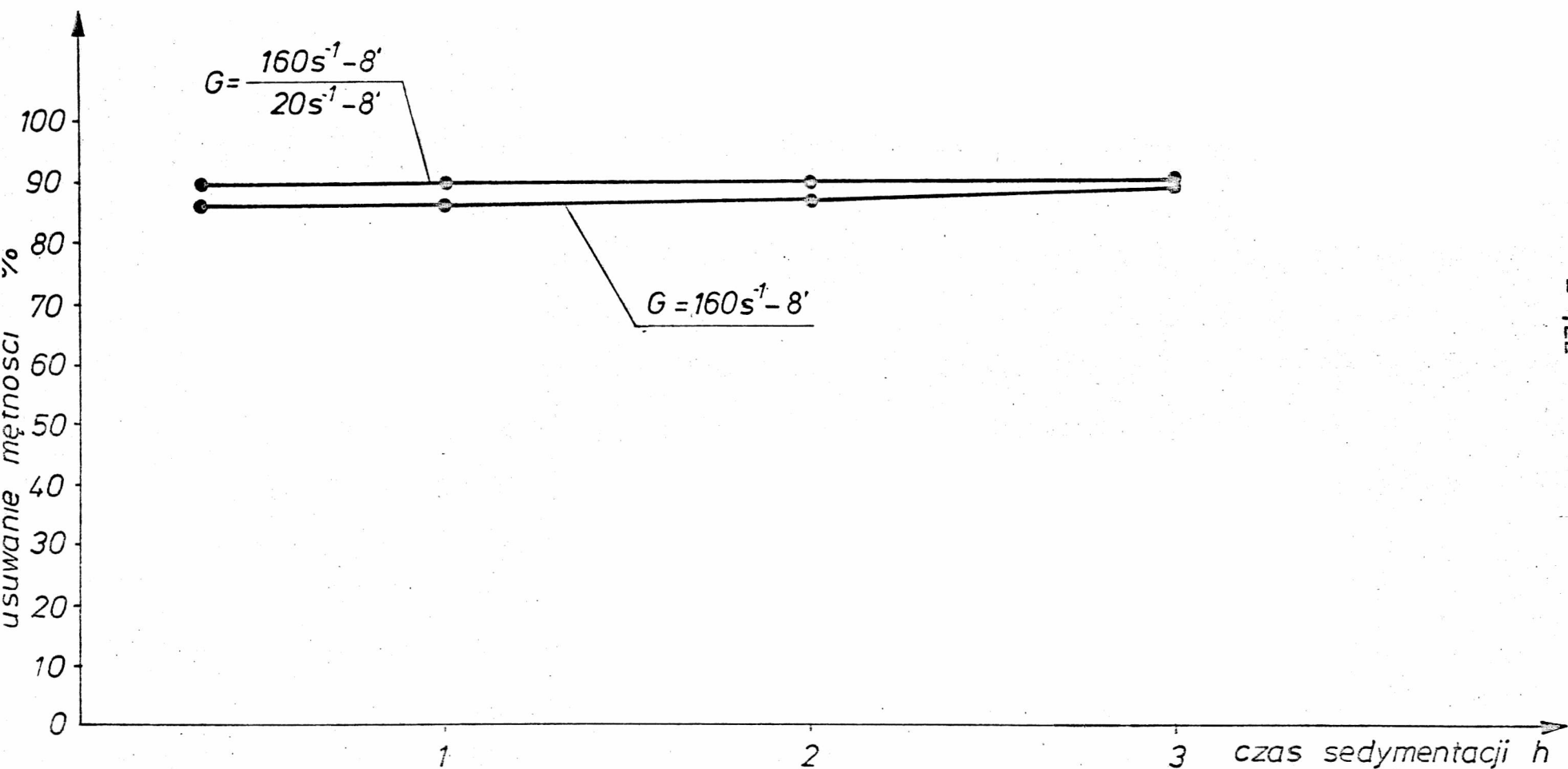
RYS. 66. WPŁYW GRADIENTU PRĘDKOŚCI NA STOPIEŃ USUWANIA UTLENIALNOŚCI.



RYS.67. POCZĄTEK KŁACZKOWANIA W ZALEŻNOŚCI OD GRADIENTU PRĘDKOŚCI



RYŚ. 68. POCZĄTEK KŁACZKOWANIA ZALEŻNIE OD DAWKI KOAGULANTA.



RYS. 69. Wpływ czasu sedymentacji na stopień usuwania mętności wód dołowych zależnie od zastosowanego gradientu flokulacji. [89]

Zakres gradientów prędkości jest znacznie szerszy przy zastosowaniu w koagulacji polielektrolitów, samodzielnie bądź łącznie z koagulantami podstawowymi.

Przydatność polielektrolitów do flokulacji badano na wodach dołowych [89] :

Wodę dołową o mętności 250 g/m^3 koagulowano Calgonem M-502 w ilości 1 g/m^2 .

Flokulację prowadzono przy gradiencie 160 s^{-1} w czasie 480 s. Celem porównania w badaniach wydłużono czas flokulacji do 1200 s z gradientem 20 s^{-1} :

rys.69 Dla obydwu przypadków uzyskano wysoki stopień usuwania mętności od 86 do 90 %/rys. 69/. Świadczy to o celowości stosowania flokulacji przy wysokim gradiencie w przypadku stosowania polielektrolitów.

Polielektrolity, zwłaszcza anionowe, stosowane jako środki wspomagające, dodawane są zwykle do wody z opóźnieniem w stosunku do koagulanta podstawowego. Opóźnienie to jest różne i niekiedy wynosi kilka min., a więc polielektrolit styka się w wodzie z już wytworzonymi kłaczkami i zapobiega ewentualnemu niszczeniu kłaczków przy stałym gradiencie prędkości:

3.8. Wpływ rodzaju złoża i dawek koagulanta na długość cyklu filtracyjnego.

W badaniach stosowano złoża: piaskowe, piaskowo-antracytowe i piaskowo-węglowe. Charakterystykę złożów podano w tab. 5 i na rys. 23. Całkowita wysokość złożów wynosiła 0,90 m. W przypadku złożów dwuwarstwowych górną warstwę stanowił antracyt lub węgiel aktywny o wysokości ok. 0,30 m, dolną piasek - 0,60 m.

Jako koagulanta stosowano siarczan glinowy w ilości 10 - 100 g/m³.

21, 22, 23 Wyniki badań przedstawiono w tab. 21, 22, 23 i na rys. 70,
70, 71, 71, 72. Z badań wynika, że cykl filtracji zależy od stop-
72 nia zanieczyszczenia wody, od stosowanej dawki koagulan-
ta oraz od rodzaju złoża filtracyjnego.

Usuwanie mętności zachodziło na wszystkich złożach podob-
nie i zależało od zastosowanej dawki koagulanta. Przy niż-
szych dawkach /10, 20 g/m³ Al₂/SO₄/₃ · 18H₂O/mętność fil-
tratu ulegała pogorszeniu pod koniec cyklu filtracji

/rys. 73, 74/.

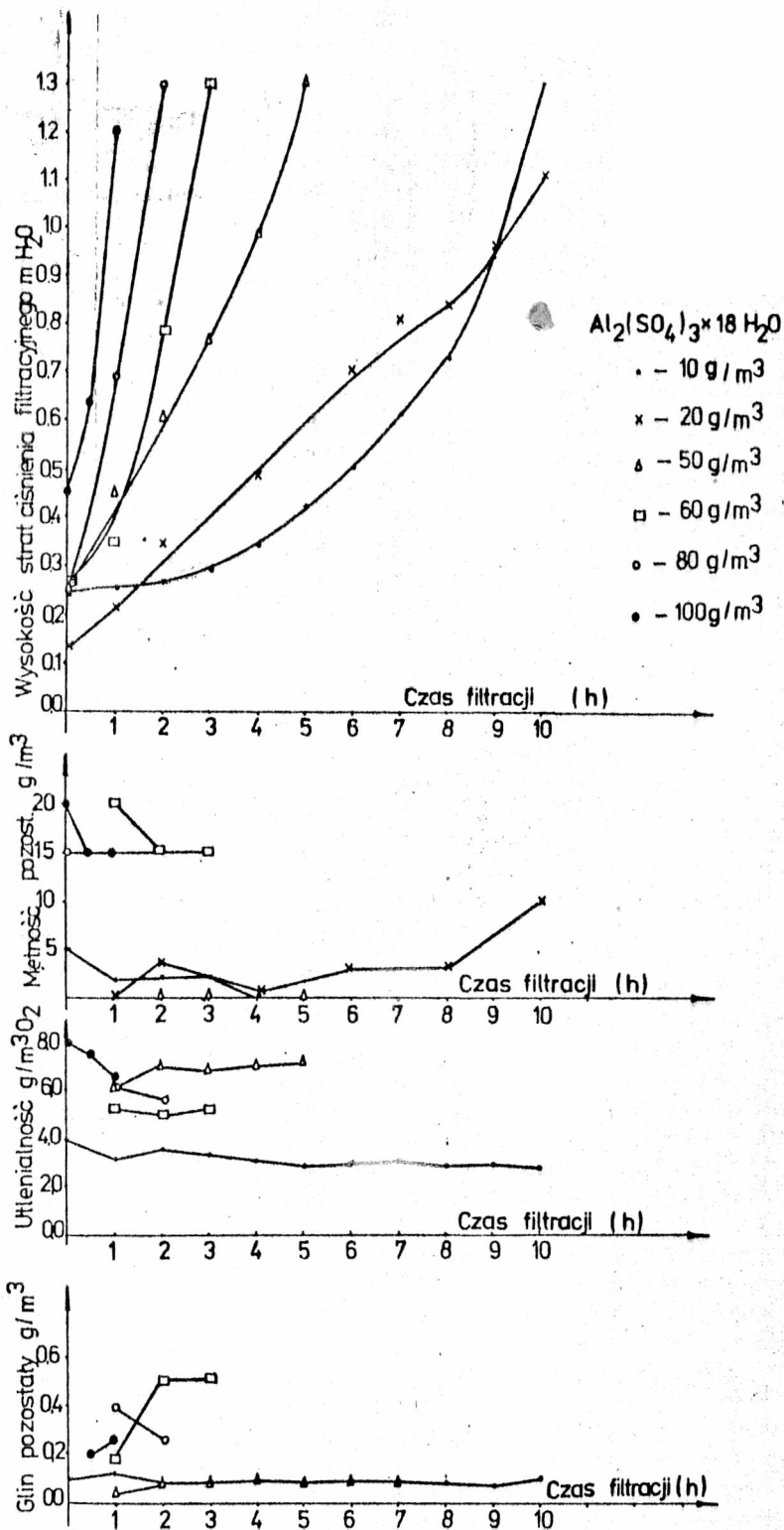
Najdłuższe cykle filtracji uzyskano dla złoża piaskowo-wę-
glowego i piaskowo-antracytowego, najkrótsze dla złoża
piaskowego. Usuwanie utlenialności zachodziło najskutecz-
niej na złożu piaskowo-węglowym, a słabiej na złożu pias-
kowym /rys. 73/.

Zwiększenie dawki koagulanta do 50, 60 g/m³ Al₂/SO₄/₃ · 18H₂O
spowodowało wyrównanie usuwania mętności zwłaszcza pod koniec
3. 75, 76 cyklu filtracji /rys. 75, 76/.

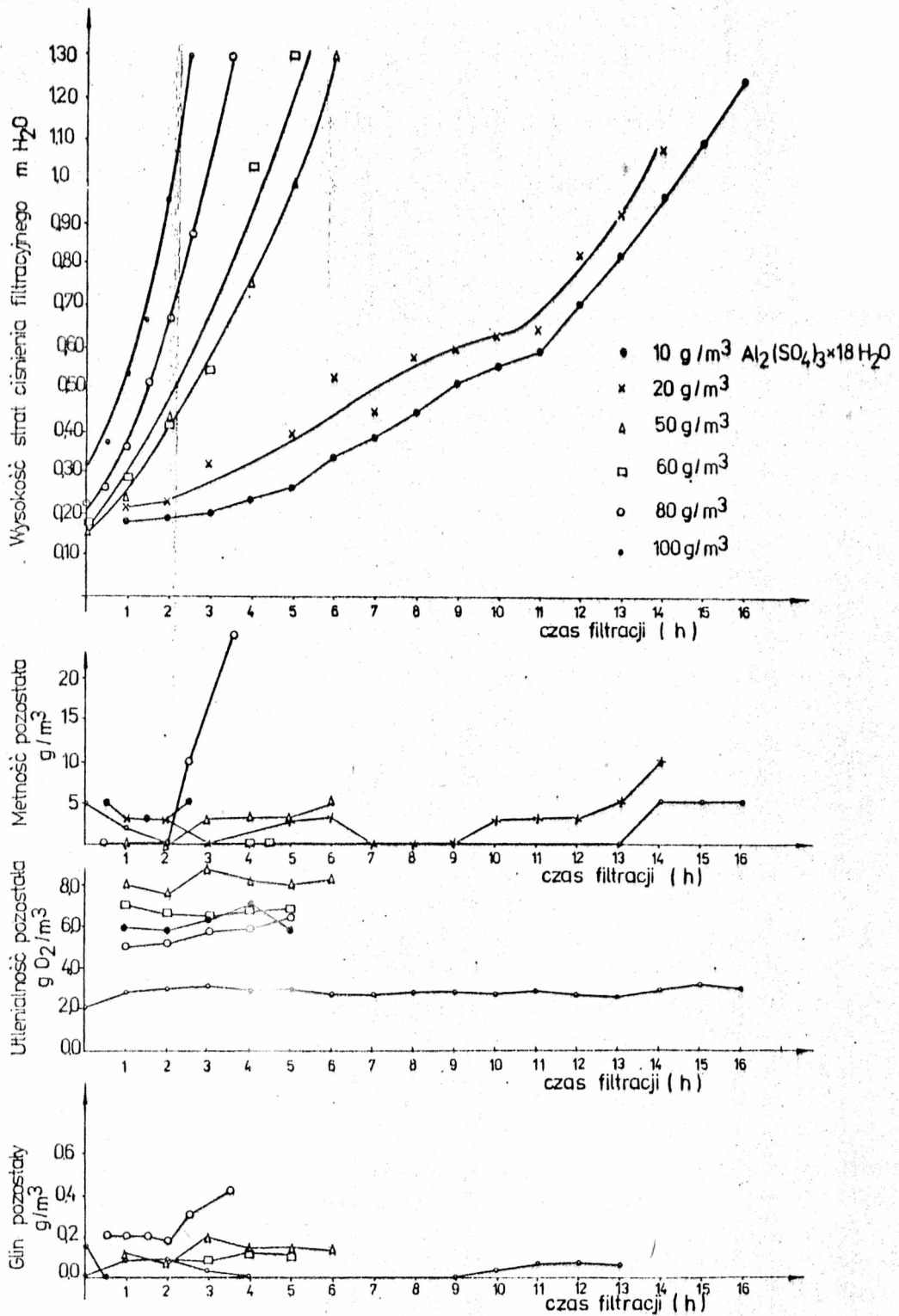
Usuwanie utlenialności natomiast zmieniło się i najwyższy
stopień usuwania uzyskano dla złoża piaskowego, a następ-
nie piaskowo-węglowego i piaskowo-antracytowego /rys. 75, 76/.
Dalsze zwiększenie dawek koagulanta do 80 i 100 g/m³ spowo-
dowało obniżenie skuteczności usuwania mętności, natomiast
w usuwaniu utlenialności złoża filtracyjne różniły się bar-
dzo nieznacznie /rys. 77, 78/.

ys. 77, 78

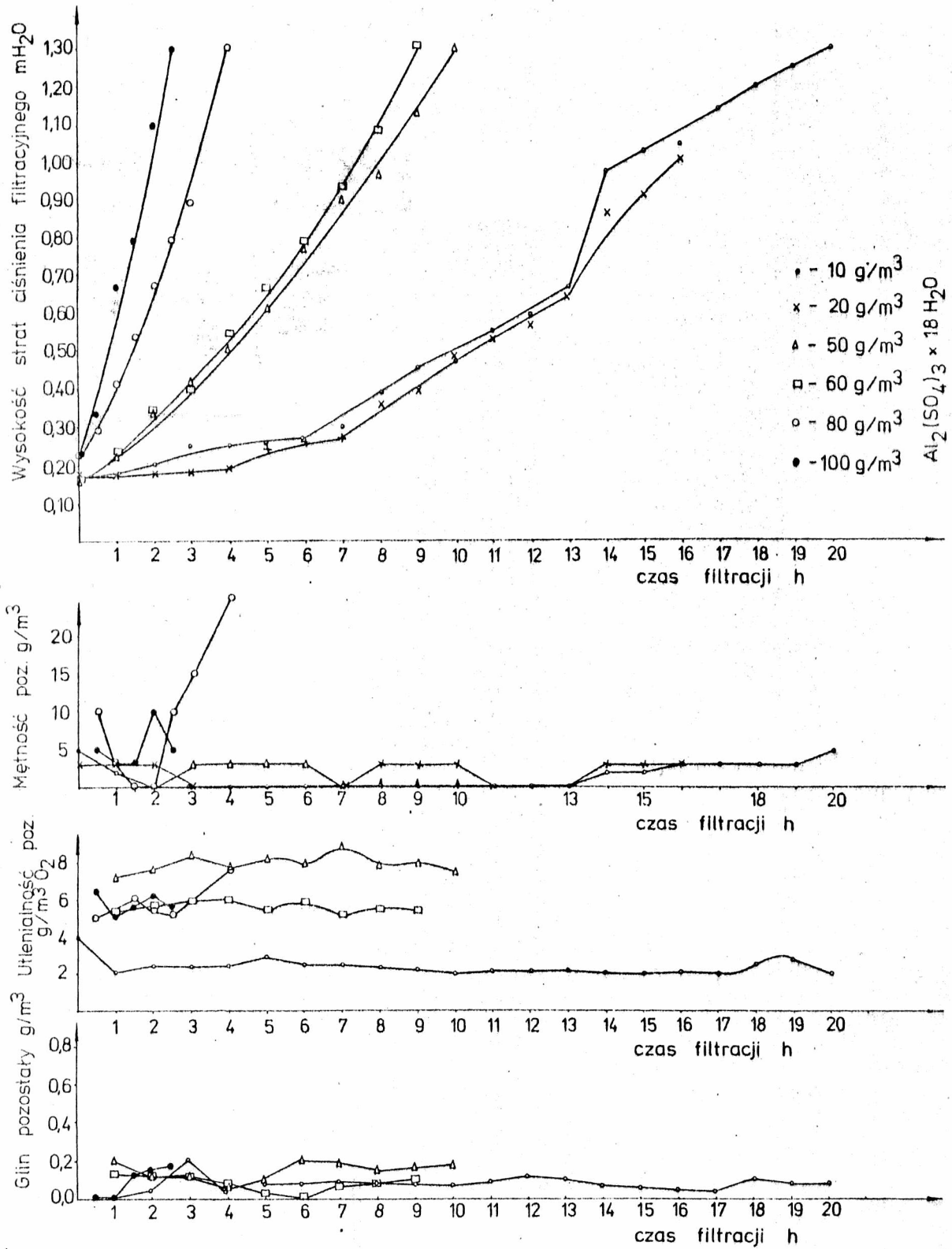
Oznacza to, że przy stosunkowo wysokim stopniu usunięcia
utlenialności koagulantem złoża węglowe działają tylko jako
materiały filtracyjne bez wykorzystania swoich własności
sorpcyjnych.



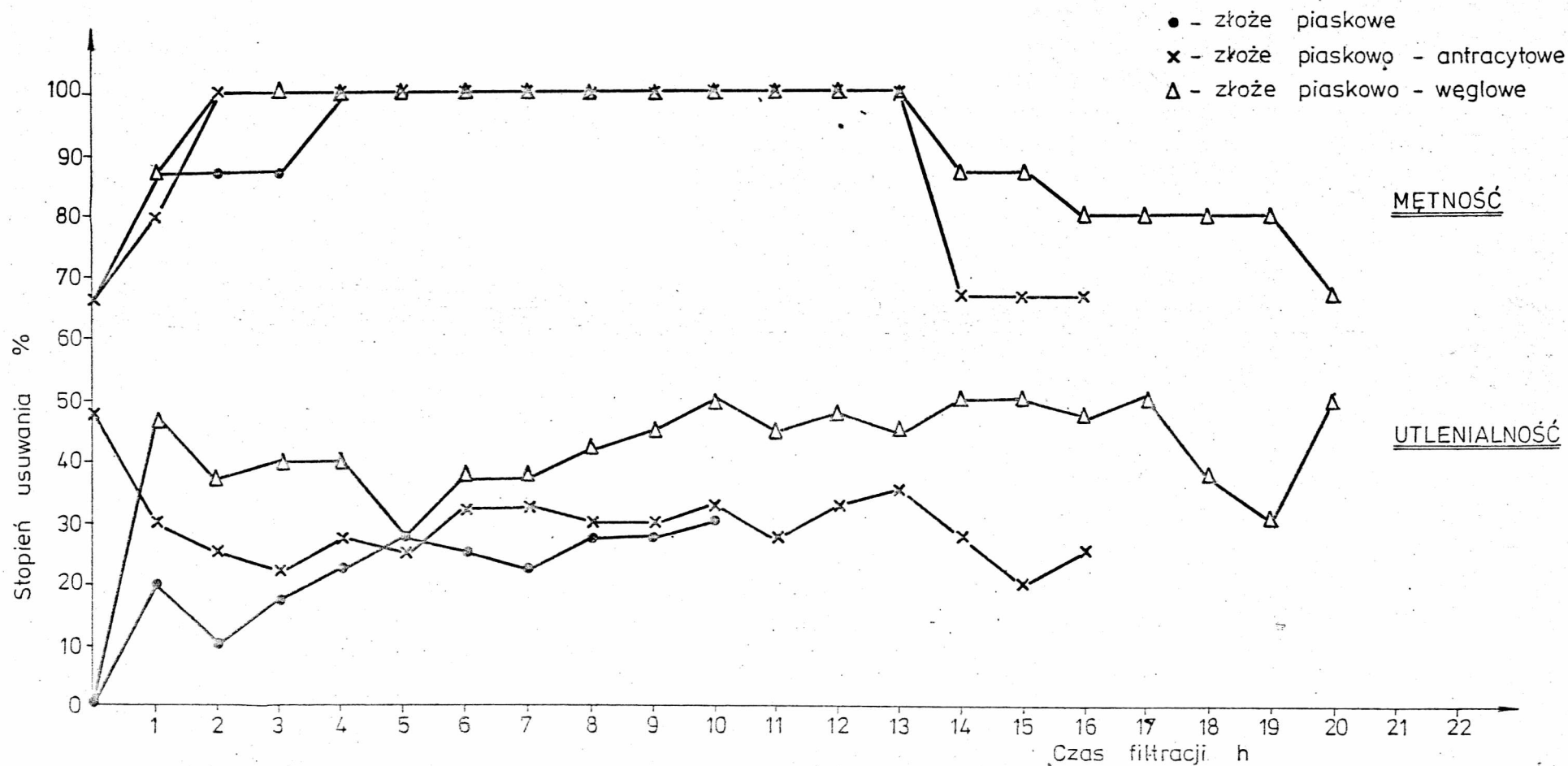
RYS. 70. Filtracja wody przez złożo piaskowe



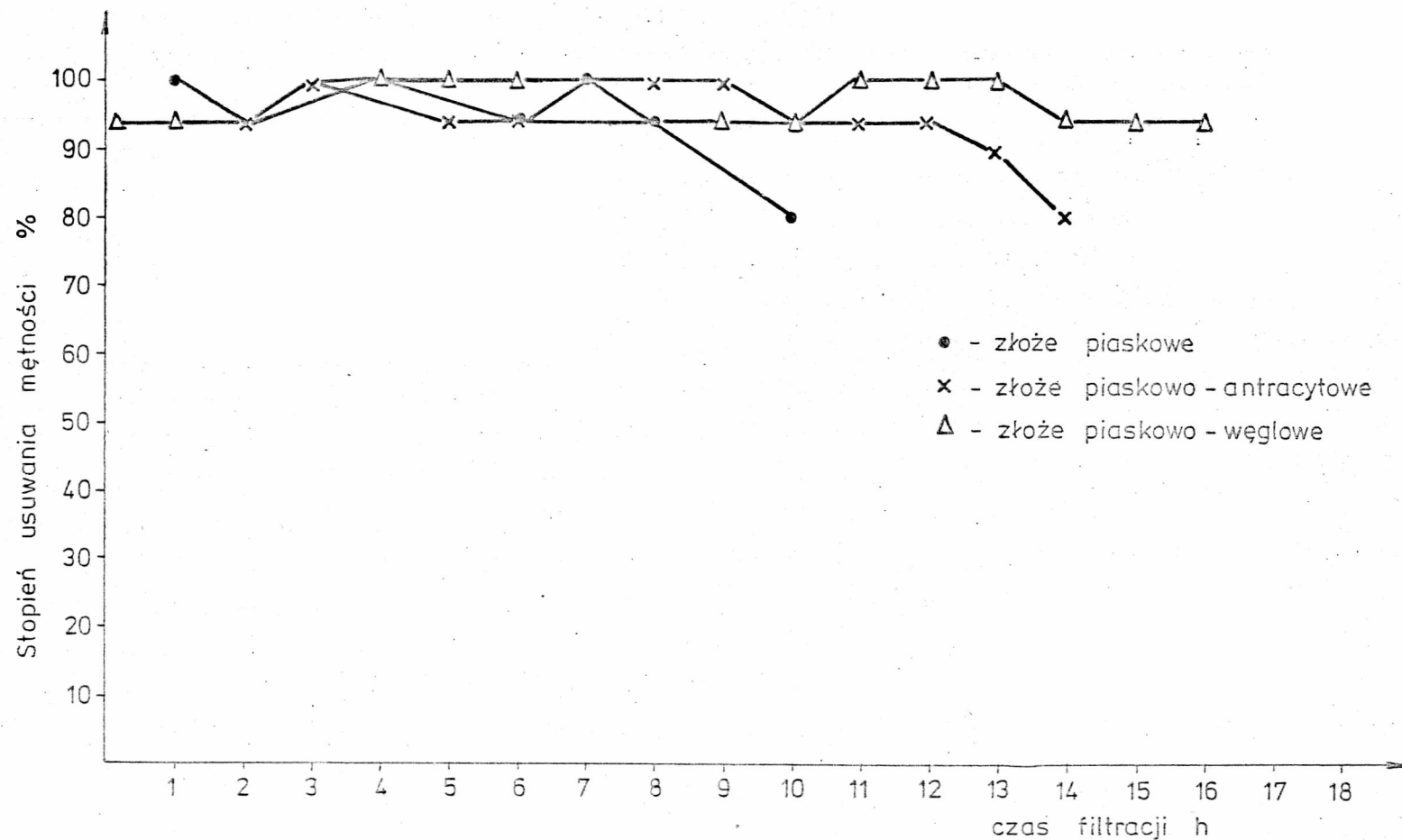
RYS. 71. FILTRACJA WODY PRZEZ ZŁOŻE PIASKOWO-ANTRACYTOWE



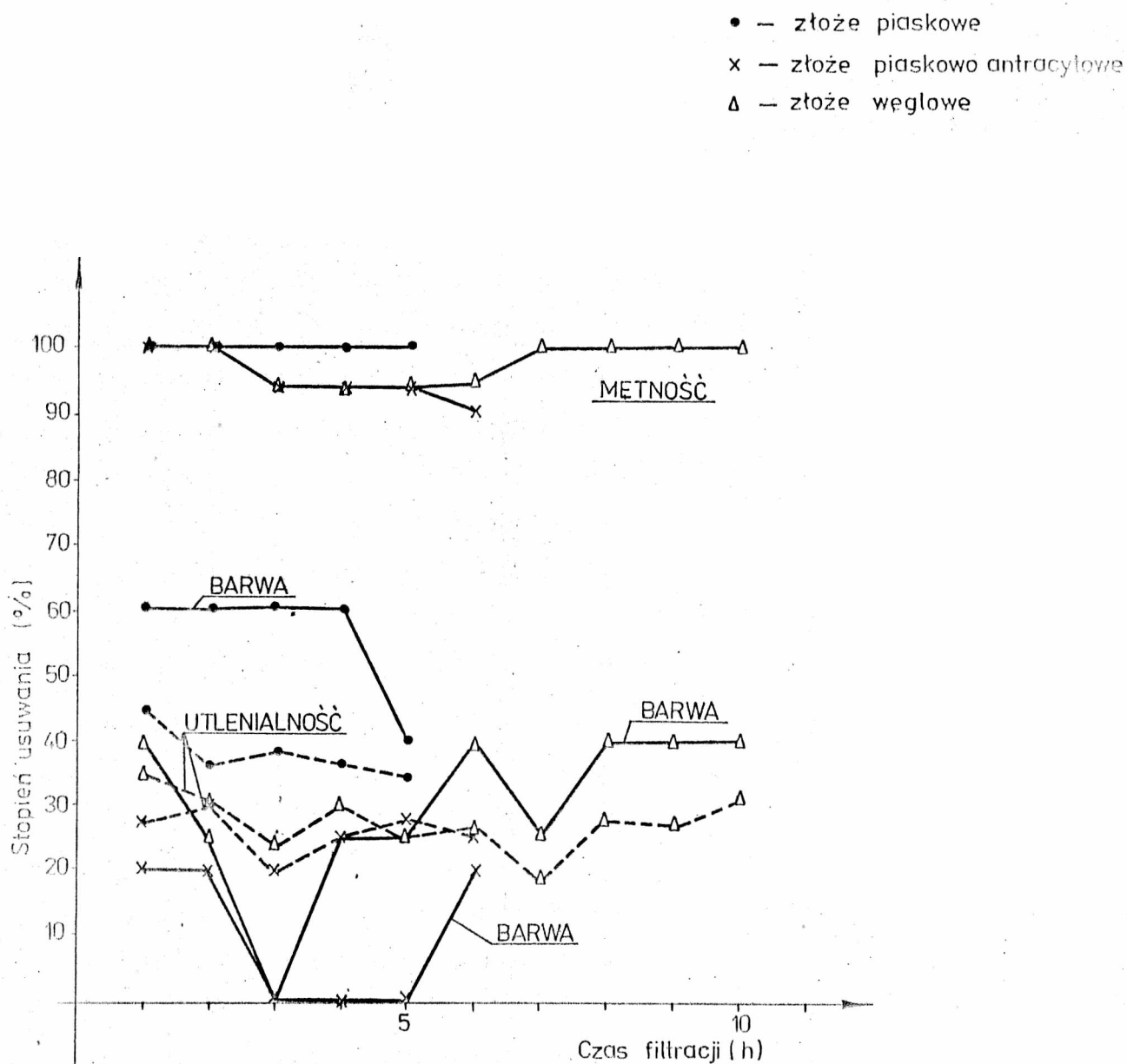
RYS. 72. FILTRACJA WODY PRZESZ ZŁOŻE PIASKOWO - WĘGLOWE



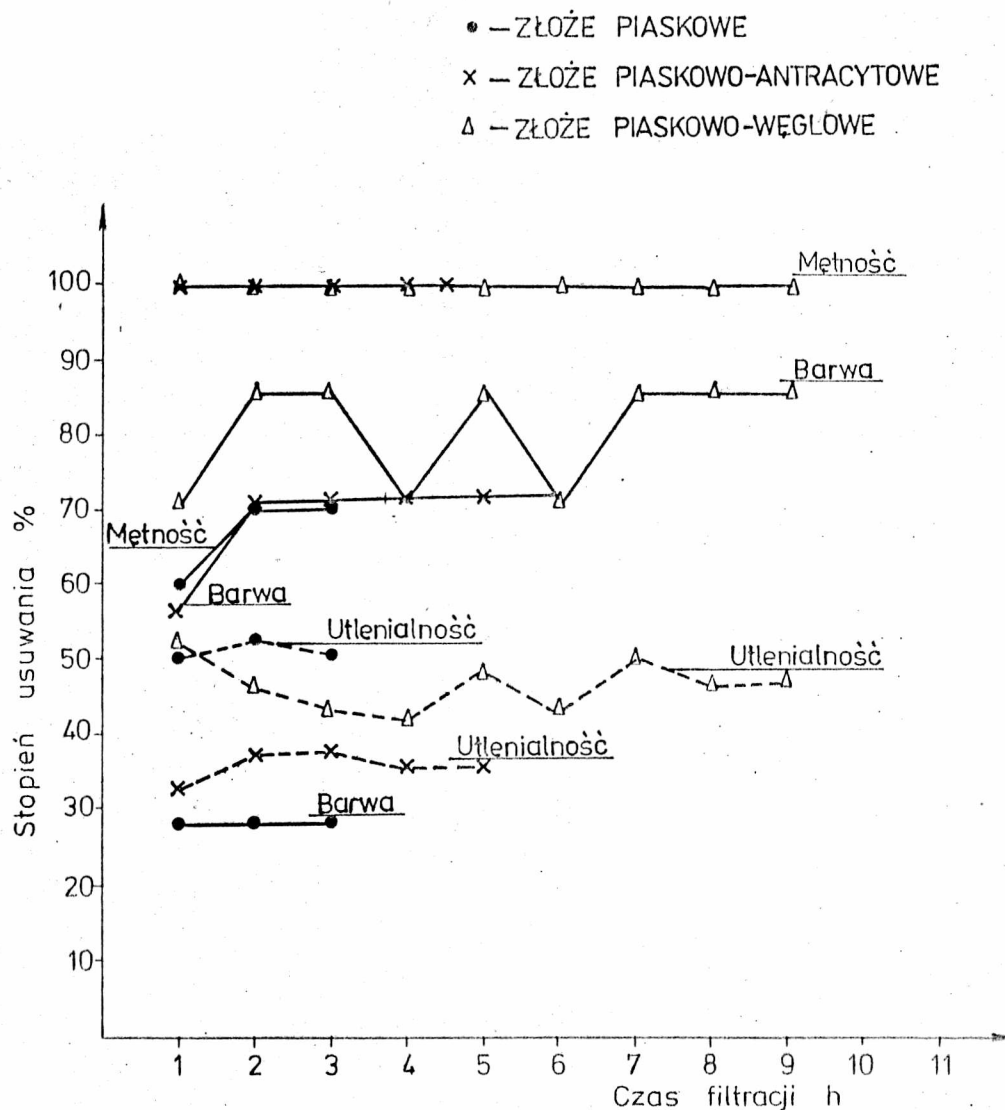
RYS. 73. STOPIEŃ USUWANIA MĘTNOŚCI I UTLENIALNOŚCI NA ZŁOŻACH FILTRACYJNYCH PRZY ZASTOSOWANIU $10 \text{ g/m}^3 \text{ Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$



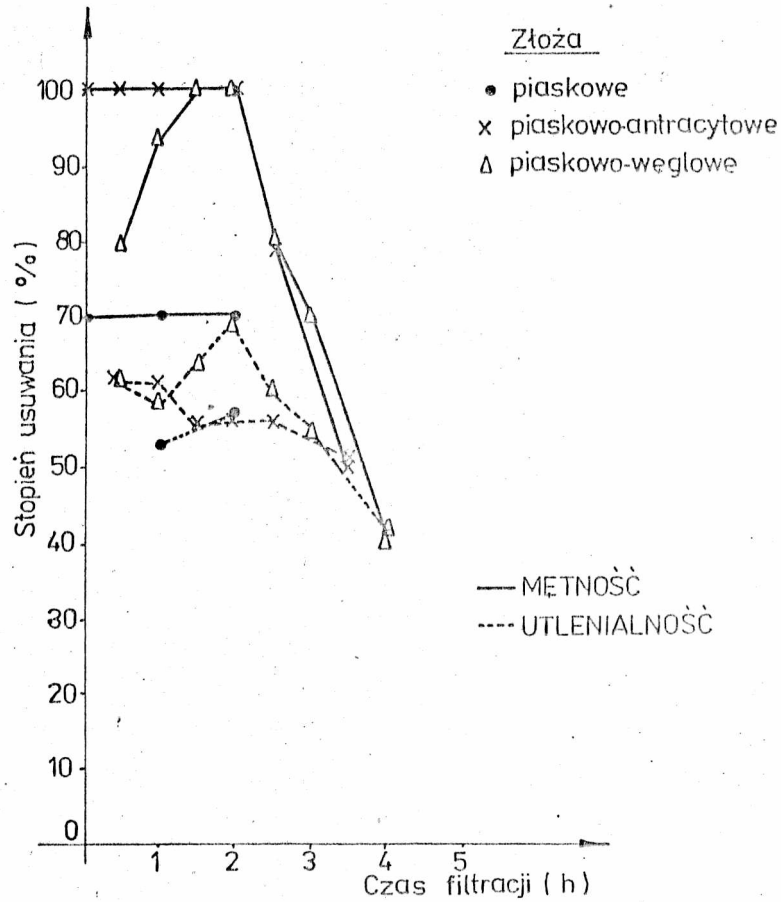
RYS.74. STOPIEŃ USUWANIA MĘTNOŚCI NA ZŁOŻACH FILTRACYJNYCH PRZY ZASTOSOWANIU $20 \text{ g/m}^3 \text{ Al}_2(\text{SO}_4)_3 \times 18 \text{ H}_2\text{O}$



