



POLITECHNIKA POZNAŃSKA



**WYDZIAŁ
TECHNOLOGII
CHEMICZNEJ**

**POLITECHNIKA POZNAŃSKA
WYDZIAŁ TECHNOLOGII CHEMICZNEJ**

**Instytut Technologii i Inżynierii Chemicznej
Zakład Inżynierii i Aparatury Chemicznej**

Małgorzata Markowska

**Analiza procesu separacji ciało stałe-ciecz i ciecz-ciecz
w zmodyfikowanych osadnikach wirowych**

Rozprawa doktorska

Promotor: dr hab. inż. Marek Ochowiak, prof. PP

Promotor pomocniczy: dr hab. inż. Izabela Kruszelnicka, prof. PP

Poznań 2021

*Pragnę złożyć serdeczne podziękowania dla
Pana Profesora Marka Ochowiaka za ogromną
wrozumiałość i życzliwość, cierpliwość oraz
nieocenione wsparcie merytoryczne podczas realizacji
niniejszej pracy doktorskiej.*

*Podziękowania kieruję również do
Pani Profesor Izabeli Kruszelnickiej
oraz Pani Doktor Dobrochnie Ginter-Kramarczyk za
poświęcony czas, pomoc i zaangażowanie w wykonaniu
badań oraz przekazaną wiedzę.*

*Dziękuję Mężowi i Córce oraz Przyjaciółom i Rodzinie
za dobre słowo i wsparcie podczas tworzenia tej pracy.*

SPIS TREŚCI

SPIS OZNACZEŃ	4
1. Wprowadzenie i cel pracy.....	11
2. Podstawy teoretyczne zagadnienia.....	13
2.1. Aktualny stan wiedzy na temat zanieczyszczeń wód opadowych	13
2.1.1. Znaczenie i wpływ procesu oczyszczania wód opadowych.....	14
2.1.2. Charakterystyka zanieczyszczeń wód opadowych.....	16
2.1.3. Metody oznaczania zanieczyszczeń w spływach opadowych.....	30
2.2. Procesy wstępnego oczyszczania wód opadowych – separacja ciał stałych i cieczy	38
2.2.1. Cedzenie.....	39
2.2.2. Sedymentacja	42
2.2.3. Filtracja	59
2.3. Wybrane rodzaje urządzeń separujących ciała stałe i ciecze.....	63
2.3.1. Osadniki poziome.....	64
2.3.2. Osadniki pionowe.....	68
2.3.3. Osadniki odśrodkowe.....	70
2.3.4. Osadniki wirowe	71
2.3.5. Separatory substancji olejowych.....	79
3. Zasady doboru osadników	81
4. Badania eksperymentalne	88
4.1. Stanowisko badawcze.....	88
4.2. Materiały badawcze.....	89
4.2.1. Analizowane substancje stałe.....	90
4.2.2. Analizowane substancje ciekłe.....	92
4.3. Analizowane konstrukcje osadników wirowych	93
5. Analiza uzyskanych wyników	101
5.1. Analiza miejscowych strat energii.....	101
5.2. Analiza sprawności separacji osadników wirowych	109
5.2.1. Analiza procesu separacji dla układu woda-cząstki stałe ciężkie.....	109
5.2.2. Analiza procesu separacji dla układu woda-cząstki stałe lekkie	119
5.2.3. Analiza procesu separacji dla układu gliceryna-cząstki stałe ciężkie	121
5.2.4. Analiza procesu separacji dla układu gliceryna-cząstki stałe lekkie.....	123
5.2.5. Analiza procesu separacji dla układu woda-substancje ropopochodne.....	125
5.2.6. Analiza separacji układu ciecz-ciało stałe w osadnikach wirowych w skali technicznej.....	127
5.2.7. Symulacje CFD osadników wirowych.....	129
6. Podsumowanie i wnioski.....	133
LITERATURA.....	135
STRESZCZENIE	145
ABSTRACT	146
CHARAKTERYSTYKA OSIĄGNIĘĆ NAUKOWYCH	147

SPIS OZNACZEŃ

A	– pole przekroju poprzecznego/powierzchni osadnika	[m ²]
$A_{(os)}$	– współczynnik konstrukcyjny sprawności osadnika wirowego	[-]
A_p	– maksymalna wartość pola przekroju czynnego części przepływowej osadnika	[m ²]
A_s	– pole powierzchni rzutu cząstki ciała stałego	[m ²]
A_{sk}	– pole powierzchni cząstki kulistej	[m ²]
A_{sr}	– pole powierzchni cząstki rzeczywistej	[m ²]
A_z	– powierzchnia zlewni	[m ²]
B	– współczynnik wirialny	[-]
B_E	– Współczynnik korygujący EPA	[-]
B_c	– szerokość strugi cieczy w osadniku	[m]
B_o	– szerokość osadnika	[m]
$B_{(os)}$	– wykładnik liczby Reynoldsa cieczy dla równania sprawności osadnika wirowego	[-]
BZT_5	– biochemiczne zapotrzebowanie na tlen	[mg/dm ³]
C	– okres występowania jednorazowego przekroczenia natężenia opadu	[lata]
$C_{(os)}$	– Wykładnik liczby Reynoldsa opadania dla równania sprawności osadnika wirowego	[-]
C_z	– stężenie zawiesiny	[mg/l]
$ChZT$	– chemiczne zapotrzebowanie na tlen	[mg/dm ³]
D	– średnica wewnętrzna kolumny sedymentacyjnej lub urządzenia	[m]
D_i	– współczynnik dyfuzji molekularnej	[m ² /s]
F_G	– siła grawitacji	[N]
F_R	– siła oporu hydrodynamicznego	[N]
F_W	– siła wyporu hydrostatycznego	[N]
G	– gęstość strumienia masy ciała stałego	[g/(m ² /s)]
H	– wysokość (głębokość) aparatu, osadnika	[m]
H_{cz}	– wysokość czynna osadnika	[m]
H_o	– średni roczny opad	[mm]

J_{sv}	– gęstość strumienia objętości ciała stałego	$[(m^3/m^3)(m/s)]$
K	– stała Kozeny-Carmana	[-]
K_H	– stała Hugginsa	[-]
L	– grubość warstwy złoża filtracyjnego	[m]
L_o	– długość osadnika	[m]
M_{105}	– masa wysuszonej gleby z naczyniem	[g]
M_{rok}	– roczna sucha masa osadu zatrzymanego w osadniku	[kg/rok]
M_{tara}	– masa naczynia (tara)	[g]
M_w	– masa powietrznie suchej gleby z naczyniem	[g]
$M_{\phi > 2mm}$	– masa części szkieletowych w próbce gleby	[g]
$M_{\phi < 2mm}$	– masa części ziarnistych w próbce gleby	[g]
N_A	– liczba Avogadra	[1/mol]
$[N_{Kj}]$	– zawartość azotu Kjeldahla w ściekach	[mgN/dm ³]
$[NH_4^+]$	– zawartość azotu amonowego w ściekach	[mgN/dm ³]
NS	– wielkość nominalna separatora	[-]
NTK	– azot ogólny	[%]
OB	– odczyn Biernackiego, wskaźnik opadania erytrocytów	[mm]
O_h	– obciążenie hydrauliczne osadnika	[m ³ /s]
Q	– ogólnie objętościowe natężenie przepływu	[m ³ /h]
Q_{15}	– natężenie przepływu wód opadowych obliczone dla opadu o natężeniu 15 l/s	[l/s]
Q_c	– objętościowe natężenie przepływu cieczy czystej	[m ³ /h]
Q_d	– objętościowe natężenie przepływu osadu	[m ³ /h]
Q_f	– objętościowe natężenie przepływu zawiesiny (surówki)	[m ³ /h]
Q_n	– przepustowość nominalna	[l/s]
Q_{ocz}	– natężenie przepływu wód opadowych do oczyszczalni	[l/s]
Q_p	– obliczeniowy dopływ wód opadowych do obejścia hydraulicznego	[l/s]
P	– parametr EPA dla grawitacyjnej separacji cząstek stałych	[-]
R	– promień osadnika, komory sedymentacyjnej	[m]
R_1	– początkowy promień odległości od osi obrotu w wirówce	[m]
R_2	– końcowy promień odległości od osi obrotu w wirówce	[m]

R_G	– uniwersalna stała gazowa $R_G = 8,3144621$	[J/(mol·K)]
R_h	– promień hydrauliczny	[m]
S_i	– współczynnik wpływu, opisując wzajemne oddziaływanie	[-]
T	– temperatura bezwzględna	[K]
V	– ogólnie objętość aparatu	[m ³]
V_{cz}	– objętość czynna osadnika	[m ³]
V_{os}	– pojemność magazynowania osadu	[m ³]
V_s	– objętość cząstki ciała stałego	[m ³]
V_{sz}	– objętość cząstek zawiesiny ziarnistej	[m ³]
V_{szl}	– objętość uwodnionego osadu / szlamu	[m ³]
V_{zf}	– objętość złoża filtracyjnego	[m ³]
W	– prędkość nabiegania z kierunku z	[m/s]
W_h	– zawartość wody higroskopowej w glebie	[%]
X	– stężenie masowe ciała stałego (zawiesiny)	[kg/m ³]
[Z]	– zawartość zawiesin ogólnych w ściekach	[mg/dm ³]
Z_h	– różnica poziomów między dnem osadnika a kanałem wylotowym	[m]
a	– promień cząstki kulistej	[m]
a', a''	– współczynnik kierunkowy zależności potęgowej	[-]
b	– szerokość kanału wlotowego/wylotowego	[m]
c_n	– koncentracja, liczba cząstek w jednostce objętości	[1/m ³]
c_{n0}	– początkowe stężenie zawiesiny w procesie sedymentacji (np. okresowej)	[1/m ³]
c_{n2}	– końcowe stężenie zawiesiny po procesie sedymentacji	[1/m ³]
$c_{n,max}$	– stężenie warstwy osadu podczas sedymentacji okresowej	[1/m ³]
c_s	– udział masowy ciała stałego w zawieszynie	[kg/kg]
d	– średnica wewnętrzna przewodu	[m]
d_{cz}	– ogólnie średnica cząstki	[m]
d_{max}	– maksymalna średnica cząstki sedymentującej zgodnie z prawem Stokesa	[m]
d_s	– średnica cząstki ciała stałego	[m]
f_d	– współczynnik gęstości wg PN-EN 858-2:2005	[-]

f_x	– współczynnik utrudnienia separacji	[-]
g	– przyspieszenie ziemskie	[m/s ²]
h	– wysokość strefy osadnika, droga opadania cząstki w osadniku	[m]
h_1	– wysokość osi króćca wlotowego na przecięciu ze ścianą zbiornika	[m]
h_{1w}	– wysokość osi wylotu z króćca wlotowego wewnątrz osadnika	[m]
h_2	– wysokość osi króćca wylotowego na przecięciu ze ścianą zbiornika	[m]
h_{2w}	– wysokość osi wlotu do króćca wylotowego wewnątrz osadnika	[m]
h_b	– wysokość zawieszenia przegrody w osadniku wirowym	[m]
h_o	– wysokość strefy osadowej	[m]
h_p	– wysokość strefy przepływowej	[m]
k	– współczynnik proporcjonalności, będący stałą, której wielkość jest funkcją liczby wzajemnych zderzeń w czasie	[-]
k_0	– współczynnik konstrukcyjny osadnika	[-]
k_1	– współczynnik mobilności	[-]
k_B	– stała Boltzmanna, $1,38 \cdot 10^{-23}$	[Nm/K]
l_b	– położenie przegrody względem osi osadnika wirowego	[m]
m_s	– masa cząstki ciała stałego	[kg]
n	– liczba określająca ilość, np. osadników; wykładnik; stopień pierwiastkowania	[-]
n_1	– początkowa liczba cząstek podczas procesu aglomeracji	[-]
n_2	– końcowa liczba cząstek podczas procesu aglomeracji	[-]
p	– ciśnienie	[Pa]
q	– jednostkowe obciążenie osadnika	[m/h]
q_0	– natężenie odpływu zagęszczonego osadu z wodą ze strefy dennej	[m ³ /(m ² /h)]
q_m	– maksymalne obciążenie hydrauliczne osadnika	[m/h]
q_z	– natężenie miarodajne opadu	[l/(s·ha)]
t	– czas	[s], [h]
t_o	– czas trwania opadu	[min]

t_{os}	– czas przetrzymywania cieczy w osadniku	[h]
t_s	– czas sedymentacji	[h]
u	– prędkość pozioma, wzdłuż osi x	[m/s]
v	– prędkość wzdłuż osi y	[m/s]
w	– prędkość wzdłuż osi z	[m/s]
w_c	– prędkość przepływu cieczy	[m/s]
w_f	– prędkość filtracji	[m/s]
w_{max}	– prędkość maksymalna opadania cząstki zgodnie z prawem Stokesa	[m/s]
w_o	– prędkość swobodnego opadania cząstki	[m/s]
w_{oz}	– prędkość opadania strefowego	[m/s]
w_r	– prędkość względna, odniesiona do w_o	[-]
w_s	– ogólnie prędkość sedymentacji	[m/h]
w_s'	– prędkość sedymentacji uwzględniająca wpływ sąsiadujących cząstek zawiesiny	[m/s]
w_t	– prędkość styczna	[m/s]
w_z	– prędkość opadania skrępowanego	[m/s]
ΔH	– strata ciśnienia filtracyjnego wyrażona w jednostce wysokości	[m]
ΔL	– wysokość warstwy złoża filtracyjnego	[m]
Δh	– różnica wysokości między poziomami cieczy w stanie spoczynku i podczas przepływu w osadniku	[m]
Δh_{kor}	– opory przepływu w osadniku wirowym	[m]
Δt	– czas aglomeracji, różnica czasu początkowego i końcowego procesu	[s]
Φ	– współczynnik opóźnienia	[-]
Ψ	– współczynnik kształtu cząstki ciała stałego	[-]
Ω_f	– współczynnik oporu filtracyjnego	
α	– współczynnik bezpieczeństwa	[-]
γ_0	– Amplituda odkształcenia	[%]
$\dot{\gamma}$	– szybkość ścinania	[1/s]
ε	– stężenie (udział) objętościowe cieczy, porowatość zawiesiny	[m ³ /m ³]