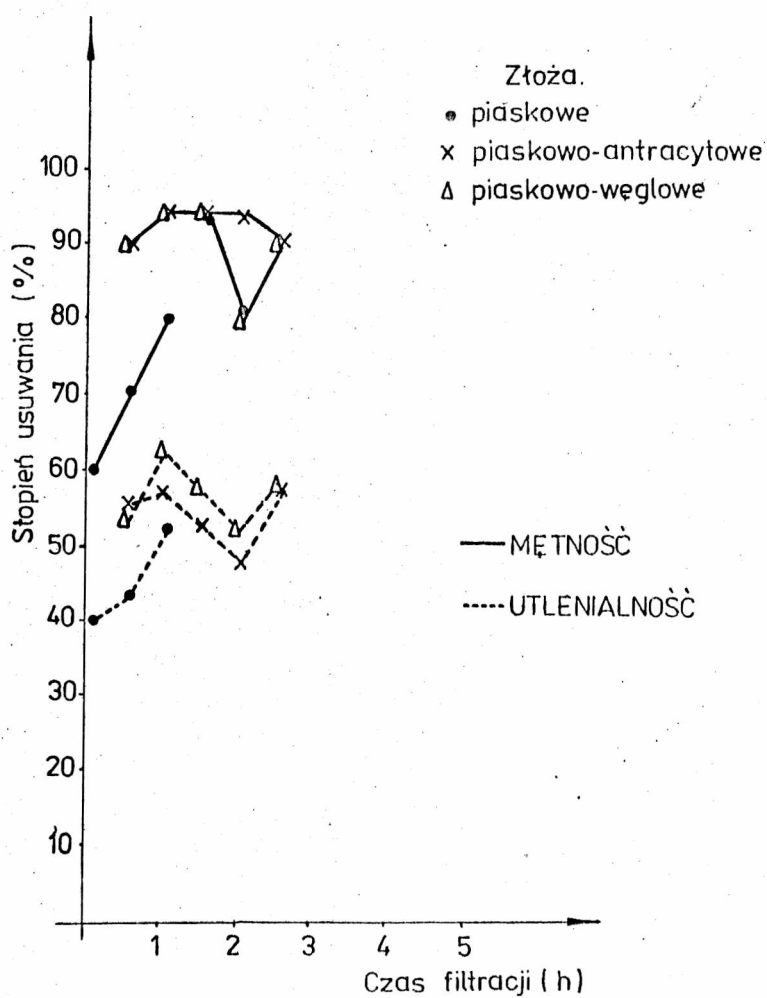
RYS. 75. STOPIEŃ USUWANIA ZANIECZYSZCZEŃ NA ZŁOŻACH FILTRACYJNYCH PRZY ZASTOSOWANIU $50 \text{ g/m}^3 \text{ Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18 \text{ H}_2\text{O}$



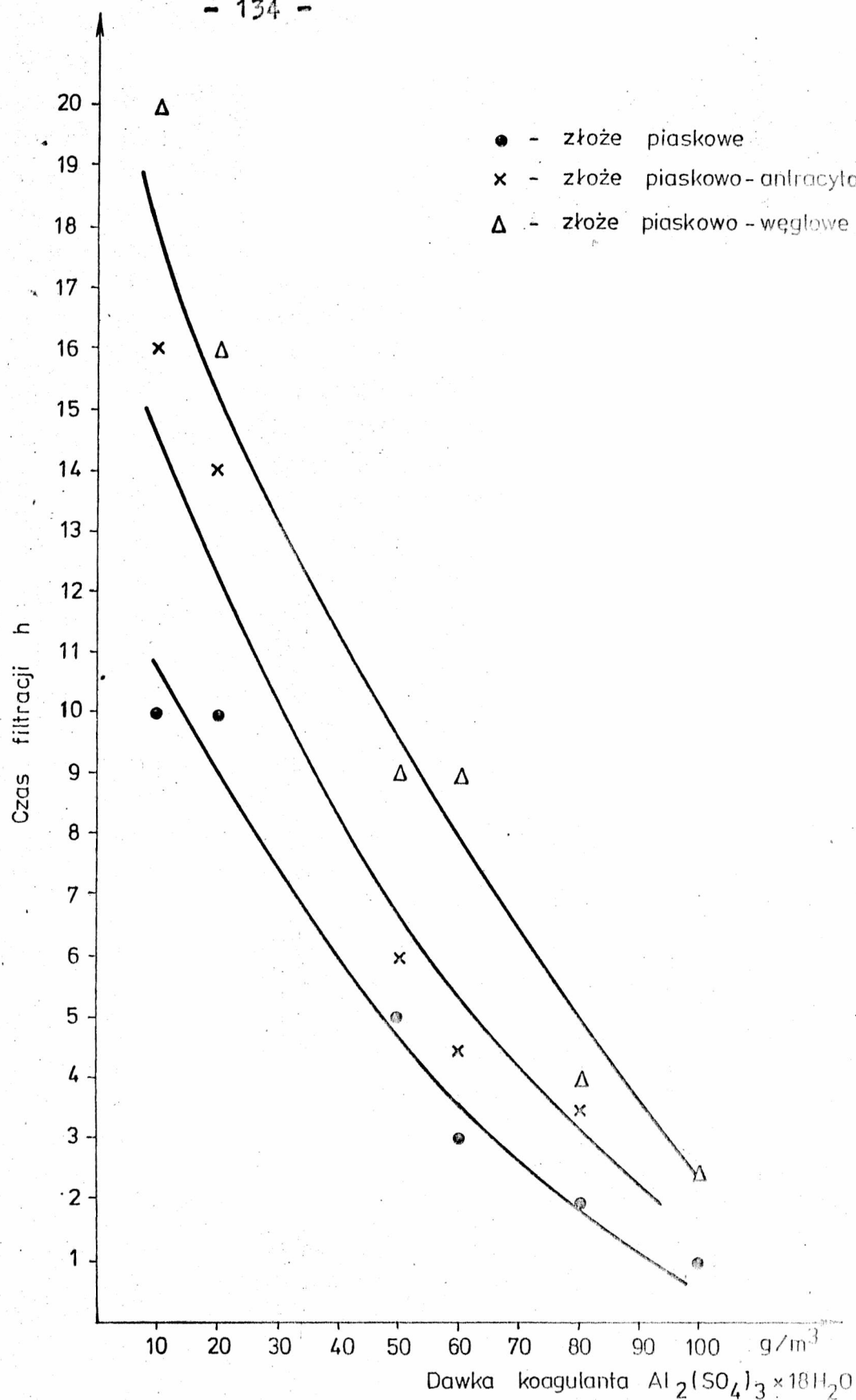
RYS. 76. STOPIEŃ USUWANIA ZANIECZYSZCZEŃ NA ZŁOŻACH FILTRACYJNYCH
 PRZY ZASTOSOWANIU $60 \text{ g/m}^3 \text{ Al}_2(\text{SO}_4)_3 \times 18 \text{ H}_2\text{O}$



RYC. 77. STOPIEŃ USUWANIA METNOŚCI I UTLENIALNOŚCI NA ZŁOŻACH FILTRACYJNYCH PRZY ZASTOSOWANIU $80 \text{ g/m}^3 \text{ Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18 \text{ H}_2\text{O}$



RYS.78. STOPIEŃ USUWANIA MĘTNOŚCI I UTLENIALNOŚCI
NA ZŁOŻACH FILTRACYJNYCH PRZY ZASTOSOWANIU
 $100 \text{ g/m}^3 \text{ Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18 \text{ H}_2\text{O}$



RYS. 79. ZALEŻNOŚĆ CZASU FILTRACJI OD DAWKI KOAGULANTA

Natomiast własności sorpcyjne węgla wykorzystuje się w przypadku niższych dawek koagulantu. Należy przypuszczać, że wówczas węgiel usuwa tę część związków organicznych, którą można usunąć w procesie koagulacji wyższymi dawkami koagulantu.

Podobne wyniki uzyskano w badaniach nad koagulacją ścieków biologicznie oczyszczonych, które posiadały znacznie wyższą utlenialność niż woda odrzańska /ok. 30-40 g/m³O₂/.

Przy zastosowaniu 200 g/m³ CaO w koagulacji objętościowej pylisty węgiel aktywny w ilości 25 do 200 g/m³ praktycznie nie zwiększał usuwania utlenialności. Zbliżone rezultaty uzyskano przy stosowaniu siarczanu glinowego i żelazowego [90].

Zależność ta potwierdziła się także w procesie filtracji.

Przy stosowaniu niższych dawek koagulantu podstawowego /100 g/m³ CaO/ stwierdzono wyższy stopień usuwania utlenialności na złożu piaskowo-węglowym niż na piaskowym, natomiast przy zwiększeniu dawek wapna do 400 g/m³ CaO i powyżej stopień usuwania utlenialności na złożu węglowym był taki sam lub niższy niż na złożu piaskowym [91].

W badaniach stwierdzono, że ilość pozostałego glinu była najniższa w filtracie po złożu piaskowo-węglowym i piaskowo-antracytowym /rys. 70, 71, 72/. Oznacza to, iż sorpcja glinu na złożach wielowarstwowych powoduje ich impregnację, co sprzyja wydłużeniu cykli filtracyjnych i poprawie jakości filtratu.

Czas pracy złożów filtracyjnych do uzyskania maksymalnych strat ciśnienia zależnie od dawki koagulantu przedstawiono na rys. 79.

Najdłuższe cykle w zakresie stosowanych dawek koagulantu

uzyskano dla złoża piaskowo-węglowego, następnie piaskowo-antracytowego, najkrótsze - dla piaskowego.

Określono też maksymalne dawki koagulantu jakie można wprowadzić na złożo filtracyjne przy zachowaniu minimalnego 8 godzinnego cyklu filtracyjnego. Wynoszą one: dla złoża piaskowego 25 g/m^3 , dla piaskowo-antracytowego - 40 g/m^3 , a dla piaskowo-węglowego - $60 \text{ g/m}^3 \text{ Al}_2\text{SO}_4/3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$.

3.9. Znaczenie temperatury w koagulacji powierzchniowej.

Do oceny wpływu temperatury na proces koagulacji powierzchniowej wykorzystano badania Zakrzewskiego [92], który proces koagulacji w złożach filtracyjnych prowadził w skali laboratoryjnej i ukamkowo-technicznej w zakresie temperatur $275,0 - 293,0 \text{ K}$, przy zachowaniu prędkości filtracji 5 m/h w kierunku zarówno od dołu do góry, jak i odwrotnie w złożach piaskowych i piaskowo-antracytowych. W badaniach stosował siarczan glinowy i chlorek żelazowy. Koagulowana woda posiadała: barwę - ok. $60 \text{ g/m}^3 \text{ Pt}$, mętność - 50 g/m^3 , odczyn - $7,2 \text{ pH}$, zasadowość - $1,8 \text{ val/m}^3$. Na podstawie przeprowadzonych badań stwierdził, że w koagulacji powierzchniowej ujawnia się bardzo nieznaczny wpływ temperatury na efekty oczyszczania wody, przy czym podobnie jak w koagulacji objętościowej, gorsze efekty uzyskuje się w niższych temperaturach, lecz różnice jakości wody są niewielkie.

Niska temperatura wpływa na wyższe stężenie glinu lub żelaza /zależnie od rodzaju stosowanego koagulantu/ w filtracji,

przy czym różnice ilościowe ujawniają się w czasie trwania cyklu filtracyjnego.

Zmiany ilościowe stężeń glinu lub żelaza zależą zarówno od temperatury wody jak i od dawki koagulanta. Temperatura wody wywiera wyraźny wpływ na sam przebieg procesu w złożu filtracyjnym. Świadczy o tym penetracja kłaczków pokoagulacyjnych w złożu filtracyjnym.

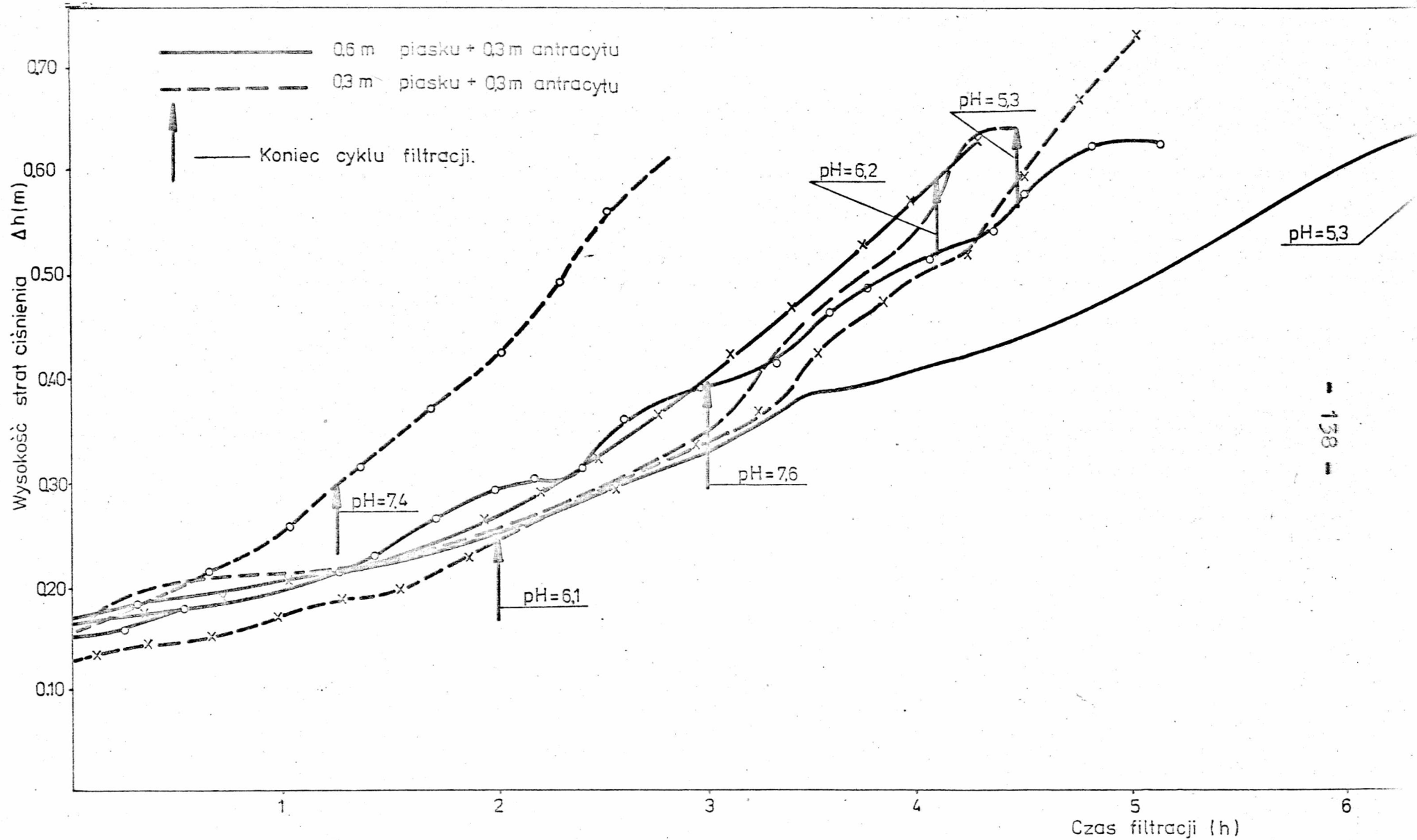
Niższa temperatura powoduje na ogół głębszą penetrację. Wiąże się to bezpośrednio z długością cyklu filtracyjnego. Obniżenie temperatury powoduje skrócenie cyklu filtracyjnego. Również struktura powstałych kłaczków zależna jest od temperatury. Świadczy o tym narastanie oporów złoża, którego odzwierciedleniem są straty ciśnienia filtracyjnego, a których nie można wytłumaczyć tylko zmianą lepkości wody. Dla wód o niskich temperaturach możliwe jest jednak uzyskanie wysokiego stopnia usuwania barwy i mętności w procesie koagulacji powierzchniowej.

3.10. Wpływ odczynu wody na filtrację wody.

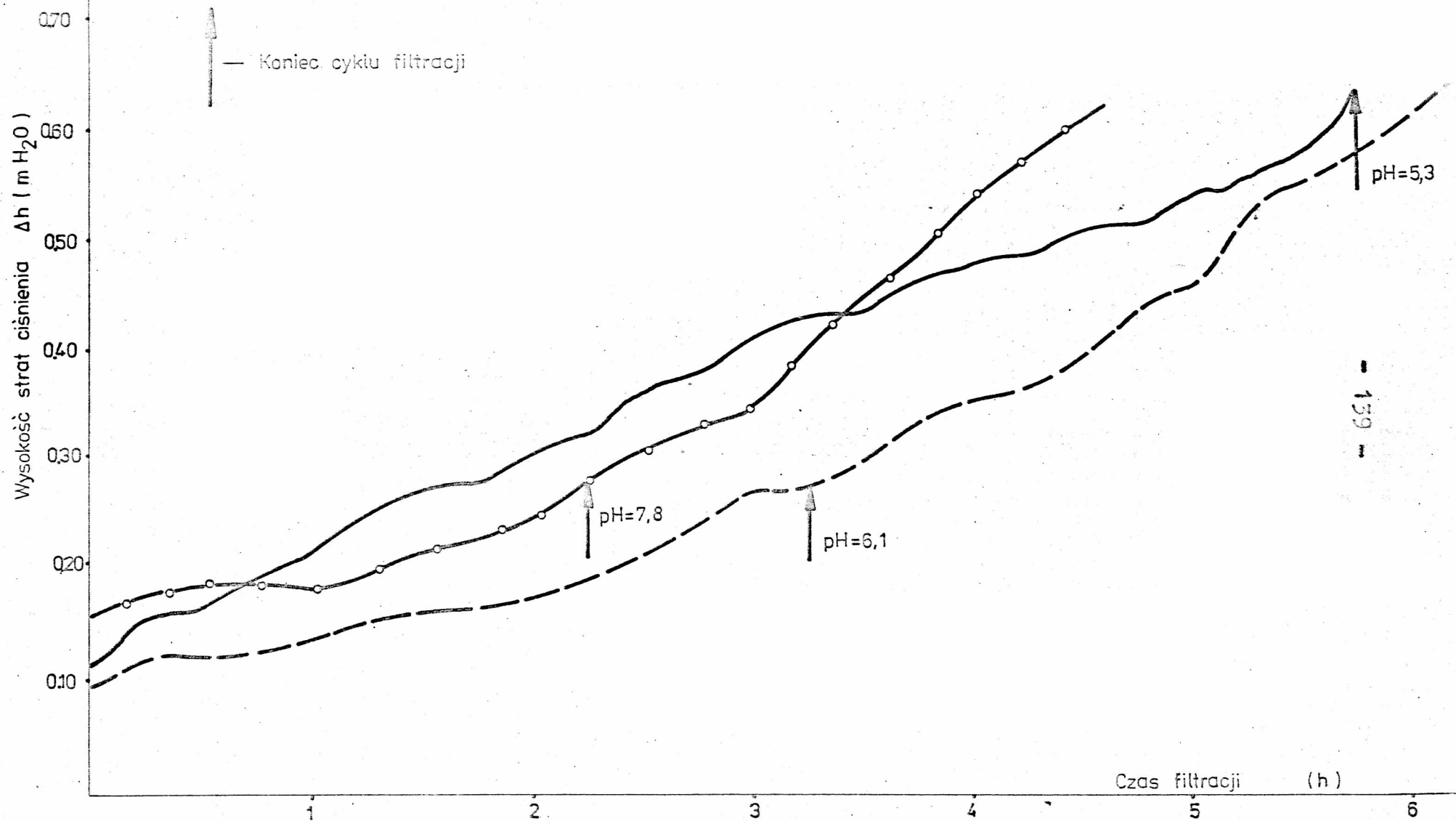
Badania wpływu odczynu na skuteczność filtracji prowadzono dla złożów piaskowo-antracytowych /0,3 m piasku + 0,3 m antracytu i 0,6 m piasku + 0,3 m antracytu/ i piaskowo-węglowego /0,3 m piasku + 0,3 m węgla /.

Przez te złoża filtrowano wodę z Odry o sztucznie podwyższonej mętności do ok. 100 g/m^3 z siarczanem glinowym w ilości $100 \text{ g/m}^3 \text{ Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$.

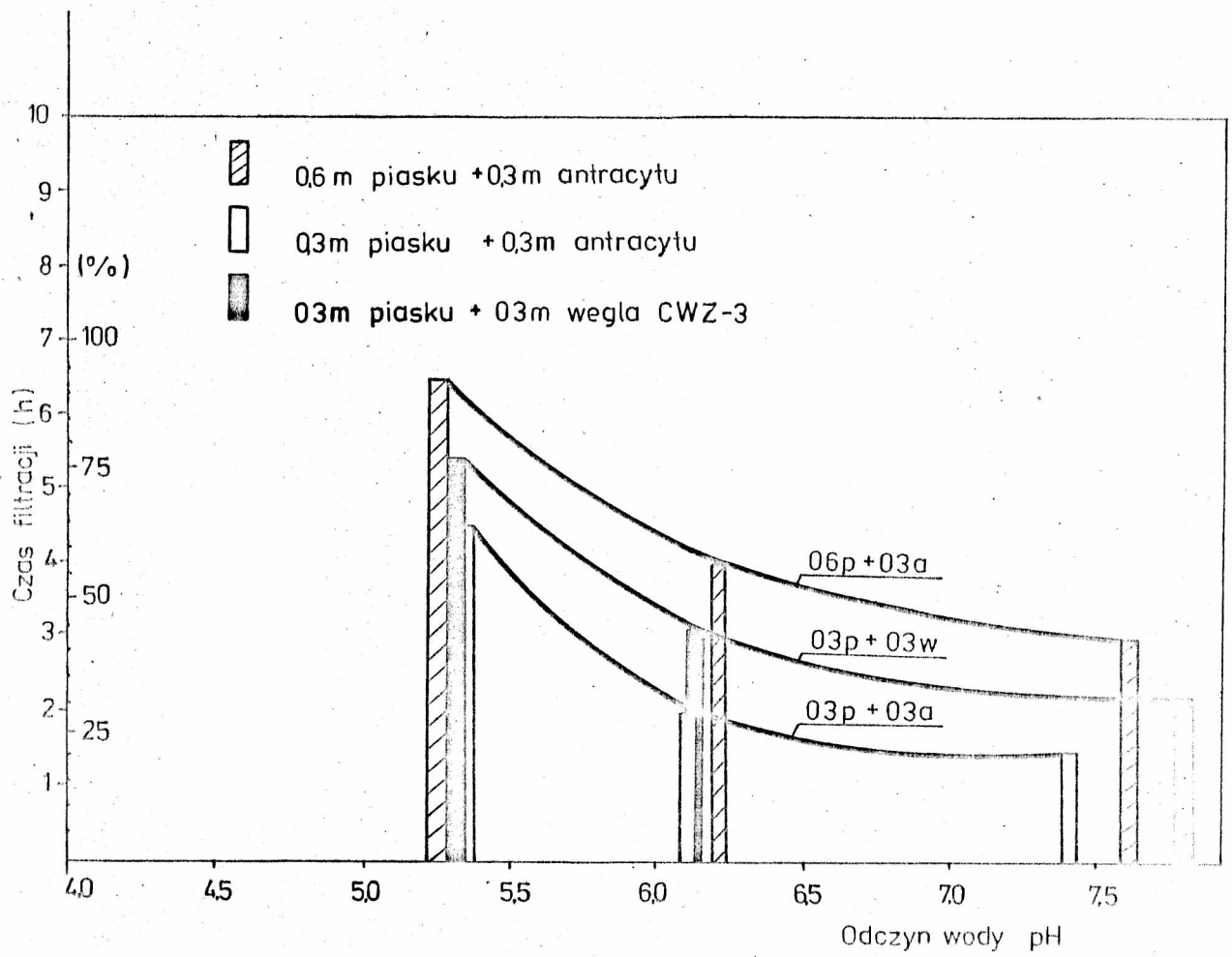
W badaniach określono cykle filtracyjne w oparciu o pomiar wysokości strat ciśnienia i mętności filtratu. Wysoka dawka koagulanta zabezpieczała odpowiednią jakość wody czystej



RYŚ. 80. PRZYRÓST WYSOKOŚCI STRAT CIŚNIENIA FILTRACYJNEGO DLA ZŁÓŻ PIASKOWO-ANTRACYTOWYCH ZALEŻNIE OD ODCZYNU WODY.



RYS. 81. PRZYROST WYSOKOŚCI STRAT CIŚNIENIA FILTRACYJNEGO DLA ZŁOŻA PIASKOWO-WĘGLOWEGO ZALEŻNIE OD ODCZYNU WODY.



RYS. 82. DŁUGOŚĆ CYKLI FILTRACYJNYCH ZALEŻNIE OD ODCZYNU WODY I RODZAJU ZŁOŻA

w badanym cyklu filtracji.

Wzrost mętności filtratu powyżej 5 g/m^3 stanowił o przebiegu filtru.

ab.24
ys.79-82

Rezultaty badań przedstawiono w tab. 24 i na rys. 80, 81. Długości cykli filtracyjnych dla poszczególnych złóż zestawiono na rys. 82.

Z badań wynika, że najdłuższy cykl filtracyjny osiągnięto, przy zachowaniu optymalnego odczynu, który dla badanej wody wynosił 5,3 pH, najkrótszy natomiast - dla odczynu naturalnego wody 7,4 - 7,8 pH.

Dłuższe cykle filtracji osiągnięto również dla wyższego złoża piaskowo-antracytowego. W przypadku jednakowych wysokości złóż, ale różnych materiałów filtracyjnych dłuższy cykl uzyskano dla złoża piaskowo-węglowego.

3.11. Wpływ polielektrolitów na filtrację wody.

Badania obejmowały ustalenie wpływu polielektrolitów na usuwanie zawieszin w filtracji wody dołkowej przez złoża piaskowe o uziarnieniu $d_{50} = 1,0 \cdot 10^{-3} \text{ m}$, $2,0 \cdot 10^{-3} \text{ m}$, $3,0 \cdot 10^{-3} \text{ m}$ [93]. Woda posiadała mętność od 200 do 300 g/m^3 , barwę - od 20- $50 \text{ g/m}^3 \text{ Pt}$, utlenialność - 12,0 - $28,0 \text{ g/m}^3 \text{ O}_2$.

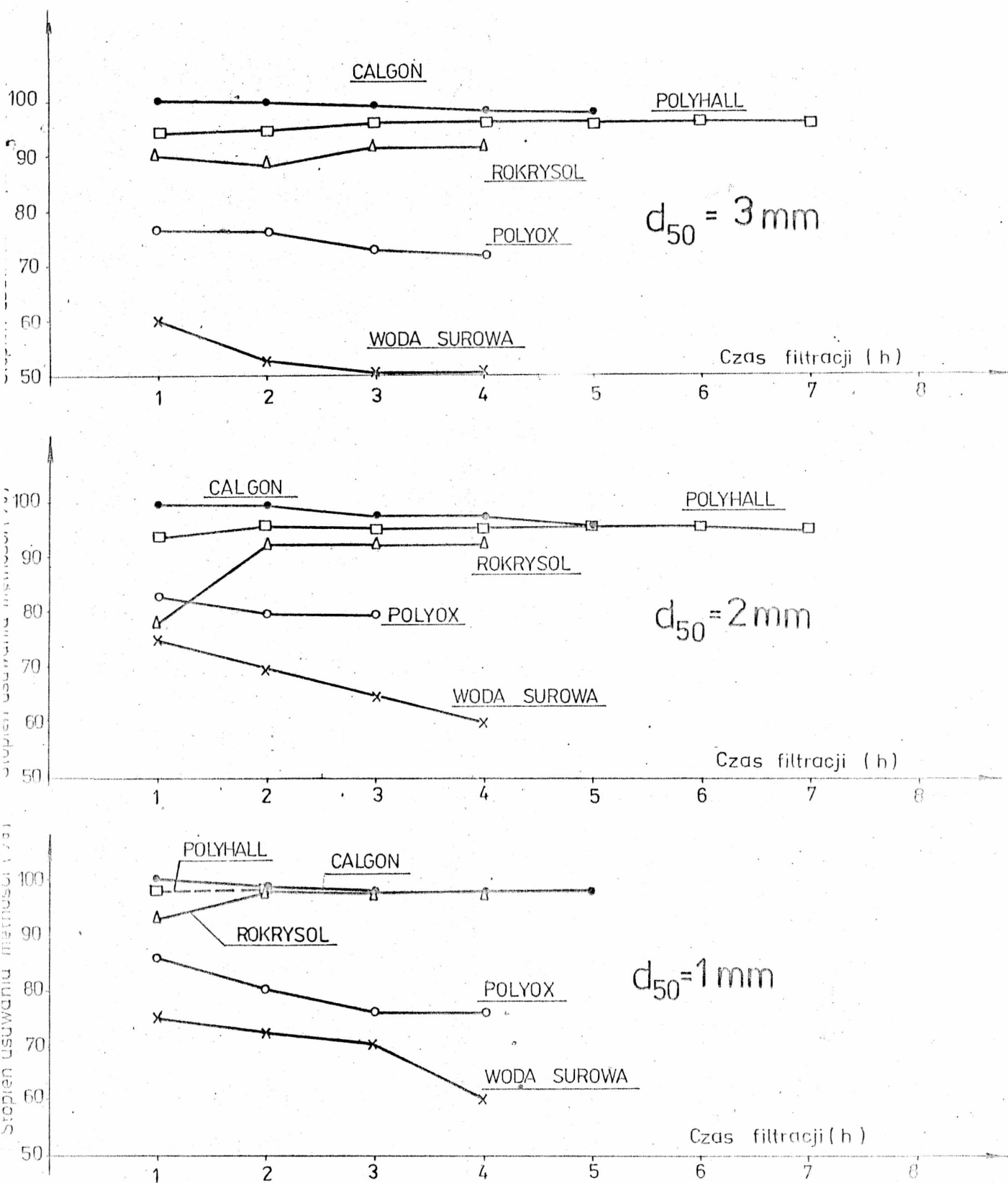
Stosowano polielektrolity kationowe: Calgon M-502, Rokrysol WF-5; anionowe: Polyhall 650; i niejonowe - Polyox.

Prędkość filtracji wynosiła 4,0 i 8,0 m/h.

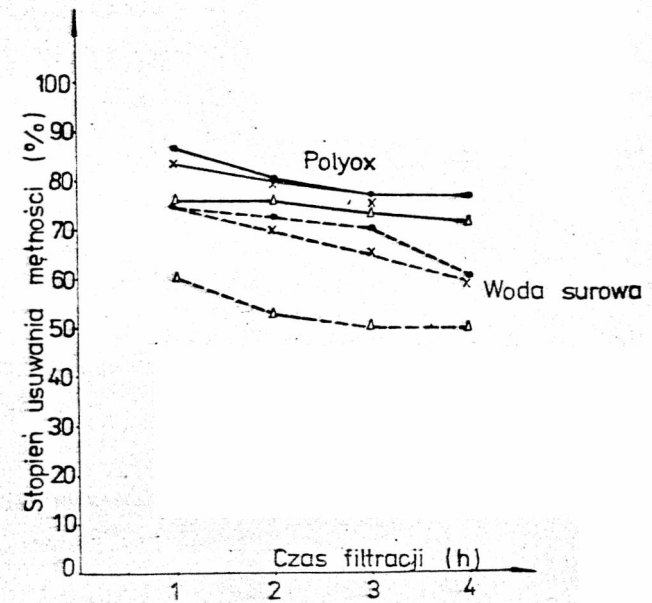
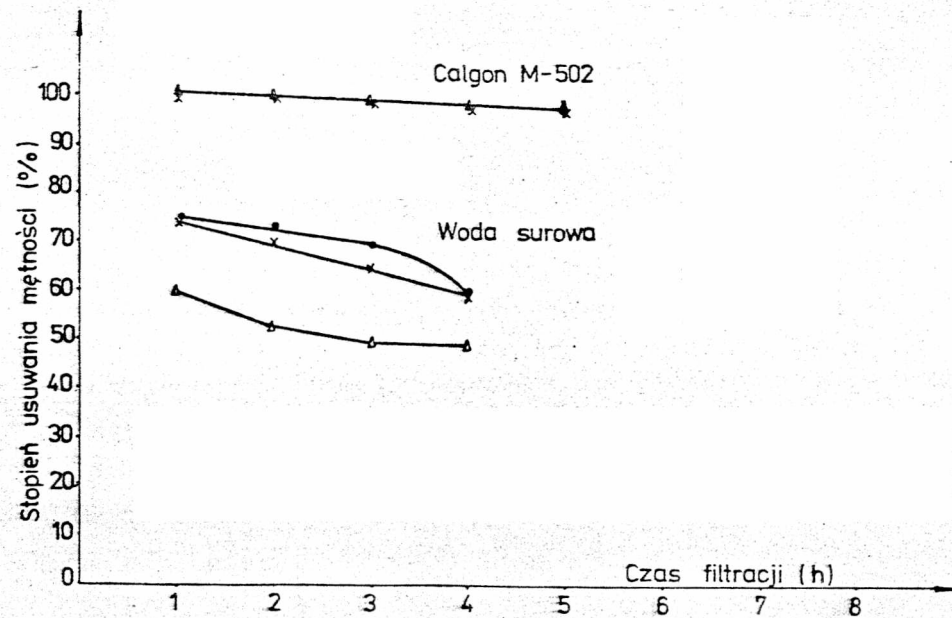
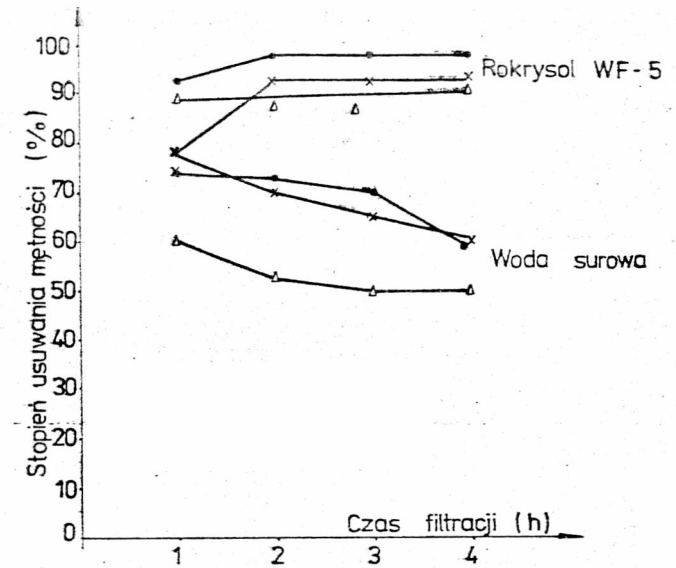
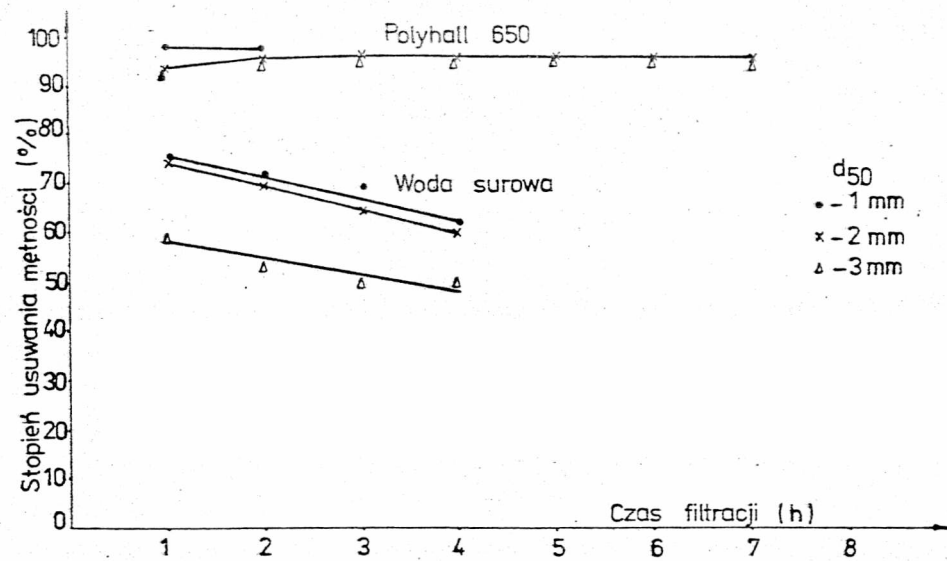
b.26,27 Wyniki badań zestawiono w tab. 26,27,28 i na rys. 83 - 89.

28
s.83-89 Dla porównania efektów stosowano jednakową dawkę flokulantów dla wszystkich cykli filtracyjnych wynoszącą 5 g/m^3 .

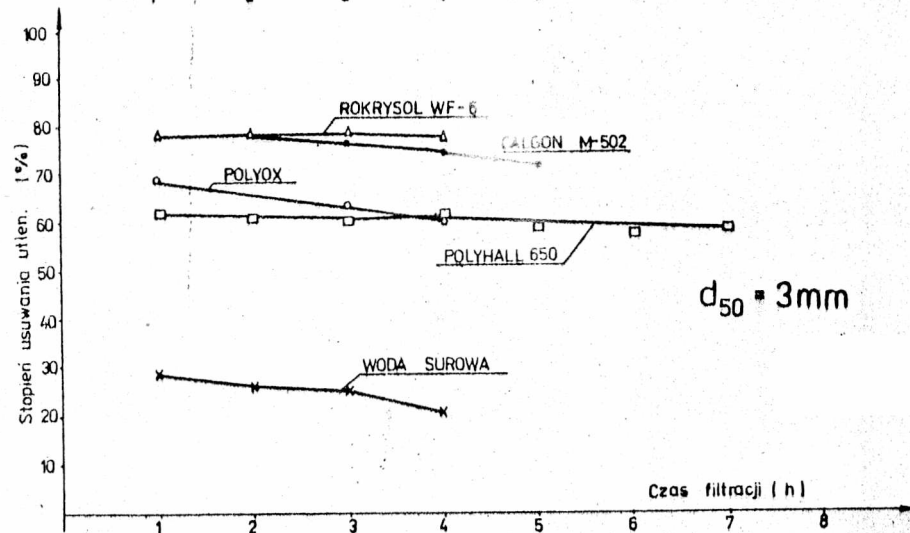
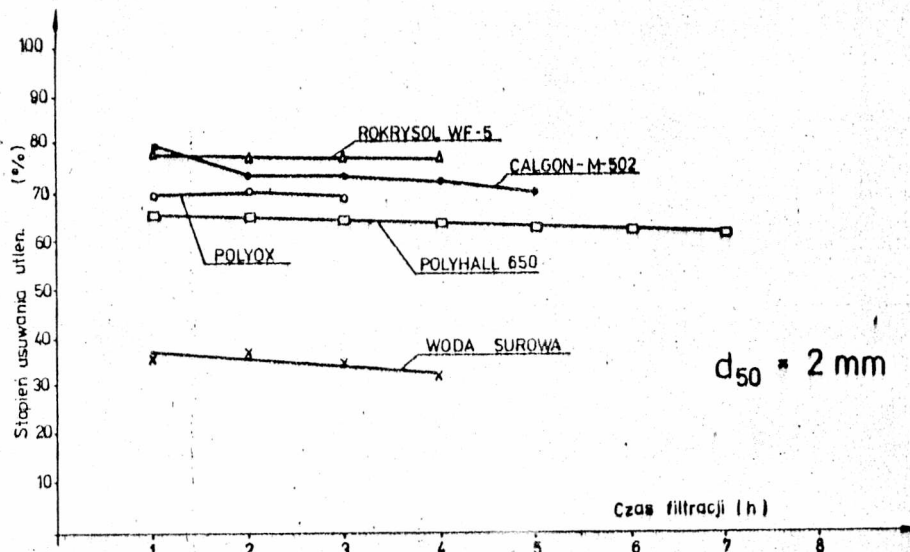
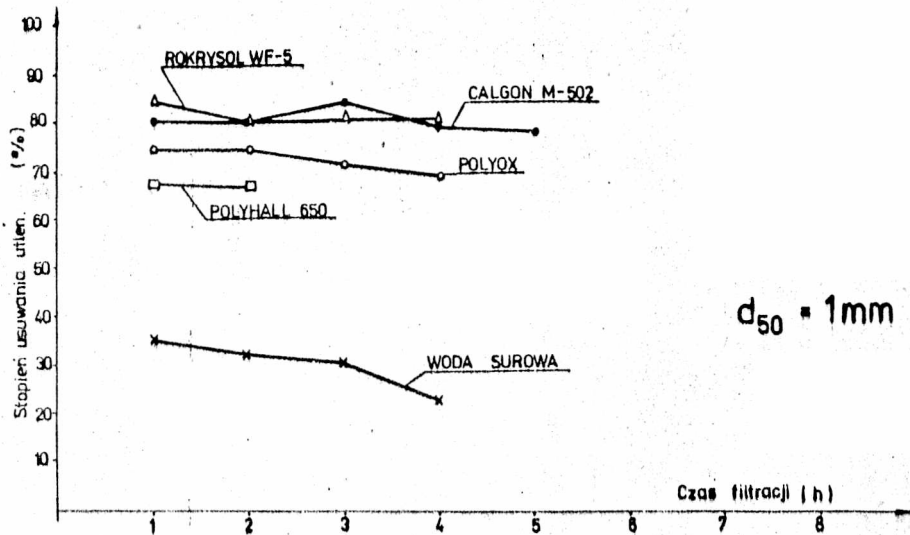
Usuwanie mętności dla wszystkich uziarnień złóż zależało od rodzaju polielektrolitu/rys. 83/.



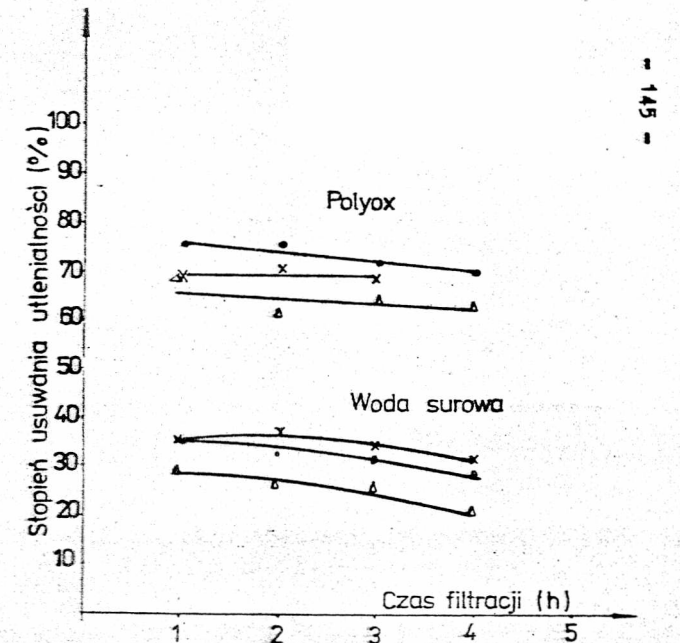
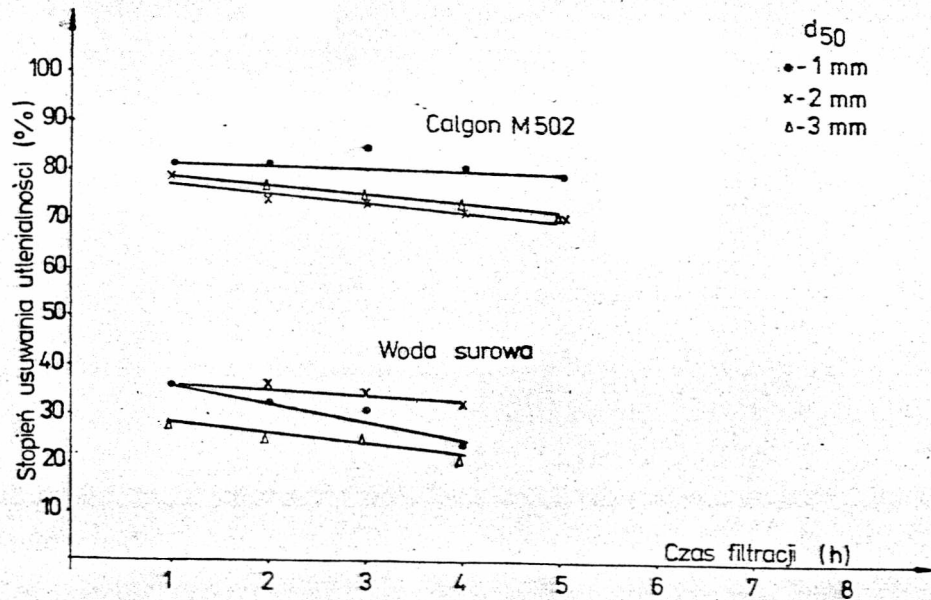
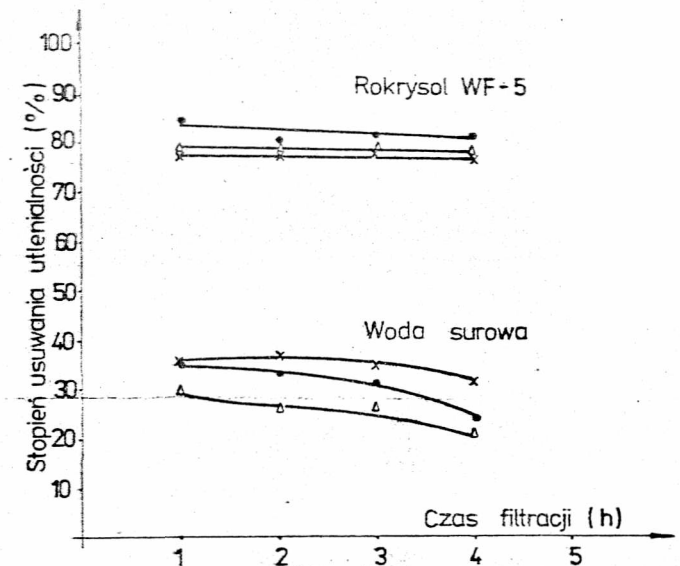
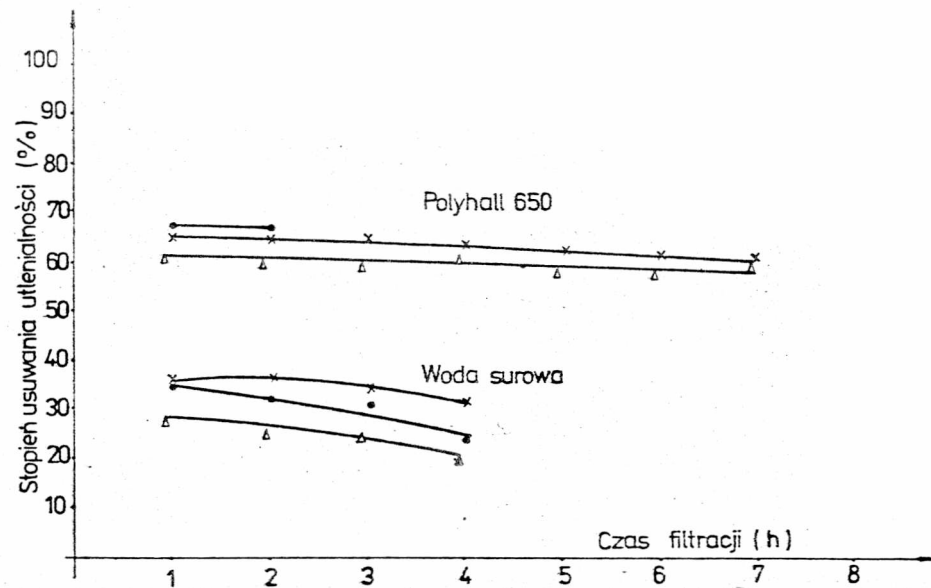
RYS. 83. PORÓWNANIE SKUTECZNOŚCI USUWANIA MĘTNOŚCI PRZEZ POLIELEKTROLITY W PROCESIE FILTRACJI PRZEZ ZŁOŻA GRUBOZIARNISTE



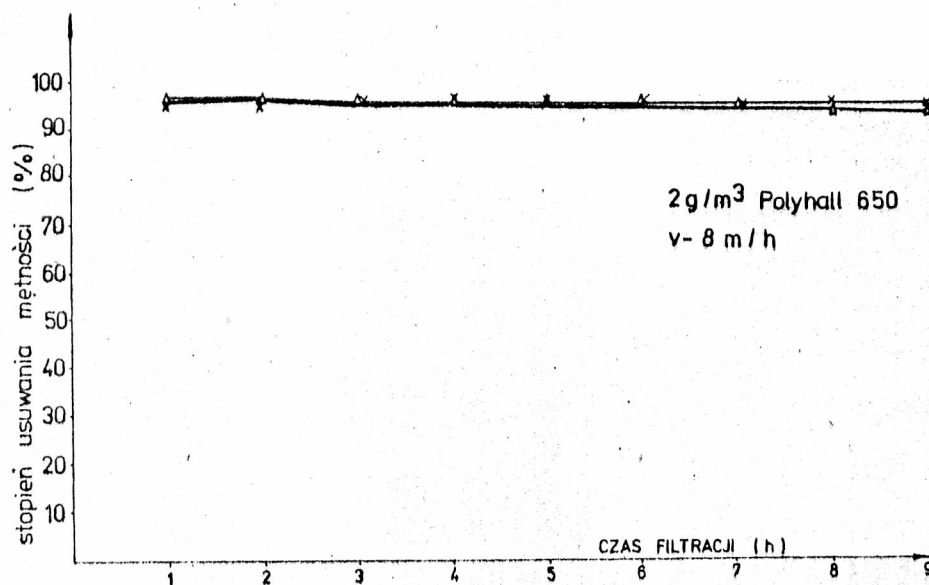
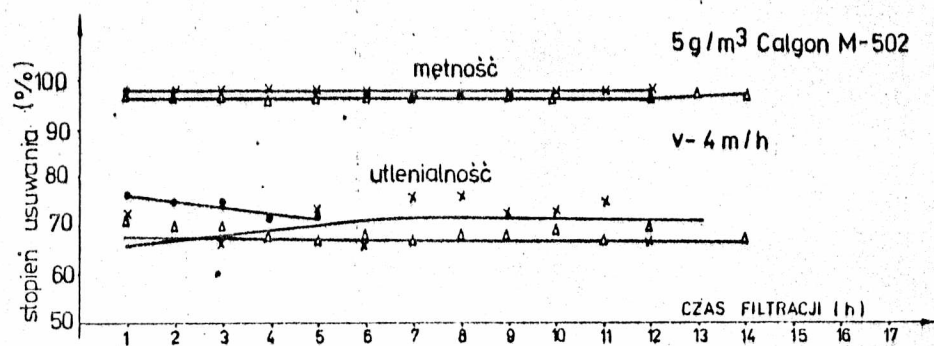
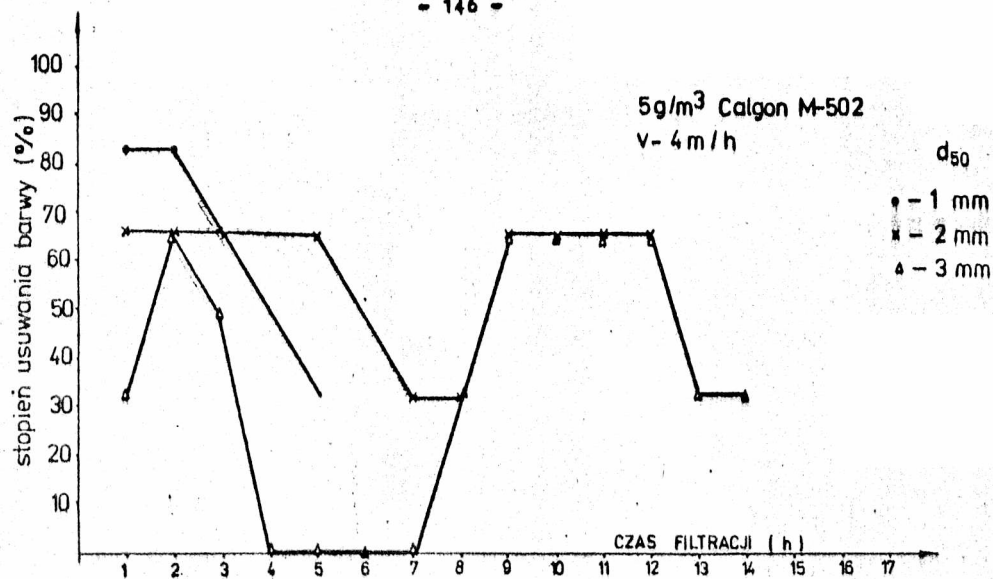
RYS. 84. Wpływ czasu filtracji i uziarnienia złoza na usuwanie mętności przez polielektrolity



RYS. 85. PORÓWNANIE SKUTECZNOŚCI USUWANIA UTLENIALNOŚCI PRZEZ POELEKTROLITY W PROCESIE FILTRACJI PRZEZ ZŁOŻA GRUBOZIARNISTE

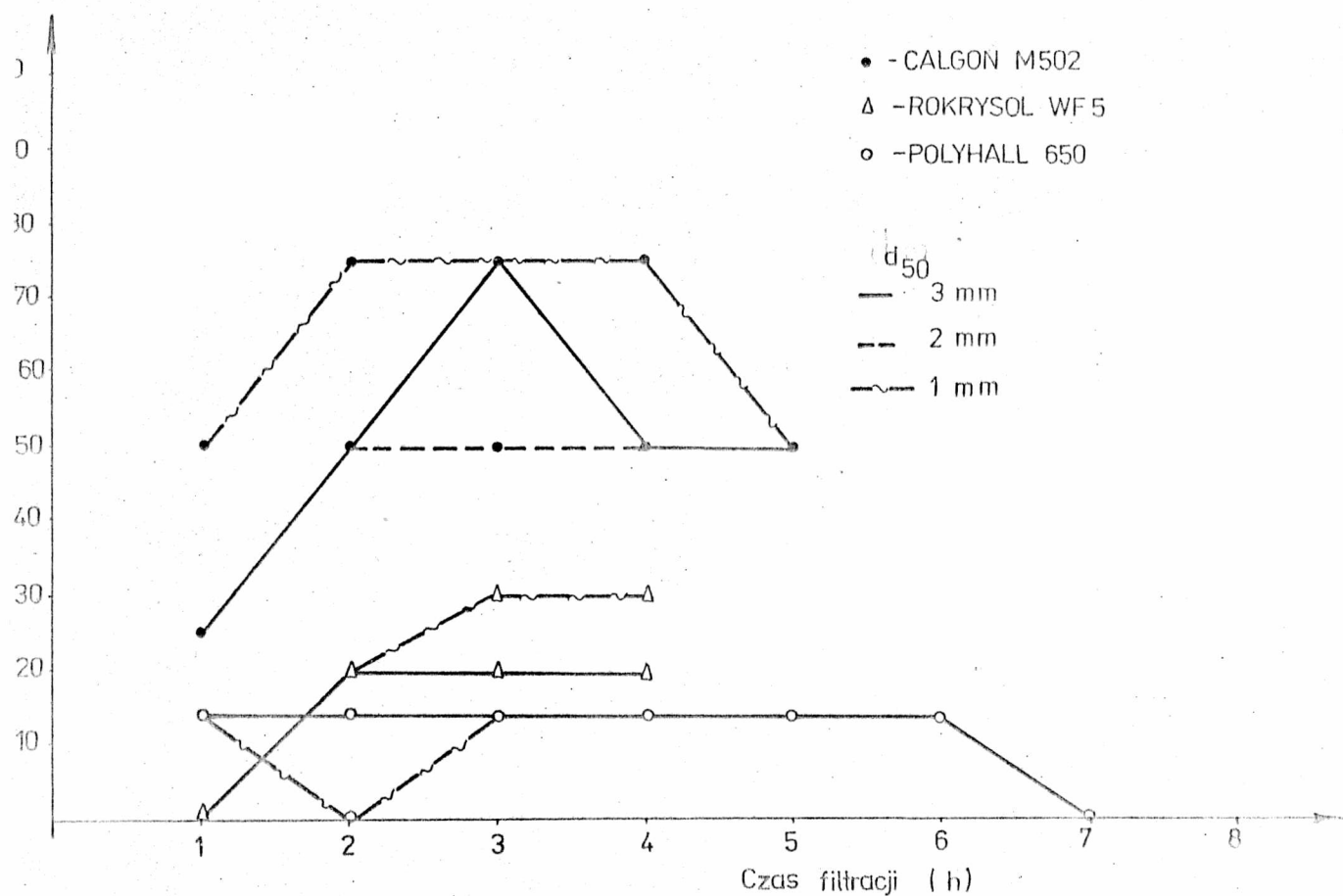


RYS. 86. Wpływ czasu filtracji i uziarnienia złoża na usuwanie utlenialności przez polielektrolity



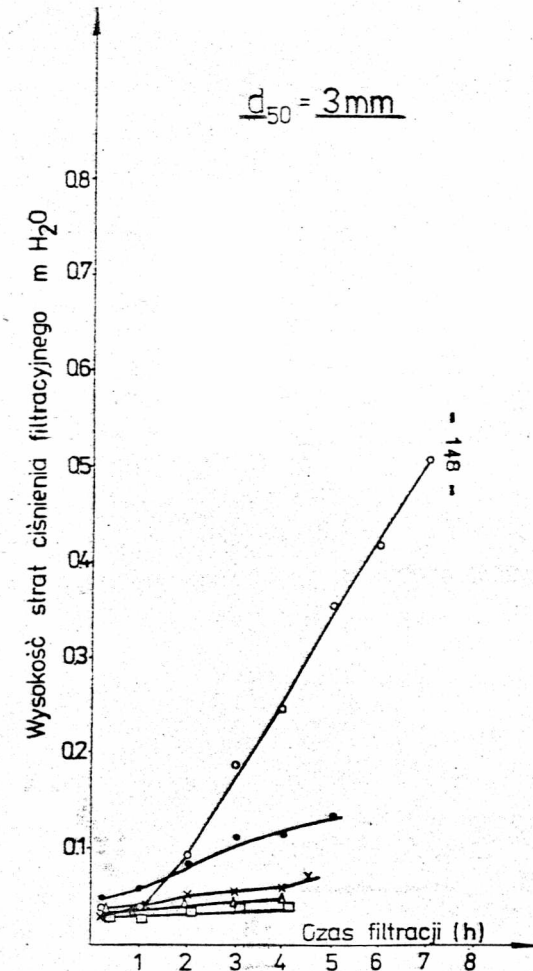
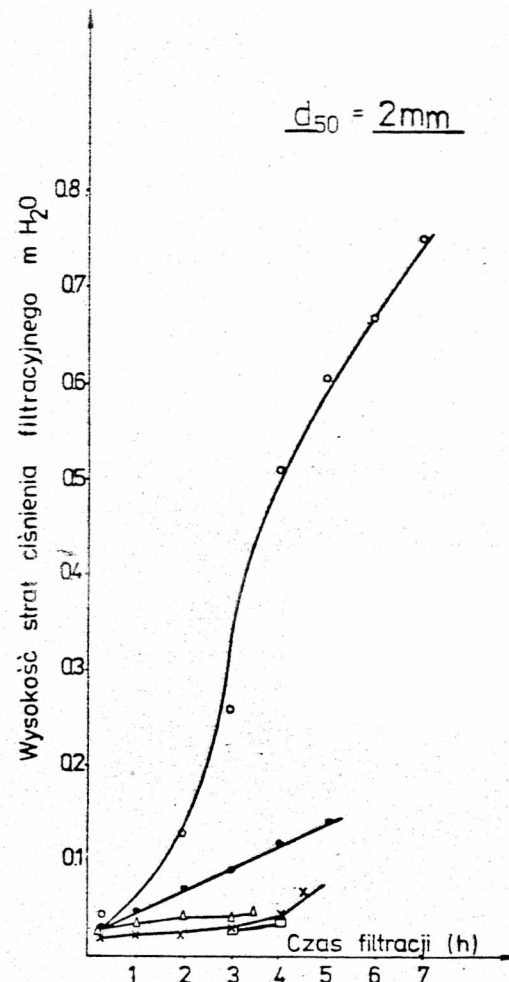
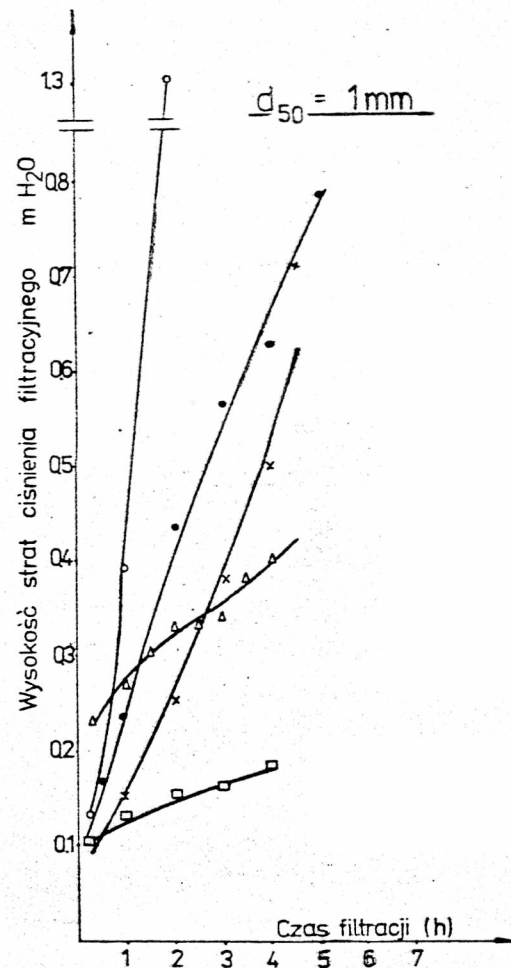
RYS. 87.

Porównanie skuteczności Calgonu M-502 i Polyhallu 650 w procesie filtracji przy zastosowaniu różnych prędkości filtracji i dawek polielektrolitu



RYS. 88. USUWANIE BARWY W PROCESIE FILTRACJI PRZEZ ZŁOŻA GRUBOZIARNISTE PRZY WSÓŁUDZIALE POLIELEKTROLITÓW

• - Calgon M-502 x - Rokrysol WF-5 Δ - Polyox ○ - Polyhall 650 □ - Woda surowa



RYS. 89. Przyrost wysokości strat ciśnienia filtracyjnego w procesie filtracji przez złoża gruboziarniste przy współudziale polielektrolitów

Najniższy stopień usuwania mętności uzyskano dla Polyoxu, natomiast znacznie wyższe dla Rokrysolu, Polyhallu i Calgonu. Małe różnice jakie wystąpiły w usuwaniu mętności przez Rokrysol, Polyhall i Calgon zanikały wraz ze zmniejszeniem uziarnienia filtrów.

Wpływ uziarnienia złoża na usuwanie mętności zależał od stosowanego polielektrolitu /rys. 84/.

Dla Polyhallu i Calgonu uziarnienie złoża praktycznie nie wpływało na zmianę usuwania mętności. Natomiast dla Rokrysolu i Polyoxu usuwanie mętności zwiększało się wraz ze zmniejszeniem uziarnienia złoża.

Podczas filtracji wody surowej bez współudziału polielektrolitów usuwanie mętności zmniejszało się wraz ze wzrostem uziarnienia, przy czym dla uziarnienia złoża $d_{50}=1$ i 2 mm różnice w usuwaniu mętności były nieznaczne, natomiast dla złoża $d_{50}=3$ mm usuwanie mętności jest zdecydowanie niższe.

Większy wpływ uziarnienia ujawnił się w usuwaniu utlenialności. Najniższy stopień usuwania utlenialności uzyskano stosując Polyhall dla wszystkich złoża filtracyjnych /rys. 85/.

Najskuteczniej usuwał utlenialność Calgon i Rokrysol.

Szczególnie nieznaczne różnice wystąpiły dla tych polielektrolitów w złożach o uziarnieniu 2 i 3 mm /rys. 86/.

Wpływ uziarnienia na usuwanie utlenialności najwyraźniej zaznaczył się dla Polyoxu /rys. 86/.

Zmniejszenie dawki Polyhallu do 2 g/m^3 , a także zmniejszenie prędkości filtracji dla wody traktowanej Calgonem do 4 m/h nie wpłynęło ani na pogorszenie ani na poprawę skuteczności oczyszczania wód /rys. 87/.

Na podstawie przeprowadzonych badań usuwanie utlenialności

można uzależnić od charakterystyki polielektrolitu; najwyższy stopień - dla polielektrolitów kationowych, następnie - niejonowych i najniższy - dla polielektrolitów anionowych. W usuwaniu barwy najefektywniej działa Calgon, a następnie Rokrysol i Polyhall/rys. 88/. Z analizy przyrostu strat ciśnienia wynika, że uziarnienie złoża $d_{50} = 1$ mm przy tak dużych dawkach polielektrolitów jest nieprzydatne w praktyce ze względu na długość cyklu filtracyjnego.

Natomiast złoża o uziarnieniu $d_{50} = 2$ i 3 mm można stosować w praktyce/rys. 89/. Stosowanie polielektrolitu anionowego Polyhall 650 spowodowało znaczny przyrost strat ciśnienia filtracyjnego, we wszystkich 3 rodzajach uziarnienia.

Najmniejszy wzrost strat ciśnienia filtracyjnego uzyskano dla Polyoxu, Rokrysolu i Calgonu.

Stąd też należy wnosić o możliwości stosowania polielektrolitów kationowych /jak Rokrysol, Calgon/ do oczyszczania wód dołowych w procesie filtracji na złożach gruboziarnistych / 2 i 3 mm/. W przypadku konieczności stosowania polielektrolitu anionowego - Polyhall - należy ograniczyć dawki do ok. 2 g/m^3 .

3.12. Znaczenie potencjału elektrokinetycznego cząstek w filtracji wody:

Pomiar potencjału elektrokinetycznego cząstek pozwala na określenie optymalnych warunków prowadzenia procesu koagulacji domieszek wody. Również w procesie filtracji wykazano przydatność pomiaru potencjału ζ do kontroli filtracji.

Wyniki pomiaru potencjału ζ w procesie filtracji z koagulacją siarczanem glinowym przedstawiono w tab. 21, 22, 23.

Zmiana wartości potencjału ζ związana była ze wzrostem dawki siarczanu glinowego.

rys. 90

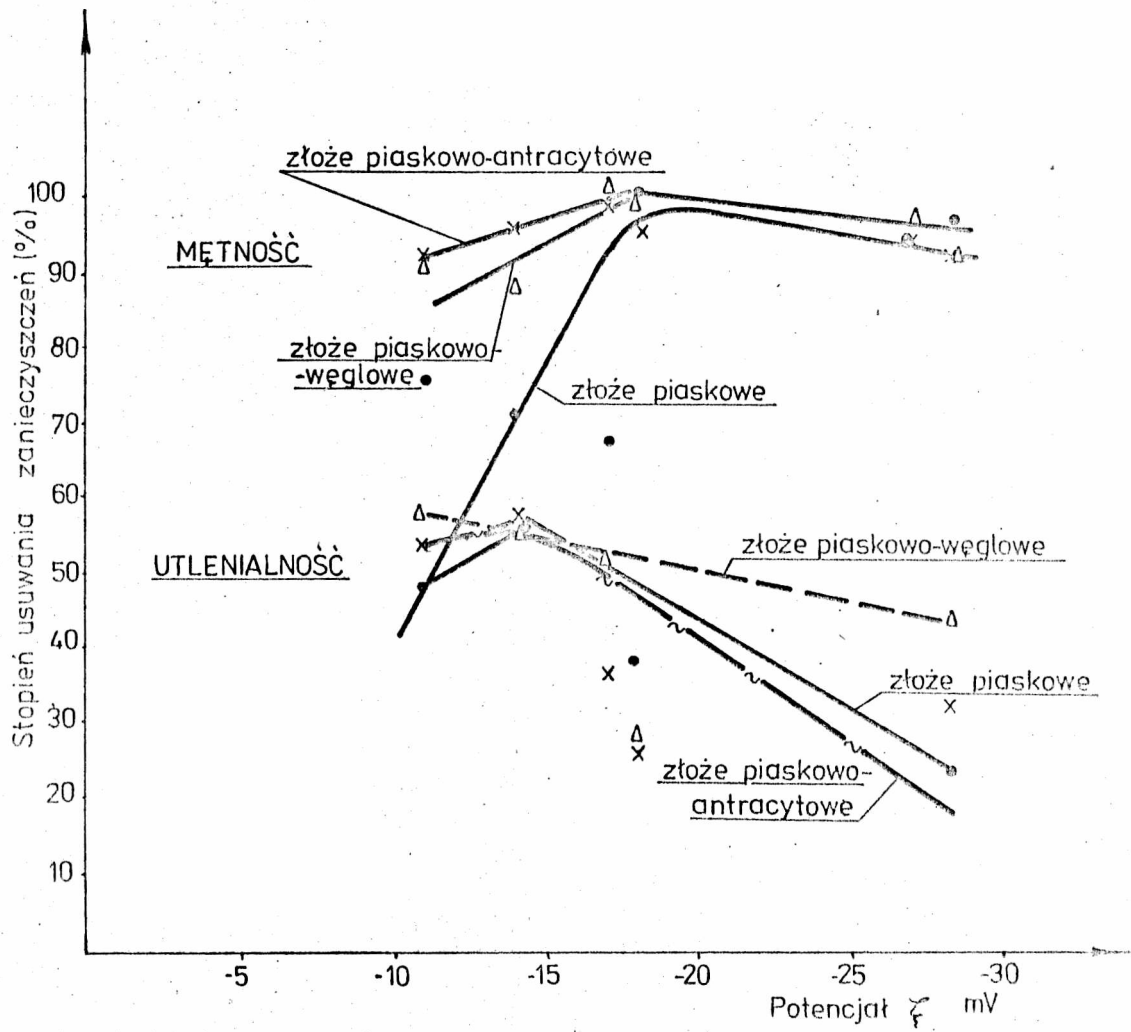
Zależność stopnia usuwania zanieczyszczeń od wartości potencjału elektrokinetycznego ζ przedstawiono na rys. 90. Usuwanie zanieczyszczeń z wody zależało od rodzaju złoża. Optimum potencjału ζ usuwania mętności wynosiło -17 mV dla złożeń piaskowo-antracytowego i piaskowo-węglowego i -18,5 mV dla złoża piaskowego.

Przy obniżeniu bezwzględnych wartości potencjału ζ cząstek koloidalnych w wodzie poniżej wartości optymalnej następował spadek usuwania mętności szczególnie ostry dla złoża piaskowego. Potencjał ζ usuwania utlenialności wynosił ok. -14 mV dla wszystkich złożeń filtracyjnych. Mniejsze obniżenie wartości bezwzględnych potencjału ζ daje niższy stopień usuwania utlenialności.

Obniżenie stopnia usuwania utlenialności jest najmniejsze dla złoża piaskowo-węglowego, a największe dla piaskowego i piaskowo-antracytowego.

Wraz z obniżeniem bezwzględnych wartości potencjału ζ szybkość przyrostu strat ciśnienia filtracyjnego zwiększała się. Celem wyeliminowania wpływu wielkości dawki koagulanta, a określenie jedynie wpływu wartości potencjału ζ na szybkość wzrostu strat ciśnienia zastosowano jednakową dawkę różnych polielektrolitów o różnej zdolności zmian potencjału ζ . Szybkość wzrostu strat ciśnienia zwiększała się wraz z obniżeniem bezwzględnych wartości potencjału ζ przy stosowaniu polielektrolitów kationowych.

Natomiast największy wzrost szybkości przyrostu strat ciśnienia uzyskano dla polielektrolitu anionowego Polyhallu 650, który zwiększał wartości bezwzględne potencjału ζ .



RYC. 90. WPŁYW POTENCJAŁU ELEKTROKINETYCZNEGO ζ NA STOPIEŃ
USUWANIA ZANIECZYSZCZEŃ

Uzyskanie wysokiego stopnia oczyszczania wody mimo dużej stabilności domieszek koloidalnych znajdujących się w wodzie świadczy o innym mechanizmie usuwania domieszek, nie związanym z destabilizacją koloidów.

Mechanizm usuwania stabilnych koloidów można częściowo wyjaśnić lepkością polielektrolitów.

3.13. Znaczenie lepkości polielektrolitów w usuwaniu domieszek wód.

Lepkość 0,1 % roztworów polielektrolitów określono w oparciu o pozorne krzywe płynięcia [94]. Uwzględniają one wpływ gradientu, prędkości na wartości naprężeń stycznych, znając które można wyznaczyć lepkość pozorną wg zależności

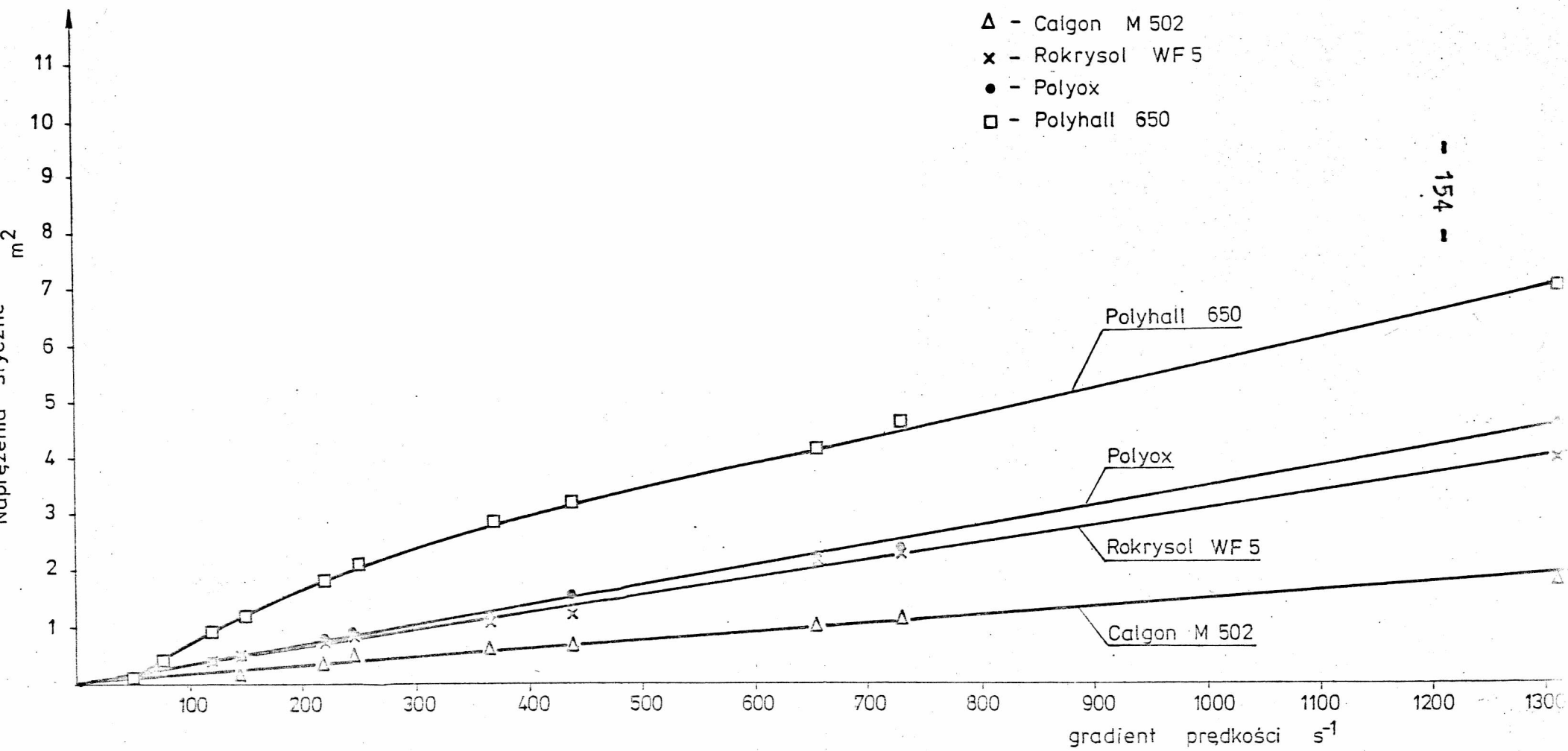
$$\eta = \frac{\tau}{G} \quad 50$$

Krzywe płynięcia polielektrolitów wyznaczono w badaniach prowadzonych na lepkościomierzu rotacyjnym /tab. 29/.