η	– sprawność osadnika	[%]
η_{eksp}	– sprawność osadnika wirowego uzyskana doświadczalnie	[%]
η_{kor}	– sprawność osadnika wirowego uzyskana korelacyjnie	[%]
λ	– współczynnik filtracji	[1/m]
$[\mu]$	– lepkość istotna	[m ³ /m ³]
μ_c	– współczynnik lepkości dynamicznej cieczy	[kg/(s·m)], [Pa·s]
μ_g	– lepkość względna zawiesiny	[-]
μ_o	– lepkość substancji olejowej	[kg/(s·m)], [Pa·s]
μ_r	– lepkość zredukowana zawiesiny	[m ³ /m ³]
μ_w	– lepkość właściwa zawiesiny	[-]
ν_c	– współczynnik lepkości kinematycznej cieczy	[m ² /s]
ξ	– współczynnik oporu przepływu w osadniku	[-]
ξ_s	– współczynnik oporu czołowego, jaki napotyka opadająca cząstka	[-]
ρ_c	– gęstość cieczy (pływu)	[kg/m ³]
ρ_o	– gęstość substancji olejowej	[kg/m ³]
ρ_s	– gęstość cząstki ciała stałego	[kg/m ³]
ρ_z	– gęstość zawiesiny	[kg/m ³]
σ	– stopień zanieczyszczenia złoża	[m ³ /m ³]
φ	– maksymalne stężenie objętościowe w układzie nieregularnym cząstek ciała stałego	[m ³ /m ³]
ϕ	– stężenie (udział) objętościowe cząstek stałych	[m ³ /m ³]
$\phi_{>2mm}$	– procentowa zawartość części szkieletowych w glebie	[%]
ψ	– współczynnik szczelności zlewni	[-]
ω	– powierzchnia ziaren zawartych w jednostce objętości złoża	[m ² /m ³]
ω_s	– prędkość obrotowa	[1/min]

Moduły bezwymiarowe:

$Pe = \frac{w_o \cdot d_s}{2 \cdot D_i}$	–	liczba Pecleta
$Re_o = \frac{w_o \cdot d_s}{\nu_c} = \frac{\rho_c \cdot w_o \cdot d_s}{\mu_c}$	–	liczba Reynoldsa dla opadania swobodnego cząstki ciała stałego w cieczy
$Re = \frac{\rho_c \cdot w_c \cdot d}{\mu_c}$	–	liczba Reynoldsa dla przepływów rurowych
$Re = \frac{w_c \cdot R_h}{\nu_c}$	–	liczba Reynoldsa liczona dla osadników
$Fr = \frac{w_c^2}{g \cdot R_h}$	–	liczba Froude'a liczona dla osadników

1. Wprowadzenie i cel pracy

Nieustanny i dynamiczny rozwój cywilizacyjny oraz zmiany klimatyczne jemu towarzyszące stają się aktualnie jednym z ważniejszych problemów i wyzwań ludzkości. Dostępność i jakość wody jest elementarnym składnikiem każdej sfery życia, dlatego deficyt zasobów wodnych wywiera negatywny wpływ w strefie przemysłowej, gospodarczej i ekonomicznej na świecie. Rozwijane są nowe techniki i metody zarówno magazynowania zasobów wodnych, ich odprowadzania, jak i oczyszczania w celu dalszego wykorzystania.

Obserwuje się wiele korzyści wynikających ze zrównoważonego gospodarowania wodą opadową. Zwiększenie retencji spływającego opadu poprawia bilans wodny zlewni, a także tworzy naturalne siedliska dla rodzimej fauny i flory. Dodatkowo następuje poprawa mikroklimatu obszarów miejskich poprzez zwiększenie ilości zieleni oraz promowanie i upowszechnianie zielonych dachów czy pionowych ogrodów. Tereny zielone, które są naturalną powierzchnią retencyjną wód opadowych, redukują ryzyko powodzi i wiążących się z nimi strat.

Woda opadowa jest mieszaniną opadu atmosferycznego z różnymi substancjami chemicznymi i pyłami różnego pochodzenia znajdującymi się w powietrzu. Na jakość wody opadowej wpływają takie czynniki, jak intensywność i czas trwania opadu, typ zanieczyszczeń obecnych w atmosferze oraz rodzaj i stan jakościowy zlewni, która przyjmuje opad. Wśród zanieczyszczeń można wyróżnić zawiesiny, metale ciężkie, związki azotowe czy związki biogenne. Z tego względu istotne są procesy oczyszczania wód opadowych, tak aby można było ponownie wykorzystać nieliczne dostępne zasoby wodne. Znaczącą rolę ma projektowanie i dobór nowoczesnych technologii i innowacji.

W procesach oczyszczania wstępnego wód stosuje się wiele standardowych technik zagęszczania zawiesin oraz separacji substancji oleistych, takich jak cedzenie, sedymentacja czy filtracja. Nie wymagają one skomplikowanych urządzeń, których rozmiary mogą być zaprojektowane pod dostępną powierzchnię zabudowy. Wymienione procesy jednostkowe są dobrze poznane, jednak urządzenia, które je wykorzystują są ciągle rozwijane i proponowane są nowe rozwiązania, które spełnią swoją funkcję podczas zmiennych warunków atmosferycznych.

Obecnie wiele rozwiązań jest ciągle rozwijanych i badanych. Jednymi z nich są osadniki wirowe służące do wyłapywania zanieczyszczeń stałych, osadów, zawiesin ze ścieków deszczowych i roztopowych, a także ze ścieków technologicznych płynących grawitacyjnie kanalizacją. Osadniki te są odpowiednim rozwiązaniem na terenie zurbanizowanym, gdzie wymagane są urządzenia o dużej efektywności i stosunkowo małych gabarytach. Osadniki wirowe z zasady charakteryzują się wysoką skutecznością oczyszczania, mniejszą od pozostałych

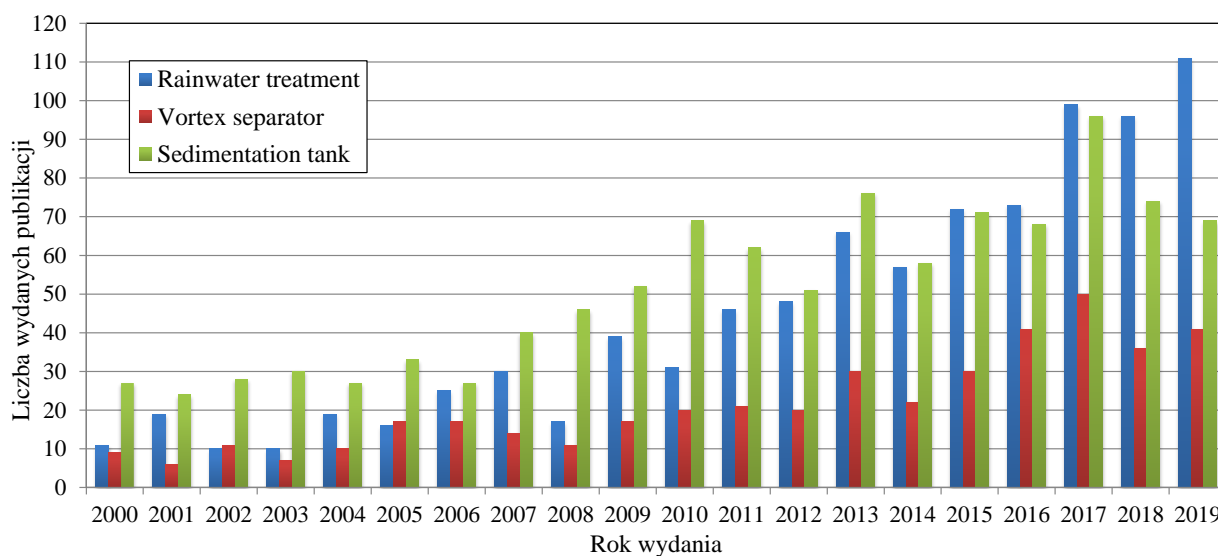
osadników powierzchnią zabudowy w planie, możliwością umieszczenia wlotu do osadnika pod dowolnym kątem, co usprawnia podłączenie go do sieci kanalizacyjnej, a także łatwą eksploatacją.

Celem pracy była analiza procesu separacji dla układów dwufazowych ciało stałe-ciecz i ciecz-ciecz w zależności od stopnia i sposobu modyfikacji osadników wirowych. W oparciu o dostępną literaturę naukową i komercyjną zaprojektowano i wykonano osadniki wirowe o różnej konstrukcji. Różniły się geometrią króćca wlotowego i wylotowego oraz zastosowaniem przegrody. Podjęto próbę określenia zmiennych parametrów konstrukcyjnych osadników wirowych na sprawność procesu separacji. Przebadano ciecz o różnej lepkości, a badane ciała stałe charakteryzowały się różną gęstością i zmienną średnicą ziaren. Analizie poddano sprawność oczyszczania oraz wysokość spiętrzania cieczy w osadniku, czyli opory przepływu.

2. Podstawy teoretyczne zagadnienia

2.1. Aktualny stan wiedzy na temat zanieczyszczeń wód opadowych

Temat oczyszczania wód opadowych jest prężnie rozwijany i badany przez coraz większe grono naukowe. To kwestia poruszana od wielu lat, a stosowana aparatura jest efektywnie udoskonalana. Zainteresowanie rośnie, czego bezpośrednim dowodem jest rosnąca liczba publikacji w tematyce oczyszczania wód opadowych, separatorów wirowych czy osadników. W latach 2000–2019 w bazie danych *Web of Science* opublikowano 895 pozycji w zakresie oczyszczania wód opadowych (*rainwater treatment*), 430 publikacji dotyczących separatorów wirowych (*vortex separator*) oraz 1028 artykułów na temat osadników (*sedimentation tank*). To tylko przykładowe zagadnienia, które dotyczą analizy separacji ciała stałego w cieczy lub cieczy w cieczy w osadnikach wirowych, odnoszące się również do wstępnego oczyszczania strumieni wód opadowych. Na rysunku 1 przedstawiono rozkład ukazujący się publikacji na przestrzeni 20 lat według różnych zagadnień kluczowych.



Rys. 1. Wykaz wydanych publikacji o tematyce oczyszczania wód opadowych i osadników według bazy danych *Web of Science* w latach 2000 – 2019

Mimo pewnych wahań przyjmuje się, że zmiana liczby wydawanych publikacji w zakresie wymienionych tematów wykazuje tendencję wzrostową. Najbardziej pokaźny wzrost liczby wydawanych publikacji zaobserwowano w tematyce związanej z oczyszczaniem wód opadowych. Oczywiście w kwestii osadników należy wziąć pod uwagę, że oprócz publikacji naukowych, podstawową bazą danych na ich temat są informacje udostępniane przez firmy, które zajmują się projektowaniem i produkcją osadników, na podstawie własnych unikalnych rozwiązań. Ogólna liczba publikacji skłania do refleksji i uzasadnia dalszy rozwój tematu oraz badań w tym zakresie.