Wyznaczone pseudoreogramy polielektrolitów /rys. 91/ pozwalają zaliczyć badane polielektrolity kationowe /Calgon M-502 i Rokrysol WF-5/ oraz niejonowy /Polyox/ do cieczy newtonowskich, natomiast anionowy Polyhall 650 - do cieczy nienewtonowskich. Lepkość cieczy newtonowskich jest stała i wynosi dla Calgonu M-502 ok. $1,5 \cdot 10^{-3} \frac{\text{Ns}}{\text{m}^2}$, dla Rokrysolu - $3,2 \cdot 10^{-3} \frac{\text{Ns}}{\text{m}^2}$.

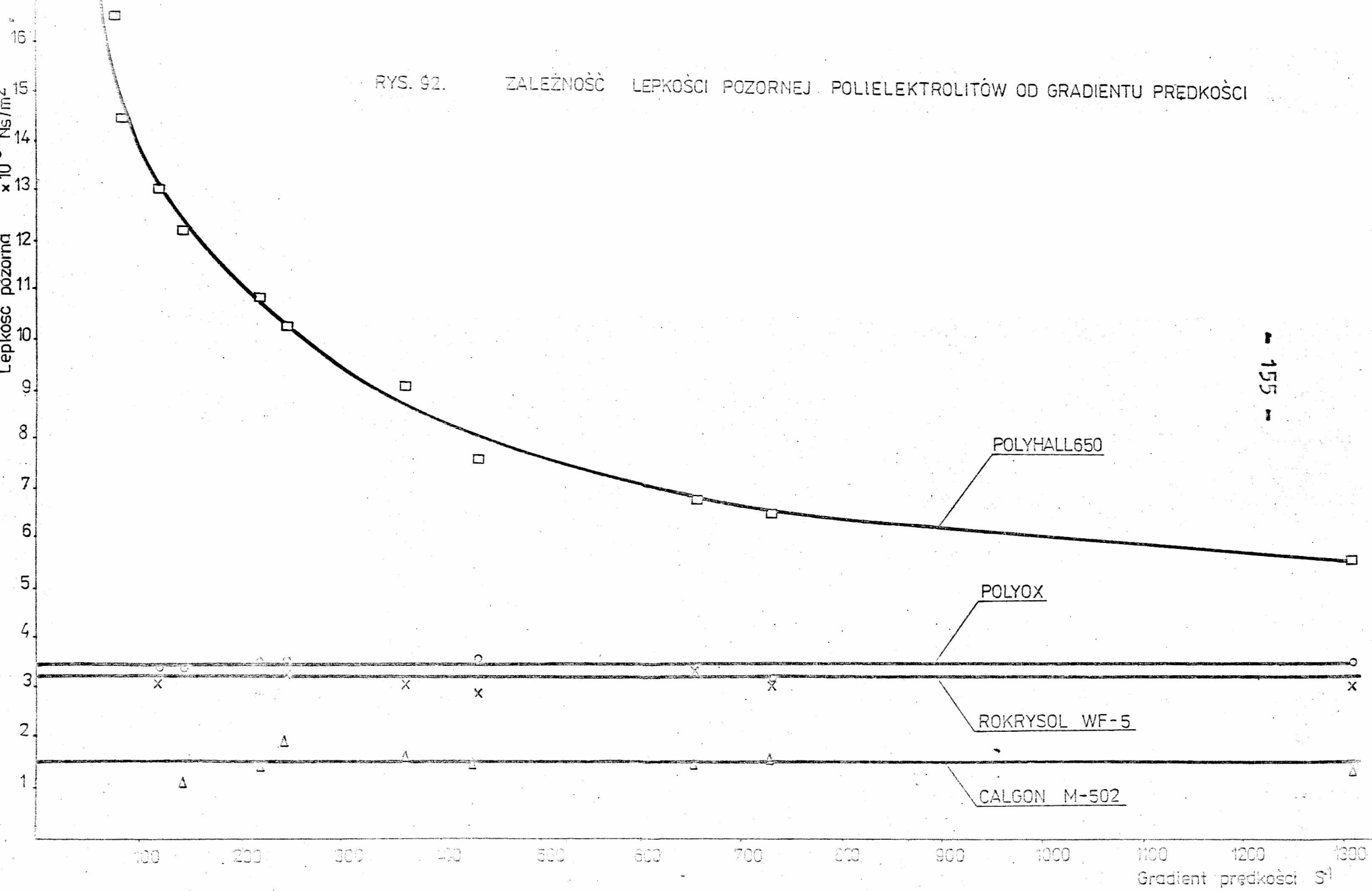
dla Polyoxu - $3,4 \cdot 10^{-3} \frac{\text{Ns}}{\text{m}^2}$ /rys. 92/.

Ponad dwukrotnie większa lepkość Rokrysolu niż Calgonu tłumaczy dużą skuteczność Rokrysolu w usuwaniu zanieczyszczeń mimo jego mniejszej zdolności zmniejszania stabilności



RYS.91. PSEUDOREOGRAMY POLIELEKTROLITÓW

RYS. 92. ZALEŻNOŚĆ LEPKOŚCI POZORNEJ POLIELEKTROLITÓW OD GRADIENTU PRĘDKOŚCI



ści koloidów. Znacznie wyższą lepkość posiada polielektrolit anionowy Polyhall 650, Lepkość jego tak jak i innych cieczy nienewtonowskich zależy od gradientu prędkości.

W zakresie gradientów prędkości panujących w złożach filtracyjnych lepkość Polyhallu zmienia się od $16 \cdot 10^{-3} \frac{\text{Ns}}{\text{m}^2}$ i wyższych wartości do ok. $9 \cdot 10^{-3} \frac{\text{Ns}}{\text{m}^2}$ /rys. 92/.

Lepkość polielektrolitu malejąca wraz ze wzrostem gradientu prędkości wskazuje na przydatność tego polielektrolitu do impregnacji złożów filtracyjnych w początkowym okresie filtracji, natomiast ciągłe dawkowanie wydaje się nie celowe ze względu na znaczny przyrost strat ciśnienia filtracyjnego.

3.14. Zjawiska hydrauliczne w złożu filtracyjnym.

Usuwanie zanieczyszczeń w procesie filtracji dokonuje się wskutek wielu jednostkowych procesów zachodzących w złożu filtracyjnym /cedzenie, sedymentacja, filtracja, sorpcja, adhezja, kohezja/.

O przebiegu tych procesów decydują własności hydrauliczne warstwy filtracyjnej zależne od porowatości, uziarnienia, szorstkości cząstek, sferyczności określonej kształtem cząstek i sposobu ich ułożenia.

Matematyczne ujęcie całokształtu zjawisk filtracji w złożu czystym, jak i zanieczyszczonym napotyka szereg trudności, gdyż na poszczególnych głębokościach filtru panują zmienne w czasie warunki hydrauliczne, zwłaszcza w złożach wielowarstwowych:

Dokładne zbadanie ruchu wody z zawiesiną w złożu prowadzi do optymalizacji procesu filtracji. Ruch wody z zawiesiną w złożu filtracyjnym jest nie ustalony w czasie. Zawiesina

odkładana w złożu zmniejsza jego porowatość powodując zmianę warunków hydraulicznych układu.

Podstawowym parametrem hydraulicznym określonym w badaniach jest przyrost strat ciśnienia filtracyjnego.

Dlatego też w oparciu o przyrost strat ciśnienia określono w złożach filtracyjnych zmianę stopnia zanieczyszczenia i wynikającą z niego zmianę porowatości w cyklu filtracyjnym. Zmianę prędkości przepływu wody w kanalikach uwzględniono określając tzw. prędkość równoważną filtracji tj. prędkość filtracji odniesioną do czystego złoża filtracyjnego, przy której uzyskuje się tę samą wartość strat ciśnienia filtracyjnego, co w badanym złożu zanieczyszczonym. Warunki hydrauliczne złoża wpływają na ustalenie warunków mieszania określonych gradientem prędkości.

Intensywność mieszania decyduje w skuteczności procesów jednostkowych zachodzących w złożach filtracyjnych.

Dlatego też wyznaczono wartości gradientu prędkości ruchu cieczy w złożach filtracyjnych.

Do oceny zjawisk w złożu w czasie filtracji wykorzystano wzór Kozeny-Carmana uwzględniając zmniejszenie porowatości złoża oraz zwiększenia uziarnienia wskutek odkładania zawieszin [27] :

$$\frac{\Delta H}{\Delta L} = \frac{\kappa \gamma}{g} \frac{(1 - \xi + \zeta)^2}{(\xi - \zeta)} \frac{v}{(d + \Delta d)^2} \quad 51$$

Pozorną zmianę średnicy ziarn w czasie filtracji wody z zawiesziną uzależniono od stopnia zanieczyszczenia złoża [95,96] wg wzoru

$$(d + \Delta d)^2 = d^2 \left[\sqrt{\frac{\zeta}{3(1 - \xi)}} + \frac{1}{4} + \frac{\zeta}{3(1 - \xi)} + \frac{1}{2} \right] \quad 52$$

Po podstawieniu równania 52 do równania 51 otrzymano

$$\frac{\Delta H}{\Delta L} = \frac{d^2 g}{K_V \gamma} = \frac{(1 - \xi + \zeta)^2}{(\xi - \zeta)^2} \cdot \sqrt{\frac{1}{\frac{\zeta}{3(1-\xi)} + \frac{1}{4}} + \frac{\zeta}{3(1-\xi)} + \frac{1}{2}}$$

Na podstawie równania 53 wykonano niezbędne obliczenia, które prowadziły do wyznaczenia stopnia zanieczyszczenia, porowatości pozornej złoża oraz prędkości równoważnej filtracji. Uziarnienie złóż wyznaczono w analizie granulometrycznej, stałą Kozeny-Carmana określono na podstawie pomiaru wysokości strat ciśnienia przy filtracji czystej wody przez czyste złożo. Obliczenia poszczególnych parametrów dla temp. 293 K zestawiono w tab. 30 - dla złoża piaskowego, w tab. 31 - dla złoża piaskowo-antracytowego, w tab. 32 - dla złoża piaskowo-węglowego.

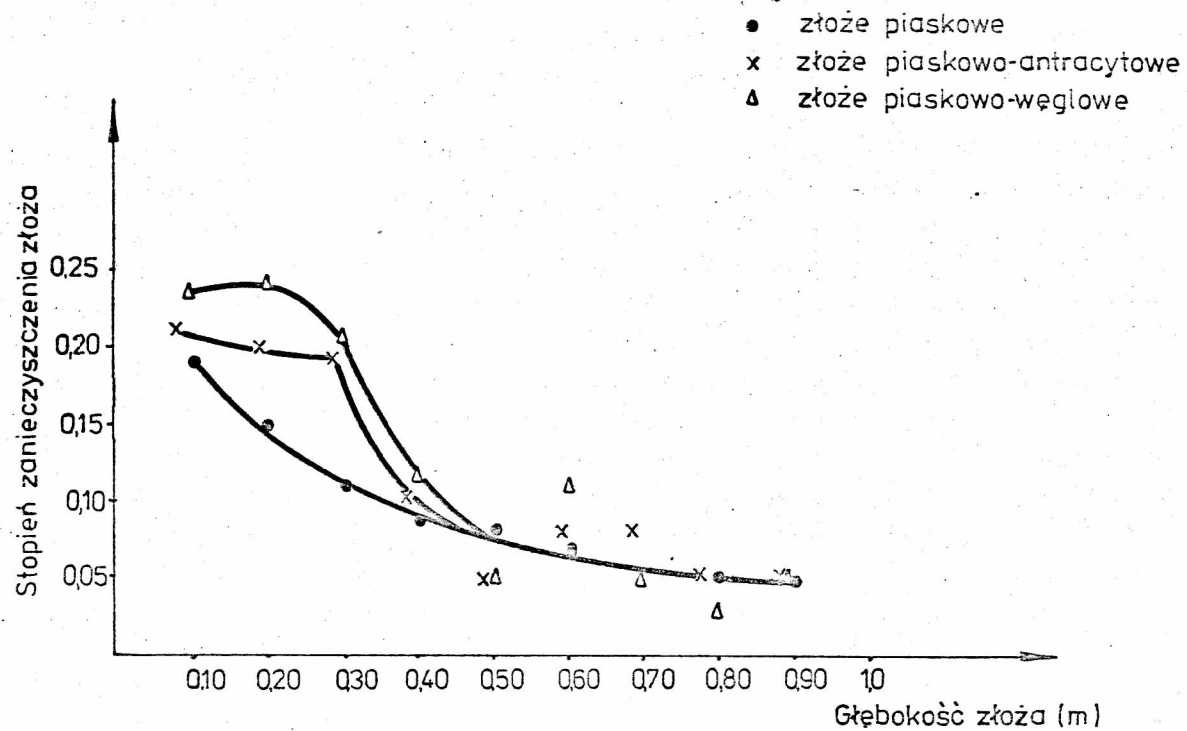
Porównując badane złożo można stwierdzić, że zawiesiny zatrzymywane były w górnych warstwach. Ilość zatrzymanych zawiesin w warstwie węgla lub antracytu złóż dwuwarstwowych jest znacznie większa niż w warstwie piasku złoża jednowarstwowego na tej samej głębokości /rys. 93/.

Zanieczyszczenie w warstwie antracytu lub węgla jest bardziej równomiernie rozłożone na głębokości niż w warstwie piasku, co wskazuje że warstwa piasku przejmuje pracę po wyczerpaniu chłonności górnych warstw filtracyjnych.

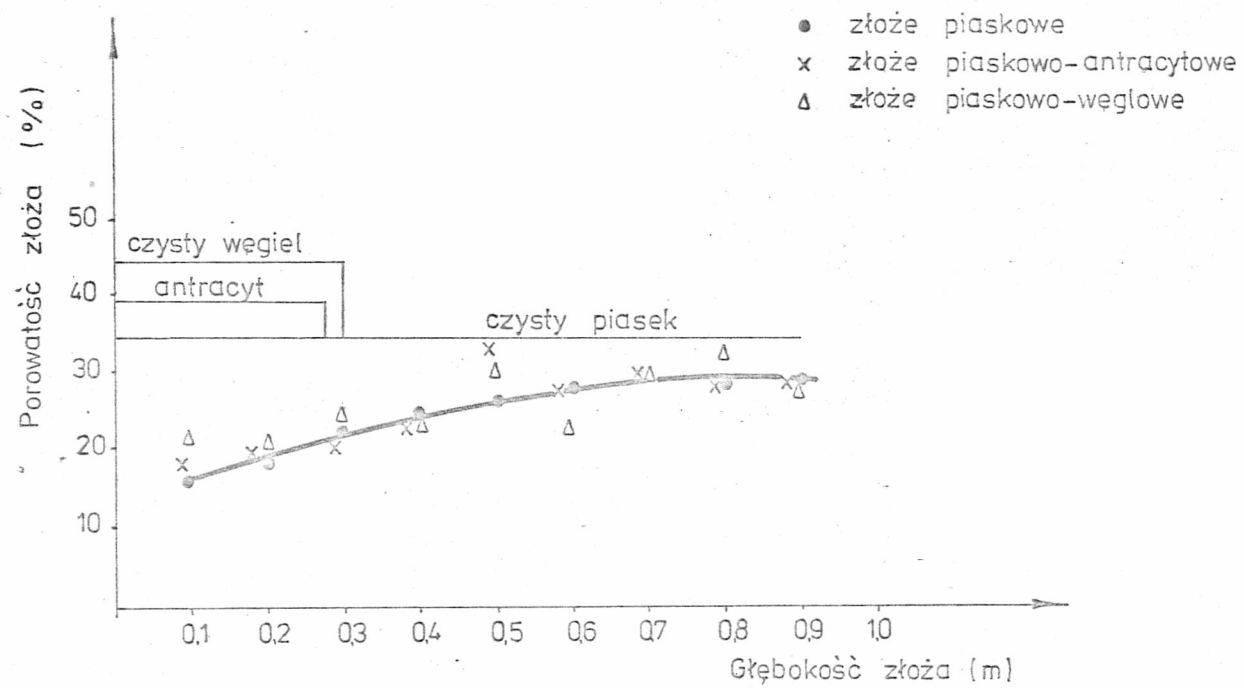
Stopień zanieczyszczenia nie osiągnął wartości równych porowatości - po zakończeniu cyklu filtracji wynosił ok. 50 % porowatości złóż.

Porowatość pozorną złóż zanieczyszczonych określono wzorem

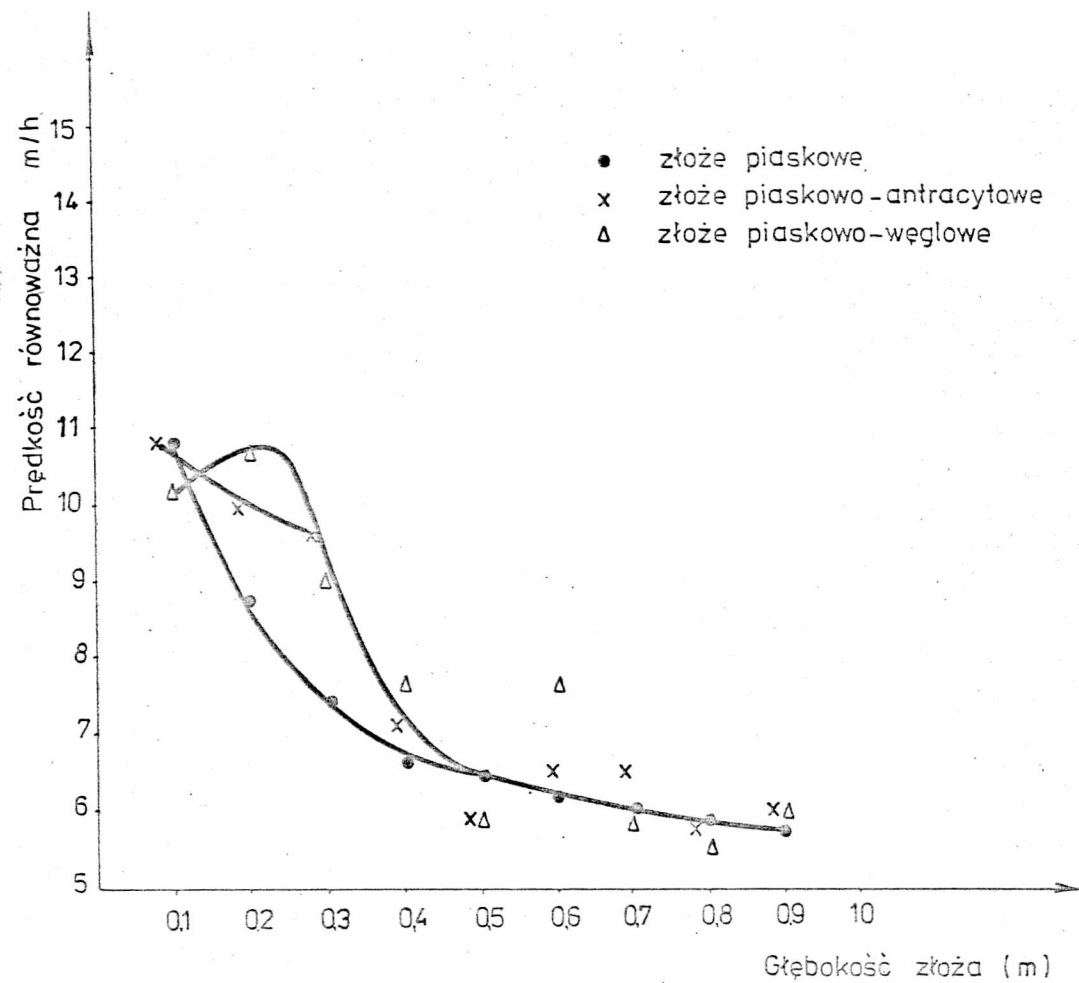
$$\xi_t = \xi - \zeta$$



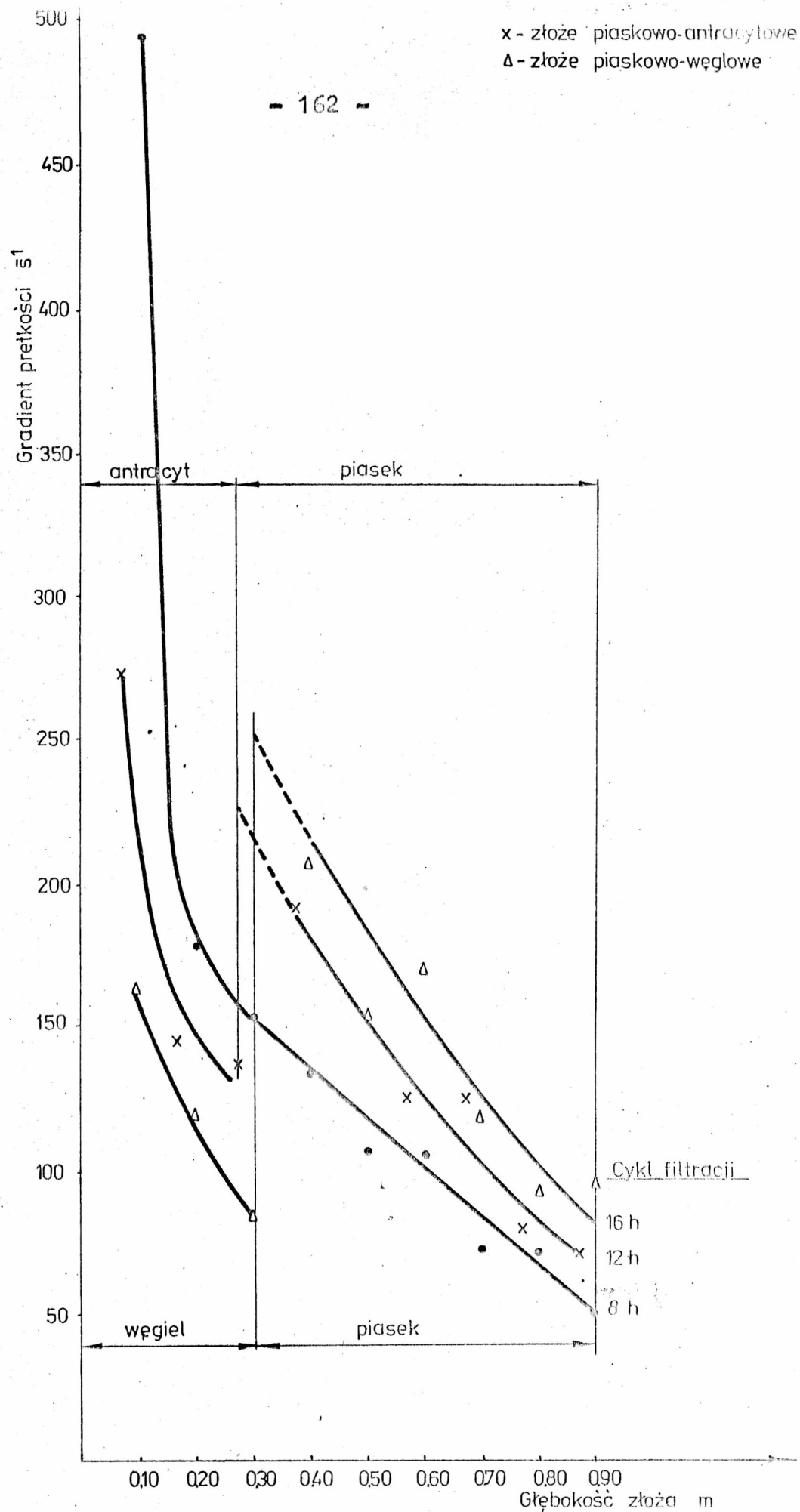
RYS.93. STOPIEŃ ZANIECZYSZCZENIA ZŁÓŻ FILTRACYJNYCH.



RYS.94. ZMIANA POROWATOŚCI NA GŁĘBOKOŚCI ZŁOŻ FILTRACYJNYCH.



RYS. 95. ZMIANA RÓWNOWAŻNEJ PRĘDKOŚCI FILTRACJI NA GŁĘBOKOŚCIACH ZŁOŻ FILTRACYJNYCH.



RYS.96. ZMIANA GRADIENTU PRĘDKOŚCI NA GŁĘBOKOŚCIACH

Odkładanie zawieszin w złożach dwuwarstwowych powoduje wyrównanie porowatości na granicy warstw antracyt-piasek, czy też węgiel-piasek. Porowatość złóż zanieczyszczonych była prawie jednakowa dla wszystkich złóż pod koniec cyklu filtracji.

Zmniejszenie się porowatości pozornej w czasie filtracji powoduje wzrost rzeczywistej prędkości przepływu w kanałkach złoża. Prędkość rzeczywista przepływu wody w kanałkach zmienia się wprost proporcjonalnie do stosunku $\frac{\xi}{\xi_t}$

Korzystając z warunku ciągłości ruchu i wzrostu prędkości rzeczywistej wyznaczono równoważną prędkość filtracji

$$v_r = \frac{\xi}{\xi_t} v \quad 55$$

Rys.95 Zmiany prędkości równoważnej przedstawiono na rys. 95. W cyklu filtracyjnym prędkość filtracji ulega stopniowo zwiększeniu. Ponad dwukrotny wzrost prędkości nastąpił w górnych warstwach złóż. W dolnych warstwach złóż filtracyjnych prędkość równoważna była prawie jednakowa dla badanych złóż i różniła się od początkowej prędkości filtracji o ok. 20 %.

Z charakteru zmian prędkości równoważnej nie można wnosić o panujących w złożu warunkach flokulacji. W tym celu wyznaczono z wzoru 44 gradient prędkości uwzględniając zmianę porowatości złoża i równoważnej prędkości filtracji/tab. 30,31,32/. W warstwie piasku złóż dwuwarstwowych wartości gradientu można porównać z gradientami złoża jednowarstwowego - piaskowego na tej samej głębokości/rys. 96/. Wyższe wartości gradientów dla warstw piasku złóż dwuwarstwowych wynikają z wydłużenia cyklu filtracji. Górne warstwy złóż, które są

Rys.96

przede wszystkim odpowiedzialne za filtrację, są bardzo zróżnicowane pod względem warunków flokulacji.

Najkorzystniejsze warunki flokulacji panują w warstwie węgla, najgorsze - w złożu piaskowym.

Analizując gradient prędkości na poszczególnych głębokościach złoża można stwierdzić, że ok. 0,30 m warstwa antracytu złoża dwuwarstwowego powoduje, iż warunki flokulacji w górnej warstwie piasku są identyczne jak w górnej warstwie antracytu. Natomiast w złożu piaskowo-węglowym, gradient prędkości w górnej warstwie piasku jest prawie 2-krotnie wyższy niż gradient w górnej warstwie węgla.

Zmiany wartości gradientu prędkości na głębokości złoża rzutują na pracę poszczególnych warstw filtracyjnych.

Znalazło to potwierdzenie w badaniach prowadzonych w skali technicznej nad rozkładem zawiesin i glinu w poszczególnych warstwach złoża piaskowo-antracytowego w procesie koagulacji powierzchniowej [97]

4. Warunki procesu koagulacji.

Zachowanie odpowiednich parametrów zjawisk destabilizacji układu koloidowego domieszek wody i flokulacji zapewnia optymalne warunki prowadzenia procesu koagulacji. O destabilizacji układu koloidowego decydują rodzaj i dawka koagulantów oraz polielektrolitów, a także potencjał elektrokinetyczny koagulowanych cząstek.

Na przebieg flokulacji istotny wpływ wywiera temperatura i odczyn wody oraz gradient prędkości ruchu cieczy. Parametry opisujące zjawiska koagulacji należy rozpatrywać łącznie, gdyż one wzajemnie się uzupełniają.

4.1. Rodzaj i dawka koagulantów.

W koagulacji objętościowej i powierzchniowej koagulantami mogą być sole hydrolizujące oraz polielektrolity kationowe. Polielektrolity anionowe mogą być używane jako środki wspomagające. Zmniejszają one wówczas dawkę koagulantu podstawowego.

Wielkość dawki koagulantu zależy od sposobu prowadzenia koagulacji.

W koagulacji powierzchniowej wymagane są niższe dawki koagulantów niż w koagulacji objętościowej. Ustalone maksymalne dawki siarczanu glinowego, przy których można jeszcze prowadzić proces koagulacji są najniższe dla złoża piaskowego, wyższe - dla piaskowo-antracytowego, najniższe - dla piaskowo-węglowego.

Niskie dawki koagulantów pozwalają wykorzystać zdolności sorpcyjne węgla aktywnego w procesie filtracji przez złoża piaskowo-węglowe. Przy zastosowaniu wyższych dawek koagulantów węgiel aktywny działa tylko jako materiał filtracyjny.

W koagulacji powierzchniowej oprócz klasycznych koagulantów i polielektrolitów kationowych usuwanie zanieczyszczeń można uzyskać w wyniku stosowania polielektrolitów anionowych o dużej lepkości.

Wykazano też przydatność złożeń gruboziarnistych do prowadzenia koagulacji przy współudziale polielektrolitów.

Wielkość dawek koagulantów podstawowych w koagulacji wiąże się również z temperaturą i odczynem wody.

4.2. Temperatura i odczyn wody.

W przebiegu koagulacji objętościowej siarczanem glinowym uzależniono wpływ odczynu wody od temperatury. Ze wzrostem temperatury zmniejszał się optymalny odczyn wody.

Zapewnienie optymalnego odczynu wody dla określonej temperatury pozwala uzyskać lepsze efekty oczyszczania, bądź też obniżenie dawek koagulantu bez pogorszenia jakości wody.

Siarczan żelazowy okazał się koagulantem mało wrażliwym na wpływ temperatury i pH przy usuwaniu mętności i utlenialności, natomiast w usuwaniu barwy zależność między tymi dwoma parametrami potwierdziła się.

Wspomaganie procesu koagulacji polielektrolitami niweluje częściowy ujemny wpływ niskich temperatur. Przy samodzielnym stosowaniu polielektrolitu kationowego Calgon M-502 stwierdzono, iż usuwanie mętności praktycznie nie zależy ani od pH, ani od temperatury wody.

Wskazano natomiast na wyraźną zależność usuwania barwy od odczynu wody oraz usuwanie utlenialności - od odczynu i temperatury, przy czym im niższa temperatura, tym mniejszy wpływ pH na stopień usuwania zanieczyszczeń.

W koagulacji powierzchniowej temperatura wody wywiera wyraźny wpływ na sam przebieg procesu w złożu filtracyjnym, natomiast prawie nie wpływa na efekty oczyszczania. Stwierdzono, iż zachowanie optymalnego pH powoduje wydłużenie cyklu filtracyjnego.

4.3. Potencjał elektrokinetyczny ζ .

W badaniach wykazano przydatność pomiaru potencjału ζ do kontroli procesu koagulacji objętościowej i powierzchniowej. Stwierdzono, iż w koagulacji objętościowej siarczanem glinowym całkowite usuwanie mętności zachodzi przy wartościach $\zeta \leq -10,0$ mV, barwy - $\zeta \leq -5,0$ mV.

Przy zastosowaniu polielektrolitów usuwanie domieszek z wody zachodzi przy wyższych wartościach bezwzględnych potencjału ζ .

W procesie filtracji stwierdzono również występowanie przedziału potencjału ζ usuwania zanieczyszczeń i tak dla usuwania mętności potencjał ζ wynosi -17,0 do -19,0 mV, dla usuwania utlenialności - potencjał ζ wynosi ok. -14,5 mV. Wiąże się to ze stosowaniem niższych dawek koagulantu.

Na podstawie pomiaru potencjału ζ wykazano również, iż w niskich temperaturach siarczan glinowy w mniejszym stopniu obniża stabilność koloidów niż ma to miejsce w wyższych temperaturach.

Zmiana stabilności układu koloidowego pod wpływem polielektrolitów nie zależała od temperatury.

Zjawiskiem tym można tłumaczyć występowanie :znanych: trudności w koagulacji domieszek wód w niskich temperaturach, oraz celowość stosowania w tym przypadku polielektrolitów.

4.4. Gradient prędkości.

Optymalny gradient prędkości dla koagulacji objętościowej wynosi $20 - 60 \text{ s}^{-1}$. Ujemny wpływ na flokulację wyższych gradientów prędkości można zniwelować poprzez stosowanie wyższych dawek koagulantów i polielektrolitów.

W procesie filtracji koagulowanej wody gradienty prędkości ruchu cieczy są znacznie wyższe niż w koagulacji objętościowej i zależą między innymi od gęstości materiału filtracyjnego, a także od czasu filtracji.

Wyznaczone gradienty prędkości w cyklu filtracji wynosiły: w złożu piaskowym - od 110 do ok. 500 s^{-1} ; w warstwie antracytu złoża piaskowo-antracytowego - od ok. 40 do ok. 270 s^{-1} ; w warstwie węgla złoża piaskowo-węglowego - od 15 do ok. 160 s^{-1} .

Porównując warunki flokulacji w oparciu o gradient prędkości można stwierdzić, iż najkorzystniejsze są one w złożach o najmniejszej gęstości.

Wartości gradientu prędkości uzasadniają celowość zwiększania prędkości w złożach wielowarstwowych, a także stosowanie polielektrolitów dla zapobiegania niszczenia kłaczków w wyniku wzrostu działania sił ścinania.

Zmiana gradientu prędkości na poszczególnych głębokościach złożów dwuwarstwowych wskazuje na oddzielną pracę każdej warstwy. Usuwanie zanieczyszczeń z wody zachodziło w poszczególnych warstwach, aż do wyrównania ich porowatości. Stopień zanieczyszczenia złożów pod koniec cyklu filtracji wynosił ok. 50 % ich porowatości.

5. Wnioski

- 5.1. Proces koagulacji można sterować następującymi parametrami: rodzajem i dawką koagulanta i polielektrolitów, temperaturą i odczynem wody, wartością potencjału elektrokinetycznego układu koloidalnego, gradientem prędkości ruchu cieczy.
- 5.2. Ustalenie optymalnych warunków koagulacji związane jest z określeniem wielkości powyższych parametrów zależnie od sposobu prowadzenia procesu.
- 5.3. Optymalny odczyn koagulacji jest zależny od temperatury wody.
- 5.4. Pomiar potencjału elektrokinetycznego ζ pozwala wyjaśnić niektóre trudności związane z przebiegiem procesu w niskich temperaturach, celowość stosowania polielektrolitów, a także prowadzić właściwą kontrolę procesu.
- 5.5. Warunki flokulacji w koagulacji objętościowej i powierzchniowej w złożach filtracyjnych można określić gradientem prędkości.
- 5.6. Wyprowadzony przez autora wzór gradientu prędkości w procesie filtracji wody wyjaśnia znaczenie gęstości materiału filtracyjnego i związaną z nią prędkość filtracji.
- 5.7. Wielkość gradientu prędkości uzasadnia stosowanie polielektrolitów do filtracji oraz impregnacji złożów.
- 5.8. Znaczenie lepkości polielektrolitów w filtracji wody przemawia za przyjęciem adhezyjnego modelu filtracji.

Literatura

1. Riddick T.M. - Zeta Potential and Its Application to Difficult Waters, JAWWA 8, 1961.
2. Stumm W., Morgan J.J. - Chemical Aspects of Coagulation, JAWWA Nr 8, 1962.
3. Pilipovich J.B., Black A.P., Eidsners F.A., Stearns T.W. - Electrophoretic Studies of Water Coagulation, JAWWA Nr 11, 1958.
4. Chojnacki A. - Zasady koagulacji domieszek w wodzie, Zeszyty IGK Nr 7, 1957.
5. Kucharski J., Moniuszko A. - Oczyszczanie wód i ścieków przemysłowych metodą koagulacji, Wydawnictwo NT, Warszawa 1967.
6. Kortüm G. - Elektrochemia, PWN, Warszawa, 1970.
7. Adamson A.W. - Chemia fizyczna powierzchni, PWN, Warszawa 1963.
8. Wastewater Engineering - praca zbiorowa, McGraw-Hill Book Company, 1972.
9. Stumm W., O'Melia Ch.R. - Stoichiometry of Coagulation, JAWWA Nr 5, 1968.
10. State of the Art of Coagulation, Mechanisms and Stoichiometry - Committee Report, JAWWA 2/1971.
11. Popp P., Walther H.J., Böhler E. - Die physikalisch-chemischen Grundlagen der Wasserbehandlung durch Flockung, Wasserwirtschaft-Wassertechnik 2, 1973.

12. Camp T.R. - Floc Volume Concentration, JAWWA Nr 6, 1968.
13. Chemia koloidów - praca zbiorowa pod red. Kuhna A., PWN, Warszawa 1957.
14. Argaman - Pilot Plant Studies of Flocculation, JAWWA 12, 1971.
15. Hudson H.E. - Physical Aspects of Flocculation, JAWWA 7, 1965.
16. Cockerham P.W., Himmelblau P.M. - Stochastic Analysis of Orthokinetic Flocculation, Jour of the Environmental Engineering Division M.A.S.C.E. 4, 1974.
17. Hereit F. - Matematický model pro výpočet filtračního cyklu vodárenských rychlofitru. Vodní hospodárství 8, 1973.
18. Boyd R.H., Ghosh M.M. - An Investigation of the Influences of Some Physicochemical Variables on Porous-Media Filtration, JAWWA, 2, 1974.
19. Ives K.J., Sholji J. - Closure to Research on Variables Affecting Filtration, Proc. ASCE, Jour. Sanit. Eng. Div. 1966.
20. Ives K.J. - New Concepts in Filtration, Part 2 Theoretical Concepts, Water and Water Engineering 8, 1961.
21. Ives K.J. - New Concepts in Filtration Part 3 Surface Force Concepts, Experimental Concepts and Conclusions, Water and Water Engineering, 9, 1961.

22. Sakthivadivel R., Thanikachalam V., Seetharaman S.
- Head-Loss Theories in Filtration, JAWWA 4, 1972.
23. Treanor A.J. - Filtration through Deep Beds
Process Biochemistry 9, 1971.
24. Michajłow G.M., Nikolajew A.M. - Obobszczennaja
Zakonomiernost Gidrawliki Niepodwizhnogo Ziernisto-
go Słoja, Chimia i Chemiczeskaja Tiechnologia
5, 1963.
25. Michajłow G.M., Nikolajew A.M. - Obobszczennaja
Zakonomiernost Gidrodynamili Ziernistego Słoja,
Chimia i Chemiczeskaja Tiechnologia 2, 1965.
26. Ergun S. - Pressure Drop in Blast Furnace and in
Cupola, Industrial and Engineering Chemistry 1,
45, 1953.
27. Maćkiewicz J., Sozański M. - Analiza zjawisk
hydraulicznych w procesie filtracji pośpiesznej,
G.W.T.S. 4, 1973.
28. Minc D.M., Kristuż V.P., Perelina A.M. - Metod
kontaknogo osvetlenija vody, San. Tech. A.K.Ch.,
Moskwa 1954.
29. Glinicki Z., Roman M., Zakrzewski J. - Efekt oczy-
szczania wody metodą koagulacji powierzchniowej,
Gaz Woda i Techn. Sanit. 8, 1956.
30. Yao K.M., Holsibian M.T., O'Melia C.R. - Water
and Wastewater Filtration: Concepts and Applications,
Envir. Sci. Technology 11, 1971.
31. Adin A., Rebhum M. - High-Rate Contact Flocculation-
-Filtration with Cationic Polyelectrolites, JAWWA
2, 1974.

32. Hudson H.E. - Physical Aspects of Filtration, JAWWA 1, 1969.
33. Coagulation-Filtration Practice as Related to Research, A Committee Report, JAWWA 8, 1974.
34. Kowal A.L., Maćkiewicz J. - Średni gradient prędkości w filtracji wody, Inż. Chem. VII, 3, 000 /1977/.
35. Tesařík J., Votrčil J. - A theoretical consideration on entrapment of flocs in the sludge blanket, Water Research 10, 1975.
36. Roman M. - O górnej granicy stosowalności prawa Darcy, Zeszyty Naukowe Politechniki Warszawskiej Nr 47, Budownictwo nr 14, Warszawa 1960.
37. Żubra T., Moroz S.J., Miagkij D.D. - Rozróbka i wmedrenie pławajuszczich zagruzok w praktiku filtrowania wody, Wodosnabżenie i Sanit. Tech. nr 5, 1975.
38. Kowal A.L., Maćkiewicz J. - Warunki flokulacji w koagulacji ścieków, Gospodarka Wodna w druku.
39. Kowal A.L. - Filtry wielowarstwowe do oczyszczania wody, Prace Naukowe Inst. Inż.Sanit. i Wodnej Pol.Wrocł. Nr 15, Wrocław 1972.
40. Kawamura S., Hanna G.P., Shumate K.S. - Application of Colloid Filtration Technique to Flocculation Control, JAWWA nr 8, 1967.
41. Hall E.S., Packham R.F. - Coagulation of Organic Color With Hydrolyzing Coagulants, JAWWA nr 9, 1965.

42. Gupta V.S., Bhattacharjya S.K., Dutta B.K.
- Zeta Potential Control for Alum Coagulation,
JAWWA 1, 1975.
43. Pressman M. - Cationic Polyelectrolytes as Prime
Coagulants in Natural-Water Treatment, JAWWA
2, 1967.
44. Dziubek A., Kowal A.L., Maćkiewicz J., Świdarska-
Bróż M. - Zastosowanie polielektrolitów do strą-
cania zawiesin w wodach dożowych, materiały kon-
ferencyjne SITPCh "Metody fizykochemiczne oczysz-
czania wód i ścieków", Lublin 1976.
45. Black A.P., Birkner F.B., Morgan J.J. - Destabili-
zation of Dilute Clay Suspensions With Labeled
Polymers, JAWWA, 12, 1965.
46. Mueller K.C., Burbank N.J. - Effects of Polyele-
ctrolyte Coagulant Aids on Removal of Missouri
River Turbidity With Ferric Sulfate, JAWWA nr 3,
1964.
47. Grossman A., Kusznik W., Księżyk A., Pawlita W.,
Sikora J. - Badania przydatności wybranych floku-
lantów krajowych w procesie koagulacji objętościo-
wej. Prace Naukowe Inst.Inż.Ochr.Środ.Pol.Wrocł.
Nr 27 Konferencja "Koagulacja zanieczyszczeń wody",
Wrocław 1974.
48. Winohradnik J. - Zastosowanie wybranych flokulantów
w procesie koagulacji wody powierzchniowej ujmowa-
nej ze zbiornika Goczałkowickiego Prace Naukowe Inst.
Inż.Ochr.Środ. Pol.Wrocł. z 27 Konferencja "Koagula-
cja zanieczyszczeń wody", Wrocław, 1974.

49. Chojnacki A. - Wpływ temperatury na koagulację wody siarczanem glinowym, Gaz Woda i Technika Sanit. 5, 1968.
50. Kowal A.L., Maćkiewicz J., Sozański M. - Pomiar potencjału elektrokinetycznego w technologii koagulacji wody, Gaz Woda i Technika Sanit. 1, 1975.
51. Kowal A.L., Maćkiewicz J. - The Effect of Water Temperature on the course of Alum coagulation of colloidal particles in water, Environment Protection Engineering, Wrocław, 1, 1975.
52. Jeffcoat W.B., Singley J.E. - The Effect of Alum Concentration and Chemical-Addition Times on Coagulation, JAWWA 4, 1975.
53. Mohtadi M.F., Rao P.N. - Effect of Temperature on Flocculation of Aqueous Dispersions, Water Research Pergamon Press 7, 1973.
54. Kowal A.L., Maćkiewicz J., Swiderska-Bróż M., -
- Efektywność usuwania substancji organicznych w procesie koagulacji zanieczyszczeń wód przemysłowych, Materiały konferencyjne "Podstawowe problemy energetyki przemysłowej w perspektywach rozwoju chemii", Gliwice 1975.
55. Kowal A.L., Swiderska-Bróż M. - Intensyfikacja procesu koagulacji w wodzie, Prace Naukowe Inst. Inż. Ochr. Środ. Pol. Wrocław. z. 27 konferencja "Koagulacja zanieczyszczeń wody", Wrocław 1974.
56. Kawamura S. - Coagulation Considerations, JAWWA nr 6, 1973.

57. Al-Layla M.A., Middlebrooks E.J. - Algae Removal by Chemical Coagulation, Water and Sewage Works, Nr 9, 1974.
58. Al-Layla M.A., Middlebrooks E.J. - Optimum Values for Operational Variables in Turbidity Removal, Water & Sewage Works, 8, 1974.
59. Kowal A.L., Maćkiewicz J. - Metody oczyszczania wód powierzchniowych dla zaopatrzenia wsi "Zagadnienia zaopatrzenia w wodę miast i wsi" V krajowa konferencja naukowo-techniczna PZITS, Poznań 1976.
60. Tanner R.D. - Zeta Potential Controls Direct Filtration Coagulation, Water and Sewage Works, Nr 8, 1974.
61. Tredgett R.G. - Direct-Filtration Studies for Metropolitan Toronto, JAWWA, Nr 2, 1974.
62. Spink C.M., Monsevizt J.T. - Design and Operation of 200 mgd Direct-Filtration Facility, JAWWA, Nr 2, 1974.
63. Du Hamel N.J. - What is high-rate filtration, Water and Wastes Engineering 1, 1970.
64. Jordan R.M. - Electrophoretic Studies of Filtration, JAWWA Nr 1, 1963.
65. Hannah S.A., Cohen J.M., Robeck G.G. - Control Techniques for Coagulation-Filtration, JAWWA, Nr 9, 1967.
66. Moffet J.W. - The Chemistry of High-Rate Water Treatment, JAWWA Nr 11, 1968.

67. Black A.P., Singley J.E., Whittle G.P.,
Maulding J.S. - Stochiometry of the Coagulation
of Color - Coupling Organic Compounds With Ferric
Sulfate, JAWWA nr 10, 1963.
68. Kowal A.L., Maćkiewicz J., Świdorska-Bróż M. -
- Badania oczyszczania wód powierzchniowych
metodami koagulacji, Gaz Woda i Technia Sanitar-
na 10/11, 1976.
69. Camp J.R. - Speed up water plants, Water and
Wastes Engineering Nr 1, 1974.
70. Hutchison W., Foley P.D. - Operational and Experi-
mental Results of Direct Filtration, JAWWA 2, 1974.
71. Kowal A.L. - Badania nad usuwaniem żelaza i man-
ganu z wody w procesach jej oczyszczania dla
celów wodociągowych, Zesz.Nauk.Polit.Wrocł. nr
213, Inż.Sanit. XVIII, Wrocław 1969.
72. Kowal A.L., Maćkiewicz J. - Modyfikacja procesu
koagulacji, Zeszyty Naukowe Politechniki Krakow-
skiej Budownictwo Wodne i Inż. Sanit. z 23,
Kraków 1975.
73. Shull K.E. - Filtrability Techniques for Impro-
ving Water Clarification, JAWWA 9, 1967.
74. Sołowiew E.A. - O pracy filtrów kontaktowych,
Wodosnabżenie i Sanit. Techn. 12, 1965.
75. Kreissl J.F., Robeck G.G., Sommerville G.A. -
- Use of Pilot Filters to Predict Optimum
Chemical Feeds, JAWWA. 3, 1968.

76. Foess G.W., Borchardt J.A. - Electrokinetic Phenomena in the Filtration of Alge Suspensions, JAWWA 7, 1963.
77. O'Melia C.R., Crapps D.K. - Some Chemical Aspects of Rapid Sand Filtration,, JAWWA 10, 1964.
78. Kowal A.L., Maćkiewicz J. - Wpływ odczynu na niektóre procesy oczyszczania wody, Gospodarka Wodna. 7, 1976.
79. Zakrzewski J. - Zależność procesu koagulacji powierzchniowej od temperatury wody i od rodzaju stosowanego koagulanta, Zeszyt 21 IGK, Warszawa 1968.
80. Sweeney G.E., Prendiville P.W. - Direct Filtration, JAWWA 2, 1974.
81. Dzięgielewski B., Kowal A.L., Maćkiewicz J., -
- Impregnacja źróź filtracyjnych polielektrolitami , "Metody fizykochemiczne oczyszczania wód i ścieków" - materiały konferencyjne SITP Chem. Lublin 1976.
82. Biłozor S., Błażejowski M., Mastalerz Z. - Badania nad koagulacją w filtrach piaskowo-antracytowych, Prace Naukowe Inst.Inż.Ochr.Środ. PWr. Nr 27, Wrocław 1974.
83. Loganathan P., Maier W.J. - Some Surface Chemical Aspects in Turbidity Removal by Sand Filtration, JAWWA nr 6, 1975.
84. Kowal A.L., Maćkiewicz J., Swiderska-Bróź M. -
- Badania nad oczyszczaniem wody z eutroficznego zbiornika zaporowego, Gospodarka Wodna. 5, 1976.

85. Kowal A.L., Sozański M. i inni - Usuwanie i likwidacja osadów pokoagulacyjnych wody z rzeki Bóbr, Raport Inst.Inż.Ochr.Środ.PWr. Wrocław 1973.
86. Kowal A.L., Maćkiewicz J., Świdorska-Bróz M., Dziubek A.- Badania laboratoryjne nad wpływem flokulantów na oczyszczanie wód kopalnianych z zawiesin, Raport 153/75 Inst.Inż.Ochr.Środ. PWr. Wrocław, 1975.
87. Maudling J.S., Harris R.H. - Effect of Ionic Environment and Temperature on the Coagulation of Color-Cousing Organic Compouds with Ferric Sulfate; JAWWA 4, 1968.
88. Kowal A.L., Dzięgielewski B., Dziubek A., Maćkiewicz J., Świdorska-Bróz M. - Usuwanie zawiesin z wód dołowych w procesie filtracji wspomaganej flokulantami. Raport Inst.Inż.Ochr.Środ.PWr. Wrocław 1976.
89. Kowal A.L., Dzięgielewski B., Dziubek A. - Technologiczne zasady stosowania flokulantów do intensyfikacji procesów oczyszczania. Materiały kursokonferencji Nauk. Tech. PZITS "Intensyfikacja zaopatrzenia w wodę miast i osiedli", Wisła 1977.
90. Biłyk A. - Koagulacja w procesie odnowy wody, Komunikat Inst.Inż.Ochr.Środ. PWr. Wrocław 1976 /praca doktorska/.
91. Kowal A.L., Biłyk A., Kowalski T. - Technologia uzdatniania oczyszczanych ścieków miejskich dla zaopatrzenia w wodę Huty Szkła "Wałbrzych", Raport Inst.Inż.Ochr.Środ. PWr. Wrocław, 1974.

92. Zakrzewski J. - Próby bezpośredniego koagulowania w złożu filtracyjnym wody o różnej temperaturze, materiały konferencyjne PZITS "Postęp Techniczny w Dziedzinie Wodociągów" Nr 81, Wrocław, 1968.
93. Kowal A.L., Dzięgielewski B., Dziubek A., Maćkiewicz J., Świdorska-Bróż M. - Usuwanie zawiesin z wód dołowych w procesie filtracji wspomaganej flokulantami, Raport Inst.Inż.Ochr.Środow. PWr. Wrocław, 1976.
94. Sozański M.M. - Właściwości reologiczne uwodnionych osadów pokoagulacyjnych, Prace Naukowe Inst. Inż.Ochr.Środ. PWr., Wrocław, 1976.
95. Szachtman J.M. - Filtracja Małokoncentrowanych suspensji, Izdatelstwo Akademii Nauk ZSRR, Moskwa 1961.
96. Kreissl J.F., Robeck G.G., Somerville G.A. -
- Use of Pilot Filters to Predict Optimum Chemical Feeds, JAWWA 3, 1968.
97. Biłozor S. i inni - Badania w skali technicznej nad wprowadzeniem koagulacji na stacji wodociągowej Kozłowa Góra, maszynopis IKS, Poznań 1976.

Tab. 5. Skład granulometryczny złóż filtracyjnych

wymiar sita	ilość materiału złoża pozostałego na sicie	suma udziału wagowego materiału złoża wraz z frakcjami drobniejszymi	charakterystyka złóż
m	%	%	
piasek			
0,00150	0,1	99,9	$d_{10}=0,70 \cdot 10^{-3} \text{ m}$ $d_{60}=0,90 \cdot 10^{-3} \text{ m}$ WR = 1,3
0,00120	0,6	99,3	
0,00075	85,5	13,8	
0,00050	13,3	0,5	
0,00030	0,4	0,1	
< 0,00030	0,1	0,0	
antracyt			
0,00150	0,7	99,3	$d_{10}=0,80 \cdot 10^{-3} \text{ m}$ $d_{60}=1,10 \cdot 10^{-3} \text{ m}$ WR = 1,4
0,00120	17,8	81,5	
0,00075	74,6	6,9	
0,00050	6,7	0,2	
< 0,00050	0,2	0,0	
węgiel aktywny CWZ-2			
0,00150	0,8	99,2	$d_{10}=0,75 \cdot 10^{-3} \text{ m}$ $d_{60}=0,95 \cdot 10^{-3} \text{ m}$ WR = 1,3
0,00102	19,2	80,0	
0,00075	70,0	10,0	
0,00043	9,9	0,1	
0,00025	0,1	0,0	

Tab.6. KOAGULACJA DOMIESZEK WODY Z RZEKI BOBK ŚIARCZANEM GLINOWYM 85

Tempera- tura wody	Dawka $Al_2/SO_4/3 \cdot 18H_2O$	Odczyn pH	Zasadowość val/m ³	Oznaczenie wody			Potencjał mV	Uwagi
				Barwa g/m ³ Pt	Metność g/m ³	Utlenialność g/m ³ O ₂		
292 K	0	7,5	1,7		12	9,0	-20	
	10	7,3	1,6		7	7,6	-19	
	20	7,1	1,5		5	7,2	-18	
	30	6,9	1,4		3	7,0	-18	
	40	6,7	1,4		2	6,6	-15	
	50	6,7	1,2		1	6,3	-13	
	60	6,6	1,0		0	5,8	-11	
	70	6,4	0,9		1	4,5	-10	
	100	6,1					-5,5	
	120	6,0					0,0	
	150	5,7					+6,0	
	180	5,3					+10,0	
	200	4,8					+11,5	
290 K	0	7,5	2,0	40	10	13	-20	
	10						-19	
	20	7,4	1,8	35	5	10	-18,5	
	30	7,1	1,6	20	3	7,4	-16,5	
	70	6,9	1,5	20	3	7,0	-12,0	
	100	6,7	1,2	20	3	6,6	-7,0	
	120	6,4	1,1	15	3	6,5	-2,5	
	150	6,2	0,9	15	3	6,1	+4,0	
	180	5,9	0,7	20	3	5,8	+6,0	
	200	5,7	0,5	20	3	5,6	+7,5	
288 K	0	7,4	1,0	50	50	14,0	-20,5	woda po burzy
	30	7,0	0,9	40	30	12,0	-18,5	
	50	6,5	0,8	35	20	8,0	-13,5	
	80	6,3	0,7	30	3	5,0	-8,5	
	120	6,0	0,5	17	3	4,0	-3,0	
	150	5,3	0,3	15	3	4,2	+1,0	
	180	4,8	0,1	15	3	4,4	+3,5	
	200	4,6	0,1	15	3	4,4	+6,0	
286 K	0	7,6					-18,5	
	10	7,6					-18,0	
	20	7,5					-17,5	
	40	7,4					-16,5	
	80	7,2					-13,0	
	100	7,1					-10,0	
	120	7,0					-9,0	
	150	6,9					-4,0	
	180	6,8					-1,0	
	200	6,7					+0,5	
	250	6,5					+4,0	
	280	6,4					+5,5	
	300	6,3					+6,0	
282 K	0	7,7	1,8	30	5	5,0	-19,0	
	10	7,7	1,8	30	5		-19,0	
	20	7,6	1,7	25	3		-18,5	
	40	7,5	1,5	25	3	4,0	-17,0	
	80	7,4	1,3	25	3		-14,0	
	100	7,3	1,2	25	3	3,0	-11,0	
	150	7,0	1,0	20	3		-6,0	
	200	6,8	0,7	10	3	2,8	-3,0	
	250	6,5	0,5	10	3	2,5	+0,5	
	300	6,1	0,2	20	5	2,5	+3,0	
	500	5,8	0,1	30	10	2,5	+12,5	

Tab. 7. Koagulacja domieszek wody z rzeki Odry w okresie letnim

Oznaczenie	Woda surowa	Dawka $Al_2/SO_4/3 \cdot 18H_2O$ g/m ³					
		30	50	80	100	120	150
temperatura 293 K							
Odczyn pH	7,4	7,2	6,8	6,4	6,2	6,1	5,8
Zasadowość val/m ³	2,4	2,1	1,9	1,5	1,3	1,2	0,8
Barwa g/m ³ Pt	50	35	35	25	15	10	10
Stopień usuwania barwy %	-	30	30	50	70	80	80
Mętność g/m ³	30	25	15	3	0	0	0
Stopień usuwania mętności %	-	16,7	50	90	100	100	100
Utlenialność g/m ³ O ₂	16,2	11,2	10,8	7,2	6,6	6,2	5,2
Stopień usuwania utlenialności %	-	31,0	33,5	55,5	59,0	62,0	68,0
Potencjał ζ mV	-22,0	-20,0	-18,5	-14,0	-11,5	-7,5	-1,5

Oznaczenie	Woda surowa	Dawka $Al_2/SO_4/3 \cdot 18 H_2O$ g/m ³					
		30	50	80	120	200	250
temperatura 281 K							
Odczyn pH	7,5	7,4	7,3	7,2	7,0	6,7	6,3
Zasadowość val/m ³	2,3	1,8	1,5	1,1	0,8	0,5	0,3
Barwa g/m ³ Pt	50	40	35	30	20	0	0
Stopień usuwania barwy %	-	20	30	40	60	100	100
Mętność g/m ³	30	25	20	10	3	3	3
Stopień usuwania mętności %	-	16,7	33	67	90	90	90
Utlenialność g/m ³ O ₂	15,5	11,5	10,6	7,3	6,8	5,0	5,2
Stopień usuwania utlenialności %	-	26	31,5	53	56	68	66,5
Potencjał ζ mV	-22,0	-21,5	-20,0	-19,0	-14,5	-4,0	+1,0

Tab. 8. Koagulacja domieszek wody z rzeki Odry w okresie zimowym

Oznaczenie		Woda surowa	Dawka $Al_2/SO_4/3,18H_2O$ g/m ³					
			30	50	80	100	120	150
temperatura 281 K								
Odczyn	pH	7,4	7,1	6,9	6,7	6,6	6,4	6,3
Zasadowość	val/m ³	2,0	1,7	1,5	1,4	1,3	0,9	0,7
Barwa	g/m ³ Pt	35	20	15	5	5	5	5
Stopień usuwania barwy	%	-	43	57	86	86	86	86
Mętność	g/m ³	15	5	3	3	3	3	3
Stopień usuwania mętności	%	-	67	80	80	80	80	80
Utlenialność	g/m ³ O ₂	13,2	9,2	9,2	7,0	7,2	7,4	7,8
Stopień usuwania utlenialności	%	-	30	30	46	45	44	41
Glin pozostały	g/m ³ Al śl.	-	0,6	0,5	0,2	0,2	0,2	0,2
Potencjał	ζ mV	-30,5	-28,5	-22,0	-18,5	-11,0	-3,0	+2,5
temperatura 289 K								
Odczyn	pH	7,5	7,3	6,9	6,5	6,3	6,2	
Zasadowość	val/m ³	2,5	2,2	2,0	1,8	1,5	1,2	
Barwa	g/m ³ Pt	25	20	15	10	5	5	
Stopień usuwania barwy	%	-	20	40	60	80	80	
Mętność	g/m ³	20	15	10	3	3	3	
Stopień usuwania mętności	%	-	25	50	85	85	85	
Utlenialność	g/m ³ O ₂	11,2	10,0	7,4	6,0	5,8	5,5	
Stopień usuwania utlenialności	%	-	10,7	34,0	46,5	48,0	51,0	
Potencjał	ζ mV	-30,5	-22,5	-18,5	-7,5	+0,5	+2,5	
temperatura 295,5 K								
Odczyn	pH	7,5	7,3	6,9	6,5	6,3	6,2	
Zasadowość	val/m ³	2,2	1,9	1,6	1,5	1,3	1,1	
Barwa	g/m ³ Pt	30	25	20	10	10	15	
Stopień usuwania barwy	%	-	16,7	33,3	67,0	67,0	50,0	
Mętność	g/m ³	15,	5	3	3	3	3	
Stopień usuwania mętności	%	-	66,7	80,0	80,0	80,0	80,0	
Utlenialność	g/m ³ O ₂	12,6	8,6	8,2	6,8	6,4	7,0	
Stopień usuwania utlenialności	%	-	31,8	35,0	46,0	49,0	44,5	
Potencjał	ζ mV	-30,5	-21,5	-15,5	-2,0	+4,0	+8,5	

Tabela 9

Wpływ siarczanu glinowego na wartość potencjału elektrokinetycznego zależnie od temperatury

dawka $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18 \text{H}_2\text{O}$ g/m ³		0	20	30	40	50	70	80	100	120	150	180	200	250	Uwagi
pot. } mV	temp	281 K	-30,5	-28,5	-22,0	-18,5	-11,0	-2,0	+2,5						Odra
		289 K	-30,5	-22,5	-18,5	-7,5	+0,5	+2,5							02.74.
		295,5 K	-30,5	-21,5	-15,5	-2,0	+4,0	+8,5							zima
pot. } mV	temp	293 K	-22,0	-20,5	-18,5	-14,0	-11,5	-7,5	-1,5						Odra
		288,5 K	-22,0		-19,0	-15,5	-10,0	-5,0							07.75
		281 K	-22,0	-21,5	-20,0	-19,0	-14,5					-4,0	+1,0		lato
pot. } mV	temp	292 K	-20,0	-18,0	-13,0	-10,0	-5,5	0,0	+6,0						Bóbr
		290 K	-20,0	-18,5	-16,5	-12,0	-7,0	-2,5	+4,0						
		288 K	-20,5	-18,5	-13,5	-8,5	-3,0	+1,0							
		286 K	-18,5	-17,5	-16,5	-13,0	-9,0	-4,0			+0,5				
		282 K	-19,0	-18,5	-17,0	-14,0	-11,0	-6,0				-3,0	+0,5		

Tabela 10. Wpływ odczynu i temperatury na efekty koagulacji domieszek wody z rzeki Odry siarczanem glinowym.

O z n a c z e n i a	Woda surowa		T e m p e r a t u r a 274,5 K				
Odczyn pH	7,5	7,5	6,8	6,3	6,0	4,2	
Dawka $\frac{\text{g}}{\text{m}^3}$ $\text{Al}_2/\text{SO}_4/3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$	0		50				
Odczyn pH	7,5	7,0	6,6	6,0	5,6	4,1	
Zasadowość val/m^3	2,0	1,7	1,2	0,6	0,4	0,0	
Barwa $\frac{\text{g}}{\text{m}^3}\text{Pt}$	25	5	3	3	3	15	
Stopień usuwania barwy %		80	88	88	88	40	
Mętność $\frac{\text{g}}{\text{m}^3}$	20	5	5	3	5	5	
Stopień usuwania mętności %		75	75	85	75	75	
Utlentialność $\frac{\text{g}}{\text{m}^3}\text{O}_2$	11,0	8,8	6,6	6,2	6,8	10,6	
Stopień usuwania utlentialności %		20	40	44	38	4	
Glin $\frac{\text{g}}{\text{m}^3}\text{Al}$	0,0	0,3	0,2	0,1	0,5	1,5	
Potencjał ξ mV	-31,0	-19,5	-16,5	-12,0	-16,0	-18,5	
T e m p e r a t u r a 276,5 K							
Odczyn pH	7,6	7,6	6,9	6,2	5,5	4,9	3,0
Dawka $\frac{\text{g}}{\text{m}^3}$ $\text{Al}_2/\text{SO}_4/3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$	0		50				
Odczyn pH	7,6	6,8	6,4	5,8	4,8	4,5	3,0
Zasadowość val/m^3	2,1	1,7	1,3	0,3	0,2	0,2	0,0
Barwa $\frac{\text{g}}{\text{m}^3}\text{Pt}$	20	5	5	3	3	3	15
Stopień usuwania barwy %		75	75	85	85	85	25
Mętność $\frac{\text{g}}{\text{m}^3}$	20	3	3	3	3	15	20
Stopień usuwania mętności %		85	85	85	85	25	0
Utlentialność $\frac{\text{g}}{\text{m}^3}\text{O}_2$	12,4	9,0	8,2	7,4	11,0	12,4	12,4
Stopień usuwania utlentialności %		27	34	40	11	0	0
Glin $\frac{\text{g}}{\text{m}^3}\text{Al}$	śl.	0,2	0,2	0,05	0,5	1,0	1,5
Potencjał ξ mV	-28	-17	-18	-11	-12,5	-14,5	-19,5

c.d. Tabeli 10.

Oznaczenia	Woda surowa		Temperatura 281 K									
Odczyn pH	7,4	7,4	7,0	6,8	6,6	6,4	6,2	5,8	4,7	2,9	8,2	
Dawka $\text{Al}_2/\text{SO}_4/3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ g/m ³	0		50									
Odczyn pH	7,4	6,8	6,6	6,4	6,3	6,0	5,7	5,4	4,4	2,9	6,9	
Zasadowość val/m ³	2,3	1,7	1,4	1,2	1,1	1,0	0,7	0,5	0,3	0,0	1,5	
Barwa g/m ³ Pt	25	5	5	5	5	5	3	5	7	15	5	
Stopień usuwania barwy %		80	80	80	80	80	92	80	72	40	80	
Mętność g/m ³	15	3	3	3	2	2	2	0	10	15	3	
Stopień usuwania mętności %		80	80	80	87	87	87	100	33		80	
Utlenialność g/m ³ O ₂	10,2	7,2	7,2	6,3	6,2	5,6	5,4	5,0	8,8	10,2	8,0	
Stopień usuwania utlenialności %		29	29	38	39	45	47	51	14	0	21	
Glin g/m ³ Al	0,02	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,3	2,5	4,0	0,1	
Potencjał ξ mV	-30,5	-22,5	-20,5	-15,0	-13,0	-15,5	-11,5	-7,0	-22,5	-24,5	-17,5	
Temperatura 295,5 K												
Odczyn pH	7,3	7,3	6,1	5,6	5,2	3,2						
Dawka $\text{Al}_2/\text{SO}_4/3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ g/m ³	0	50										
Odczyn pH	7,3	6,7	5,9	5,3	4,6	2,5						
Zasadowość val/m ³	2,1	1,7	0,9	0,5	0,4	0,0						
Barwa g/m ³ Pt	20	3	3	3	3	3						
Stopień usuwania barwy %		85	85	85	85	85						
Mętność g/m ³	20	5	3	0	3	5						
Stopień usuwania mętności %		75	85	100	85	75						
Utlenialność g/m ³ O ₂	12,0	9,8	7,2	7,0	6,6	10,4						
Stopień usuwania utlenialności %		18	40	41	45	13						
Glin g/m ³ Al	0,1	0,3	0,5	0,05	0,05	1,5						
Potencjał ξ mV	-30,5	-20,5	-14,5	-13,5	-5,0	-26,5						

Tabala 11. Wpływ dawki siarczanu glinowego na efekty koagulacji przy zachowaniu optymalnego odczynu.

Oznaczenia	Woda surowa	Temperatura 295,5K opt. pH = 5,2 Dawka $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18 H_2O$ g/m ³					
		10	20	30	40	50	60
Odczyn pH	7,4	5,1	4,9	4,8	4,7	4,6	4,5
Zasadowość val/m ³	2,1	0,9	0,8	0,5	0,5	0,4	0,2
Barwa g/m ³ Pt	20	15	15	10	10	5	5
Stopień usuwania barwy %		25	25	50	50	75	75
Mętność g/m ³	20	10	5	3	3	3	3
Stopień usuwania mętności %		50	75	85	85	85	85
Utlenialność g/m ³ O ₂	12,0	11,2	9,0	7,7	7,0	6,6	6,5
Stopień usuwania utlenialności %		6,7	25,0	36,0	41,6	45,0	45,8
Potencjał η mV	-30,5	-16,5	-13,0	-11,5	-8,0	-5,0	-4,5

Tab. 12. Koagulacja domieszek wody dołowej siarczanem żelazowym

Oznaczenie	dawke $\text{Fe}_2/\text{SO}_4/3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$ g/m ³						
	woda surowa	5	10	20	30	40	50
Odczyn pH	8,0	7,8	7,7	7,6	7,5	7,2	7,0
Zas. val/m ³	4,5	4,0	3,6	3,4	3,0	2,7	2,5
Barwa g/m ³ Pt	20	20	20	20	20	15	15
Stopień usuwania barwy %		0	0	0	0	25	25
Mętność g/m ³	300	250	200	100	50	30	10
Stopień usuwania mętności %		16,7	33,3	66,7	83,4	90,0	96,7
Utlenialność g/m ³ O ₂	78	20	13,2	11,3	6,0	5,0	4,0
Stopień usuwania utlenialności %		74,3	83,0	85,5	92,2	93,5	95
Żelazo pozostałe g/m ³ Fe	1,5	1,0	0,8	0,6	0,18	0,11	0,07
Potencjał mV	-16,0	-19,5	-17,0	-18,0	-15,0	-14,5	-13,5

Tabela 13. Wpływ temperatury i odczynu wody na skuteczność koagulacji siarczanem żelazowym.

Oznaczenia	Woda surowa						
	T e m p e r a t u r a 278 K						
1	2	3	4	5	6	7	8
Odczyn pH	8,2	5,0	6,0	8,2	9,0	10,0	11,0
Dawka $\text{Fe}_2/\text{SO}_4/3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$ g/m ³	50 g/m ³						
Odczyn pH	8,2	4,8	4,8	7,7	7,6	8,2	8,3
Zasadowość val/m ³	4,5	0,0	0,2	2,9	2,9	2,1	2,7
Barwa g/m ³ Pt	20	20	20	10	5	10	15
Stopień usuwania barwy %		0,0	0,0	50,0	75,0	50,0	25,0
Mętność g/m ³	300	50	50	5	10	5	5
Stopień usuwania mętności %		83,3	83,3	98,2	96,7	98,2	98,2
Utlenialność g/m ³ O ₂	70	4,1	4,3	4,5	5,0	4,6	5,4
Stopień usuwania utlenialności %		94,0	94,0	93,5	93,0	93,5	92,5
Potencjał ζ mV	-16,0	-12,0	-10,0	-15,5	-15,0	-20,5	-21,5
T e m p e r a t u r a 285 K							
Odczyn pH	8,3	5,0	6,0	8,3	9,0	10,0	11,0
Dawka $\text{Fe}_2/\text{SO}_4/3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$ g/m ³	50 g/m ³						
Odczyn pH	8,3	4,4	4,6	7,5	7,8	8,1	8,8
Zasadowość val/m ³	4,5	0,0	0,1	3,0	2,8	2,2	2,3
Barwa g/m ³ Pt	20	20	20	10	10	15	15
Stopień usuwania barwy %		0,0	0,0	50,0	50,0	25,0	25,0
Mętność g/m ³	300	50	40	5	5	10	10
Stopień usuwania mętności %		83,3	86,6	98,3	98,3	96,7	96,7
Utlenialność g/m ³ O ₂	70,0	3,8	3,9	4,2	4,4	4,5	5,1
Stopień usuwania utlenialności %		94,6	94,5	94,0	94,0	93,5	92,7
Potencjał ζ mV	-16,0	-21,0	-14,5	-11,0	-13,0	-16,5	-21,0

c.d. Tabeli 13.

T e m p e r a t u r a 292 K							
Odczyn pH	8,3	5,0	6,0	8,3	9,0	10,0	11,0
Dawka $\text{Fe}_2/\text{SO}_4/3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$ g/m ³	50 g/m ³						
Odczyn pH	8,3	3,6	3,8	7,3	7,5	7,9	9,2
Zasadowość val/m ³	4,5	0,0	0,0	3,3	3,2	3,5	2,4
Barwa g/m ³ Pt	20	20	20	10	10	15	15
Stopień usuwania barwy %		0,0	0,0	50,0	50,0	25,0	25,0
Mętność g/m ³	300	30	30	5	10	10	10
Stopień usuwania mętności %		90,0	90,0	98,3	96,7	96,7	96,7
Utlenialność g/m ³ O ₂	70	3,6	3,6	4,0	4,1	4,5	5,0
Stopień usuwania utlenialności %		94,7	94,7	94,3	94,2	93,6	93,0
Potencjał ξ mV	-16,0	-35,0	-17	-10,5	-15,0	-13,0	-19,0

Tabela 14. Koagulacja domieszek wody dołowej Calgonem M-502.

Oznaczenia	Woda surowa	Dawka Calgonu M-502 g/m ³					
		1,0	3,0	5,0	10,0	30,0	50,0
Odczyn pH	7,7	7,7	7,7	7,7	7,7	7,7	7,7
Zasadowość val/m ³	4,0	4,0	4,0	4,0	4,0	4,0	4,0
Barwa g/m ³ Pt	15	0	0	0	0	5	20
Stopień usuwania barwy %		100	100	100	100	66,7	-
Mętność g/m ³	300	10	10	10	15	200	300
Stopień usuwania mętności %		96,7	96,7	96,7	95	33,3	0,0
Utlentialność g/m ³ O ₂	9,0	6,0	6,2	6,2	6,2	8,0	9,0
Stopień usuwania utlentialności %		33,4	31,1	31,1	31,1	11,1	0,0
Potencjał Σ mV	-17,5	-20,5	-13,0	-11,5	+7,0	+14,0	+20,5

Oznaczenia	Woda surowa	Dawka Calgonu M-502 g/m ³							
		0,01	0,03	0,05	0,1	0,2	0,3	0,4	0,5
Odczyn pH	7,7	7,7	7,7	7,7	7,7	7,7	7,7	7,7	7,7
Zasadowość val/m ³	4,0	4,0	4,0	4,0	4,0	4,0	4,0	4,0	4,0
Barwa g/m ³ Pt	20	20	20	20	15	10	8	5	5
Stopień usuwania barwy %		0,0	0,0	0,0	25,0	50,0	60,0	75,0	75,0
Mętność g/m ³	300	300	300	200	70	25	20	15	15
Stopień usuwania mętności %		0,0	0,0	33,4	76,7	91,8	93,5	95,0	95,0
Utlentialność g/m ³ O ₂	11,0	11,0	11,0	9,0	6,8	7,0	6,8	7,2	7,2
Stopień usuwania utlentialności %		0,0	0,0	18,2	38,2	36,3	38,2	34,5	34,5
Potencjał Σ mV	-17,5	-17,5	-17,5	-17,5	-15,5	-17,0	-18,0	-18,5	-21,5

Oznaczenia	Woda surowa	Dawka Calgonu M-502 g/m ³					
		0,1	0,3	0,5	1,0	3,0	5,0
Odczyn pH	7,8	7,8	7,8	7,8	7,8	7,8	7,8
Zasadowość val/m ³	3,6	3,6	3,6	3,6	3,6	3,6	3,6
Barwa g/m ³ Pt	25	25	20	20	15	15	15
Stopień usuwania barwy %		0,0	20,0	20,0	40,0	40,0	40,0
Mętność g/m ³	250	50	30	20	20	20	20
Stopień usuwania mętności %		80,0	88,0	92,0	92,0	92,0	92,0
Utlentialność g/m ³ O ₂	25,0	13,0	9,2	8,8	8,0	7,4	7,0
Stopień usuwania utlentialności %		48,0	63,2	65,0	68,0	70,5	72,0
Potencjał Σ mV	-15,0	-15,5	-16,0	-16,5	-15,0	-13,0	-11,5

Tabela 15. Wpływ temperatury i odczynu wody na skuteczność koagulacji domieszek
wód Calgonem M-502 w ilości 0,3 g/m³.