2.1.1. Znaczenie i wpływ procesu oczyszczania wód opadowych

Obecnie w Polsce zmagamy się z problemem deficytu zasobów wodnych, związanych nie tylko ze zmieniającymi się warunkami atmosferycznymi i nieregularnymi opadami, ale również spowodowanych latami zaniedbań w prawnych aspektach gospodarowania wodami. W XX w. głównym założeniem było szybka eliminacja wody opadowej i osuszanie gruntów, w celu uniknięcia podtopień czy powodzi, które szczególnie na terenach miejskich utrudniały codzienne funkcjonowanie. Z czasem zauważono, że następuje coraz szybsza degradacja środowiska naturalnego wraz z ciągłym usuwaniem do niego nieoczyszczonych ścieków komunalnych. Początki upowszechniania i popularyzacja koncepcji zrównoważonego rozwoju pomogło w uświadamianiu konieczności kontroli zanieczyszczeń w ściekach i wodach opadowych oraz aktywne działanie w tym kierunku [Ginter-Kramarczyk i Kruszelnicka, 2020; Karaczun, 2020; Szruba, 2020]. W tym momencie zasoby wodne Polski są jednymi z najniższych w Europie. Połączenie zmian atmosferycznych wraz z rosnącą urbanizacją terenów zielonych, prowadzi do problemów z zatrzymywaniem wody opadowej w miastach i terenach o gęstej zabudowie oraz trudności w ponownym wykorzystaniu ścieków miejskich. W ostatnich latach niedobór zasobów wodnych społeczeństwo dotkliwie odczuło np. poprzez rosnące ceny produktów spożywczych, gdyż susza największe straty powoduje w rolnictwie. W 2018 roku koszty suszy wobec wszystkich gałęzi gospodarki wyceniono na 2,6 mld zł, z czego w samym rolnictwie wyniosły 1,55 mld zł. Odpowiednie gospodarowanie zasobami wodnymi stało się priorytetem, co jednak przy zmianach klimatycznych następuje problematycznie. Od regulacji stosunków wodnych i magazynowania jej nadmiaru przy okresach suchych do rozbudowy urządzeń hydrotechnicznych oraz systemów przyspieszających odprowadzanie wody przy nawalnych opadach, których częstotliwość w ciągu roku drastycznie wzrasta [Graf i Kałużna, 2020; Karaczun, 2020; Kundzewicz i in., 2021]. Przykładami aktualnych rozwiązań prowadzących do odpowiedniego zagospodarowania wód opadowych to [Czerniakowski i Gargala-Polar, 2020; Ginter-Kramarczyk i Kruszelnicka, 2020; Graf i Kałużna, 2020; Szruba, 2020]:

- infiltracja bez retencji, czyli proces wsiąkania wody powierzchniowo przez przepuszczalną nawierzchnię, co prowadzi do przesączenia i oczyszczenia cieczy (powierzchnia wsiąkania może pełnić różne funkcje, m.in. parkingu czy boiska);
- infiltracja z retencją wody pod powierzchnią gruntu, do czego służą np. studnie chłonne (punktowe wprowadzenie wody opadowej do gruntu), rigole (rowy, których rolą jest retencjonowanie i rozsączenie wody deszczowej), drenaże rurowe (proces wsiąkania prowadzony za pomocą perforowanej rury drenarskiej o średnicy ≥ 300 mm), komory

drenażowe (zbiornik w kształcie litery U o otwartym dnie, w którym wsiąkanie następuje przez ściany boczne) lub skrzynki rozsączające (ażurowa rama wykonana z PP lub PE z warstwą geowłókniny, stosowane tylko przy przepuszczalnym gruncie);

- infiltracja z retencją powierzchniową, w której stosuje się: muldy i rowy chłonne do odwodnienia podłużnego, niecki infiltracyjne jako wykorzystanie ukształtowania terenu, zbiorniki infiltracyjne zabezpieczające środowisko przed bezpośrednią stycznością z zanieczyszczeniami ze zlewni transportowych, ogrody deszczowe jako systemy bioretencji oraz zielone dachy redukujące szczytowy spływ wód opadowych;
- retencja wody deszczowej, którą prowadzić można za pomocą zbiorników retencyjnych (ukształtowane często na kształt naturalnych zbiorników, służące do stałego przetrzymywania wód opadowych lub powodziowych) oraz obiektów hydrofitowych, czyli sztucznie utworzone obszary podmokłe naśladujące naturalne siedliska ekosystemów bagiennych.

Zrównoważone gospodarowanie wodą opadową oraz wód powierzchniowych niesie ze sobą wiele korzyści społecznych, ekohydrologicznych oraz gospodarczych [*Ginter-Kramarczyk i Kruszelnicka, 2020; Szruba, 2020*]. Daje możliwość wykorzystania w sposób prośrodowiskowy i ekonomiczny ponownego wody, co przekłada się na kontrolę bezpieczeństwa społecznego i środowiska [*Graf i Kałużna, 2020*]. Korzyści społeczne płynące z poprawnego gospodarowania zasobami wodnymi to [*Szruba, 2020*]:

- poprawa jakości krajobrazu terenów rzecznych i zwiększenie atrakcyjności wizualnej przestrzeni publicznych, również pod względem turystyki;
- optymalizacja wykorzystania terenu, czyli wielofunkcyjne gospodarowanie przestrzenne;
- poprawa warunków życia społeczeństwa, np. poprzez rozbudowę przestrzeni rekreacyjnych;
- wzrost świadomości ekologicznej społeczeństwa.

Korzyści ekohydrologiczne to między innymi:

- poprawa dostępności zasobów wodnych oraz czystości rzek i jezior;
- bioróżnorodność terenów zurbanizowanych;
- poprawa warunków wegetacyjnych roślinności miejskiej;
- polepszenie mikroklimatu w miastach.

Korzyści gospodarcze, które można wymienić to:

- wzrost wartości nieruchomości zlokalizowanych przy terenach nadwodnych lub rekreacyjnych;

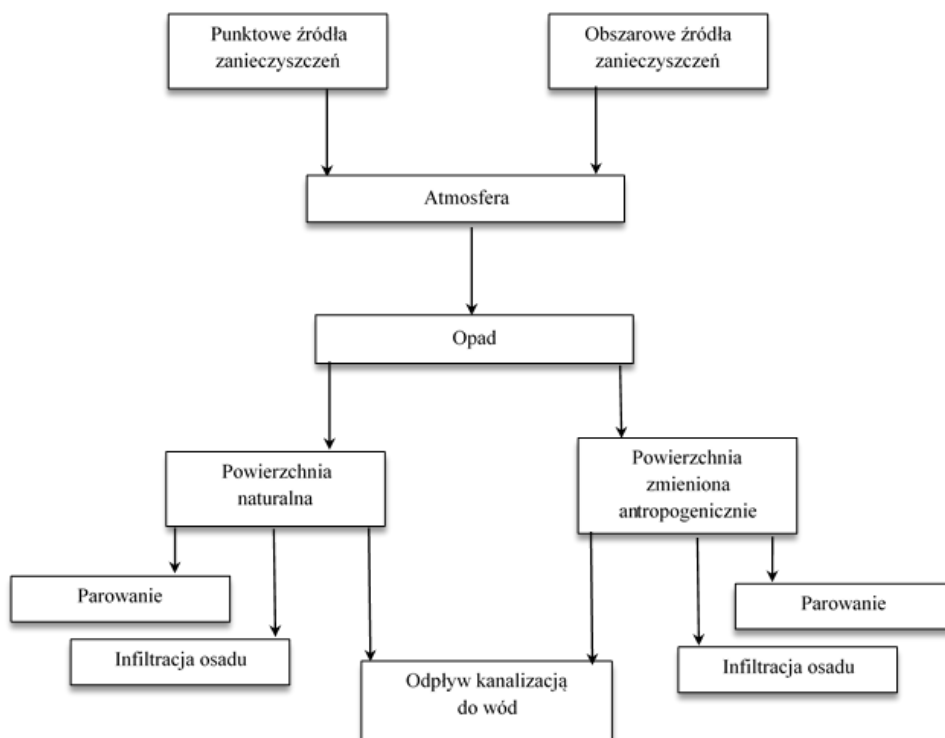
- rewitalizacja obszarów śródmiejskich;
- zmniejszenie zużycia wody pitnej oraz redukcja ilości ścieków;
- redukcja ryzyka powodzi i podtopień;
- obniżenie kosztów utrzymania zieleni.

Zrównoważone gospodarowanie zasobami wodnymi wiąże się również z magazynowaniem wód opadowych w skali gospodarstwa domowego. Istnieje wiele metod gromadzenia deszczówki, a aktualnie można skorzystać z rządowych programów dofinansowania na urządzenia i zbiorniki gromadzące wody opadowe indywidualnie dla mieszkańców, np. program „*Moja Woda*”. Obecnie zbieranie wody deszczowej ma szczególne znaczenie na skalę globalną, nie tylko w kwestii ekologicznej, ale również ekonomicznej [Ginter-Kramarczyk i Kruszelnicka, 2020].

2.1.2. Charakterystyka zanieczyszczeń wód opadowych

Systematyczny postęp technologiczny oraz rozwój terenów zurbanizowanych skutkuje wzmożeniem problemu, jakim jest odpowiednie zagospodarowanie spływających wód opadowych z powierzchni uszczelnionych oraz wód odpadowych z przemysłu. Zanieczyszczenia ze źródeł antropogenicznych podczas opadów zbierane są z wodą deszczową na powierzchniach chodników, ulic czy dachów i dalej poprzez sieci kanalizacyjne kierowane są do odbiorników wodnych, przy częstym pominięciu kwestii oczyszczania. Temat bezpieczeństwa funkcjonowania obszarów zamieszkałych był i nadal nierzadko jest nadrzędny w stosunku do aspektów ekologicznych [Bąk i in., 2012; Hamerla i in., 2015; Ociepa i in., 2009; Sakson i in., 2014; Zawilski i Sakson, 2013]. Obserwuje się również wzrost odpadów przemysłowych oraz tych związanych z transportem czy użytkowaniem procesowym [Rakowska i in., 2012]. Mnogość badań wskazuje na wpływ dużego zanieczyszczenia spływów opadowych w większości z terenów miejskich na okresowe pogorszenie stanu czystości wód oraz na zakłócenie równowagi biologicznej w zbiornikach naturalnych, szczególnie przy znacznym stężeniu związków biogenych [Hamerla i in., 2015; Kanownik i Rajda, 2008; Mrowiec i Pluta, 2015; Ociepa i in., 2009]. Źródła zanieczyszczeń w wodach opadowych przedstawiono na rysunku 2. Podstawowymi zanieczyszczeniami obecnymi w ściekach deszczowych są: zawiesiny grube, metale ciężkie, substancje ropopochodne, chlorki oraz związki biogenne, natomiast głównymi wskaźnikami określającymi jakość wód – chemiczne i biochemiczne zapotrzebowanie tlenu [Ociepa i in., 2009; Sawicka-Siarkiewicz, 2011; Bąk i in., 2012; Krukowski i in., 2017]. Co więcej, zaobserwowano zależność między zmiennością stężeń wymienionych zanieczyszczeń, a takimi czynnikami jak: zanieczyszczenie atmosfery, czas trwania opadu zależnych od pór roku oraz natężanie tych

opadów i długość przerw między ich występowaniem, materiał pokryć dachowych lub powierzchni utwardzonych. Eksploatacja sieci kanalizacyjnej również wpływa na obecność zanieczyszczeń poprzez możliwości referencyjne kanałów, czyli możliwości odbierania i rozdysponowania ścieków, czy sposoby gromadzenia i usuwania osadów [Burszta-Adamiak i Łomotowski, 2006; Ociepa i in., 2009; Piekutin, 2013; Zawilski i Sakson, 2013]. Standardy polskie dotyczące odprowadzania spływów opadowych określone były między innymi w rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 24 lipca 2006 roku [Sawicka-Siarkiewicz, 2011], później w rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 18 listopada 2014 roku nawiązując do konieczności spełnienia warunków przy wprowadzaniu ścieków do wód lub ziemi, a także w odniesieniu do substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego. Na dzień dzisiejszy rozporządzenia zostały uchylone przez Ustawę z dnia 20 lipca 2017 r. – Prawo wodne (tekst jednolity z dnia 4 grudnia 2018 r., Dz. U. z 2018 r., poz. 2268, ze zm.), na podstawie której art. 91 ust. 1 wydano rozporządzenie Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 12 lipca 2019 r. w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego oraz warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu do wód lub do ziemi ścieków, a także przy odprowadzaniu wód opadowych lub roztopowych do wód lub do urządzeń wodnych [ISAP, 2020]. Według najnowszego rozporządzenia zawartość zawiesiny ogólnej w oczyszczonych spływach opadowych nie może być większa niż 100 mg/l, natomiast ilość substancji ropopochodnych musi być równa lub mniejsza niż 15 mg/l.