Oznaczenia	Woda surowa			Temperatura 275 K			
Odczyn pH	7,5	5,0	6,0	7,5	8,5	9,5	11,0
Zasadowość val/m ³	3,8	0,5	2,2	3,8	3,1	1,8	3,2
Barwa g/m ³ Pt	15	15	13	8	8	8	0
Stopień usuwania barwy %		0,0	13,3	46,6	46,6	46,6	100,0
Mętność g/m ³	300	20	20	20	20	15	3
Stopień usuwania mętności %		93,5	93,5	93,5	93,5	95,0	99,0
Utlennalność g/m ³ O ₂	8,0	7,0	7,2	7,0	6,0	7,0	7,0
Stopień usuwania utlennalności %		12,5	10,0	12,5	25,0	12,5	12,5
Potencjał ζ mV	-17,5	-16,0	-18,5	-16,5	-15,5	-21,5	-24,0
Temperatura 283 K							
Odczyn pH	7,7	5,2	6,0	7,7	9,0	10,0	11,0
Zasadowość val/m ³	4,0	0,4	2,1	3,9	3,3	2,1	3,5
Barwa g/m ³ Pt	20	15	12	20	12	5	0
Stopień usuwania barwy %		25,0	40	0,0	40,0	75,0	100,0
Mętność g/m ³	300	15	20	25	10	10	3
Stopień usuwania mętności %		95,0	93,5	91,8	96,7	96,7	99,0
Utlennalność g/m ³ O ₂	8,0	6,8	6,8	6,8	6,2	6,8	6,4
Stopień usuwania utlennalności %		15,0	15,0	15,0	22,5	15,0	20,0
Potencjał ζ mV	-17,5	-18,0	-16,5	-16,0	-19,0	-18,5	-18,0

c.d. Tabeli 15,

T e m p e r a t u r a 289 K							
Odczyn pH	7,7	5,0	6,0	7,7	9,0	9,5	11,0
Zasadowość val/m ³	4,0	0,5	2,1	4,0	3,3	2,0	3,3
Barwa g/m ³ Pt	20	20	20	15	10	8	0
Stopień usuwania barwy %		0,0	0,0	25,0	50,0	60,0	100,0
Mętność g/m ³	300	20	20	20	20	10	3
Stopień usuwania mętności %		93,5	93,5	93,5	93,5	96,7	99,0
Utlenialność g/m ³ O ₂	8,0	6,0	6,8	6,6	5,2	5,2	5,0
Stopień usuwania utlenialności %		25,0	15,0	17,5	35,0	35,0	37,5
Potencjał γ mV	-17,5	-21,5	-16,5	-19,0	-19,0	-23,5	-21,5
T e m p e r a t u r a 297 K							
Odczyn pH	7,7	5,0	6,0	7,7	9,0	10,0	11,0
Zasadowość val/m ³	4,0	0,5	1,9	4,0	3,3	2,3	3,6
Barwa g/m ³ Pt	15	10	10	10	7	7	5
Stopień usuwania barwy %		33,3	33,3	33,3	53,4	53,4	66,7
Mętność g/m ³	300	30	15	20	15	5	3
Stopień usuwania mętności %		90,0	95,0	93,5	95,0	98,3	99,0
Utlenialność g/m ³ O ₂	10,0	6,6	7,2	6,8	5,6	5,4	4,0
Stopień usuwania utlenialności %		34,0	28,0	32,0	44,0	46,0	60,0
Potencjał γ mV	-17,5	-20,0	-24,5	-14,5	-14,0	-23,0	-18,0

Wpływ temperatury i odczynu wody na skuteczność koagulacji domieszek
wód Calsona 4-502 w ilości 0,5 g/m³.

Oznaczenia	Woda surowa			Temperatura 276 K			
Odczyn pH	7,8	5,0	6,0	7,8	8,2	9,5	11,0
Zasadowość val/m ³	3,6	0,3	0,5	3,6	4,2	2,8	3,6
Barwa g/m ³ Pt	25	15	15	20	20	15	10
Stopień usuwania barwy %		40,0	40,0	20,0	20,0	40,0	60,0
Mętność g/m ³	250	10	10	20	20	10	10
Stopień usuwania mętności %		96,0	96,0	92,0	92,0	96,0	96,0
Utlennalność g/m ³ O ₂	23,0	7,8	8,0	8,2	8,0	8,2	7,8
Stopień usuwania utlennalności %		65,0	65,2	64,5	65,2	64,5	66,0
Potencjał ξ mV	-15,0	-14,0	-15,0	-15,5	-14,0	-22,5	-25,0
Temperatura 289 K							
Odczyn pH	7,8	5,0	6,0	7,8	8,3	9,3	10,6
Zasadowość val/m ³	3,6	0,2	0,8	3,6	4,1	2,7	4,0
Barwa g/m ³ Pt	25	10	15	20	15	15	5
Stopień usuwania barwy %		60,0	40,0	20,0	40,0	40,0	80,0
Mętność g/m ³	250	10	20	20	10	10	10
Stopień usuwania mętności %		96,0	92,0	92,0	96,0	96,0	96,0
Utlennalność g/m ³ O ₂	23,0	8,2	8,2	8,6	8,4	8,2	8,0
Stopień usuwania utlennalności %		64,5	64,5	62,7	63,5	64,5	65,2
Potencjał ξ mV	-15,0	-14,0	-13,0	-14,0	-17,5	-22,5	-23,5
Temperatura 296 K							
Odczyn pH	7,8	5,0	6,0	7,8	8,5	9,5	11,0
Zasadowość val/m ³	3,6	0,2	0,7	3,6	4,0	2,5	3,5
Barwa g/m ³ Pt	25	20	20	20	20	10	5
Stopień usuwania barwy %		20,0	20,0	20,0	20,0	60,0	80,0
Mętność g/m ³	250	20	20	20	20	20	10
Stopień usuwania mętności %		92,0	92,0	92,0	92,0	92,0	96,0
Utlennalność g/m ³ O ₂	23,0	8,0	8,8	8,2	8,2	8,4	8,0
Stopień usuwania utlennalności %		65,2	61,7	64,5	64,5	63,5	65,2
Potencjał ξ mV	-15,0	-14,0	-12,5	-14,5	-17,0	-22,5	-24,5

Tabela 17. Koagulacja domieszek wody dołowej Rokrysolem WF-5.

O z n a c z e n i a	Woda surowa	D a w k a g/m ³					
		1,0	3,0	6,0	10,0	30,0	60,0
Odczyn pH	7,8	7,8	7,8	7,8	7,8	7,8	7,8
Zasadowość val/m ³	3,6	3,6	3,6	3,6	3,6	3,6	3,6
Mętność g/m ³	250	200	150	25	5	50	200
Stopień usuwania mętności %		20,0	40,0	90,0	98,0	80,0	20,0
Utlenialność g/m ³ O ₂	25,0	17,4	13,0	10,4	8,2	10,8	13,8
Stopień usuwania utlenialności %		30,4	48,0	58,5	71,3	56,8	44,8
Potencjał ζ mV	-26,5	-23,0	-22,0	-20,5	-18,5	+10,5	+15,0

Tabela 18. EFEKTY KOAGULACJI DOMIESZEK WODY Z RZĘKI BOBR
SIARCZANEM GLINOWYM I POLIELEKTROLITAMI /85/

Dawka $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18 H_2O$ g/m ³	Rodzaj polielek- trolitu	Dawka polielek- trolitu g/m ³	Odczyn wody pH	Zasado- wość val/m ³	Barwa g/m ³ Pt	Mętność g/m ³	Utle- niałość g/m ³ O ₂	Poten- cjał elek- troki- netyczny mV	Uwagi
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
0,0	Praestol	0	7,7	2,0	5	10	10,4	-18,5	
		0,1	7,7	2,0	5	10	9,5	-19,0	
		0,3	7,7	2,0	5	10	9,0	-20,5	
		0,5	7,7	2,0	5	7	8,0	-22,5	
		1,0	7,7	1,9	5	7	8,0	-21,0	
		1,5	7,7	2,0	5	7	7,8	-21,5	
		2,0	7,7	2,0	5	7	7,5	-21,0	
		3,0	7,7	2,0	5	7	7,5	-19,0	
		4,0	7,7	2,0	5	7	7,5	-19,0	
		5,0	7,7	2,0	5	7	7,5	-17,5	
		10,0	7,7	2,0	5	10	7,5	-21,0	
		20,0	7,7	2,0	5	10	7,5	-22,0	
30	Praestol	0	7,7	2,0	5	10	10,4	-18,5	Praes- tol po 600 s wolnego miesza- nia
		0,0	7,0	1,5	5	5	7,2	-16,5	
		0,1	7,0	1,5	5	5	7,4	-17,0	
		0,3	7,0	1,5	5	5	7,4	-17,0	
		0,5	7,0	1,5	5	5	7,6	-18,0	
		1,0	7,0	1,5	5	5	7,8	-20,0	
		1,5	7,0	1,5	5	5	7,9	-20,0	
		2,0	7,0	1,5	5	5	7,9	-20,5	
		3,0	7,0	1,5	5	5	8,0	-22,0	
		4,0	7,0	1,5	5	7	8,0	-24,5	
		5,0	7,0	1,5	5	7	8,0	-26,5	
50	Praestol	0,0	6,5	1,3	5	3	5,2	-15,0	
		0,5	6,5	1,3	5	3	5,4	-16,0	
		1,0	6,5	1,3	5	3	5,5	-16,5	
		2,0	6,5	1,3	5	3	5,6	-17,0	
		3,0	6,5	1,3	5	3	5,8	-18,0	
		4,0	6,5	1,3	5	3	5,9	-18,5	
		5,0	6,5	1,3	5	3	5,9	-19,0	
		10,0	6,5	1,3	5	3	6,2	-21,0	
		20,0	6,5	1,3	5	3	6,4	-22,0	
70	Praestol	0,0	6,3	1,2	5	0	3,5	-8,0	
		0,5	6,3	1,2	5	0	3,9	-12,0	
		1,0	6,3	1,2	5	0	3,9	-14,0	
		2,0	6,3	1,2	5	0	4,0	-15,0	
		3,0	6,3	1,2	5	0	4,1	-14,5	
		4,0	6,3	1,2	5	0	4,1	-16,0	
		5,0	6,3	1,2	5	0	4,1	-16,0	
		10,0	6,3	1,2	5	0	4,2	-17,0	
		20,0	6,3	1,2	5	0	4,4	-21,0	

Tab.18 /o,d./

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
130	Praestol	0,0	6,0	0,9	0	0	2,7	+ 3,0	
		0,1	6,0	0,9	0	0	2,7	+ 1,0	
		0,3	6,0	0,9	0	0	2,7	- 2,5	
		0,5	6,0	0,9	0	0	2,8	- 7,5	
		1,0	6,0	0,9	0	0	2,8	-10,0	
		2,0	6,0	0,9	0	0	3,0	-10,5	
		3,0	6,0	0,9	0	0	4,1	-11,0	
		4,0	6,0	0,9	0	0	4,1	-11,5	
		5,0	6,0	0,9	0	0	4,1	-12,0	
		10,0	6,0	0,9	0	0	4,2	-13,0	
		20,0	6,0	0,9	0	0	4,4	-17,0	
200	Praestol	0,0	4,8	0,2	0	0	2,0	+11,5	
		0,5	4,8	0,2	0	0	2,1	+ 6,5	
		1,0	4,8	0,2	0	0	2,2	+ 3,0	
		2,0	4,8	0,2	0	0	2,4	+ 2,5	
		3,0	4,8	0,2	0	0	2,5	- 0,5	
		4,0	4,8	0,2	0	0	2,6	- 2,0	
		5,0	4,8	0,2	0	0	2,6	- 2,5	
		10,0	4,8	0,2	0	0	2,8	- 3,0	
		15,0	4,8	0,2	0	0	2,8	- 3,5	
		20,0	4,8	0,2	0	0	2,9	- 5,0	
0,0									Uciążliwy za- pach polielek- trolitu
	ACL-70	0,0	7,7	2,0		10	10,4	-18,5	
		0,2	7,7	1,9		10	8,4	-16,5	
		0,5	7,7	1,9		10	8,2	-17,0	
		1,0	7,6	1,9		10	8,0	-18,0	
		2,0	7,5	1,9		10	7,8	-18,0	
		3,0	7,4	1,8		10	7,7	-18,0	
		4,0	7,4	1,8		10	7,6	-18,0	
		5,0	7,3	1,8		10	7,6	-18,0	
		10,0	7,1	1,8		10	7,1	-20,5	
		20,0	6,9	1,7		10	6,6	-21,5	
130	ACL-70	0,0	6,1	1,0		3	3,0	+ 3,0	
		0,2	6,0	0,75		3	3,2	- 1,5	
		1,0	6,0	0,7		3	3,2	- 2,0	
		2,0	5,9	0,7		3	3,2	- 2,0	
		3,0	5,9	0,7		3	3,2	- 2,0	
		4,0	5,8	0,7		3	3,2	- 2,0	
		5,0	5,8	0,7		3	3,2	- 2,0	
		10,0	5,8	0,7		3	3,2	- 2,0	
		20,0	5,7	0,65		3	3,2	- 3,5	
0,0									
	GTLOW	0,0	7,7	2,0		10	10,4	-18,5	
		0,2	7,7	2,0		10	9,0	-20,0	
		0,5	7,7	2,0		10	7,6	-20,0	
		1,0	7,7	2,0		10	7,6	-21,0	
		2,0	7,6	2,0		10	7,6	-19,0	
		3,0	7,6	2,0		10	7,6	-20,0	
		4,0	7,6	2,0		10	7,7	-20,0	
		5,0	7,6	2,0		10	7,5	-20,0	
		10,0	7,6	2,0		10	7,8	-20,0	
		20,0	7,6	2,0		10	7,8	-22,0	

Tab. 18 /a.d./

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
130	CTLOW	0,0	6,0	1,0		0	3,0	+ 3,0	
		0,2	6,0	1,0		0	3,0	- 8,5	
		0,5	6,0	1,0		0	3,0	-10,0	
		1,0	6,0	1,0		0	3,5	-11,0	
		2,0	6,0	1,0		0	3,3	-15,0	
		3,0	6,0	0,9		0	3,7	-15,0	
		4,0	6,0	0,9		0	3,7	-16,0	
		5,0	6,0	0,8		0	3,8	-15,5	
		10,0	6,0	0,8		5	4,4	-18,0	
		20,0	6,0	0,7		5	5,8	-18,5	
0,0	Metakrylamid	0,0	7,5	1,7	20	10	6,4	-18,5	
		0,2	7,5	1,7	20	10	7,2	-18,5	
		0,5	7,5	1,7	20	10	8,5	-19,0	
		1,0	7,5	1,7	20	10	10,0	-19,0	
		2,0	7,5	1,7	20	10	10,5	-19,0	
		3,0	7,5	1,7	20	10	12,2	-19,0	
		4,0	7,5	1,7	20	10	11,9	-19,0	
		5,0	7,5	1,7	20	10	12,0	-19,5	
		10,0	7,5	1,7	20	10	16,5	-20,0	
		20,0	7,5	1,7	20	10	21,5	-20,0	
30	Metakrylamid	0,0	7,0		5	3	5,2	-16,0	
		0,2	7,0		5	5	5,5	-16,5	
		0,5	7,0		5	5	6,0	-17,0	
		1,0	7,0		7	5	6,0	-17,0	
		2,0	7,0		7	5	6,0	-17,0	
		3,0	7,0		10	5	8,0	-17,0	
		4,0	7,0		10	5	7,8	-17,0	
		5,0	7,0		15	5	8,0	-17,0	
		10,0	7,0		15	5	12,5	-17,0	
		20,0	7,0		30	5	17,0	-17,0	
120	Metakrylamid	0,0	6,2		5	3	3,5	- 8,5	
		0,2	6,2		5	3	3,5	- 8,0	
		0,5	6,2		5	3	3,5	- 8,0	
		1,0	6,2		5	3	4,0	- 8,0	
		2,0	6,2		7	3	4,5	- 8,0	
		3,0	6,1		10	3	5,0	- 8,0	
		4,0	6,1		10	3	5,0	- 8,0	
		5,0	6,1		10	3	5,5	- 8,0	
		10,0	6,1		20	3	8,0	- 8,0	
		20,0	6,1		30	3	14,0	- 8,5	
140	Metakrylamid	0,0	6,0	0,6	5	3	2,8	+ 5,5	
		0,2	6,0	0,6	5	3	2,8	+ 5,5	
		0,5	5,9	0,6	5	3	2,8	+ 6,0	
		1,0	5,9	0,6	5	3	3,5	+ 6,0	
		2,0	5,9	0,6	5	3	4,0	+ 6,0	
		3,0	5,9	0,6	5	3	4,4	+ 6,0	
		4,0	5,9	0,6	5	3	5,2	+ 6,0	
		5,0	5,9	0,6	5	3	5,7	+ 6,0	
		10,0	5,9	0,6	5	3	9,2	+ 6,0	
		20,0	5,9	0,6	5	3	14,0	+ 6,5	

Tabela 18. /c.d./

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
0,0	Pn-62	0,0	7,5					-21,0	Brak wytworzenia kłaczków pokoagulacyjnych
		0,5	7,5					-20,0	
		1,0	7,5					-20,0	
		2,0	7,5					-20,0	
		3,0	7,5					-20,0	
		4,0	7,5					-20,0	
		5,0	7,5					-19,0	
		10,0	7,5					-20,0	
		20,0	7,5					-21,0	
30	Pn-62	0,0	7,0				8,1	-16,0	Brak wytworzenia kłaczków Pn-62 dawkowany po 60 s szybkość mieszania.
		0,5	7,0				8,3	-	
		1,0	7,0				8,7	-17,5	
		2,0	7,0				8,8	-18,0	
		3,0	7,0				8,8	-17,0	
		4,0	6,9				8,9	-18,0	
		5,0	6,9				8,9	-18,0	
		10,0	6,9				8,9	-18,0	
		20,0	6,9				9,1	-18,5	
120	Pn-62	0,0	6,1	1,0	5	3	4,5	- 3,0	
		0,5	6,1	1,0	5	3	4,5	- 4,0	
		1,0	6,1	1,0	5	3	4,6	- 4,0	
		2,0	6,1	1,0	5	3	4,6	- 4,0	
		3,0	6,1	1,0	7	3	4,7	- 4,0	
		4,0	6,1	1,0	10	3	4,7	- 4,0	
		5,0	6,1	1,0	10	3	4,7	- 4,0	
		10,0	6,1	1,0	10	3	4,8	- 5,0	
		20,0	6,1	1,0	20	3	5,0	- 5,0	
140	Pn-62	0,0	6,0	0,5	0	3	-	+ 1,5	
		0,5	6,0	0,8	0	3		- 0,5	
		1,0	6,0	0,8	0	3		- 2,0	
		2,0	6,0	0,8	5	3		- 2,0	
		3,0	6,0	0,8	10	3		- 2,0	
		4,0	6,0	0,8	10	3		- 2,5	
		5,0	6,0	0,8	20	3		- 2,0	
		10,0	6,0	0,8	25	3		- 3,0	
		20,0	6,0	0,8	25	3		- 4,5	
0,0	P-26	0,0	7,6	2,0	35	5	6,0	-18,5	Brak wytworzenia kłaczków pokoagulacyjnych
		1,0	7,6	2,0	35	5		-18,5	
		2,0	7,6	2,0	35	5		-18,5	
		3,0	7,6	2,0	35	5		-18,5	
		4,0	7,6	2,0	35	5		-18,5	
		5,0	7,6	2,0	35	5		-18,5	
		10,0	7,6	2,0	35	5		-18,5	
		20,0	7,6	2,0	35	5		-18,5	
40	P-26	0,0	7,4	1,7	30	5	5,0	-16,0	
		1,0	7,4	1,7	30	5	5,2	-16,0	
		2,0	7,4	1,7	30	5	5,2	-16,0	
		3,0	7,4	1,7	30	5	5,3	-16,0	
		4,0	7,4	1,7	30	5	5,4	-16,0	
		5,0	7,4	1,7	30	5	5,4	-16,0	
		10,0	7,4	1,7	30	5	6,0	-16,0	
		20,0	7,4	1,7	30	5	6,8	-16,5	

c.d. Tabeli 18

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
70	P-26	0,0	7,1	1,4	25	3	4,0	-14,0	
		1,0	7,1	1,4	25	3	4,2	-14,0	
		2,0	7,1	1,4	25	3	4,6	-14,0	
		3,0	7,1	1,4	25	3	4,6	-14,0	
		4,0	7,1	1,4	25	3	4,9	-14,0	
		5,0	7,1	1,4	25	3	5,3	-14,0	
		10,0	7,1	1,4	25	3	6,2	-14,0	
		20,0	7,1	1,4	30	3	6,7	-14,5	
120	P-26	0,0	6,5	1,0	15	0	3,6	+ 0,5	
		0,5	6,5	1,0	5	0	3,8	- 0,5	
		1,0	6,5	1,0	5	0	3,8	- 0,5	
		2,0	6,5	1,0	5	0	-	- 1,0	
		3,0	6,5	1,0	7	0	-	- 1,0	
		4,0	6,5	1,0	7	0	-	- 1,5	
		5,0	6,5	1,0	10	0	5,5	- 2,0	
		10,0	6,5	1,0	10	0	-	-	
140	P-26	0,0	6,4	0,8	15	0	3,2	+ 4,0	
		0,5	6,4	0,8	15	0	3,2	+ 3,5	
		1,0	6,4	0,8	15	0	3,5	+ 3,0	
		2,0	6,4	0,8	15	0	3,5	+ 3,0	
		3,0	6,4	0,8	15	0	3,7	+ 3,0	
		4,0	6,4	0,8	15	0	4,0	+ 3,0	
		5,0	6,4	0,8	15	0	5,0	+ 3,0	
		10,0	6,4	0,8	15	0	5,5	+ 2,5	
0,0	Sedipur TF Fest	0,0	7,8	2,0	35	5	5,9	-20,5	
		0,5	7,8	2,0	35	5	6,0	-19,5	
		1,0	7,8	2,0	35	5	6,0	-19,0	
		2,0	7,8	2,0	35	5	6,0	-19,0	
		3,0	7,8	2,0	35	5	6,0	-20,0	
		4,0	7,8	2,0	35	5	6,0	-20,5	
		5,0	7,8	2,0	35	5	6,0	-21,0	
		10,0	7,8	2,0	35	5	6,0	-22,5	
50	Sedipur TF Fest	0,0	7,2	1,4	20	3	3,7	-15,0	Sedipur dodano po 600 s mieszania. Dawki Sedipuru 0,5 - 20 g/m ³ bardzo dobrze obciążają kłaczkę.
		0,5	7,3	1,4	20	3	4,4	-16,0	
		1,0	7,4	1,4	20	3	4,9	-17,0	
		2,0	7,4	1,4	20	3	5,0	-17,0	
		3,0	7,4	1,4	20	3	5,4	-18,0	
		4,0	7,4	1,4	20	3	5,4	-19,0	
		5,0	7,4	1,4	25	3	5,4	-18,0	
		10,0	7,4	1,4	25	3	5,5	-19,0	
120	Sedipur TF Fest	0,0	6,5	0,9	7	5	3,2	- 9,5	
		0,5	6,5	0,9	7	5	3,2	-10,0	
		1,0	6,5	0,9	7	0	3,3	-11,5	
		2,0	6,5	0,9	7	0	3,3	-12,0	
		3,0	6,5	0,9	7	0	3,3	-12,0	
		4,0	6,5	0,9	7	0	3,3	-12,5	
		5,0	6,5	0,9	7	0	3,4	-13,0	
		10,0	6,5	0,9	7	0	3,6	-12,0	
100,0		20,0	6,5	0,9	7	0	3,8	-13,0	
		100,0	6,6	0,9	5	0	5,2	-17,5	

c.d. Tabel 18.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
140	Sedipur TF Fest	0,0	6,4	0,7	5	0	2,9	- 5,0	
		0,5	6,4	0,7	5	0	2,8	- 5,5	
		1,0	6,4	0,7	5	0	2,8	- 6,0	
		2,0	6,4	0,7	5	0	2,9	- 8,5	
		3,0	6,4	0,7	5	0	2,9	- 8,0	
		4,0	6,4	0,7	5	0	2,9	- 9,0	
		5,0	6,4	0,7	5	0	3,0	-10,0	
		10,0	6,5	0,7	5	0	3,1	-12,0	
		20,0	6,5	0,7	5	0	3,3	-12,0	
		100,0	6,6	0,7	20	0	5,0	-15,5	
0,0	Gigamid	0,0	7,8	2,0	35	5	7,2	-20,5	
		0,5	7,8	1,9	35	5	7,6	-21,0	
		1,0	7,8	1,9	35	5	7,5	-21,0	
		2,0	7,8	1,9	35	5	7,5	-21,5	
		3,0	7,8	1,9	35	5	7,5	-21,0	
		4,0	7,8	1,9	35	5	7,8	-21,0	
		5,0	7,8	1,9	35	5	8,0	-21,0	
		10,0	7,8	1,9	35	5	9,0	-21,0	
		20,0	7,9	2,0	35	5	10,5	-20,0	
50	Gigamid	0,0	7,3	1,4	30	3	5,9	-14,0	
		0,5	7,3	1,4	25	3	6,1	-16,0	
		1,0	7,3	1,4	30	3	6,4	-17,0	
		2,0	7,3	1,4	20	3	6,6	-17,0	
		3,0	7,3	1,4	20	3	6,8	-17,0	
		4,0	7,3	1,4	20	3	6,8	-17,0	
		5,0	7,3	1,4	20	3	6,7	-17,0	
		10,0	7,3	1,4	25	3	7,5	-18,0	
		20,0	7,4	1,4	40	3	8,4	-18,5	
120	Gigamid	0,0	6,8	1,0	5	3	3,8	0,0	
		0,5	6,8	1,0	5	3	3,8	- 1,0	
		1,0	6,8	1,0	5	3	3,8	- 2,5	
		2,0	6,8	1,0	5	3	3,9	- 2,5	
		3,0	6,8	1,0	5	3	4,0	- 2,5	
		4,0	6,8	1,0	5	3	4,2	- 3,0	
		5,0	6,8	1,0	7	3	4,3	- 3,0	
		10,0	6,8	1,0	10	3	5,1	- 3,5	
		20,0	6,8	1,0	10	3	6,8	- 4,5	
140	Gigamid	0,0	6,6	0,7	15	5	3,7	+ 2,5	
		0,5	6,6	0,7	7	3	3,6	+ 1,0	
		1,0	6,6	0,7	5	3	3,6	+ 0,5	
		2,0	6,6	0,7	5	3	3,6	- 0,5	
		3,0	6,6	0,7	5	3	3,8	- 2,0	
		4,0	6,6	0,7	5	3	4,0	- 2,0	
		5,0	6,6	0,7	7	3	4,0	- 2,0	
		10,0	6,6	0,7	10	3	5,0	- 2,0	
		20,0	6,6	0,7	10	5	6,4	- 2,5	
0,0	Gigtar	0,0	7,8	2,0	35	5	5,9	-20,5	
		0,5	7,8	2,0	35	5	6,1	-20,5	
		1,0	7,9	2,0	35	5	6,0	-20,5	
		2,0	7,9	2,0	35	5	6,3	-21,0	
		3,0	7,9	2,0	35	5	6,0	-20,0	
		4,0	7,9	2,0	35	5	6,2	-21,0	
		5,0	7,9	2,0	35	5	6,3	-21,0	
		10,0	7,9	2,0	35	5	6,5	-21,0	
		20,0	8,0	2,0	35	5	7,0	-21,5	

c.d. Tabeli 18

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
50	Gigtar	0,0	6,7	1,4	30	5	7,5	-15,0	
		0,5	6,7	1,4	30	5	7,2	-17,5	
		1,0	6,7	1,4	35	5	7,2	-17,0	
		2,0	6,7	1,4	35	5	7,2	-18,0	
		3,0	6,7	1,4	35	5	7,0	-18,0	
		4,0	6,7	1,4	35	5	7,4	-18,0	
		5,0	6,7	1,4	35	5	7,5	-18,5	
		10,0	6,7	1,4	35	5	7,5	-18,5	
		20,0	6,7	1,4	35	5	8,0	-19,0	
120	Gigtar	0,0	6,5	0,8	10	3	4,5	- 0,5	Powstały lekkie kłaczkli we wszyst- kich próbach.
		0,5	6,5	0,8	10	3	4,5	- 1,0	
		1,0	6,5	0,8	10	3	4,7	- 3,5	
		2,0	6,5	0,8	10	3	5,0	- 4,0	
		3,0	6,5	0,8	10	3	5,0	- 4,0	
		4,0	6,5	0,8	10	3	5,0	- 4,0	
		5,0	6,5	0,8	10	3	5,0	- 4,5	
		10,0	6,5	0,8	10	3	5,2	- 5,0	
		20,0	6,5	0,8	10	3	5,5	- 6,0	
440	Gigtar	0,0	6,2	0,6	10	3	4,5	+ 2,5	j.w.
		0,5	6,2	0,6	10	0	4,5	+ 1,0	
		1,0	6,2	0,6	10	0	4,6	- 1,0	
		2,0	6,2	0,6	10	0	4,7	- 1,5	
		3,0	6,2	0,6	10	0	4,7	- 2,0	
		4,0	6,2	0,6	10	0	4,8	- 2,5	
		5,0	6,2	0,6	10	0	5,0	- 3,0	
		10,0	6,2	0,6	10	0	5,0	- 3,0	
		20,0	6,2	0,6	10	0	5,4	- 4,5	
70	Krzemionka aktywna	0,0	7,5	2,0	40	10	13,0	-20,0	
		0,0	6,9	1,4	25	3	6,8	-12,0	
		0,5	6,9	1,4	25	3	6,8	-13,0	
		1,0	6,9	1,4	25	3	6,8	-14,5	
		2,0	6,9	1,4	25	3	6,8	-14,0	
		3,0	6,8	1,3	25	3	7,0	-15,0	
		4,0	6,8	1,3	25	3	7,4	-16,0	
		5,0	6,7	1,2	30	3	7,5	-16,5	
120	Krzemionka aktywna	0,0	6,5	1,2	20	3	6,4	- 4,0	
		0,5	6,5	1,2	20	3	6,4	- 5,0	
		1,0	6,5	1,1	20	3	6,3	- 5,5	
		2,0	6,3	1,0	20	3	6,3	- 6,5	
		3,0	6,2	1,0	20	3	6,3	- 6,5	
		4,0	6,2	1,0	20	3	6,2	- 8,0	
		5,0	6,1	1,0	25	3	6,1	- 9,5	
		10,0	5,5	0,8	25	3	6,1	- 9,0	
		20,0	4,0	0,8	20	3	7,0	- 6,0	
150	Krzemionka	0,0	6,3	0,75	20	3	6,2	+ 4,0	
		0,5	6,2	0,7	20	0	6,1	- 0,5	
		1,0	6,0	0,7	15	0	5,8	- 2,0	
		2,0	6,0	0,7	15	0	6,0	- 2,0	
		3,0	5,8	0,6	15	0	5,8	- 3,0	
		4,0	5,7	0,6	20	0	5,6	- 3,5	
		5,0	5,5	0,6	20	0	5,6	- 4,0	
		10,0	5,0	0,6	20	0	6,1	- 3,0	
		20,0	3,8	0,5	25	0	7,0	- 1,0	

c.d. Tabeli 18

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
70	Żelatyna	0,0	7,4	1,5	35	20	8,7	-18,5	Żelatyna dod. po 60 s szybkiego mieszania. Żelatyna wyraźnie przyspiesza tworzenie kłaczków, które występują już po 300 s wolnego mieszania.
		0,0	6,9	0,9	15	3	4,3	-10,0	
		0,5	6,7	0,9	20	3	4,2	-10,5	
		1,0	6,7	0,9	20	3	4,2	-11,0	
		2,0	6,7	0,9	20	3	4,5	-10,0	
		3,0	6,7	0,9	20	3	4,4	-10,0	
		4,0	6,7	0,9	20	3	4,8	-10,0	
		5,0	6,7	0,9	20	3	5,0	-10,0	
70	Żelatyna	10,0	6,7	0,9	25	3	5,4	- 9,5	Żelatynę dodano po 600 s wolnego mieszania.
		0,0	6,6	0,8	5	3	4,2	-10,0	
		0,5	6,6	0,8	5	3	4,2	-10,0	
		1,0	6,6	0,8	5	3	4,2	-10,5	
		2,0	6,6	0,8	5	3	4,5	-10,0	
		3,0	6,6	0,8	5	3	4,4	-10,0	
		4,0	6,6	0,8	10	3	4,8	-10,0	
		5,0	6,6	0,8	10	3	5,0	- 9,5	
0 120	Żelatyna	10,0	6,6	0,8	20	3	5,4	- 9,0	Kłaczki lekkie.
		0,0	7,4	1,5	50	40	13,0	-18,5	
		0,0	6,3	0,5	5	3	4,0	- 7,0	
		0,5	6,3	0,5	5	3	4,0	- 7,0	
		1,0	6,3	0,5	5	3	4,0	- 7,5	
		2,0	6,3	0,5	5	3	4,1	- 7,0	
		3,0	6,3	0,5	5	3	4,4	- 7,0	
		4,0	6,3	0,5	5	3	4,3	- 7,0	
160	Żelatyna	5,0	6,3	0,5	10	3	5,0	- 7,0	Kłaczki na powierzchni
		10,0	6,3	0,5	10	3	5,0	- 7,0	
		20,0	6,3	0,5	15	3	6,0	- 7,5	
		0,0	5,3	0,3	5	3	3,5	+ 5,5	Kłaczki lekkie.
		0,5	5,3	0,3	5	3	3,5	+ 6,0	
		1,0	5,3	0,3	5	3	3,5	+ 6,0	
		2,0	5,3	0,3	5	3	3,5	+ 6,0	
		3,0	5,3	0,3	7	3	3,6	+ 6,0	
0	Separan NP-10	4,0	5,3	0,3	10	3	3,7	+ 6,0	
		5,0	5,3	0,3	10	3	3,7	+ 6,0	
		10,0	5,3	0,3	15	3	4,5	+ 6,0	Bardzo dobre kłaczki
		20,0	5,3	0,3	20	3	5,7	+ 6,0	
0	Separan NP-10	0,0	7,5	1,5	20	7	4,5	-18,5	
		0,5	7,5	1,5	20	7	4,5	-14,0	
		1,0	7,5	1,5	20	7	4,5	-12,0	
		2,0	7,5	1,5	20	7	4,5	-11,0	
		3,0	7,5	1,5	20	7	4,5	-10,0	
		4,0	7,5	1,5	20	7	4,5	-10,0	
		5,0	7,5	1,5	20	7	4,5	-10,0	
		10,0	7,5	1,5	20	7	4,5	-10,0	
130	Separan NP-10	20,0	7,5	1,5	20	7	4,5	-10,0	
		0,0	6,3	0,6	15	3	3,5	- 5,5	
		0,5	6,3	0,6	15	3	3,5	- 6,5	
		1,0	6,3	0,6	15	5	3,6	- 7,0	
		2,0	6,3	0,6	15	5	3,5	- 7,0	
		3,0	6,3	0,6	15	5	3,5	- 7,0	
		4,0	6,3	0,6	15	5	3,5	- 7,5	
		5,0	6,3	0,6	15	5	3,5	- 8,0	
		10,0	6,3	0,6	15	5	3,5	- 8,0	
		20,0	6,3	0,6	15	5	3,5	- 9,0	

o.d. Tabeli 18

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
		0,0	7,4	1,7	20	5	3,8	-18,5	
220	Separan NP-10	0,0	6,7	1,0	10	3	2,0	+ 3,0	
		0,5	6,7	1,0	10	0	2,0	+ 0,5	
		1,0	6,7	1,0	10	0	2,0	- 1,5	
		2,0	6,7	1,0	10	0	2,0	- 3,0	
		3,0	6,7	1,0	10	0	2,0	- 4,0	
		4,0	6,7	1,0	10	0	2,0	- 5,0	
		5,0	6,7	1,0	10	0	2,0	- 6,0	
		10,0	6,7	1,0	10	0	2,0	- 6,5	
		20,0	6,7	1,0	10	0	2,0	- 7,5	
0	Purifloc 402	0,0	7,5	1,5	20	10	4,5	-18,5	
		0,5	7,5	1,5	20	7	4,5	-13,0	
		1,0	7,5	1,5	20	7	4,5	-10,0	
		2,0	7,5	1,5	20	7	4,5	-10,5	
		3,0	7,5	1,5	20	7	4,5	-10,5	
		4,0	7,5	1,5	20	7	4,5	-10,5	
		5,0	7,5	1,5	20	7	4,5	-10,5	
		10,0	7,5	1,5	20	7	4,5	-10,5	
		20,0	7,5	1,5	20	7	4,5	-11,0	
220	Purifloc 402	0,0	6,7	1,0	10	3	2,0	+ 3,0	
		0,5	6,7	1,0	10	3	2,0	- 3,0	
		1,0	6,7	1,0	10	3	2,0	- 5,0	
		2,0	6,7	1,0	10	3	2,0	- 7,0	
		3,0	6,7	1,0	10	3	2,0	- 7,0	
		4,0	6,7	1,0	10	3	2,0	- 7,0	
		5,0	6,7	1,0	10	5	2,1	- 7,0	
		10,0	6,7	1,0	10	5	2,0	- 8,0	
		20,0	6,7	1,0	10	5	2,2	- 8,0	
0,0	Purifloc 502	0,0	7,4	1,7	20	7	3,8	-18,5	
		0,5	7,4	1,7	20	7	3,8	-18,5	
		1,0	7,4	1,7	20	7	3,8	-18,5	
		2,0	7,4	1,7	20	7	3,8	-18,5	
		3,0	7,4	1,7	20	7	3,8	-18,5	
		4,0	7,4	1,7	20	7	3,8	-18,5	
		5,0	7,4	1,7	20	7	3,8	-18,5	
		10,0	7,4	1,7	20	7	3,8	-18,5	
		20,0	7,4	1,7	20	7	3,8	-18,5	
220	Purifloc 502	0,0	6,7	1,0	10	3	2,0	+ 3,0	
		0,5	6,7	1,0	10	0	2,0	- 3,0	
		1,0	6,7	1,0	10	0	2,0	- 6,5	
		2,0	6,7	1,0	10	3	2,0	-10,0	
		3,0	6,7	1,0	10	3	2,0	-12,5	
		4,0	6,7	1,0	10	3	2,0	-13,0	
		5,0	6,7	1,0	10	3	2,0	-13,0	
		10,0	6,7	1,0	10	3	2,1	-13,0	
		20,0	6,7	1,0	10	3	2,2	-14,0	