Rys. 2. Źródła zanieczyszczeń w wodach opadowych i mechanizm ich transportu [Mrowiec i Pluta, 2015]

Zawiesiny występujące w wodach opadowych mają swoje źródło w procesach erozji oraz w wyniku splukiwania zanieczyszczeń nagromadzonych w zlewni. Erozja, oprócz naturalnych przyczyn jej występowania, może być również konsekwencją antropopresji wynikającej z m.in. uszkodzenia struktury podłoża podczas prac budowlanych czy hydrotermicznych [Bąk i in., 2013; Zawilski i Sakson, 2013]. Zawiesiny w wodach opadowych to pyły, aerozole wychwytywane z przyziemnych warstw atmosfery przez opady, produkty ścierania nawierzchni i opon czy zmiotki uliczne, a także resztki niespalonych paliw oraz środki chemiczne i biologiczne stosowane przy konserwacji nawierzchni asfaltowych lub wspomagające uprawy rolne. Zawiesiny jako główne zanieczyszczenie strumieni wód opadowych, ze względu na swoją charakterystykę są zwykle nośnikiem innych substancji mających swój udział w spływach opadowych. Frakcje niewielkich rozmiarów charakteryzujące się dobrze rozwiniętą powierzchnią właściwą agregują związki organiczne, bakterie, czy metale ciężkie oraz substancje oleiste [Garbarczyk, 2002; Hamerla i in., 2015; Królikowska, 2011; Krukowski i in., 2017; Separator Service Sp. z o.o., 2017]. W pracach Pitta i współpracowników [2005], Brombacha i współpracowników [2001], Gnecco i współpracowników [2005] oraz Gromaire-Mertza i współpracowników [1998] zaprezentowano wartości wskaźników zanieczyszczenia ścieków deszczowych z różnych źródeł w wybranych krajach. W wymienionych pracach określono, że zawartość zawiesin w ściekach ogólnospławnych wynosi od 7% do 32%, przy czym największy udział odnotowano dla tych spływających z ulic (ok. 9% składu ścieków ogólnych) [Zawilski i Sakson, 2013]. Stężenie zawiesin w spływach opadowych zmienia swoją wartość w szerokim zakresie i co więcej, często przekracza dopuszczalne granice. Zlewnie nieuporządkowane skutkują dopływem zawiesin o wysokim stężeniu, rzędu kilku do kilkunastu tysięcy mg/l. Znaczny wzrost stężenia zanieczyszczeń występuje również podczas roztopów czy przy nawalnych opadach deszczowych [Królikowska, 2011]. W pracach Królikowskiego [2008] oraz Królikowskiego i współpracowników [2005] określono średnie wartości spływu zawiesin o znanej charakterystyce i rozkłady zawartości wybranych zanieczyszczeń. Przyjęto, że z 1 ha nieprzepuszczalnej powierzchni spływa 655 kg zawiesiny o średnich parametrach: ciężar właściwy 2,2–2,6 g/ml, ChZT (chemiczne zapotrzebowanie tlenu) 83–92%, BZT₅ (biochemiczne zapotrzebowanie tlenu) 90 – 95%, NTK (azot ogólny) 65–80%, węglowodory 82–99%, ołów 97–99%. Dane te przedstawione są jako skumulowane w zawiesinie, jeżeli przyjmuje się za 100% ładunek zanieczyszczeń w jednostce objętości ścieków deszczowych [Separator Service Sp. z o.o., 2017]. W tabeli 1 przedstawiono przykładowe zawartości zawiesin ogólnych w wodach deszczowych według doniesień literaturowych z różnych lokalizacji geograficznych. Oprócz wymienionych już źródeł obecności zawiesin w spływach istnieje wiele czynników wpływających na zmianę ich zawartości w

środowisku wodnym. Powodzie splukują materiały naturalne i zanieczyszczenia z terenów zurbanizowanych często skumulowane. Z kolei pożary czy wyrąb lasów powodują zmianę warunków odpływu i transportu zanieczyszczeń, czego przyczyną jest zmniejszenie zdolności retencyjnych terenu [Zawilski i Sakson, 2013].

Tabela 1. Stężenie zawiesiny ogólnej w spływach opadowych z różnorodnych zlewni na podstawie różnych źródeł literaturowych.

Źródło literaturowe	Rodzaj próby/zlewni	Stężenie zawiesiny [mg/l]
<i>Heidrich, Witkowski, 2010</i> Polska, badania krajowe	Opad atmosferyczny	0–58
	Odpływ do sieci kanalizacyjnej deszczowej	5–40 000
<i>Separator Service Sp. z o.o., 2017</i> Polska, badania krajowe	Opad z ulic	62–4580
<i>Gnecco, Berretta, Lanza, la Barnera, 2005</i> Genua, Włochy	Odpływ z dróg	15–377
<i>Gromaire-Mertz, Garnaud, Gonzalez, Chebbo, 1998</i> Paryż, Francja	Odpływ z ulic	49–498
<i>Burszta-Adamiak, Łomotowski, 2006</i> Strzelin, Kietrz, Polska	Odpływy z prywatnych posesji	22–490
	Odpływy z dróg publicznych	15–1870
<i>Sakson, Zawilski, Badowska, Brzezińska, 2014</i> Łódź, Polska	Ulice i parkingi	74–3496
	Wyloty z kanałów deszczowych do rzek	58–561

W celu dokładnej oceny zawiesiny określa się również jej skład granulometryczny, czyli inaczej udział objętościowy lub procentowy cząstek zawiesiny charakteryzujących się konkretnym wymiarem, najczęściej średnią średnicą. Faza stała jest określana jako poliheterodispersyjna, ponieważ ziarna nie tylko różnią się wielkością, ale również składem mineralno-chemicznym. Skład granulometryczny wyznaczany może być metodą areometryczno-sitową zgodną z normą PN-R-04032:1998 [Burszta-Adamiak i Łomotowski, 2006; Chodak i in., 2005]. W pracach Burszta-Adamiak i współpracowników [2004 i 2005] wykazano duże wahania w składzie granulometrycznym zawiesin obecnych w spływach opadowych. Określono, że jest on zależy od pory roku oraz lokalizacji punktu poboru prób do analiz. Na podstawie badań przeprowadzonych w województwie dolnośląskim i opolskim, stwierdzono, że cząstki o średnicach z przedziału od 10 do 300 μm charakteryzowały się największym udziałem w pobranej zawieszynie. Natomiast według normy drogowej PN-S-02204:1997 należy przyjmować skład frakcyjny zawiesin w spływach deszczowych z dróg jako [Królikowska, 2011]:

- średnica ziaren stanowiących wraz z mniejszymi 10% suchej masy dla $d_{10} = 7 \mu\text{m}$,
- średnica ziaren stanowiących wraz z mniejszymi 50% suchej masy dla $d_{50} = 30 \mu\text{m}$,

- średnica ziaren stanowiących wraz z mniejszymi 90% suchej masy dla $d_{90} = 400 \mu\text{m}$.

W badaniach Chodaka i współpracowników [2005] pobierano próbki spływów opadowych z pól uprawnych umiejscowionych na zboczach o średnim spadku 13,6% oraz 9,5%. Określono, że analizowane próby charakteryzowały się drobnoziarnistym składem granulometrycznym i wysokim stopniem wysortowania ziaren. Największą zawartość procentową wykazywały cząstki zawiesiny o średnicy w zakresie od 70 do 250 μm .

Zawiesiny często mogą być nośnikami innych zanieczyszczeń w strumieniu wód opadowych ze względu na dobrze rozwiniętą powierzchnię co sprzyja adsorpcji. W ten sposób transportowane są bakterie, związki organiczne i metale ciężkie, a także znaczna ilość zanieczyszczeń olejowych, zazwyczaj substancji ropopochodnych [Królikowska, 2011; Bąk i in., 2012]. W tabeli 2 zebrano listę wybranych najczęściej występujących zanieczyszczeń wód opadowych na podstawie pracy Erikssona i współpracowników [2007] oraz Sakson i współpracowników [2014].

Tabela 2. Wybrane zanieczyszczenia o największym stopniu występowania w strumieniu wód opadowych na podstawie [Eriksson i in., 2007; Sakson i in., 2014].

Typ	Zanieczyszczenia
Parametry podstawowe	BZT ₅ , ChZT, zawiesina ogólna, azot, fosfor, pH
Metale ciężkie	chrom, cynk, kadm, miedź, nikiel, ołów, platyna
Policykliczne węglowodory aromatyczne	benzo[a]piren, naftalen, piren
Herbicydy	terbutylazyna, pendimetaliny, fenmedifam, glifosat
Różne związki organiczne	etoksylaty nonylofenolu i produkty degradacji

Niebezpiecznym dla środowiska, a najmniej rozpoznany wskaźnikiem jest obecność metali ciężkich. Przedostanie się ich do wód czy gleb jest szczególnie groźne ze względu na ich trwałość, brak biodegradacji, oraz fakt, że mają zdolność do kumulacji w osadach lub organizmach żywych. Koncepcja zrównoważonego rozwoju wymaga spowolnienia zużycia metali ciężkich poprzez oszczędzanie, recykling i zastępowanie ich innymi dostępnymi materiałami, co sprowadza się do zapobiegania ich rozproszenia w środowisku [Bąk i in., 2012; Pawłowski, 2011; Sikora i in., 2018].

Metale ciężkie gromadzą się głównie na zawiesinach wraz ze spływami opadowymi mogą kumulować się również w osadach dennych, w wyniku takich zjawisk jak sedymentacja i sorpcja. Ich źródłem są ścieki przemysłowe, komunalne oraz wody opadowe ze zlewni między innymi pól czy łąk (zawartość w nawozach sztucznych czy środkach ochrony roślin), infrastruktura komunikacyjna, a także składniki pyłów emitowanych do atmosfery.

Tabela 3. Stężenie metali ciężkich oznaczone w spływach opadowych z różnorodnych zlewni na podstawie różnych źródeł literaturowych.

Źródło literaturowe	Symbol metalu	Rodzaj próby	Średnie stężenie metalu [µgMe/l]
<i>Pitt, Maestre, NSQD 2005</i> USA	Cd	Obszar mieszkalny	0,5
		Obszar przemysłowy	2,0
		Autostrady	1,0
	Cr	Obszar mieszkalny	4,6
		Obszar przemysłowy	14,0
		Autostrady	8,3
	Pb	Obszar mieszkalny	12,0
		Obszar przemysłowy	25,0
		Autostrady	25,0
	Cu	Obszar mieszkalny	4,6
		Obszar przemysłowy	22,0
		Autostrady	34,7
<i>Bąk i in., 2012</i> Polska, Kielce	Cd	Kolektor ścieków deszczowych, obszar miejski	25,4
	Cr		81,2
	Pb		629,0
	Cu		147,4
<i>Gnecco i in., 2005</i> Włochy, Genua	Pb	Drogi, obszar komunikacyjny	13,2
	Cu		19,4
	Zn		81,1
<i>Gromaire-Mertz i in., 1998</i> Francja, Paryż	Pb	Ulice, obszar miejski	523,0
	Cu		191,0
	Zn		550,0
<i>Ociepa, 2011</i> Polska, Częstochowa	Cd	Ulice, obszar miejski	0,6
	Pb		42,0
	Cu		5,7

Związki metali ciężkich mają swoje źródło również w procesach przetwórczych składników półproduktów kosmetyków, które następnie w procesie produkcyjnym usuwane są jako ścieki kosmetyczne. Na przykład tlenek cynku wykorzystuje się do produkcji kremów ochronnych, a związki miedzi lub żelaza pełnią rolę pigmentów w cieniach do powiek [Bogacki i in., 2016; Kluk i Steliga, 2016]. W pracy Leszczyńskiej i Sozańskiego [2009] zwrócono uwagę na przekroczenie

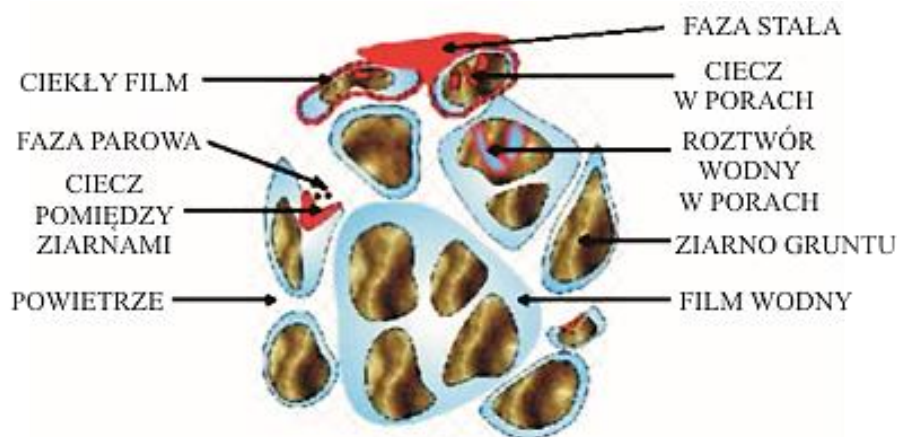
stężeń progowych metali ciężkich w osadach wód opadowych, czego skutkiem jest inhibicja procesu nityfikacji oraz rozkładu związków węgla, co w przypadku odprowadzaniu ich do kanalizacji może mieć wpływ na proces biologicznej dekompozycji zanieczyszczeń. Zawartość metali ciężkich w ściekach opadowych może być różna i zależy ona od charakterystyki zlewni oraz położenia geograficznego. Ogólnie obserwuje się, że w największym stężeniu wykrywane są cynk i ołów, dalej w nieco mniejszym miedź i chrom, natomiast w przypadku kadmu i niklu zazwyczaj oznacza się śladowe ilości [Bąk i in., 2013; Nowak i Imperowicz, 2016]. Studiując rozmaite badania i prace naukowe, można znaleźć przykłady, które opisują badania ilości metali ciężkich w wodach opadowych i przedstawiono je w tabeli 3. Można zauważyć różnice w charakterystyce spływów opadowych pomiędzy różnymi obszarami na świecie. Przepuszczalnie tak niejednorodna zawartość metali ciężkich w ściekach opadowych związana jest z zagospodarowaniem terenu zlewni, materiałami eksploatowanymi w obszarach miejskich, przemysłowych czy komunikacyjnych oraz polityką zarządzania zasobami wodnymi, w zależności od kraju, czy nawet kontynentu.

W rozporządzeniu z dnia 12 lipca 2019 r. które dotyczy ścieków przemysłowych podano najwyższe dopuszczalne stężenia niektórych metali ciężkich jako substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego. Wśród wymienionych metali znalazły się rtęć (maksymalna dopuszczalna zawartość 0,05 mgHg/l), kadm (0,2 mgCd/l), a także inne substancje nie będące metalami ciężkimi, a wśród nich na przykład: arsen 0,1–0,3 mgAs/l, beryl 1–3 mgBe/l, chrom 0,1–0,5 mgCr/l, miedź 0,1–0,5 mgCu/l, kobalt 0,1–1 mgCo/l, nikiel 0,1–0,5 mgNi/l, ołów 0,1–0,5 mgPb/l [Dz.U. 2019, poz. 1311].

Substancje ropopochodne jako związki niepolarne, lipofilne i bardzo słabo rozpuszczalne w wodzie, są ogromnym zagrożeniem środowiskowym, ze względu na zdolność do tworzenia cienkich warstw filmu na powierzchni zbiorników wodnych. Są substancjami silnie toksycznymi i kancerogennymi, a ich predyspozycja do łatwego transportu do środowiska skutkuje skażeniem niebezpiecznym pośrednio i bezpośrednio dla zdrowia i życia człowieka [Galer-Tatarowicz i in., 2017; Nowak, 2008; Rakowska i in., 2012; Siuta, 2000; Włodarczak-Makuła, 2016]. Ich występowanie w glebie prowadzi zarówno do naruszenia właściwości biochemicznych gruntu, jak i składu jakościowego i ilościowego pierwiastków śladowych, czego skutkiem jest degradacja gleby oraz wód powierzchniowych. Dochodzi do obniżenia plastyczności gleby i przekształcenia jej w półpłynną postać [Pastewski i in., 2009; Kluk i Steliga, 2016].

Ropa naftowa współcześnie jako podstawowy surowiec do produkcji energii i dla przemysłu chemicznego, charakteryzowana jest jako płynna mieszanina węglowodorów, w której znajdują się również związki tlenu i siarki, a także oznacza się śladowe ilości różnorodnych związków

nieorganicznych i pierwiastków, np. wanadu [Galer-Tatarowicz i in., 2017; Rakowska i in., 2012; Włodarczak-Makula, 2016]. Głównymi komponentami są nasycone węglowodory parafinowe (homologi metanu), oleinowe (homologi etylenu), cykliczne (naftenowe, pochodne cyklopentanu i cyklohesanu), aromatyczne – pochodne benzenu [Krakowski, 2017]. Ze względu na szeroką gamę składników ropy naftowej, podczas jej destylacji, aby zapobiec rozkładowi tych elementów, wykorzystywana jest różnica temperatury wrzenia zespołów węglowodorów oraz zmiany ciśnienia odpowiadające niższym lub wyższym wartościom temperatury prowadzenia procesu [Krakowski, 2017; Pastewski i in., 2009; Rakowska i in., 2012; Surygała, 2006]. Zagrożeniami dla środowiska są różnorakie, zwykle niewielkie, jednak powszechnie występujące źródła emitowania substancji ropopochodnych do ziemi, wód powierzchniowych oraz kanalizacji, którymi są głównie: górnicza eksploatacja i transport ropy, dystrybucja związków ropopochodnych, eksploatacja maszyn, transport zarówno zmotoryzowany jak i kolejowy, a także mechanizacja rolnictwa i leśnictwa [Larson i in., 2020; Nowak, 2008; Siuta, 2000; Włodarczak-Makula, 2016].



Rys. 3. Formy występowania produktów ropopochodnych w glebie [Rakowska i in., 2012]

Produkty ropopochodne obserwuje się w środowisku w różnych postaciach, takich jak:

- substancje ciekłe pływające po powierzchni roztworu glebowego nie mieszające się z wodą (NAPL – ang. *Non-Aqueous Phase Liquid*),
- węglowodory rozpuszczone w wodzie,
- zanieczyszczenia resztkowe zaadsorbowane na cząstkach gleby czy gruboziarnistych zawiesinach, a także jako para [Pastewski i in., 2009; Rakowska i in., 2012].

Rodzaj formy związków ropopochodnych przedstawiono na rysunku 3. Wielowarstwowo przesycony ropą naftową grunt, całkowicie lub częściowo zdegradowany, nawet po upływie 10–15 lat nie odzyskuje swojej aktywności biologicznej, w przypadku braku prawidłowo przeprowadzonej rekultywacji [Kluk i Steliga, 2016; Siuta, 2000].

Składniki ropy naftowej charakteryzują się z niejednorodną rozpuszczalnością w wodzie. Węglowodory polarne i aromatyczne wykazują największą rozpuszczalność, przy czym w przypadku aromatycznych maleje ona wraz ze zwiększającą się licznymi pierścieniami w cząsteczce. Mniejszą lub prawie żadną rozpuszczalnością cechują się węglowodory niepolarne i alifatyczne. Co więcej, substancje ropopochodne ulegają procesowi fotolizy pod wpływem działania promieniowania ultrafioletowego. Następuje dekompozycja wiązań kowalencyjnych w cząsteczce, czego skutkiem jest rozpad węglowodorów o większej masie cząsteczkowej [Rakowska i in., 2012].

Węglowodory aromatyczne, nazywane BTX (benzen, toluen, ksyleny), dodatkowo wykazują zdolność do adsorpcji na cząstkach stałych zawieszin. Skutkiem tego zjawiska jest ich podwyższone stężenie w osadach występujących zarówno przy spływach opadowych, jak i w samych zbiornikach wodnych. Powszechność występowania BTX w ściekach komunalnych jest skutkiem odprowadzania ich ze ściekami przemysłowymi, zazwyczaj z drobnych zakładów usługowo-produkcyjnych, a także ze ściekami bytowo-gospodarczymi [Mrowiec, 2013]. Według rozporządzenia z dnia 12 lipca 2019 r. lotne węglowodory aromatyczne – BTX, nie mogą przekroczyć stężenia 0,1 mg/l w ściekach przemysłowych dla wszystkich rodzajów ścieków i sektorów [Dz.U. 2019 poz. 1311].

Rozporządzenie Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 11 października 2019 roku [Dz.U. 2019 poz. 2149] przedstawia środowiskowe normy jakości m.in. dla substancji ropopochodnych w wodach powierzchniowych. Dopuszczalne stężenia wybranych substancji priorytetowych wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA) oraz innych węglowodorów przedstawiono w tabeli 4. Określono również wartości graniczne dla klas jakości wód powierzchniowych wskaźników jakości wód powierzchniowych substancji zanieczyszczających, które odnoszą się do jednolitych wód powierzchniowych.

Dla węglowodorów ropopochodnych określa się indeks oleju mineralnego i jego stężenie nie może przekroczyć 0,2 mg/l dla I i II klasy jakości wód powierzchniowych, czyli o bardzo dobrym lub dobrym stanie ekologicznym. Warto również zwrócić uwagę, że rozporządzenie nie uwzględnia granicznej wartości dla toluenu czy ksylenów, co może być informacją alarmującą.

Opierając się na badaniu zawartości węglowodorów aromatycznych (BTX) przeprowadzonych przez Mrowiec [2012, 2013], można określić przykładową charakterystykę ścieków komunalnych. Według analizy stężeń benzen osiągał wartość 30 µg/l, toluen 290 µg/l, a ksyleny 932 µg/l. O ile stężenie benzenu nie przekracza wartości krytycznej, tak w przypadku pozostałych węglowodorów aromatycznych sytuacja jest niejasna, ze względu na brak prawnych regulacji. W pracy Göbela i współpracowników [2007] określono zawartość substancji organicznych, którymi

były głównie ocieki z pojazdów mechanicznych, czyli oleje, paliwo, płyn hamulcowy i środki odmrażające, a także resztki ścierania opon czy emisje silników spalinowych. Najwyższe wartości WWA uzyskano na terenach, na których transport drogowy był wysoce intensywny, wynosiły one średnio 8,67 µg/l. W przypadku olejów mineralnych z tego samego źródła wykazano średnie stężenie 3,51 mg/l.

Tabela 4. Dopuszczalne stężenia substancji ropopochodnych w wodach powierzchniowych [Dz.U. 2019 poz. 2149].

Wskaźnik	Stężenie średnioroczne w wodzie [µg/l]		Maksymalne dopuszczalne stężenie w wodzie [µg/l]	
	Cieki naturalne i jeziora	Wody przejściowe i wody przybrzeżne	Cieki naturalne i jeziora	Wody przejściowe i wody przybrzeżne
Benzen	10	8	50	50
Naftalen	2	2	130	130
Fluoranten	0,0063	0,0063	0,12	0,12
Pentachlorofenol (PCP)	0,4	0,4	1	1
1,2-dichloroetan (EDC)	10	10	– *	– *
Benzo(a)piren	0,00017	0,00017	0,27	0,027
Benzo(b)fluoranten	– **	– **	0,017	0,017
Benzo(k)fluoranten				
Benzo(ghi)perylene	– **	– **	0,00082	0,00082

* Zakłada się, że stężenie średnioroczne w wodzie osiąga wartości znacznie niższe niż wartości otrzymane na podstawie toksyczności ostrej, nawet w przypadku krótkoterminowego wzrostu zanieczyszczenia wód przy stałych zrzutach [Dz.U. 2019 poz. 2149].

** Środowiskowe normy jakości dla substancji priorytetowych węglowodorów aromatycznych dla flory wodnej lub fauny wodnej i odpowiadające im średnioroczne środowiskowe normy jakości w wodzie odnoszą się do stężenia benzo(a)pirenu i są oparte na jego toksyczności. Występowanie benzo(a)pirenu można uznać za wskaźnik występowania innych wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA), dlatego do celów porównań ze środowiskowymi normami jakości dla flory wodnej lub fauny wodnej lub odpowiadających im AA-EQS (*annual average environmental quality standards*) w wodzie wystarczy monitorować benzo(a)piren [Dz.U. 2019 poz. 2149].

Zawartości tych substancji zbadano również w spływach deszczowych, z dachów oraz terenów drogowych o niskim natężeniu ruchu. Niestety wszystkie uzyskane wyniki wskazywały na obecność substancji ropopochodnych.

W pracy Badowskiej [2013] wyznaczono indeks oleju mineralnego (IOM) w próbkach pobranych na terenach mieszkalnych. Znajdowały się tam również niewielkie punkty usługowo-handlowe oraz typowa infrastruktura transportowa. Podczas pogody suchej stężenie IOM w okresie jesienno-zimowym osiągnęło wartość 5,75 mg/l. Natomiast przy poborze próby w trakcie pogody mokrej w okresie letnim stężenie IOM wyniosło zaledwie 1,03 mg/l, co prawdopodobnie związane jest z efektem większego rozcieńczenia ścieków. Pastewski i współpracownicy [2009]

zwrócili uwagę na tereny ściśle związane z zakładami mechanicznymi czy firmą transportową. Wzięto pod uwagę przyczynę wycieku oraz czas zalegania zanieczyszczenia w glebie. Typowymi zanieczyszczeniami były oleje silnikowe, paliwa (benzyna, olej napędowy), płyny hamulcowe, smary. Przyczyny obecności substancji ropopochodnych w środowisku to m.in. niekontrolowane wycieki z samochodów, rozszczelnienie zbiornika czy wycieki z dystrybutorów paliwa. Stężenie oznaczono wagowo za pomocą ekstrakcji eterem naftowym i podano w formie procentowej. Stężenia w zakładach mechanicznych o różnej lokalizacji wynosiły od 1,6 do 4,2%, natomiast w przypadku firmy transportowej osiągnęły wartość 3,1%.

Zanieczyszczenie wód opadowych chlorkami jest okresowe i najczęściej związane jest z wodami roztopowymi pochodzącymi ze śniegu, szczególnie w sytuacji dłuższego zalegania w pobliżu dróg [Piekutin, 2013]. Chlorki są w pełni rozpuszczalne w wodzie i roztworze glebowym, natomiast nie ulegają sorpcji przez sam materiał glebowy czy osady denne oraz nie wykazują w nich przemian. Pobierane przez organizmy roślinne i z łatwością wymywane z gleby służą jako czynnik trasujący kurs przemieszczania się wody [Sapek, 2008]. Rozporządzenie Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 12 lipca 2019 r. [Dz.U. 2019 poz. 1311] określa, że sumaryczne stężenie chlorków we wszystkich rodzajach ścieków oraz wód pochodzących z odwodnienia zakładów górniczych nie może przekroczyć 1000 mg/l i dotyczy to wszystkich sektorów zakresu zastosowania. Natomiast rozporządzenie z dnia 11 października 2019 r. [Dz.U. 2019 poz. 2149] określa stan jakościowy wód powierzchniowych m.in. I i II klasy jakościowej z rozróżnieniem na typy (1–26), jako graniczną wartość zanieczyszczeń, gdzie dla chlorków wynosi od 5,0 do 51,9 mgCl/l. Piekutin [2013] badała jakość wód opadowych po przejściu przez hydroseparatory przez okres całego roku co dwa miesiące. Stężenie chlorków charakteryzuje się ogromnym rozrzutem wyników, ale jak wspomniano może być to związane z wodami roztopowymi w miesiącach zimowych, i wynosi od 1 do 484 mgCl/l, w zależności od hydroseparatora.