Tabela 19. WYZNACZENIE GRADIENTU PRĘDKOŚCI ZALEŻNIE OD SZYBKOŚCI OBROTOWEJ ŁOPATEK MIESZADŁA

n	$\frac{\text{obr}}{\text{min}}$	10	15	20	27	37	40	45	50	65
v_m	ms^{-1}	0,0314	0,0470	0,0628	0,0848	0,1160	0,1260	0,1410	0,1570	0,2040
M	$\frac{\text{gm}^2}{\text{s}^2}$	0,04768	0,15985	0,38650	0,93909	2,40378	3,08142	4,31697	5,95965	13,07408
G	s^{-1}	7,1	13,0	20,0	31,4	50,5	57,0	67,5	79,0	117,5

Tab.20. EFEKTY KOAGULACJI SIARCZANEM GLINOWYM ZALEŻNIE OD GRADIENTU PRĘDKOŚCI

Oznaczenia	Woda surowa	Dawka $Al_2/SO_4/3 \cdot 18H_2O$ g/m ³						Gradient prędkości $\frac{G}{s-1}$	Prędkość obrotowa obr/min
		30	50	80	100	120	150		
Barwa g/m ³ Pt	50	35	35	25	15	10	10	10	
Stopień usuwania barwy %		30	30	50	70	80	80		
Mętność g/m ³	30	25	15	3	0	0	0		
Stopień usuwania mętności %		17	50	90	100	100	100		
Utlenialność g/m ³ O ₂	16,2	11,0	10,5	7,8	7,0	6,4	5,0		
Stopień usuwania utlenialności %		31	35	52	57	63	68		
Początek kląszczowania s		480	360	240	180	120	30		
Sedymentacja we wszystkich komorach po 10' wolnego mieszania									
Barwa g/m ³ Pt	50	35	25	15	15	10	5	13	15
Stopień usuwania barwy %		30	50	70	70	80	90		
Mętność g/m ³	25	20	10	3	0	0	0		
Stopień usuwania mętności %		20	60	88	100	100	100		
Utlenialność g/m ³ O ₂	15,5	13,5	10,0	6,8	6,3	5,9	5,7		
Stopień usuwania utlenialności %		13	36	56	59	62	63		
Początek kląszczowania s		450	300	180	180	60	30		
Barwa g/m ³ Pt	50	35	35	25	15	10	10		
Stopień usuwania barwy %		30	30	50	70	80	80		
Mętność g/m ³	30	25	15	3	0	0	0		
Stopień usuwania mętności %		16,7	50	90	100	100	100		
Utlenialność g/m ³ O ₂	16,2	11,2	10,8	7,2	6,6	6,2	5,2		
Stopień usuwania utlenialności %		31	33	57	59	62	68		
Początek kląszczowania s		720	480	360	240	180	60		

[illegible]

Tab.21. FILTRACJA WODY Z SIARCZANEM GLEINOWYM PRZES ZŁOŻE PIASKOWE

Dawka Al ₂ /SO ₄ /3 .18 H ₂ O	Poten- cjał mV	Czas fil- tracji h	Wysokość strat ciśnienia filtracyjnego w m H ₂ O na poszczególnych głębokościach złoża										Jakość filtratu						Glin	Jakość wody surowej	
			0,10	0,20	0,30	0,40	0,50	0,60	0,70	0,80	0,90	1,00	1,10	Mętność		Barwa		Utlenial- ność			
							m								g/m ³	Stopień usuwa- nia %	g/m ³ Pt	Stopień usu- wania %	g/m ³ O ₂	Stopień usu- wania	g/m ³ Al
1		2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21
10	-28,5	0	0,050	0,080	0,105	0,130	0,160	0,185	0,205	0,220	0,230	0,235	0,240	5	66,7			4,0	0,00	0,10	M=15
		1	0,060	0,090	0,120	0,150	0,180	0,205	0,225	0,240	0,250	0,255	0,260	2	86,7			3,2	20,0	0,12	g/m ³
		2	0,070	0,100	0,135	0,165	0,190	0,215	0,240	0,250	0,260	0,265	0,270	2	86,7			3,6	10,0	0,08	Utl.=40
		3	0,100	0,130	0,155	0,185	0,215	0,240	0,260	0,275	0,285	0,290	0,295	2	86,7			3,3	17,5	0,08	g/m ³ O ₂
		4	0,140	0,175	0,205	0,235	0,265	0,290	0,310	0,320	0,330	0,340	0,345	0	100			3,1	22,5	0,09	B=10
		5	0,220	0,255	0,285	0,315	0,340	0,370	0,390	0,400	0,410	0,420	0,425	0	100			2,9	27,5	0,08	g/m ³ Pt
		6	0,310	0,340	0,370	0,400	0,430	0,455	0,475	0,485	0,500	0,505	0,505	0	100			3,0	25,0	0,09	
		7	0,410	0,450	0,480	0,510	0,540	0,570	0,585	0,600	0,610	0,615	0,615	0	100			3,1	22,5	0,09	
		8	-	0,560	0,595	0,625	0,650	0,680	0,700	0,710	0,720	0,725	0,730	0	100			2,9	27,5	0,08	
		9	-	-	-	-	0,860	0,885	0,905	0,920	0,930	0,935	0,940	0	100			2,9	27,5	0,07	
10	-	-	-	-	-	-	-	-	0,115	1,290	1,290	1,300	0	100			2,8	30,0	0,10		
20	-27,0	0	0,030	0,050	0,065	0,080	0,095	0,110	0,120	0,130	0,135										M=50
		1	0,065	0,105	0,135	0,155	0,175	0,190	0,200	0,210	0,215			0	100						g/m ³
		2	0,115	0,140	0,150	0,180	0,195	0,210	0,245	0,280	0,350			3	94,0						Utl.=
		3																			=3,3
		4	0,270	0,325	0,360	0,390	0,420	0,445	0,465	0,480	0,490			0	100						g/m ³ O ₂
		5																			B=20
		6	0,300	0,345	0,395	0,475	0,495	0,625	0,650	0,680	0,705			3	94,0						g/m ³ Pt
		7	0,300	0,360	0,410	0,500	0,550	0,650	0,675	0,700	0,810										
		8	-	-	-	-	0,750	0,790	0,810	0,830	0,840			3	94,0						
		9	-	-	-	-	-	-	0,915	0,950	0,975										
10	-	-	-	-	-	-	-	-	1,110	1,115			10	80,0							

Teb.21. /c.d/

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	
50	0	0,085	0,115	0,140	0,165	0,190	0,215	0,230	0,240	0,250	0,260	0,260									
	-18,5	1	0,250	0,290	0,320	0,345	0,370	0,390	0,410	0,425	0,435	0,440	0,445	0	100	10	60,0	6,2	43,6	0,03	M=50 g/m ³
		2	0,390	0,440	0,470	0,500	0,530	0,555	0,575	0,590	0,600	0,610	0,610	0	100	10	60,0	7,0	36,4	0,08	B=25 g/m ³
		3	-	-	0,630	0,660	0,690	0,715	0,735	0,750	0,760	0,770	0,770	0	100	10	60,0	6,8	38,2	0,08	Pt
		4	-	-	-	-	-	0,930	0,955	0,970	0,980	0,990	0,995	0	100	10	60,0	7,0	36,4	0,08	Utl.=11,0
	5	-	-	-	-	-	-	-	-	1,100	1,200	1,300	0	100	15	40,0	7,2	34,5	0,09	g/m ³ O ₂	
60	0	0,060	0,085	0,110	0,140	0,170	0,200	0,225	0,240	0,245	0,265	0,270								M=50 g/m ³	
	-17,0	1	0,170	0,190	0,220	0,240	0,270	0,295	0,315	0,330	0,340	0,345	0,350	20	60,0	25	28,6	5,2	50,5	0,18	Utl.=10,5
		2	-	-	-	-	0,635	0,650	0,690	0,720	0,740	0,770	0,780	15	40,0	25	28,6	5,0	52,4	0,52	g/m ³ O ₂
		3	-	-	-	-	-	-	-	0,980	1,080	1,190	1,300	15	70,0	25	28,6	5,2	50,5	0,52	B=35 g/m ³ Pt
80	0	0,050	0,080	0,105	0,135	0,165	0,195	0,220	0,235	0,240	0,260	0,260	15	70,0						M=50 g/m ³	
	-14,0	1	-	-	-	0,600	0,640	0,630	0,650	0,670	0,685	0,690	15	70,0	30	14,3	6,2	53,0	0,39	Utl.=13,2	
		2	-	-	-	-	-	-	-	-	1,195	1,300	15	70,0	20	42,8	5,6	57,6	0,26	g/m ³ O ₂	
100	0	0,215	0,250	0,285	0,315	0,350	0,385	0,410	0,430	0,440	0,450	0,450	20	60,0	20	42,9	8,0	40,3		M=50 g/m ³	
	-11,0	0,5	0,365	0,450	0,485	0,525	0,585	0,600	0,615	0,625	0,630	0,630	15	70,0	25	28,6	7,6	43,3	0,20	Utl.=13,4	
		1,0	-	-	-	-	-	-	-	-	1,100	1,200	1,200	10	80,0	25	28,6	6,4	52,2	0,26	g/m ³ O ₂
																				B=35 g/m ³ Pt	

Uwaga: B - barwa

M - Mętność

Utl - utlenialność

T a b . 2 2 . FILTRACJA WODY Z SIARCZANEM GLINOWYM PRZEE ZŁOŻE PIASKOWO-ANTRACYTOWE

Dawka Al/50 ₄ /3 .18 H ₂ O g/m ³		Po- ten- cja mV	Czas fil- tra- cji h	Wysokość strat ciśnienia filtracyjnego w m H ₂ O na poszczególnych gło- bościach złoża.											J a k o ś ć f i l t r a t u						Jakość wody surowej	
				0,10	0,20	0,30	0,40	0,50	0,60	0,70 m	0,80	0,90	1,0	1,10	g/m ³ Mgtność	Stopień usuwa- nia %	g/m ³ Pt Barwa	Stopień usuwa- nia %	g/m ³ O ₂ Utlenialność	Stopień usuwa- nia %	Glin g/m ³ Al	
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	
10	-28,5	0	0,015	0,030	0,040	0,075	0,100	0,125	0,145	0,160	0,170	0,175	0,175	5	66,7				2,1	47,5	0,00	M=15
		1	0,020	0,030	0,045	0,080	0,105	0,130	0,150	0,170	0,180	0,185	0,185	2	80,0				2,8	30,0	0,09	g/m ³
		2	0,025	0,040	0,055	0,090	0,120	0,140	0,160	0,170	0,180	0,190	0,195	0	100,0				3,0	25,0	0,09	Utlen-
		3	0,035	0,045	0,065	0,100	0,125	0,150	0,170	0,180	0,195	0,200	0,205	0	100,0				3,1	22,5	0,04	=4,0
		4	0,050	0,065	0,080	0,120	0,145	0,170	0,190	0,210	0,220	0,225	0,230	0	100,0				2,9	27,5	0,00	g/m ³
		5	0,090	0,105	0,125	0,160	0,190	0,215	0,235	0,250	0,260	0,265	0,265	0	100,0				3,0	25,0	0,00	O ₂
		6	0,160	0,175	0,190	0,230	0,260	0,285	0,305	0,320	0,330	0,335	0,340	0	100,0				2,7	32,5	0,00	B=10
		7	0,200	0,220	0,224	0,280	0,310	0,335	0,355	0,370	0,380	0,385	0,385	0	100,0				2,7	32,5	0,00	g/m ³
		8	0,250	0,270	0,290	0,335	0,365	0,390	0,410	0,425	0,435	0,440	0,445	0	100,0				2,8	30,0	0,00	Pt
		9	0,300	0,335	0,360	0,410	0,440	0,465	0,485	0,500	0,515	0,520	0,520	0	100,0				2,8	30,0	0,00	
		10	0,355	0,380	0,420	0,480	0,505	0,525	0,540	0,550	0,555	0,560	0,560	0	100,0				2,7	32,5	0,04	
		11	0,380	0,410	0,435	0,485	0,515	0,545	0,560	0,580	0,590	0,595	0,595	0	100,0				2,9	27,5	0,07	
		12	0,490	0,510	0,535	0,585	0,615	0,640	0,670	0,685	0,695	0,700	0,705	0	100,0				2,7	32,5	0,08	
		13	0,680	0,515	0,620	0,625	0,685	0,715	0,740	0,770	0,775	0,810	0,830	0	100,0				2,6	35,0	0,07	
		14	0,500	0,550	0,625	0,645	0,700	0,770	0,800	0,840	0,895	0,990	0,965	5	66,7				2,9	27,5	-	
		15	-	-	0,655	0,700	0,720	0,900	0,865	0,950	1,000	1,085	1,100	5	66,7				3,2	20,0	-	
		16	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,200	1,250	5	66,7				3,0	25,0	-
20	-27,0	1	0,030	0,045	0,060	0,100	0,130	0,160	0,180	0,200	0,215			3	94,0							M=50
		2	0,055	0,065	0,080	0,125	0,155	0,180	0,195	0,215	0,230			3	94,0							g/m ³
		3	0,105	0,125	0,140	0,190	0,225	0,260	0,285	0,305	0,320			0	100,0							Utl.=
		4	0,175	0,205	0,225	0,275	0,315	0,340	0,365	0,380	0,395			3	94,0							3,3
		5	0,160	0,270	0,290	0,365	0,410	0,450	0,490	0,510	0,535			3	94,0							g/m ³ O ₂
		6	0,190	0,235	0,245	0,325	0,365	0,395	0,415	0,435	0,450			0	100,0							B=20
		7	0,230	0,305	0,340	0,425	0,470	0,510	0,545	0,565	0,585			0	100,0							g/m ³ Pt
		8	0,195	0,330	0,365	0,445	0,470	0,505	0,565	0,580	0,600			0	100,0							
		9	0,240	0,325	0,395	0,485	0,525	0,560	0,605	0,620	0,635			3	94,0							
		10	0,250	0,335	0,405	0,500	0,555	0,585	0,610	0,630	0,645			3	94,0							
		11	0,275	0,395	0,505	0,620	0,665	0,720	0,775	0,805	0,820			3	94,0							
		12	0,305	-	-	-	0,750	-	0,880	0,905	0,930			5	90,0							
		13	0,305	-	-	-	-	-	-	-	1,085			10	80,0							

c.d. Tabeli 22.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22
50	-18,5	0	0,020	0,030	0,040	0,065	0,085	0,110	0,130	0,140	0,150	0,155	0,155								M=50g/m ³
		1	0,095	0,110	0,120	0,150	0,170	0,200	0,220	0,230	0,235	0,240	0,240	0	100,0	20	20,0	5,0	27,3	0,12	B=25g/m ³
		2	0,230	0,250	0,270	0,310	0,340	0,370	0,390	0,410	0,420	0,425	0,425	0	100,0	20	20,0	7,7	30,0	0,08	Pt
		3	0,345	0,380	0,395	0,440	0,475	0,505	0,530	0,545	0,555	0,560	0,560	3	94,0	25	0,0	8,8	20,0	0,20	Utl=11,0
		4	-	-	0,585	0,630	0,670	0,700	0,720	0,730	0,740	0,750	0,750	3	94,0	25	0,0	8,2	25,5	0,16	g/m ³ O ₂
		5	-	-	-	-	-	0,945	0,970	0,980	0,990	0,995	0,995	3	94,0	25	0,0	8,0	27,3	0,15	
60	-17,0	6	-	-	-	-	-	-	-	-	1,100	1,200	1,300	5	90,0	20	20,0	8,2	25,5	0,15	
		0	0,030	0,040	0,050	0,085	0,110	0,135	0,155	0,165	0,175	0,180	0,180								M=50g/m ³
		1	0,120	0,135	0,150	0,190	0,220	0,250	0,265	0,275	0,285	0,290	0,290	0	100,0	15	57,1	7,0	33,3	0,11	B=35
		2	0,225	0,235	0,270	0,300	0,335	0,360	0,380	0,390	0,400	0,410	0,420	0	100,0	10	71,4	6,6	37,1	0,09	g/m ³ Pt
		3	0,340	0,385	0,400	0,435	0,470	0,495	0,515	0,530	0,540	0,545	0,545	0	100	10	71,4	6,5	38,1	0,09	Utl=10,5
		4	-	-	-	-	-	-	1,000	1,015	1,030	1,035	1,035	0	100	10	71,4	6,7	36,2	0,12	g/m ³ O ₂
80	-14,0	4,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,300	0	100	10	71,4	6,7	36,2	0,12	
		0	0,025	0,035	0,040	0,065	0,110	0,135	0,160	0,175	0,195	0,200	0,220								M=50
		0,5	0,050	0,070	0,085	0,130	0,160	0,190	0,215	0,225	0,250	0,260	0,260	0	100,0	15	57,1	5,0	62,1	0,20	g/m ³
		1	0,105	0,150	0,165	0,230	0,260	0,290	0,310	0,330	0,350	0,360	0,360	0	100,0	15	57,1	5,2	60,6	0,20	B=35
		1,5	0,205	0,270	0,290	0,380	0,415	0,445	0,470	0,490	0,510	0,520	0,520	0	100,0	15	57,1	5,8	56,1	0,20	g/m ³ Pt
		2	0,300	0,390	0,410	0,530	0,570	0,600	0,620	0,640	0,660	0,670	0,670	0	100,0	15	57,1	5,8	56,1	0,18	Utl=13,2
100	-11,0	2,5	0,440	0,550	0,580	0,720	0,760	0,795	0,820	0,840	0,860	0,870	0,870	10	80,0	20	42,8	5,8	56,1	0,30	g/m ³ O ₂
		3,5	-	-	-	-	-	-	-	1,260	1,280	1,290	1,300	25	50,0	25	28,6	6,4	51,5	0,42	
		0	0,080	0,100	0,130	0,175	0,210	0,240	0,265	0,285	0,310	0,320	0,325								M=50
		0,5	0,100	0,130	0,160	0,220	0,250	0,290	0,315	0,335	0,360	0,370	0,375	5	90,0	15	57,1	6,0	55,2	0,15	g/m ³
		1	0,235	0,300	0,320	0,390	0,430	0,460	0,485	0,505	0,525	0,540	0,540	3	94,0	15	57,1	5,8	56,7	0,00	B=25
		1,5	0,265	0,340	0,375	0,470	0,525	0,560	0,600	0,625	0,650	0,670	0,670	3	94,0	15	57,1	6,4	52,2	0,00	g/m ³ Pt
		2	-	-	-	-	0,845	0,880	0,905	0,930	0,950	0,960	0,960	3	94,0	20	42,8	7,0	47,8	0,00	Utl=13,4
		2,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,200	1,300	5	90,0	15	57,1	5,8	56,7	0,00	g/m ³ O ₂

Tab.23. FILTRACJA WODY Z SIARCZANEM GLINOWYM PRZEE-ZŁOŻE PŁASKOWO-WĘGLOWE

Liczba Al ₂ (SO ₄) ₃ / 100 g H ₂ O	Wysokość strat ciśnienia filtracyjnego w m H ₂ O na poszczególnych głębokościach złoź	Jakość filtratu												Jakość wody surowej						
		Ciężar filtracji h		Ciężar filtracji h											Ciężar filtracji h					
		0,10	0,20	0,30	0,40	0,50	0,60	0,70	0,80	0,90	1,00	1,10	g/m ³ Stopień usuwa- nia %		g/m ³ Pt	g/m ³ Stopień usuwa- nia %	g/m ³ O ₂	g/m ³ Stopień usuwa- nia %	g/m ³ Al	
10	0	0,020	0,025	0,040	0,050	0,070	0,090	0,110	0,125	0,140	0,150	0,155	5	66,7			4,0	0,0	0	M=15 g/m ³
	1	0,025	0,030	0,050	0,070	0,080	0,100	0,125	0,140	0,155	0,160	0,165	2	86,7			2,1	47,5	0	Ut1.= 4,0
	2	0,030	0,035	0,060	0,080	0,115	0,140	0,160	0,175	0,185	0,195	0,200	0	100,0			2,5	37,5	0,04	g/m ³ O ₂
	3	0,045	0,050	0,065	0,125	0,160	0,185	0,215	0,225	0,235	0,245	0,250	0	100,0			2,4	40,0	0,20	B=10 Pt
	4	0,045	0,050	0,070	0,125	0,160	0,185	0,215	0,225	0,235	0,245	0,250	0	100,0			2,4	40,0	0,04	
	5	0,045	0,055	0,085	0,130	0,165	0,190	0,220	0,230	0,245	0,250	0,255	0	100,0			2,9	27,5	0,08	
	6	0,045	0,055	0,135	0,170	0,200	0,230	0,240	0,255	0,260	0,260	0,260	0	100,0			2,5	37,5	0,08	
	7	0,070	0,080	0,085	0,185	0,195	0,245	0,260	0,270	0,280	0,285	0,295	0	100,0			2,5	37,5	0,09	
	8	0,155	0,160	0,165	0,255	0,295	0,320	0,345	0,360	0,370	0,380	0,385	0	100,0			2,3	4,25	0,08	
	9	0,205	0,210	0,215	0,320	0,360	0,390	0,410	0,425	0,440	0,450	0,450	0	100,0			2,2	45,0	0,08	
	10	0,215	0,220	0,225	0,340	0,375	0,405	0,430	0,440	0,455	0,465	0,465	0	100,0			2,0	50,0	0,07	
	11	0,270	0,280	0,285	0,415	0,455	0,480	0,505	0,520	0,530	0,545	0,545	0	100,0			2,2	45,0	0,09	
	12	0,305	0,320	0,325	0,460	0,500	0,525	0,550	0,565	0,575	0,585	0,590	0	100,0			2,1	47,5	0,12	
	13	0,305	0,325	0,325	0,510	0,550	0,580	0,615	0,630	0,645	0,655	0,660	0	100,0			2,2	45,0	0,10	
	14	0,310	0,350	0,410	0,670	0,810	0,880	0,920	0,950	0,960	0,970	0,970	2	86,7			2,0	50,0	0,07	
	15	0,315	0,365	0,430	0,705	0,850	0,930	0,975	1,000	1,020	1,030	1,030	2	86,7			2,0	50,0	0,06	
	16	0,325	0,380	0,440	0,730	0,870	0,950	1,000	1,020	1,040	1,045	1,045	3	80,0			2,1	47,5	0,05	
	17	-	0,395	0,480	0,750	0,880	0,955	1,000	1,025	1,065	1,100	1,140	3	80,0			2,0	50,0	0,04	
	18	-	-	-	-	0,900	0,960	1,050	1,095	1,110	1,160	1,200	3	80,0			2,5	37,5	0,10	
	19	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,195	1,250	3	80,0			2,8	30,0	0,08	
	20	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,300	5	66,7			2,0	50,0	0,08	
20	0	0,025	0,035	0,045	0,075	0,105	0,125	0,145	0,160	0,175			3	94,0						M=50 g/m ³
	1	0,035	0,040	0,050	0,080	0,110	0,130	0,140	0,150	0,175			3	94,0						Ut1.= 3,3
	2	0,035	0,045	0,055	0,090	0,095	0,135	0,145	0,165	0,180			3	94,0						g/m ³ O ₂
	3	0,040	0,050	0,060	0,110	0,120	0,140	0,145	0,170	0,180			0	100,0						B=20 g/m ³ Pt
	4	0,050	0,060	0,065	0,130	0,140	0,155	0,165	0,175	0,190			0	100,0						
	5	0,075	0,085	0,100	0,160	0,170	0,185	0,205	0,225	0,240			0	100,0						
	6	0,100	0,125	0,150	0,190	0,215	0,230	0,250	0,260	0,265			0	100,0						
	7	0,110	0,135	0,165	0,220	0,240	0,250	0,260	0,270	0,270			0	100,0						
	8	0,150	0,170	0,195	0,250	0,265	0,285	0,315	0,345	0,355			3	94,0						
	9	0,195	0,215	0,230	0,300	0,320	0,345	0,360	0,380	0,395			3	94,0						
	10	0,215	0,265	0,285	0,290	0,380	0,390	0,420	0,460	0,485			3	94,0						
	11	0,225	0,290	0,320	0,440	0,460	0,475	0,500	0,515	0,525			0	100,0						
	12	0,235	0,325	0,360	0,445	0,480	0,500	0,520	0,540	0,565			0	100,0						
	13	0,245	0,360	0,395	0,480	0,535	0,575	0,605	0,625	0,640			0	100,0						
	14	0,245	0,370	0,415	0,520	0,585	0,660	0,705	0,780	0,860			3	94,0						
	15	0,250	0,385	0,480	0,610	0,700	0,785	0,835	0,880	0,910			3	94,0						
	16	0,320	0,485	0,580	0,705	0,795	0,880	0,935	0,970	1,005			3	94,0						

Tab. 23. FILTRACJA WODY Z SIARCZANEM GLINOWYM PRZESZCZĄDKĄ PŁASKOWO-WĘGLOWĄ

/c.2/

Dawka Al ₂ (SO ₄) ₃ g/m ³	Poten- cjał mV	Czas fil- tracji h	Wysokość strat ciśnienia filtracyjnego w m H ₂ O na poszcze- gólnych głębokościach zleń											Jakość filtratu								Jakość wody surowej							
			0,10	0,20	0,30	0,40	0,50	0,60	0,70	0,80	0,90	1,00	1,10	Mętność		Barwa		Utlenial.		Glin									
														g/m ³	Stopień usuwa- nia %	g/m ³	Stopień usuwa- nia %	g/m ³	Stopień usuwa- nia %	g/m ³	Stopień usuwa- nia %								
																			m										
50	-18,5	0	0,000	0,000	0,000	0,030	0,065	0,095	0,120	0,135	0,150	0,165	0,170																
		1	0,015	0,020	0,030	0,070	0,105	0,140	0,165	0,180	0,200	0,210	0,220	0	100,0	15	40,0	7,2	34,5	0,20	M=50								
		2	0,030	0,040	0,050	0,120	0,200	0,250	0,270	0,300	0,320	0,330	0,330	0	100,0	20	25,0	7,6	30,9	0,12	g/m ³								
		3	0,050	0,060	0,070	0,170	0,270	0,320	0,350	0,375	0,400	0,415	0,415	0	94,0	25	0,0	8,4	23,6	0,12	B=35								
		4	0,070	0,090	0,100	0,225	0,350	0,400	0,435	0,460	0,480	0,495	0,500	3	94,0	20	25,0	7,7	30,0	0,06	g/m ³ Pt								
		5	0,100	0,125	0,135	0,290	0,450	0,510	0,540	0,570	0,590	0,610	0,610	3	94,0	20	25,0	8,2	25,5	0,10	Utl.=								
		6	0,150	0,190	0,200	0,415	0,630	0,685	0,715	0,740	0,755	0,770	0,770	3	94,0	15	40,0	8,0	27,3	0,20	11,0								
		7	0,185	0,225	0,245	0,490	0,740	0,800	0,835	0,860	0,880	0,890	0,895	0	100,0	20	25,0	8,9	19,1	0,18	g/m ³ O ₂								
		8	0,210	0,250	0,270	0,530	0,810	0,870	0,905	0,930	0,950	0,960	0,965	0	100,0	15	40,0	7,9	28,2	0,15									
		9	0,250	0,310	0,330	0,630	-	-	-	1,100	1,115	1,130	1,130	0	100,0	15	40,0	8,0	27,3	0,16									
10	0,320	0,380	0,410	-	-	-	-	-	1,280	1,290	1,300	0	100,0	15	40,0	7,6	30,9	0,18											
60	-17,0	0	0,005	0,010	0,015	0,065	0,095	0,120	0,150	0,160	0,170	0,180	0,180								M = 50								
		1	0,025	0,035	0,090	0,110	0,145	0,175	0,200	0,210	0,225	0,230	0,235	0	100,0	10	71,4	5,0	52,4	0,12	g/m ³								
		2	0,065	0,080	0,090	0,165	0,220	0,245	0,255	0,310	0,325	0,340	0,340	0	100,0	5	85,7	5,6	46,7	0,11	B = 35								
		3	0,080	0,100	0,110	0,210	0,260	0,315	0,345	0,360	0,380	0,395	0,395	0	100,0	5	85,7	5,9	43,8	0,11	g/m ³ Pt								
		4	0,110	0,150	0,160	0,315	0,415	0,455	0,485	0,510	0,525	0,540	0,540	0	100,0	10	71,4	6,0	42,9	0,08									
		5	0,145	0,190	0,210	0,400	0,530	0,580	0,610	0,630	0,650	0,660	0,665	0	100,0	5	85,7	5,4	48,6	0,03	Utl.=								
		6	0,180	0,235	0,260	0,485	0,645	0,695	0,730	0,750	0,770	0,780	0,785	0	100,0	10	71,4	5,9	43,8	0,00	10,5								
		7	0,220	0,280	0,305	0,580	0,770	0,830	0,860	0,890	0,910	0,925	0,930	0	100,0	5	85,7	5,2	50,5	0,06	g/m ³ O ₂								
		8	0,280	0,340	0,365	0,605	0,795	0,915	0,980	1,025	1,055	1,080	1,085	0	100,0	5	85,7	5,5	47,6	0,08									
		9	-	-	-	-	-	-	-	-	1,290	1,290	1,300	0	100,0	5	85,7	5,4	48,6	0,10									
80	-14,0	0	0,025	0,030	0,035	0,060	0,100	0,130	0,155	0,170	0,190	0,200	0,215								M=50								
		0,5	0,030	0,045	0,050	0,125	0,165	0,210	0,230	0,250	0,270	0,280	0,290	10	80,0	15	57,1	5,0	62,1	0,42	g/m ³								
		1,0	0,075	0,100	0,110	0,215	0,280	0,320	0,345	0,365	0,385	0,400	0,410	3	94,0	10	71,4	5,4	59,1	0,30	B=35								
		1,5	0,090	0,165	0,180	0,310	0,400	0,440	0,465	0,485	0,500	0,515	0,530	0	100,0	15	57,1	6,0	54,5	0,23	g/m ³ Pt								
		2,0	0,200	0,240	0,255	0,445	0,535	0,580	0,610	0,630	0,650	0,660	0,670	0	100,0	15	57,1	5,4	59,1	0,26	Utl.=								
		2,5	0,250	0,300	0,320	0,515	0,650	0,700	0,730	0,750	0,770	0,780	0,790	10	80,0	20	42,8	5,2	60,6	0,35	13,2								
		3,0	0,300	0,350	0,375	0,590	0,750	0,795	0,825	0,850	0,870	0,880	0,890	15	70,0	20	42,8	6,0	54,5	0,54	g/m ³ O ₂								
		4,0	-	-	-	-	-	-	1,260	1,280	1,290	1,290	1,300	30	40,0	25	28,6	7,6	42,4	0,72									
100	-11,0	0	0,010	0,020	0,025	0,070	0,115	0,150	0,170	0,185	0,205	0,215	0,220								M=50								
		0,5	0,080	0,095	0,100	0,165	0,225	0,255	0,280	0,295	0,315	0,330	0,330	5	90,0	20	42,8	6,2	53,7	0,00	g/m ³								
		1,0	0,340	0,360	0,360	0,470	0,550	0,590	0,615	0,630	0,650	0,670	0,670	3	94,0	20	42,8	5,0	62,7	0,00	B=35								
		1,5	0,390	0,410	0,430	0,545	0,660	0,710	0,740	0,760	0,780	0,790	0,790	3	94,0	15	57,1	5,6	58,2	0,12	g/m ³								
		2,0	-	-	-	-	-	-	1,050	1,070	1,085	1,100	1,100	10	80,0	15	57,1	6,2	53,7	0,15	Utl.=								
		2,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,300	5	90,0	20	42,8	5,6	58,2	0,17	=13,4 g/m ³ O ₂								

Tab. 24. Przyrost wysokości strat ciśnienia filtracyjnego zależnie od odczynu wody i rodzaju złoża

Czas filtracji	Wysokość strat ciśnienia filtracyjnego m H ₂ O									
	złoża piaskowo-węglowe /0,3m piasku + 0,3 m węgla akt.			złoża piaskowo-antracytowe						
				0,6 m piasku + 0,3 m antracytu			0,3 m piasku +0,3 m antracytu			
	pH =5,3	pH=6,1	pH=7,8	pH=5,3	pH=6,2	pH=7,6	pH=5,3	pH=6,1	pH=7,4	
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
0	0,100	0,085	0,155		0,170	0,165	0,150	0,155	0,130	0,155
0,25	0,145	0,110	-		-	-	0,160	0,195	0,140	-
0,50	0,160	0,120	0,180		0,185	0,185	0,190	0,205	0,150	0,195
0,75	0,185	0,120	-		-	-	0,196	0,210	0,155	-
1,00	0,210	0,130	0,180		0,200	0,205	0,203	0,210	0,175	0,255
1,25	0,245	0,145	-		-	-	0,220	0,220	0,190	-
1,50	0,270	0,155	0,210		0,215	0,230	0,250	0,230	0,195	0,340 ▲
1,75	0,275	0,160	-		-	-	-	0,240	0,220	-
2,00	0,305	0,170	0,245		0,245	0,270	0,290	0,255	0,240 ▲	0,420
2,25	0,325	0,190	0,280 ▲		-	-	0,305	0,260	0,265	0,480
2,50	0,360	-	0,305		0,285	0,325	0,350	0,295	-	0,555
2,75	0,375	0,235	0,330		-	-	0,375	-	0,320	0,605
3,00	0,405	0,270	0,350		0,325	0,400	-	0,345	0,340	-
3,25	0,425	0,270 ▲	0,405		-	-	0,410 ▲	-	0,365	-
3,50	0,435	0,295	-		0,375	0,480	0,455	0,465	0,420	-
3,75	0,460	0,335	0,445		-	-	0,485	-	0,460	-
4,00	0,475	0,350	0,540		0,400	0,570 ▲	-	0,590	0,495	-
4,25	0,480	0,360	-		-	-	0,530	0,630	0,525	-
4,50	0,505	0,395	-		0,425	0,660	0,580	0,630 Δ	0,590	-
4,75	0,510	0,435	-		-	0,660	0,607	-	0,665	-
5,00	0,525	0,460	-		0,475	-	0,610	-	0,720	-
5,25	0,535	0,530	-		-	-	-	-	0,720	-
5,50	0,580	0,555	-		0,530	-	-	-	-	-
5,75	0,640 Δ	0,580	-		-	-	-	-	-	-
6,00	-	0,620	-		0,590	-	-	-	-	-
6,25	-	0,665	-		0,620 Δ	-	-	-	-	-

Uwaga

▲ - oznacza przebicie złoża

△ - oznacza pogorszenie jakości filtratu pod koniec cyklu filtracji

Tab.25. FILTRACJA WODY Z POLIELEKTROLITAMI PRZEZ ZŁOŻE PIASKOWE O UZIARNIENIU 1 mm

Rodzaj i dawka polielektrolitu	Jakość wody surowej			Czas filtracji h	Głębokość złoża filtracyjnego											Jakość wody czystej		
	Wętność	Barwa	Utlenialność		0,10	0,20	0,30	0,40	0,50	0,60	0,70	0,80	0,90	1,00	1,10	Wętność	Barwa	Utlenialność
	g/m ³	g/m ³ Pt	g/m ³ O ₂		Wysokość strat ciśnienia filtracyjnego											g/m ³	g/m ³ Pt	g/m ³ O ₂
	2	3	4		m H ₂ O											17	18	19
Calgon K-502 d = 5,0 g/m ³ v = 4,0 m/h	300	30	18,4	0 ¹⁵	0,005	0,025	0,025	0,040	0,050	0,070	0,080	0,090	0,095	0,100	0,100	-	-	-
				1	0,065	0,100	0,100	0,125	0,140	0,150	0,160	0,170	0,175	0,180	0,180	5	5	4,4
				2	0,170	0,210	0,215	0,230	0,240	0,260	0,265	0,275	0,280	0,285	0,285	5	5	4,6
				3	0,405	0,450	0,465	0,465	0,470	0,490	0,500	0,510	0,515	0,515	0,515	5	10	4,6
				4	-	-	-	-	0,730	0,740	0,760	0,765	0,770	0,780	0,780	5	20	5,3
				5	-	-	-	-	-	-	-	-	1,220	1,220	1,220	5	15	5,1
Calgon K-502 d = 5,0 g/m ³ v = 8 m/h	300	20	19,5	0 ¹⁵	0,030	0,045	0,060	0,070	0,080	0,095	0,105	0,115	0,120	0,125	0,130	-	-	-
				0,5	0,065	0,085	0,100	0,110	0,120	0,130	0,140	0,150	0,160	0,165	0,165	0	10	3,8
				1	0,140	0,160	0,175	0,185	0,195	0,205	0,210	0,225	0,230	0,235	0,235	0	10	3,6
				2	0,275	0,320	0,335	0,350	0,365	0,380	0,390	0,400	0,405	0,410	0,435	3	5	3,6
				3	0,400	0,460	0,475	0,490	0,500	0,515	0,525	0,535	0,545	0,550	0,565	5	5	3,7
				4	-	-	0,560	0,570	0,580	0,590	0,595	0,605	0,610	0,610	0,625	5	5	3,8
Rokrysol WF-5 d = 5,0 g/m ³ v = 8 m/h	300	50	28,0	0 ¹⁵	0,020	0,030	0,050	0,060	0,070	0,080	0,090	0,100	0,105	0,110	0,110	-	-	-
				1,0	0,040	0,075	0,090	0,100	0,110	0,125	0,135	0,140	0,145	0,150	0,155	20	50	4,1
				2,0	0,120	0,165	0,180	0,195	0,205	0,220	0,235	0,245	0,250	0,255	0,255	5	40	5,2
				3,0	0,250	0,300	0,310	0,325	0,335	0,340	0,355	0,365	0,370	0,380	0,380	5	35	5,0
				4,0	0,350	-	-	-	0,430	0,440	0,455	0,470	0,480	0,490	0,500	5	35	5,1
				4,5	-	-	-	-	-	-	0,675	0,680	0,695	0,700	0,710	10	40	5,2
Polypox d = 5,0 g/m ³ v = 8 m/h	300	10	20,0	0 ¹⁵	0,095	0,125	0,145	0,160	0,170	0,185	0,195	0,200	0,210	0,210	0,230	-	-	-
				1,0	0,130	0,160	0,180	0,200	0,210	0,220	0,235	0,245	0,255	0,260	0,270	40	-	5,0
				1,5	0,165	0,190	0,215	0,230	0,240	0,255	0,265	0,180	0,285	0,290	0,300	50	-	5,1
				2,0	0,200	0,225	0,250	0,265	0,280	0,290	0,300	0,310	0,320	0,325	0,330	60	-	4,9
				2,5	0,215	0,230	0,250	0,265	0,280	0,290	0,300	0,310	0,320	0,330	0,335	60	-	4,8
				3,0	0,180	0,235	0,255	0,270	0,285	0,290	0,305	0,315	0,325	0,325	0,340	70	-	5,6
				3,5	0,190	0,280	0,305	0,320	0,330	0,330	0,360	0,365	0,375	0,375	0,385	70	-	5,8
				4,0	0,200	0,270	0,315	0,330	0,340	0,340	0,365	0,385	0,395	0,395	0,405	70	-	6,0

c.d. Tabeli 25

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19
Polyhall 650 $d = 2 \text{ g/m}^3$ $v = 8 \text{ m/h}$	300	20	16,0	0 ¹⁵	0,010	0,020	0,025	0,030	0,040	0,040	0,050	0,050	0,055	0,060	-	-	-	-
				1	0,285	9,295	0,300	0,305	0,310	0,320	0,325	0,330	0,330	0,335	-	10	-	-
				2	-	-	-	-	-	-	-	-	0,820	0,820	-	10	-	-
Polyhall 650 $d = 5,0 \text{ g/m}^3$ $v = 8 \text{ m/h}$	250	35	16,0	0 ¹⁵	0,035	0,065	0,070	0,085	0,095	0,105	0,110	0,125	0,130	0,135	0,135	-	-	-
				1	9,320	0,330	0,340	0,345	0,350	0,360	0,370	0,380	0,390	0,390	0,390	5	30	5,1
				2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,300	5	35	5,2
Woda surowa	200	20	12,0	0 ¹⁵	0,010	0,030	0,045	0,055	0,070	0,080	0,090	0,095	0,100	0,110	-	-	-	-
				1	0,015	0,050	0,065	0,080	0,090	0,105	0,115	0,125	0,130	0,135	-	50	-	7,7
				2	0,020	0,065	0,080	0,100	0,110	0,125	0,135	0,145	0,150	0,155	-	55	-	8,0
				3	0,025	0,070	0,090	0,110	0,120	0,135	0,145	0,155	0,165	0,165	-	60	-	8,2
				4	0,030	0,080	0,100	0,115	0,130	0,145	0,150	0,160	0,170	0,180	-	80	-	9,1