Związki biogenne zawierają w swoim składzie azot, fosfor i potas, więc ich obecność w nadmiarze w środowisku powoduje intensywny rozwój roślinności, później eutrofizację, a ostatecznie zmniejszenie retencyjności lub całkowity brak pojemności zbiorników i cieków wodnych. Źródłem jest nie tylko intensywne nawożenie pól uprawnych, ale również nieoczyszczone lub niepoprawnie oczyszczone ścieki bytowe [Kaczor i Bugajski, 2006]. Według rozporządzenia z dnia 12 lipca 2019 r. [Dz.U. 2019 poz. 1311] najwyższe dopuszczalne wartości przedstawiono w tabeli 5. W przypadku wartości azotu ogólnego i fosforu ogólnego dotyczą one średniej rocznej wartości w ściekach, obliczonej dla próbek średniodobowych pobranych w okresie roku.

Tabela 5. Najwyższe dopuszczalne wartości substancji biogenych w ściekach dla odpowiednich sektorów przemysłowych [Dz.U. 2019 poz. 1311].

Substancja	Najwyższa dopuszczalna wartość [mg/l]	Zakres stosowania
Azot ogólny	30	Dotyczy wszystkich rodzajów ścieków i sektorów
Azot amonowy	20	Dotyczy wszystkich rodzajów ścieków z sektorów: chów, hodowla zwierząt gospodarskich, produkcja lub przetwórstwo mięsa; produkcja alkoholu i napojów alkoholowych; przetwórstwo rybne
	10	Dotyczy wszystkich rodzajów ścieków z pozostałych sektorów
Fosfor ogólny	10	Dotyczy przemysłu nawozów sztucznych
	3	Dotyczy rodzajów ścieków z sektorów: produkcja i przetwórstwo owoców i warzyw; chów, hodowla zwierząt gospodarskich, produkcja lub przetwórstwo mięsa; produkcja alkoholu i napojów alkoholowych; produkcja żelatyny i klejów ze skór i kości zwierzęcych
	2	Dotyczy pozostałych sektorów
Potas	80	Dotyczy wszystkich rodzajów ścieków i sektorów

Dopuszcza się określanie wymogów dotyczących usuwania związków azotu na podstawie prób średnich dobowych, jeżeli można wykazać, że osiągnięty został ten sam poziom ochrony jednolitych części wód przed zanieczyszczeniem. W takim przypadku próba średnia dobową nie może przekraczać 20 mg/l azotu całkowitego dla wszystkich prób przy temperaturze wypływu w reaktorze biologicznym wyższej lub równej 12°C. Warunki dotyczące temperatury można zastąpić ograniczeniem czasu operacji w celu uwzględnienia regionalnych warunków klimatycznych. Natomiast azot ogólny to suma azotu Kjeldahla, azotu azotynowego i azotanowego.

Istotnym problemem w obecności związków biogenych w ściekach jest stopień zdolności usuwania ich w przydomowych oczyszczalniach ścieków, które są bardzo uproszczone w porównaniu do zbiorczych oczyszczalni stosujących skomplikowane procesy technologiczne wspomaganych chemicznym strącaniem związków fosforu. W związku z tym, zwiększona zawartość biogenów trafia do zbiorników i cieków wodnych, powodując eutrofizację. Wprowadzanie osadu czynnego do procesu technologii oczyszczalni daje możliwość nityfikacji, denityfikacji oraz defosfacji i jest rozwiązaniem tego problemu [Kaczor i Bugajski, 2006; Młyńska i in., 2017]. W badaniach Kaczora i Bugajskiego [2006] przeanalizowano dwa typy oczyszczalni przydomowych z osadem czynnym pod względem oczyszczania ze związków biogenych. W ściekach surowych określono średnie stężenia: 85,15 mg/l azotu ogólnego i 35,44 mg/l fosforanów (jako fosfor ogólny) dla pierwszej oczyszczalni oraz dla drugiej – 77,61 mg/l azotu ogólnego i 34,12 mg/l fosforanów. Ścieki oczyszczone zawierały odpowiednio dla pierwszego przypadku 25,35 mg N_{og}/l oraz 11,99 mgPO₄/l, a także dla drugiego przypadku –

40,64 mgN_{og}/l i 20,13 mgPO₄/l. Pierwsza oczyszczalnia charakteryzowała się średnią redukcją zanieczyszczeń na poziomie 67,38% dla azotu ogólnego i 63,13% dla fosforanów, natomiast druga 59,35% dla azotu ogólnego i 39,75% dla fosforanów. W badaniach Krasowska i Banaszuk [2015] analizowano zawartość związków biogenych spływających w wodach opadowych ze zlewni głównie rolniczej uprawy zbóż i ziemniaków oraz niewielkim udziałem łąk o wilgotnej glebie i lasów mieszanych, a także zabudowań gospodarczych. Pomiarzy przepływów i stanów wody w cieku, wody gruntowej, odcieków drenarskich, wody rzecznej i potencjalnych zlewniowych źródeł zanieczyszczeń charakteryzują się wynikami zawartości związków biogenych przedstawionymi w tabeli 6.

Tabela 6. Średnie stężenie wybranych związków biogenych w cieku, opadach atmosferycznych i spływach opadowych na podstawie [Krasowska i Banaszuk, 2015].

Rodzaj analizowanych wód	Stężenie azotu azotanowego NO ₃ ⁻ [mg/l]	Stężenie azotu amonowego NH ₄ ⁺ [mg/l]	Stężenie fosforanów PO ₄ ³⁻ [mg/l]
Wody cieku	22,7	0,4	0,1
Wody opadowe (deszcz)	3,3	0,7	0,03
Wody pośniegowe	3,4	0,9	0,08
Spływ powierzchniowy	8,5	0,5	0,7
Roztwory glebowe	23,1	0,8	0,6
Wody gruntowe	21,8	0,5	0,1
Ocieki drenarskie	47,1	0,5	0,1

Stężenia analizowanych składników były zmienne w czasie i zależne od lokacji. Podczas wezbrań roztopowych i opadowych występował spływ powierzchniowy, zawierający podwyższoną zawartość fosforanów. Natomiast w przypadku samego opadu atmosferycznego w przewadze były azotany. Co więcej, zawartość jonów amonowych i fosforanowych była kilkukrotnie większa w roztworze glebowym niż w wodach gruntowych. Ocieki drenarskie charakteryzowały się najwyższą zawartością substancji biogenych, czyli o stężeniu azotu azotanowego 47,1 mgNO₃⁻/l.

Biochemiczne zapotrzebowanie na tlen (BZT) jest parametrem określającym skuteczność oczyszczania ścieków przede wszystkim przez małe domowe oczyszczalnie. BZT pozwala określić podatność ścieku na biodegradację. W analizie wstępnie przygotowaną próbkę ścieków rozcieńcza się w różnym stosunku wodą do odpowiednich rozcieńczeń, wzbogaca tlenem i zaszczepia mikroorganizmami pochodzącymi z wody przeznaczonej do zaszczepień. Oznaczenie jest oparte na określeniu ilości tlenu w mgO₂/l, który jest potrzebny do utlenienia związków

organicznych w ściekach w temperaturze 20°C z udziałem mikroorganizmów. Wynik analizy zależy od takich czynników jak temperatura, odczyn pH, obecność substancji odżywczych, obecność tlenu, obecność substancji hamujących pracę mikroorganizmów, bądź toksycznych działających biobójczo (np. środki bakteriobójcze czy wolny chlor) [Kowalewski i in., 2018; Wiejak, 2010]. Najczęściej określane jest BZT₅, co oznacza, że próbki inkubowane są przez 5 dni, a im wyższa wartość BZT tym większe zanieczyszczenie analizowanej próbki.

Najwyższą dopuszczalną wartość BZT₅ według rozporządzenia z dnia 12 lipca 2019 r. [Dz.U. 2019 poz. 1311] przedstawiono w tabeli 7, przy czym wymagany jest, aby było oznaczane z dodatkiem inhibitora nityfikacji.

Tabela 7. Najwyższe dopuszczalne wartości biochemicznego i chemicznego zapotrzebowania na tlen w ściekach dla odpowiednich sektorów przemysłowych [Dz.U. 2019 poz. 1311].

Substancja	Najwyższa dopuszczalna wartość [mg/l]	Zakres stosowania
Biochemiczne zapotrzebowanie na tlen BZT ₅	30	Dotyczy przemysłu celulozowo-papierniczego
	50	Dotyczy sektorów: produkcja alkoholu i napojów alkoholowych; produkcja pasz dla zwierząt z surowców roślinnych; przetwórstwo rybne
	25	Dotyczy pozostałych sektorów
Chemiczne zapotrzebowanie na tlen ChZT _{Cr}	250	Dotyczy przemysłu celulozowo-papierniczego i koksowniczego oraz sektorów: produkcja alkoholu i napojów alkoholowych; produkcja pasz dla zwierząt z surowców roślinnych; przetwórstwo rybne
	125	Dotyczy pozostałych sektorów

Analizę biochemicznego zapotrzebowania na tlen przeprowadzili Policht-Latawiec i współpracownicy [2013], gdzie obiektem badań była rzeka San, charakteryzowaną jako jedną z najbardziej zanieczyszczonych rzek w województwie podkarpackim. Ścieki zrzucane do rzeki pochodzą z komunalnych i przemysłowych oczyszczalni ścieków. Badano oczyszczone strumienie wody. Maksymalna wartość BZT₅ otrzymana w badaniu na przestrzeni czterech lat wynosiła 14,3 mgO₂/l, co jest zgodne z regulacjami prawnymi. Z kolei Wiejak [2010] wykonała analizę naturalnych zbiorników w drugim kwartale roku: woda z Wisły, woda z kanałku na Kabatach i kanałku w Pyrach. Wyniki znacznie odbiegają od poprzednich, gdyż BZT₅ dla wody z Wisły osiąga wartość 230 mgO₂/l, dla wody z kanałku na Kabatach wyniosła 236 mgO₂/l, a w Pyrach 226 mgO₂/l. Inne wyniki badań zostały zaprezentowane przez Kowalewskiego i współpracowników [2018], w których analizie poddano ścieki dopływające do oczyszczalni ścieków w Chicago. Średnia zawartość BTZ₅ w wymienionych ściekach wynosiła 99,92 mgO₂/l.

Chemiczne zapotrzebowanie tlenu (ChZT) jest wskaźnikiem zanieczyszczenia ścieków oznaczający ilość tlenu pobranego z utleniacza do chemicznego utlenienia w środowisku kwaśnym obecnych w badanej próbce ścieków organicznych i wybranych nieorganicznych związków (żelaziany, azotyny, azotany, siarczany, siarczki). Utleniaczami powszechnie wykorzystywanymi do analizy ChZT są: dichromian (VI) potasu, nadmanganian (VII) potasu, chloran (V) potasu lub ozon. Standardowe oznaczenie ChZT wiąże się z największą dokładnością wyników. Często do analizy dodaje się siarczan srebra w celu zwiększenia szybkości rozkładu związków organicznych [Hachol i Krzemińska, 2008; Masiuk i in., 2011].

Regulacje prawne opisują maksymalne zawartości ChZT w ściekach, które przedstawione są w tabeli 7, przy czym dotyczą one oznaczania metodą dwuchromianową. Hachol i Krzemińska [2008] wykonały analizę rzeki Smortawa w trzech punktach pomiarowych w zależności od charakterystyki koryta, położenia geograficznego i zagospodarowania terenu. Dla pobranych próbek ChZT wykonane metodą dwuchromianową wyniosło 28,9 mgO₂/l, 24,0 mgO₂/l oraz 23,9 mgO₂/l uśredniając rocznie, co daje wartość poniżej ograniczonej prawnie 125 mgO₂/l. Wiejak [2010] podała ChZT dla wody z Wisły w I kwartale roku 453 mgO₂/l, w II kwartale 278 mgO₂/l, a także w IV kwartale 424 mgO₂/l. W tym przypadku wartości te znacznie przekraczają dopuszczalną normę, jednakże w tego przypadku zbiornikach naturalnych, obserwuje się znaczącą zawartość materii organicznej.

2.1.3. Metody oznaczania zanieczyszczeń w spływach opadowych

Określanie składu i zawartości zanieczyszczeń wód opadowych odbywa się metodami unormowanymi, zgodnymi z przyjętymi standardami. Dzięki zachowaniu odpowiednich wytycznych można uzyskać powtarzalność i stabilność otrzymanych rezultatów, mających przełożenie na rzeczywisty stan badanych próbek.