Tab.26. FILTRACJA WODY Z POLIELEKTROLITAMI PRZEZ ZŁOŻE PIASKOWE O UZIARNIENIU 2,0 mm

Rodzaj i dawka polielektrolitu	Jakość wody surowej			Czas fil- tra- cji	Głębokość złoża filtracyjnego												Jakość wody czystej					
	Mętność	Barwa	Utle- nial- ność		Wysokość strat ciśnienia filtracyjnego												Mętność	Barwa	Utlennalność			
					m H ₂ O																	
	g/m ³	g/m ³ Pt	g/m ³ O ₂	h	0,10	0,20	0,30	0,40	0,50	0,60	0,70	0,80	0,90	1,00	1,10	g/m ³	g/m ³ Pt	g/m ³ O ₂				
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19				
Calgon M-502	300	30	18,4	0,15	0,000	0,000	0,000	0,000	0,005	0,005	0,010	0,010	0,010	0,015	-	-	-	-				
				1	0,000	0,005	0,005	0,010	0,015	0,020	0,025	0,030	0,035	0,040	-	10	10	5,1				
				2	0,000	0,005	0,010	0,015	0,020	0,025	0,030	0,035	0,040	0,040	-	5	10	8,2				
				3	0,010	0,020	0,025	0,030	0,035	0,040	0,045	0,050	0,055	0,060	-	5	10	6,3				
				4	0,025	0,035	0,040	0,045	0,055	0,055	0,060	0,065	0,070	0,075	-	5	20	5,1				
				5	0,040	0,050	0,060	0,065	0,070	0,075	0,080	0,085	0,090	0,095	-	5	10	5,0				
				6	0,040	0,050	0,055	0,065	0,070	0,075	0,080	0,085	0,090	0,095	-	5	25	6,4				
				7	0,090	0,110	0,120	0,125	0,130	0,135	0,140	0,145	0,150	0,150	-	5	20	4,3				
				8	0,160	0,175	0,185	0,190	0,200	0,205	0,210	0,215	0,215	0,220	-	5	20	4,4				
				9	0,245	0,270	0,280	0,290	0,295	0,300	0,305	0,310	0,315	0,320	-	5	10	4,9				
				10	0,245	0,270	0,280	0,290	0,295	0,300	0,305	0,310	0,315	0,320	0, -	5	10	4,9				
				11	0,335	0,345	0,360	0,365	0,375	0,380	0,385	0,385	0,390	0,395	-	5	10	4,6				
Calgon M-502	300	20	19,5	0,15	0,000	0,000	0,005	0,005	0,010	0,015	0,015	0,020	0,025	0,025	0,030	-	-	-				
				0,5	0,000	0,005	0,010	0,015	0,015	0,020	0,025	0,025	0,025	0,025	0,030	0	15	4,0				
				1,0	0,000	0,005	0,010	0,020	0,020	0,030	0,030	0,035	0,035	0,035	0,040	0	15	4,0				
				2	0,005	0,020	0,030	0,040	0,045	0,050	0,055	0,060	0,065	0,065	0,070	0	10	5,0				
				3	0,015	0,040	0,050	0,060	0,065	0,070	0,080	0,080	0,085	0,085	0,090	5	10	5,1				
				4	0,030	0,075	0,080	0,090	0,095	0,100	0,110	0,110	0,115	0,115	0,120	5	10	5,2				
				5	0,055	0,075	0,100	0,110	0,120	0,120	0,125	0,130	0,135	0,135	0,140	10	10	5,6				
				Rokrysol WF-5 d=5,0 g/m ³ v = 8 m/h	300	50	28,0	0,15	0,000	0,005	0,005	0,010	0,010	0,010	0,015	0,015	0,020	0,020	-	-	-	
								1	0,000	0,005	0,005	0,010	0,010	0,015	0,015	0,020	0,025	0,025	-	65	50	6,1
								2	0,000	0,005	0,005	0,010	0,010	0,015	0,015	0,020	0,025	0,025	-	20	40	6,2
								3	0,000	0,005	0,015	0,020	0,025	0,025	0,030	0,035	0,040	0,040	-	20	40	6,1
								4	0,005	0,010	0,020	0,025	0,030	0,030	0,035	0,040	0,040	0,045	-	20	40	6,3
4,5	0,015	0,025	0,030					0,035	0,040	0,050	0,055	0,060	0,065	0,070	-	25	40	6,2				

c.d. Tabeli 26.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19
Polyox $d = 5,0 \text{ g/m}^3$ $v = 8 \text{ m/h}$	300	10	20,0	0,15	0,000	0,005	0,005	0,005	0,010	0,015	0,020	0,025	0,025	0,025	0,030	-	-	-
				0,5	0,000	0,005	0,005	0,010	0,015	0,020	0,020	0,025	0,030	0,030	0,035	60	-	6,4
				1,0	0,000	0,005	0,005	0,010	0,015	0,020	0,025	0,030	0,030	0,030	0,035	50	-	6,2
				1,5	0,000	0,005	0,005	0,010	0,015	0,025	0,025	0,030	0,030	0,035	0,040	55	-	6,1
				2,0	0,000	0,005	0,005	0,010	0,015	0,025	0,025	0,030	0,035	0,035	0,040	60	-	5,8
				2,5	0,000	0,005	0,005	0,010	0,015	0,025	0,025	0,030	0,035	0,035	0,040	60	-	6,4
				3,0	0,000	0,005	0,005	0,015	0,020	0,030	0,030	0,035	0,035	0,040	0,040	60	-	6,2
				3,5	0,000	0,005	0,005	0,015	0,025	0,030	0,035	0,040	0,040	0,040	0,045	60	-	8,0
Polyhall 650 $d = 2 \text{ g/m}^3$ $v = 8 \text{ m/h}$	300	20	16,0	0,15	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,005	0,005	0,005	-	-	-	-
				1	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,005	0,005	0,005	-	15	-	-
				2	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,005	0,005	0,010	-	10	-	-
				3	0,000	0,005	0,005	0,010	0,010	0,010	0,010	0,015	0,015	0,015	-	10	-	-
				4	0,005	0,010	0,010	0,015	0,015	0,015	0,015	0,020	0,020	0,020	-	10	-	-
				5	0,005	0,010	0,015	0,020	0,020	0,025	0,025	0,025	0,030	0,030	-	10	-	-
				6	0,035	0,040	0,040	0,040	0,045	0,045	0,045	0,045	0,050	0,050	-	15	-	-
				7	0,040	0,045	0,045	0,045	0,050	0,050	0,050	0,055	0,060	0,060	-	10	-	-
				8	0,055	0,055	0,060	0,060	0,060	0,060	0,060	0,065	0,065	0,065	-	15	-	-
				9	0,080	0,080	0,085	0,085	0,085	0,085	0,085	0,085	0,085	0,090	-	15	-	-
				10	0,085	0,090	0,090	0,090	0,090	0,090	0,090	0,095	0,095	0,100	-	15	-	-
Polyhall 650 $d = 5 \text{ g/m}^3$ $v = 8 \text{ m/h}$	250	35	16,0	0,15	0,000	0,020	0,025	0,030	0,035	0,035	0,040	0,040	0,045	0,045	-	-	-	-
				1	0,000	0,020	0,025	0,030	0,035	0,035	0,040	0,040	0,045	0,045	-	15	35	5,4
				2	0,115	0,115	0,115	0,120	0,120	0,120	0,120	0,120	0,130	0,130	-	10	35	5,6
				3	0,240	0,245	0,245	0,250	0,250	0,250	0,255	0,255	0,255	0,260	-	10	30	5,5
				4	-	0,490	0,500	0,500	0,500	0,505	0,505	0,505	0,510	0,510	-	10	30	5,7
				5	-	-	0,580	0,590	0,595	0,595	0,595	0,600	0,605	0,605	-	10	30	5,9
				6	-	-	-	0,660	0,660	0,660	0,665	0,665	0,670	0,670	-	10	30	6,0
				7	-	-	-	-	-	0,745	0,745	0,745	0,750	0,750	-	10	30	6,1
Woda surowa	200	20	12,0	0,15	0,000	0,005	0,005	0,010	0,010	0,015	0,020	0,025	0,030	0,030	-	-	-	-
				1	0,000	0,005	0,010	0,010	0,015	0,020	0,025	0,030	0,035	0,040	-	50	-	7,7
				2	0,000	0,005	0,010	0,015	0,020	0,025	0,030	0,035	0,040	0,040	-	60	-	7,5
				3	0,005	0,010	0,010	0,015	0,020	0,025	0,030	0,035	0,040	0,045	-	70	-	7,8
				4	0,010	0,010	0,020	0,025	0,030	0,030	0,035	0,040	0,045	0,045	-	80	-	8,1

Tab.27. FILTRACJA WODY Z POLIELEKTROLITAMI PRZESZ ZŁOŻE PIASKOWE O UZIARNIENIU 3,0 mm

Rodzaj i dawka polielektrolitu	Jakość wody surowej			Czas fil- tra- cji	Wysokość strat ciśnienia filtracyjnego [m H ₂ O] na głębokościach złoże												Jakość wody czystej		
	Mętność	Barwa	Utle- niał- ność		0,10	0,20	0,30	0,40	0,50	0,60	0,70	0,80	0,90	1,00	1,10	Mętność	Barwa	Utlenialność	
	g/m ³	g/m ³ Pt	g/m ³ O ₂		m												g/m ³	g/m ³ Pt	g/m ³ O ₂
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	
Calgon M-502 D = 5,0 g/m ³ v = 4 m/h	300	30	18,4	0 ¹⁵	0,005	0,015	0,020	0,020	0,025	0,025	0,025	0,030	0,030	0,030	0,030	-	-	-	
				1	0,010	0,015	0,020	0,025	0,025	0,025	0,030	0,030	0,035	0,035	0,040	10	20	5,2	
				2	0,015	0,025	0,025	0,030	0,035	0,035	0,040	0,040	0,045	0,045	0,050	5	10	5,3	
				3	0,020	0,030	0,035	0,035	0,040	0,040	0,045	0,045	0,050	0,050	0,095	5	15	5,4	
				4	0,030	0,035	0,040	0,050	0,050	0,050	0,055	0,055	0,060	0,060	0,100	10	30	5,8	
				5	0,035	0,045	0,050	0,055	0,060	0,060	0,065	0,065	0,065	0,065	0,105	10	30	6,0	
				6	0,035	0,045	0,050	0,055	0,060	0,065	0,065	0,065	0,070	0,070	0,105	10	30	5,9	
				7	0,045	0,060	0,065	0,070	0,075	0,075	0,080	0,080	0,085	0,085	0,120	10	30	6,1	
				8	0,050	0,065	0,070	0,080	0,080	0,085	0,090	0,090	0,090	0,090	0,125	5	20	5,9	
				9	0,060	0,080	0,100	0,105	0,110	0,115	0,115	0,120	0,120	0,125	0,150	5	10	5,8	
				10	0,120	0,145	0,155	0,165	0,170	0,170	0,175	0,175	0,180	0,180	0,205	5	10	5,7	
				11	0,195	0,220	0,230	0,240	0,240	0,245	0,250	0,250	0,255	0,255	0,280	5	10	6,0	
				12	0,215	0,245	0,260	0,265	0,270	0,220	0,275	0,280	0,285	0,290	0,305	5	10	5,5	
				13	0,385	0,415	0,430	0,440	0,445	0,450	0,455	0,455	0,455	0,460	0,480	5	20	7,8	
				14	0,470	0,500	0,510	0,520	0,525	0,525	0,525	0,530	0,530	0,530	0,550	5	20	5,8	
Calgon M-502 d = 5,0 g/m ³ v = 8 m/h	300	20	19,5	0 ¹⁵	0,010	0,010	0,025	0,025	0,030	0,030	0,035	0,035	0,040	0,040	0,050	-	-	-	
				0,5	0,015	0,020	0,025	0,030	0,035	0,040	0,040	0,040	0,040	0,040	0,050	0	15	4,2	
				1,0	0,020	0,030	0,035	0,035	0,040	0,040	0,045	0,045	0,050	0,050	0,060	0	15	4,2	
				2,0	0,040	0,050	0,060	0,060	0,065	0,070	0,075	0,080	0,080	0,080	0,085	0	10	4,2	
				3,0	0,055	0,070	0,080	0,085	0,085	0,090	0,095	0,095	0,100	0,100	0,115	3	15	4,5	
				4,0	0,060	0,075	0,095	0,095	0,095	0,100	0,100	0,105	0,110	0,110	0,115	5	10	5,1	
				5,0	0,070	0,085	0,095	0,105	0,110	0,115	0,120	0,125	0,130	0,130	0,135	5	10	5,4	
Rokrysol WP-5 d = 5,0 g/m ³ v = 8 m/h	300	50	28,0	0 ¹⁵	0,010	0,015	0,015	0,020	0,020	0,020	0,025	0,025	0,025	0,030	-	-	-	-	
				1	0,010	0,020	0,025	0,025	0,030	0,030	0,035	0,035	0,035	0,040	-	30	50	5,9	
				2	0,030	0,035	0,040	0,040	0,045	0,045	0,050	0,050	0,050	0,055	-	35	40	5,8	
				3	0,030	0,035	0,040	0,045	0,045	0,050	0,050	0,050	0,050	0,055	-	25	40	5,8	
				4	0,030	0,035	0,040	0,040	0,045	0,050	0,055	0,055	0,055	0,060	-	25	40	6,1	
				4,5	0,035	0,040	0,045	0,045	0,050	0,055	0,065	0,065	0,065	0,070	-	25	45	6,4	

Tab. 27 c.d.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19
Polyox $d = 5,0 \text{ g/m}^3$ $v = 8 \text{ m/h}$	300	10	20,0	0,15	0,005	0,015	0,020	0,025	0,025	0,030	0,035	0,035	0,035	0,040	-	-	-	-
				0,5	0,010	0,015	0,020	0,025	0,030	0,030	0,035	0,035	0,035	0,040	-	70	-	6,1
				1,0	0,010	0,020	0,020	0,025	0,030	0,030	0,035	0,035	0,040	0,040	-	70	-	6,2
				1,5	0,010	0,020	0,030	0,030	0,030	0,035	0,035	0,040	0,040	0,045	-	70	-	-
				2,0	0,010	0,020	0,025	0,030	0,030	0,035	0,035	0,040	0,040	0,045	-	70	-	7,8
				2,5	0,010	0,020	0,025	0,030	0,030	0,035	0,040	0,040	0,040	0,045	-	75	-	7,3
				3,0	0,010	0,020	0,025	0,030	0,030	0,035	0,040	0,040	0,045	0,045	-	80	-	7,2
				3,5	0,015	0,025	0,025	0,030	0,035	0,040	0,040	0,040	0,045	0,045	-	85	-	7,4
				4,0	0,020	0,025	0,030	0,035	0,035	0,040	0,045	0,045	0,045	0,050	-	85	-	7,3
Polyhall 650 $d = 2 \text{ g/m}^3$ $v = 8 \text{ m/h}$	300	20	16,0	0,15	0,005	0,010	0,010	0,015	0,015	0,015	0,015	0,015	0,015	0,020	-	-	-	-
				1	0,005	0,010	0,010	0,015	0,015	0,015	0,015	0,015	0,015	0,020	-	10	-	-
				2	0,005	0,010	0,015	0,015	0,015	0,015	0,015	0,015	0,020	0,020	-	10	-	-
				3	0,015	0,015	0,020	0,020	0,020	0,020	0,025	0,025	0,025	0,025	-	10	-	-
				4	0,025	0,025	0,030	0,030	0,030	0,030	0,035	0,035	0,035	0,040	-	15	-	-
				5	0,035	0,035	0,035	0,040	0,040	0,040	0,040	0,040	0,045	0,045	-	10	-	-
				6	0,040	0,040	0,040	0,045	0,045	0,045	0,045	0,050	0,050	0,050	-	15	-	-
				7	0,040	0,040	0,040	0,045	0,045	0,045	0,045	0,050	0,050	0,050	-	15	-	-
				8	0,045	0,045	0,045	0,050	0,050	0,050	0,050	0,055	0,055	0,055	-	20	-	-
				9	0,050	0,050	0,050	0,055	0,055	0,055	0,055	0,060	0,060	0,060	-	20	-	-
Polyhall 650 $d = 5 \text{ g/m}^3$ $v = 8 \text{ m/h}$	250	35	16,0	10	0,055	0,055	0,055	0,060	0,060	0,060	0,060	0,065	0,065	0,065	-	20	-	-
				0,15	0,005	0,010	0,015	0,020	0,025	0,030	0,030	0,035	0,035	0,035	0,040	-	-	-
				1	0,005	0,010	0,015	0,020	0,025	0,030	0,030	0,035	0,035	0,035	0,040	15	30	6,1
				2	0,080	0,080	0,085	0,085	0,095	0,090	0,090	0,090	0,090	0,095	0,095	15	30	6,2
				3	0,175	0,180	0,180	0,180	0,180	0,185	0,185	0,185	0,185	0,190	0,190	10	30	6,4
				4	0,230	0,230	0,235	0,235	0,240	0,240	0,240	0,245	0,245	0,245	0,250	10	30	6,1
				5	0,340	0,345	0,345	0,345	0,345	0,350	0,350	0,350	0,355	0,355	0,355	10	30	6,5
Woda surowa	200	20	12,0	6	0,410	0,415	0,415	0,415	0,415	0,420	0,420	0,420	0,420	0,420	0,420	10	30	6,7
				7	-	-	-	-	-	0,500	0,510	0,510	0,510	0,510	0,510	10	35	6,5
				0,15	0,005	0,005	0,010	0,010	0,015	0,020	0,025	0,025	0,025	0,030	0,030	-	-	-
				1	0,005	0,015	0,015	0,020	0,020	0,025	0,025	0,030	0,030	0,030	0,035	80	-	8,5
				2	0,015	0,015	0,015	0,020	0,020	0,025	0,025	0,030	0,030	0,030	0,035	95	-	8,9
				3	0,015	0,015	0,020	0,025	0,025	0,030	0,030	0,035	0,035	0,040	0,040	100	-	8,9
				4	0,015	0,015	0,020	0,025	0,025	0,030	0,030	0,035	0,035	0,040	0,045	100	-	9,5

Tab. 28. Stopień usuwania zanieczyszczeń w czasie filtracji wody z polielektrolitami na złożach gruboziarnistych

Rodzaj i dawka polielektrolitu prędkość filtr.	Czas filtr. h	Stopień usuwania									Potencjał z usuwanych cząstek mV
		barwy % d ₅₀ mm			mętności % d ₅₀ mm			utlenialności % d ₅₀ mm			
		1	2	3	1	2	3	1	2	3	
woda surowa d=0, v=8 m/h	1	-	-	-	75,0	75,0	60,0	35,8	35,8	29,1	-17,5
	2	-	-	-	72,5	70,0	52,5	33,3	37,5	25,8	
	3	-	-	-	70,0	65,0	50,0	31,6	35,0	25,8	
	4	-	-	-	60,0	60,0	50,0	24,1	32,5	20,8	
Calgon M-502 d = 5 g/m ³ v = 8 m/h	1	50,0	25,0	25,0	100,0	100,0	100,0	81,5	79,4	78,4	-11,5
	2	75,0	50,0	50,0	99,0	100,0	100,0	81,5	74,3	78,4	
	3	75,0	50,0	75,0	98,3	98,3	99,0	85,2	73,8	76,9	
	4	75,0	50,0	50,0	98,3	98,3	98,3	80,5	73,3	73,8	
	5	50,0	50,0	50,0	98,3	96,6	98,3	72,4	71,2	72,3	
Rokrysol WF-5 d = 5 g/m ³ v = 8 m/h	1	0,0	0,0	0,0	93,3	78,3	90,0	85,3	78,2	78,9	-13,5
	2	20,0	20,0	20,0	98,3	93,3	88,3	81,4	77,8	79,2	
	3	20,0	20,0	20,0	98,3	93,3	91,6	82,1	78,2	79,2	
	4	30,0	20,0	20,0	98,3	93,3	91,6	81,7	77,5	78,2	
Polyox d = 5 g/m ³ v = 8 m/h	1	-	-	-	86,6	83,3	76,6	75,0	69,0	69,0	-17,5
	2	-	-	-	80,0	80,0	76,6	75,5	71,0	61,0	
	3	-	-	-	76,6	80,0	73,3	72,0	69,0	64,0	
	4	-	-	-	76,6	-	71,6	70,0	-	63,5	
Polyhall 650 d = 5 g/m ³ v = 8 m/h	1	14,2	0,0	14,2	98,0	94,0	94,0	68,1	66,2	61,8	-21,5
	2	0,0	0,0	14,2	98,0	96,0	94,0	67,5	65,0	61,2	
	3	-	14,2	14,2	-	96,0	96,0	-	65,6	60,0	
	4	-	14,2	14,2	-	96,0	96,0	-	64,3	61,8	
	5	-	14,2	14,2	-	96,0	96,0	-	63,1	59,3	
	6	-	14,2	14,2	-	96,0	96,0	-	62,5	58,1	
	7	-	14,2	0,0	-	96,0	96,0	-	61,8	59,3	
Polyhall 650 d = 2 g/m ³ v = 8 m/h	1	-	-	-	96,6	95,0	96,6	-	-	-	-19,5
	2	-	-	-	96,6	96,6	96,6	-	-	-	
	3	-	-	-	-	96,6	96,6	-	-	-	
	4	-	-	-	-	96,6	95,0	-	-	-	
	5	-	-	-	-	96,6	96,6	-	-	-	
	6	-	-	-	-	95,0	95,0	-	-	-	
	7	-	-	-	-	96,6	95,0	-	-	-	
	8	-	-	-	-	95,0	93,3	-	-	-	
	9	-	-	-	-	95,0	93,3	-	-	-	
	10	-	-	-	-	95,0	93,0	-	-	-	
Calgon M-502 d = 5 g/m ³ V = 4 m/h	1	83,3	66,6	33,3	98,3	96,6	96,6	76,0	72,2	71,7	-11,5
	2	83,3	66,6	66,6	98,3	98,3	97,3	75,0	56,5	70,1	
	3	66,6	66,6	50,0	98,3	98,3	97,3	75,0	65,7	70,6	
	4	33,3	33,3	0,0	98,3	98,3	96,6	71,1	72,2	68,4	
	5	50,0	66,6	0,0	98,3	98,3	96,6	72,2	72,8	67,3	
	6	-	16,6	0,0	-	98,3	96,6	-	65,2	67,9	
	7	-	33,3	0,0	-	98,3	96,6	-	76,6	66,8	
	8	-	33,3	33,0	-	98,3	97,3	-	76,0	67,9	
	9	-	66,6	66,0	-	98,3	97,3	-	73,3	68,4	
	10	-	66,6	66,6	-	98,3	97,3	-	73,3	69,0	
	11	-	66,6	66,6	-	98,3	97,3	-	75,0	67,3	
	12	-	66,6	66,6	-	98,3	97,3	-	67,0	70,1	
	13	-	-	33,3	-	-	97,3	-	-	57,6	
	14	-	-	33,3	-	-	97,3	-	-	68,4	

Tab. 29. Badania właściwości reologicznych roztworów polielektrolitów

gradient prędkości $G [s^{-1}]$	40	48	73	81	121	146	218	243	364	437	656	729	1312
Calgon M-502													
odczyt α_s						0,5	1,0	1,5	1,8	2,0	3,0	3,4	5,5
$\tau = 0,317 \alpha_s \left[\frac{N}{m^2} \right]$						0,1585	0,3170	0,4755	0,5706	0,6340	0,9510	1,0778	1,7435
$\eta = \frac{\tau}{G} \left[\cdot 10^{-3} \frac{Ns}{m^2} \right]$						1,0856	1,4541	1,9567	1,5675	1,4508	1,4496	1,4784	1,3288
Rokrysol WF-5													
odczyt α_s					1,2	1,5	2,5	2,5	3,5	4,0	7,0	7,2	12,5
$\tau = 0,317 \alpha_s \left[\frac{N}{m^2} \right]$					0,3804	0,4775	0,7925	0,7925	1,1095	1,2680	2,2190	2,2824	3,9625
$\eta = \frac{\tau}{G} \left[\cdot 10^{-3} \frac{Ns}{m^2} \right]$					3,1438	3,2705	3,6353	3,2613	3,0480	2,9016	3,3826	3,1308	3,0201
Polyox													
odczyt α_s					1,3	1,6	2,5	2,8	3,6	4,9	7,0	7,5	14,5
$\tau = 0,317 \alpha_s \left[\frac{N}{m^2} \right]$					0,4121	0,5072	0,7925	0,8876	1,1412	1,5533	2,219	2,3775	4,5965
$\eta = \frac{\tau}{G} \left[\cdot 10^{-3} \frac{Ns}{m^2} \right]$					3,4057	3,4739	3,6353	3,6526	3,1351	3,5544	3,3830	3,2610	3,5030
Polyhall 650													
odczyt α_s		0,5	1,3	1,5	3,0	3,8	5,8	6,9	9,0	10,0	13,0	14,0	22,0
$\tau = 0,317 \alpha_s \left[\frac{N}{m^2} \right]$		0,1585	0,4121	0,4755	0,9510	1,2046	1,8386	2,0973	2,8530	3,1700	4,1210	4,4380	6,9740
$\eta = \frac{\tau}{G} \left[\cdot 10^{-3} \frac{Ns}{m^2} \right]$		∞	16,4840	14,4090	13,0273	12,2918	10,8153	10,2420	9,0284	7,4588	6,7779	6,5168	5,5174

Tab.30. Wyznaczenie stopnia zanieczyszczenia, porowatości pozornej, prędkości równoważnej filtracji i gradientu prędkości w złożu piaszkowym

Głębokość złoża L m	Złoże czyste					Złoże zanieczyszczone po czasie filtracji											
	L m	Uziarnie- nie złoża d. 10 ⁻² m	Przyrost wysokości strat ciśnienia ΔH m	$\frac{\Delta H}{\Delta L}$	K	t = 1 h					t = 8 h						
						ΔH m	$\frac{\Delta H}{\Delta L}$	$\frac{\Delta H \cdot d^2 \cdot \rho}{\Delta L \cdot K \cdot \nu}$	σ	v_T m/h	ΔH m	$\frac{\Delta H}{\Delta L}$	$\frac{\Delta H \cdot d^2 \cdot \rho}{\Delta L \cdot K \cdot \nu}$	σ	v_T m/h	ξ_t	G s ⁻¹
0,10	0,10	0,060	0,030	0,30	76,58	0,065	0,65	21,3	0,07	6,25	0,50	5,00	164,2	0,19	10,93	0,16	495
0,20	0,10	0,077	0,020	0,20	84,08	0,040	0,40	19,7	0,06	6,03	0,08	0,80	39,4	0,15	8,75	0,19	177
0,30	0,10	0,085	0,015	0,15	76,85	0,030	0,30	19,7	0,06	6,03	0,07	0,70	46,0	0,115	7,45	0,225	153
0,40	0,10	0,091	0,015	0,15	88,08	0,020	0,20	13,1	0,03	5,47	0,06	0,60	39,4	0,09	6,73	0,26	134
0,50	0,10	0,096	0,015	0,15	98,03	0,020	0,20	13,1	0,03	5,47	0,04	0,40	26,3	0,08	6,48	0,27	107
0,60	0,10	0,101	0,015	0,15	108,50	0,015	0,15	9,8	0,01	5,15	0,04	0,40	26,3	0,07	6,25	0,28	106
0,70	0,10	0,106	0,010	0,10	79,67	0,010	0,10	9,8	0,01	5,15	0,02	0,20	19,7	0,06	6,03	0,29	73
0,80	0,10	0,112	0,010	0,10	88,95	0,010	0,10	9,8	0,01	5,15	0,02	0,20	19,7	0,055	5,93	0,30	72
0,90	0,10	0,130	0,005	0,05	59,92	0,005	0,05	9,8	0,01	5,15	0,01	0,10	19,7	0,05	5,83	0,30	50

Tab.31. Wyznaczenie stopnia zanieczyszczenia, porowatości pozorniej, prędkości równoważnej, filtracji i gradientu prędkości w złożu piaskowo-antracytowym

Głębokość złoża 1 m	Złoże czyste					Złoże zanieczyszczone po czasie filtracji												
	Δl m	uziarnie- nie złoża $d \cdot 10^{-2} \text{ m}$	Wysokość strat ciśnienia filtracyj- nego Δh mH_2O	$\frac{\Delta h}{\Delta l}$	K	$t = 1 \text{ h}$				$t = 12 \text{ h}$								
						Δh mH_2O	$\frac{\Delta h}{\Delta l}$	$\frac{d^2 g}{\Delta l \cdot K \cdot \gamma}$	ζ	v_r m/h	Δh m H_2O	$\frac{\Delta h}{\Delta l}$	$\frac{d^2 g}{\Delta l \cdot K \cdot \gamma}$	ζ	v_r m/h	ξ_t	G s^{-1}	
0,07	0,07	0,069	0,020	0,286	130,4	0,030	0,430	10,96	0,050	5,7	0,300	3,92	100,0	0,215	10,8	0,185	273	
0,17	0,10	0,104	0,010	0,100	134,4	0,015	0,150	8,38	0,040	5,5	0,120	1,20	67,5	0,200	10,0	0,200	145	
0,27	0,10	0,127	0,010	0,100	200,4	0,015	0,150	8,38	0,040	5,5	0,110	1,10	61,9	0,195	9,7	0,205	137	
0,37	0,10	0,0625	0,030	0,300	83,1	0,040	0,400	13,13	0,025	5,4	0,115	1,15	37,8	0,105	7,1	0,245	191	
0,47	0,10	0,083	0,030	0,300	146,6	0,030	0,300	9,78	0,000	5,0	0,055	0,55	18,1	0,050	5,8	0,345	119	
0,57	0,10	0,092	0,020	0,200	120,0	0,030	0,300	14,73	0,035	5,5	0,055	0,55	27,1	0,080	6,5	0,270	126	
0,67	0,10	0,099	0,020	0,200	139,0	0,020	0,200	9,85	0,000	5,0	0,055	0,55	27,4	0,080	6,5	0,270	126	
0,77	0,10	0,106	0,015	0,150	119,5	0,020	0,200	13,13	0,025	5,4	0,025	0,25	16,6	0,045	5,7	0,305	80	
0,87	0,10	0,127	0,010	0,100	114,4	0,015	0,150	14,73	0,035	5,5	0,020	0,20	19,9	0,060	6,0	0,290	72	

Tab.32. WYZNACZENIE STOPNIA ZANIECZYSZCZENIA, POROWATOSCI POZORNEJ, PRĘDKOSCI RÓWNOWAŻNEJ FILTRACJI I GRADIENTU PRĘDKOSCI W ZŁOŻU PIASKOWO-WĘGLOWYM

Złoże czyste						Złoże zanieczyszczone po czasie filtracji											
H m	Δl m	$d \cdot 10^{-2}$ m	Δh m	$\frac{\Delta h}{\Delta l}$	K	t = 1 h						t = 16 h					
						Δh m	$\frac{\Delta h}{\Delta l}$	$\frac{\Delta h d^2 \cdot g}{\Delta l K v v}$	ξ	v_f m/h	Δh m	$\frac{\Delta h}{\Delta l}$	$\frac{\Delta h d^2 \cdot g}{\Delta l K v v}$	ξ	v_f m/h	ξ	G s^{-1}
0,10	0,10	0,050	0,025	0,25	131,6	0,035	0,35	4,6	0,05	5,6	0,320	3,20	42,5	0,23	10,2	0,220	163
0,20	0,10	0,080	0,010	0,10	134,7	0,005	0,05	1,7	0,01	5,1	0,165	1,65	54,8	0,24	10,7	0,210	119
0,30	0,10	0,130	0,010	0,10	355,7	0,010	0,10	3,3	0,04	5,5	0,095	0,95	31,5	0,20	9,0	0,250	83
0,40	0,10	0,050	0,030	0,30	53,2	0,030	0,30	9,8	0,01	5,1	0,125	1,25	41,5	0,12	7,6	0,230	206
0,50	0,10	0,075	0,030	0,30	119,7	0,030	0,30	9,8	0,01	5,1	0,090	0,90	29,6	0,05	5,8	0,300	154
0,60	0,10	0,080	0,020	0,20	90,8	0,020	0,20	9,9	0,01	5,1	0,085	0,85	42,0	0,12	7,6	0,230	170
0,70	0,10	0,090	0,020	0,20	114,9	0,010	0,10	5,0	-	5,0	0,055	0,55	27,3	0,05	5,8	0,300	119
0,80	0,10	0,120	0,015	0,15	153,2	0,010	0,10	6,6	-	5,0	0,035	0,35	22,4	0,03	5,5	0,320	93
0,90	0,10	0,150	0,010	0,10	159,5	0,005	0,05	4,9	-	5,0	0,035	0,35	34,6	0,06	6,0	0,290	96

Wykaz odbiorców

egz.

1. Biblioteka Główna

1

2. Archiwum I-15

1

3. Promotor

1

4. Recenzenci

2

5. Autor

1

* N *		1001	
N.N.P.R.T.T.B.N		1.0.1.5	
0.3.7.5	1.1.7.7	1.1.5	
1.1.5.1.k		1.7.7	
Symbol UKD		77:Inst.Inż. Ochr.Śródów. PWr MNSZWIT pol	
628.163		Sposoby oczyszczania wód	

Opis bibliograficzny

Maćkiewicz Jolanta J

Parametry zjawisk fizyczno-chemicznych w koagulacji domieszek wód.

Komunikaty Inst.Inż.Ochr. Środow.

PWr 1977 nr

226 s. 3 rys. 32 tabl. 93 wykr.

bibliogr. 97 poz. maszynopis powiel.

Rozprawa doktorska

Politechnika Wrocławska, Instytut

Inżynierii Ochrony Środowiska, Wrocław

Promotor: prof. dr hab. inż. Apollinary

Kowal

Charakter pracy: podstawowa
Materiały odpłatne B

Rozpowszechnienie na praw.
rek.

Analiza dokumentacyjna

<D> Podano podstawy teoretyczne koagulacji i filtracji z wskazaniem na podobieństwo niektórych zjawisk zachodzących w obu procesach. Celem porównania warunków flokulacji w złożach filtracyjnych wyprowadzono wzór określający gradient prędkości flokulacji, na podstawie którego wyjaśniono znaczenie gęstości materiałów filtracyjnych w procesie filtracji. W części doświadczalnej ustalono wpływ parametrów fizyczno-chemicznych/rodzaj i dawka koagulantu, temperatura i odczyn wody, wielkość potencjału elektrokinetycznego i gradient prędkości/ na przebieg procesu koagulacji objętościowej i powierzchniowej.

Imię i Nazwisko autora analizy

Jolanta J Maćkiewicz

Słowa kluczowe

<S> koagulacja, filtracja, flokulacja, potencjał elektrokinetyczny, gradient prędkości

**0480*00* 01.9.3.3.2

<A 03.1.3.5.2*B _____*C _____*D _____

*E _____*F _____*G _____*H _____<<

Tylko PRL	CINTE	APW	Podpis red.	Podpis asyst. d/s badań	Potwierdzenie przyjęcia poprawki.	Potwierdzenie przyjęcia karty w Oddziale Dokumentacji.
NIE	TAK	TAK				
Wpisać TAK lub NIE						