Najważniejsze normy służące do analizy charakterystyki zawiesin to PN-R-04032:1998 oraz PN-EN 872:2007+Ap1:2007 [Burszta-Adamiak i Łomotowski, 2006; Policht-Latawiec i in., 2013]. W zakresie nowszej z nich o tytule „Jakość wody – Oznaczenie zawiesin – Metoda z zastosowaniem filtracji przez sączi z włókna szklanego” jest opis metody oznaczania zawiesin w wodzie surowej, ściekach oraz ściekach oczyszczonych z zastosowaniem filtracji przez sączi z włókna szklanego. Oznaczenie tą metodą polega na filtracji określonej objętości próbki przez sącze z włókna szklanego z zastosowaniem aparatury do filtracji ciśnieniowej lub próżniowej. Sącze następnie suszy się w temperaturze 105°C, a masę zatrzymanej na nim pozostałości oznacza się wagowo. Granica oznaczalności wynosi 2 mg/l, natomiast górna granica oznaczalności nie jest podana. Próbkę wody zwykle nie są stabilne, dlatego zawartość zawiesin

zależy od czasu przechowywania, sposobu transportowania, wartości pH i innych czynników. Wyniki otrzymane z oznaczania w próbkach nietrwałych należy interpretować z ostrożnością [PN-EN 872:2007+Ap1:2007P]. Sączki z mikrowłókien szklanych wykonane są z ze szkła borokrzemowego. Charakteryzują się wysoką odpornością chemiczną, brakiem higroskopijności i brakiem dodatków wiążących, a także mogą być używane w temperaturach do 500°C [Avantor Performance Materials Poland S.A., 2020].

Starsza norma z 1998 roku [PN-R-04032:1998] o tytule „Gleby i utwory mineralne – Pobieranie próbek i oznaczanie składu granulometrycznego” dotyczy m.in. oznaczenia składu granulometrycznego gleb metodą sitową i areometryczną Bouyoucosa w modyfikacji Casagrande i Prószyńskiego. Przygotowanie próbki gleby zaczyna się od doprowadzania jej do stanu powietrznie suchego, następnie rozcierania w moździerz. Początkowo agregaty (skupienia ziaren) rozbijane są tłuczkiem szklanym, a następnie rozcierane korkiem gumowym. Materiał przesiewany jest następnie przez sito o oczkach 2 mm w celu oddzielenia części szkieletowych (waga $M_{\phi>2mm}$) od części ziemistych (waga $M_{\phi<2mm}$). Procentową zawartość części szkieletowych wyznacza się z zależności:

$$\phi_{>2mm} = \frac{M_{\phi>2mm}}{M_{\phi>2mm} + M_{\phi<2mm}} \cdot 100 \quad (1)$$

Następnie oznaczana jest wilgotność gleby powietrznie suchej poprzez suszenie w suszarce w 105°C przez ściśle określony czas (zwykle 5 godzin), ostudzenia w eksykatorze zawierającym CaCl₂ do temperatury pokojowej i zważenie. Dopuszcza się powtarzanie suszenia w celu osiągnięcia stałej masy naważki (M_{105}), świadczącej o całkowitym wysuszeniu. Z uzyskanych danych obliczana jest zawartość wody higroskopowej w glebie z równania 2. W dalszym ciągu następuje usuwanie z próbki węglanów i substancji organicznej, przy użyciu odpowiednio 1N octanu sodowego lub 30% wody utlenionej, zachowując przy tym poprawne warunki procesowe.

$$W_h = \frac{M_w - M_{105}}{M_{105} - M_{tara}} \cdot 100 \quad (2)$$

Po przygotowaniu próbek następuje pomiar zmian gęstości zawiesiny w trakcie procesu sedymentacji. Pomiar gęstości zawiesiny wykonywany jest areometrem Prószyńskiego, wyskalowanym w taki sposób, że różnice między kolejnymi odczytami wyznacza procentową zawartość frakcji, która osiadła w czasie między odczytami. Frakcje te to 0,05 mm, 0,02 mm, 0,005 mm i 0,002 mm. Ostatecznie prowadzi się analizę sitową dla oznaczenia ziaren gleby o rozmiarach 2–0,1 mm, frakcję pyłową oraz frakcję iłową [PN-R-040032:1998].

Metale ciężkie oznaczane są również za pomocą norm w zależności od tego, który metal jest priorytetem w kwestii oczyszczania wód opadowych. Stosowanymi metodami są głównie

spektrofotometria (żelazo ogólne, chrom Cr⁶⁺) i atomowa spektrometria emisyjna z plazmą wzbudzoną indukcyjnie (ołów) oraz normy: PN-ISO 6332:2001/Ap1 (Oznaczenie żelaza – metoda spektrometryczna z 1,10-fenantroliną), PN-77/C-04604/08 (Oznaczenie chromu sześciowartościowego (Cr⁶⁺) i trójwartościowego (Cr³⁺)), PN-EN ISO 18412:2007 (Oznaczenie chromu (VI) – metoda fotometryczna dla wód słabo zanieczyszczonych), PN-EN 1233:2000 (Jakość wody – oznaczanie chromu – metody absorpcyjnej spektrometrii atomowej), PN-EN ISO 17294-2:2016-11 (Jakość wody – zastosowanie spektrometrii mas z plazmą wzbudzoną indukcyjnie (ICP-MS) – część 2: oznaczanie wybranych pierwiastków, w tym izotopów uranu), PN-ISO 11047:2001 (Jakość gleby – oznaczanie kadmu, chromu, kobaltu, miedzi, ołowiu, manganu, niklu i cynku w ekstraktach gleby wodą królewską – metody płomieniowej i elektrotermicznej absorpcyjnej spektrometrii atomowej), PN-EN ISO 17852:2009 (Jakość wody – oznaczanie rtęci – metoda atomowej spektrometrii fluorescencyjnej) oraz PN-EN ISO 12846:2012 (Jakość wody – oznaczanie rtęci – metoda absorpcyjnej spektrometrii atomowej (AAS) ze wzbogacaniem lub bez wzbogacania) i dodatkowo PN-EN ISO 15586:2005 (Jakość wody – oznaczanie pierwiastków śladowych metodą atomowej spektrometrii absorpcyjnej z piecem grafitowym) gdzie opisano zasady i procedury oznaczania śladowych poziomów nie tylko metali ciężkich, ale też innych pierwiastków, czyli Ag, Al, As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Se, Tl, V i Zn w wodzie powierzchniowej, wodzie podziemnej, wodzie do spożycia, ściekach i osadach i stosowana może być tylko do oznaczania małych stężeń pierwiastków. Stosowana jest również norma PN-EN ISO 11885:2009 (Jakość wody – oznaczanie wybranych pierwiastków metodą optycznej spektrometrii emisyjnej z plazmą wzbudzoną indukcyjnie (ICP-OES)) dla różnych pierwiastków w tym dla takich metali ciężkich jak chrom, cynk, kadm, kobalt, miedź, nikiel, ołów, żelazo. Oprócz tego: PN-EN ISO 5961:2001 (Oznaczenie kadmu metodą absorpcyjnej spektrometrii atomowej), a także PN-ISO 8288:2002 (Oznaczenie kobaltu, niklu, miedzi, cynku, kadmu i ołowiu – metody atomowej spektrometrii absorpcyjnej z atomizacją w płomieniu) [Dz.U. 2019 poz. 1311; PKN, 2020; Policht-Latawiec i in., 2013].

Obowiązujące regulacje prawne, czyli rozporządzenie Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 12 lipca 2019 r. w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego oraz warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu do wód lub do ziemi ścieków, a także przy odprowadzaniu wód opadowych lub roztopowych do wód lub do urządzeń wodnych. [Dz.U. 2019 poz. 1311] określa oznaczania substancji ropopochodnych. Metodą referencyjną jest chromatografia gazowa (GC), a norma opisująca metodykę analizy to PN-EN ISO 9377-2, w tym momencie z 2003 roku i nosi tytuł „Oznaczenie indeksu oleju mineralnego – Część 2: Metoda z zastosowaniem ekstrakcji rozpuszczalnikiem i chromatografii gazowej”. W normie opisano

metodę oznaczania indeksu oleju mineralnego (IOM) w wodach za pomocą chromatografii gazowej, odpowiednią do badania wód powierzchniowych, ścieków i ścieków oczyszczonych, pozwalającą na oznaczanie indeksu oleju mineralnego dla stężeń wyższych niż 0,1 mg/l. Metody nie stosuje się do ilościowego oznaczania zawartości lotnego oleju mineralnego, jednak na podstawie rozkładu pików na chromatogramie gazowym można uzyskać niektóre informacje jakościowe o składzie zanieczyszczającego oleju mineralnego. Poza tym, rozróżnione są inne normy, które skupiają się na konkretnych substancjach należących do grupy ropopochodnych, tj.: PN-ISO 11423-1:2002 (Jakość wody – oznaczanie benzenu i niektórych pochodnych – część 1: metoda analizy fazy nadpowierzchniowej z zastosowaniem chromatografii gazowej), PN-EN 16691:2015-12 (Jakość wody – oznaczanie wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA) w całych pobranych próbkach wody – metoda ekstrakcji do fazy stałej (SPE) z zastosowaniem krążków ekstrakcyjnych i chromatografii gazowej ze spektrometrią mas (GC-MS)), PN-EN ISO 15680:2008 (Jakość wody – oznaczanie wybranych jednopierścieniowych węglowodorów aromatycznych, naftalenu i niektórych związków chlorowanych metodą chromatografii gazowej z zastosowaniem techniki wypłukiwania i wyłapywania oraz desorpcji termicznej), a także PN-EN ISO 17993:2005 (Jakość wody – oznaczanie 15 wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA) w wodzie metodą HPLC z detekcją fluorescencyjną po ekstrakcji ciecz-ciecz) [Badowska, 2013; Dz.U. 2019 poz. 1311; Galer-Tatarowicz i in., 2017; PKN, 2020].

Detekcja w chromatografii gazowej w oznaczaniu substancji ropopochodnych jest różna i zależy możliwości analitycznych danego punktu badawczego. Wykorzystywana jest detekcja płomieniowo-jonizacyjna (FID) [Badowska, 2013; Galer-Tatarowicz i in., 2017], którego zaletami są wysoka czułość, właściwa powtarzalność i szeroki zakres liniowości dla związków grupy produktów ropopochodnych [Galer-Tatarowicz i in., 2017]. Innymi technikami detekcji selektywnej są: spektrometria mas (MS), płomieniowy detektor fotometryczny (FPD), pulsacyjny płomieniowy detektor fotometryczny (PFPD) czy detektor emisji atomowej (AED) [Boczka i in., 2011]. Ostatni z wymienionych charakteryzuje się wykorzystaniem helu jako gazu nośnego do przenoszenia próbki przez chromatograf gazowy, przy wymaganiach bardzo niskiej zawartości wody i zanieczyszczeń tlenowych, ze względu na reakcje wody i tlenu z fazą stacjonarną kolumny, czego skutkiem są zakłócenia linii bazowej i ograniczenie dokładności analizy. Co więcej, przy technice AED można stosować hel plazmowy, jednak dla wysokiej czułości tej techniki analitycznej wymagana jest wysoka czystość helu [Boczka i in., 2011; Elsi i in., 2011].

Zawartość chlorków oznaczana jest za pomocą metod objętościowych, czyli miareczkowych [Dz.U. 2019 poz. 1311; Pawlita-Posmyk i Wzorek, 2016; Policht-Latawiec i in., 2013]. Według

normy PN-ISO 9297:1994 Oznaczanie chlorków dotyczy metody miareczkowania azotanem srebra w obecności chromianu jako wskaźnika (Metoda Mohra). Metoda ta przeznaczona jest do oznaczania stężeń rozpuszczalnych chlorków w wodzie w zakresie od 5 mg/l do 150 mg/l, jednak zakres oznaczania można zwiększyć do 400 mg/l stosując biuretę o większej pojemności lub przez rozcieńczenie próbki. Z uwagi na wiele czynników przeszkadzających, metody nie należy stosować do badania silnie zanieczyszczonych wód o małej zawartości chlorków. Inną metodą oznaczania chlorków jest metoda analizy przepływowej (CFA i FIA) z detekcją fotometryczną lub potencjometryczną wg normy PN-EN ISO 15682:2004. Określono procedury analizy wody i ścieków o zawartości chlorków w zakresie od 1 mg/l do 1000 mg/l, natomiast próbki o większej zawartości chlorków można analizować po rozcieńczeniu. Metodę z detekcją potencjometryczną można stosować do badania próbek mętnych i/lub zabarwionych [Dz.U. 2019 poz. 1311; PKN, 2020]. Kolejną techniką oznaczania chlorków jest chromatografia jonowa (IC) według standardów określonych w normie PN-EN ISO 10304-1:2009 (Jakość wody – oznaczanie rozpuszczonych anionów za pomocą chromatografii jonowej – część 1: oznaczanie bromków, chlorków, fluorków, azotanów, azotynów, fosforanów i siarczanów) [Dz.U. 2019 poz. 1311; Michalski, 2014; PKN, 2020]. Metoda ta służy do oznaczania rozpuszczonych bromków, chlorków, fluorków, azotynów, azotanów, fosforanów i siarczanów w wodzie, np. wodzie do spożycia, wodzie deszczowej, wodzie podziemnej, ściekach, odciekach i w wodzie morskiej, za pomocą cieczonej chromatografii jonowej. Najniższe oznaczane stężenia wynoszą 0,05 mg/l dla bromków i azotynów oraz 0,1 mg/l dla chlorków, fluorków, azotanów, ortofosforanów i siarczanów. Jednak granica oznaczanych stężeń zależy od matrycy i wpływu czynników przeszkadzających. Zakres roboczy można rozszerzyć do niższych stężeń (np. do 0,01 mg/l), stosując odpowiednie przygotowanie próbki (np. warunki analiz śladowych, technikę wstępnego zatężania) i/lub stosując detektor UV (do oznaczania bromków, azotanów i azotynów) [PKN, 2020].

Oznaczanie związków biogenych jest związane z metodyką kontroli zawartości azotu, fosforu i potasu. Każdy z tych elementów charakteryzowany jest za pomocą innych standardów. Azot ogólny opisuje się wobec metody obliczeniowej oraz normy PN-EN 25663:2001 (Jakość wody – oznaczanie azotu Kjeldahla – metoda po mineralizacji z selenem), która podaje metodę oznaczania azotu zwaną metodą Kjeldahla. Oznaczany jest tylko azot na trzecim ujemnym stopniu utlenienia, a zawartość można oznaczyć do 10 mg azotu w próbce analitycznej. Metoda ta stosowana jest do analizy wody surowej, wody do picia oraz ścieków [Dz.U. 2019 poz. 1311; PKN, 2020]. Dodatkowo, zastosowanie normy PN-EN ISO 11905-1:2001, odnoszącej się do oznaczania azotu w kwestii jakości wód, dotyczy metody mineralizacji nadtlendwusiarczanem.

Tabela 8. Metody oznaczania azotu w kwestii jakości wód [Dz.U. 2019 poz. 1311; PKN, 2020].

Substancja	Metoda analizy	Norma	Wersja - Tytuł
Azot amonowy	Spektrofotometria absorpcyjna cząsteczkowa (fotokolorymetria)	PN-ISO 7150-1	2002 – Część 1: Manualna metoda spektrometryczna
	Metoda objętościowa (miareczkowa)	PN-ISO 5664	2002 – Metoda destylacyjna z miareczkowaniem
	Analiza przepływowa (CFA i FIA) z detekcją spektrometryczną	PN-EN ISO 11732	2007 – Metoda analizy przepływowej (CFA i FIA) z detekcją spektrometryczną
	Chromatografia jonowa (IC)	PN-EN ISO 14911	2002 – Oznaczanie Li ⁺ , Na ⁺ , NH ₄ ⁺ , K ⁺ , Mn ²⁺ , Ca ²⁺ , Mg ²⁺ , Sr ²⁺ i Ba ²⁺ za pomocą chromatografii jonowej – Metoda dla wód i ścieków
Azot azotanowy	Spektrofotometria absorpcyjna cząsteczkowa (fotokolorymetria)	–	–
	Analiza przepływowa (CFA i FIA) z detekcją spektrometryczną	PN-EN ISO 13395	2001 – Oznaczanie azotu azotynowego i azotanowego oraz ich sumy metodą analizy przepływowej (CFA i FIA) z detekcją spektrometryczną
	Chromatografia jonowa (IC)	PN-EN ISO 10304-1:2009E	2009 – Oznaczanie rozpuszczonych anionów za pomocą chromatografii jonowej – Część 1: Oznaczanie bromków, chlorków, fluorków, azotanów, azotynów, fosforanów i siarczanów
Azot azotynowy	Spektrofotometria absorpcyjna cząsteczkowa (fotokolorymetria)	PN-EN 26777	1999 – Oznaczanie azotynów – Metoda absorpcyjnej spektrometrii cząsteczkowej
	Analiza przepływowa (CFA i FIA) z detekcją spektrometryczną	PN-EN ISO 13395	2001 – Oznaczanie azotu azotynowego i azotanowego oraz ich sumy metodą analizy przepływowej (CFA i FIA) z detekcją spektrometryczną
	Chromatografia jonowa (IC)	PN-EN ISO 10304-1:2009E	2009 – Oznaczanie rozpuszczonych anionów za pomocą chromatografii jonowej – Część 1: Oznaczanie bromków, chlorków, fluorków, azotanów, azotynów, fosforanów i siarczanów

Regulacja podaje sposób utleniania za pomocą nadtlenodwusiarczynu znajdujących się w wodzie związków azotu do postaci azotanów, a następnie oznaczania ciągłą metodą przepływową ze wstępną redukcją azotanów do azotynów na miedziowanym kadmie. Sposoby postępowania opisane w normie stanowią metodę referencyjną [PKN, 2020]. Osobno również należy traktować określanie zawartości azotu amonowego, azotanowego i azotynowego. Metodyka oznaczania powiela się dla każdego z nich, jednak standaryzujące normy różnią się w zależności od typu azotu. Ogólnie stosuje się spektrofotometrię absorpcyjną cząsteczkową (fotokolorymetrię), analizę

przepływową z detekcją spektrometryczną oraz chromatografię jonową. W tabeli 8 podano numery norm dla danych metod według rozporządzenia z dnia 12 lipca 2019 r. [Dz.U. 2019 poz. 1311].

Istnieją trzy metody oznaczania fosforu ogólnego w ściekach według rozporządzenia z dnia 12 lipca 2019 r. [Dz.U. 2019 poz. 1311]. Pierwsza to spektrofotometria absorpcyjna cząsteczkowa (fotokolorymetria) według zasad normy PN-EN ISO 6878:2006 (Jakość wody – oznaczanie fosforu – metoda spektrometryczna z molibdenianem amonu), w której opisano metody oznaczania związków fosforu we wszystkich rodzajach wód, obejmujących wody morskie i odpływy. W próbkach bez rozcieńczenia można oznaczać stężenie fosforu w zakresie od 0,005 mg/l do 0,8 mg/l, a metodą ekstrakcyjną można oznaczać mniejsze stężenie (do 0,0005 mg/l). Następnie druga metoda to atomowa spektrometria emisyjna z plazmą wzbudzoną indukcyjnie, jednak jej zakres jest zdecydowanie większy, ponieważ według niej można oznaczyć wiele innych pierwiastków jak np. srebro, arsen, wapń czy selen. Metoda ta jest znormalizowana według PN-EN ISO 11885:2009 (Jakość wody – oznaczanie wybranych pierwiastków metodą optycznej spektrometrii emisyjnej z plazmą wzbudzoną indukcyjnie (ICP-OES)), gdzie podano metodę oznaczania form rozpuszczalnych, związanych z cząstkami nierozpuszczonymi (stałymi) oraz ogólnej zawartości w różnych rodzajach wód (np. wodach podziemnych, wodzie powierzchniowej, surowej, wodzie do spożycia, ściekach) dużej grupy pierwiastków, w tym fosforu. Kolejną metodą jest spektrometria mas z plazmą wzbudzoną indukcyjnie (ICP-MS) w standardzie PN-EN ISO 17294-2:2016-11 (Jakość wody – zastosowanie spektrometrii mas z plazmą wzbudzoną indukcyjnie (ICP-MS) – część 2: oznaczanie wybranych pierwiastków, w tym izotopów uranu) przeznaczonej dla szerokiego zakresu pierwiastków chemicznych [Dz.U. 2019 poz. 1311; Policht-Latawiec i in., 2013; PKN, 2020].

Ostatnim biogenem, o którym nie można zapomnieć jest potas, którego oznaczanie można wykonać za pomocą pięciu metod przypisanych również poprzez rozporządzenia z dnia 12 lipca 2019 r. [Dz.U. 2019 poz. 1311]: absorpcyjna spektroskopia atomowa (ASA) według PN-ISO 9964-2/Ak:1997 (Jakość wody – oznaczanie sodu i potasu – oznaczanie potasu w ściekach metodą absorpcyjnej spektrometrii atomowej); emisyjna spektroskopia płomieniowa (ESP) zgodnie z PN-ISO 9964-3/Ak:1997 (Jakość wody – oznaczanie sodu i potasu – oznaczanie sodu i potasu w ściekach metodą emisyjnej spektrometrii płomieniowej); chromatografia jonowa (IC) stosownie do normy PN-EN ISO 14911:2002 (Jakość wody – oznaczanie Li^+ , Na^+ , NH_4^+ , K^+ , Mn^{2+} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Sr^{2+} i Ba^{2+} za pomocą chromatografii jonowej – metoda dla wód i ścieków), gdzie badane jony rozdziela się na kolumnie rozdzielającej za pomocą chromatografii cieczowej, a następnie mierzy detektorem konduktometrycznym; atomowa spektrometria emisyjna z plazmą wzbudzoną

indukcyjnie według PN-EN ISO 11885:2009 oraz spektrometria mas z plazmą wzbudzoną indukcyjnie (ICP-MS) zgodnie z PN-EN ISO 17294-2:2016-11, oba przypadki zgodne z oznaczaniem fosforu ogólnego [Dz.U. 2019 poz. 1311; PKN, 2020].

Metodyka określenia poziomu biochemicznego zapotrzebowania na tlen została opisana w normach: PN-EN 1899-1 oraz PN-EN 1899-2:2002 (Oznaczanie biochemicznego zapotrzebowania tlenu po n dniach (BZT_n)). Stosowane są w zakresie wszystkich wód, dla których biochemiczne zapotrzebowanie tlenu jest większe lub równe wartości granicy oznaczalności wynoszącej 0,5 mg/l tlenu i nie przekracza 6 mg/l tlenu. W normie podane zostały również sposoby postępowania z zastosowaniem 5-dniowej i 7-dniowej inkubacji. Jednakże, ze względu na stosunkowo długi czas analizy badacze poszukują korelacji BZT z innymi parametrami zanieczyszczeń wód, czego skutkiem może być opracowanie modelu matematycznego do szacowania wartości BZT₅ ścieków [PKN, 2020]. Takie badania przeprowadzili Kowalewski i współpracownicy [2018], gdzie uzyskali wysokie wartości współczynników korelacji BZT₅ z zawiesinami ogólnymi (0,78), azotem Kjeldahla (0,75) oraz azotem amonowym (0,51). Analiza uzyskanych modeli regresyjnych pozwoliła na przyjęcie bieżącej kontroli zmian wartości wskaźnika BZT₅ na podstawie modelu sformułowanego w postaci regresji liniowej:

$$[BZT_5] = -2,28 + 0,28[Z] + 4,30[N_{Kj}] + 0,03[NH_4^+] \quad (3)$$

zależnej od podanych wskaźników o wysokim stopniu korelacji.

Celem opracowania szybkich metod oznaczania BZT₅ jest usprawnienie sterowania warunkami technologicznymi w bioreaktorach, a także korektę parametrów procesowych dla zachowania aktywności biocenozy osadu czynnego i koniecznego stopnia usunięcia zanieczyszczeń [Kowalewski i in., 2018].

W przypadku oznaczenia chemicznego zapotrzebowania na tlen (ChZT) określone są również dwie normy regulujące. PN-ISO 15705:2005 (Jakość wody – oznaczanie indeksu chemicznego zapotrzebowania tlenu (SP-ChZT) – metoda zminiaturyzowana z zastosowaniem szczelnych probówek), w której podano, że oznaczanie ma charakter empiryczny i jest przydatne do badania wszelkich próbek wody, w tym wszystkich ścieków bytowo-gospodarczych i przemysłowych. Metoda ma zastosowanie do badania próbek nierozcieńczonych, o wartościach SP-ChZT do 1000 mg/l i stężeniu chlorków nieprzekraczającym 1000 mg/l. Próbkę o większych wartościach SP-ChZT wymagają wstępnego rozcieńczenia. Drugim standardem przyjętym przez polskie prawo jest PN-ISO 6060:2006 (Jakość wody – oznaczanie chemicznego zapotrzebowania tlenu), gdzie ma ona zastosowanie do wody o wartości ChZT między 30 mg/l a 700 mg/l, zaś zawartość chlorków nie może przekraczać 1000 mg/l. Próbkę wody odpowiadająca tym warunkom może być

bezpośrednio użyta do analizy. Jeżeli natomiast wartość ChZT przekracza 700 mg/l, wówczas próbkę wody powinno się rozcieńczyć. W celu uzyskania najlepszej dokładności zaleca się, aby wartość ChZT mieściła się w zakresie 300 mg/l do 600 mg/l [Dz.U. 2019 poz. 1311; PKN, 2020].

Ważnym parametrem, który ma znaczący wpływ na charakter wód opadowych jest wskaźnik pH. Charakteryzuje się wysokim ujemnym ładunkiem czynnikowym zmiennych meteorologicznych, mających wpływ na stan wód opadowych [Żelazny, 2003]. Co więcej, pH wpływa również na rodzaj wytwarzanych form metali ciężkich w ściekach. Odczyn pH jako stężenie jonów wodorowych, reguluje formy specyjalne metali w osadach dennych. W środowisku kwaśnym ($\text{pH} < 5,5$) przeważają labilne formy jonowe, natomiast w środowisku obojętnym lub zasadowym dominują formy o mniejszej mobilności, trudniej rozpuszczalne hydroksytlenki. Wobec tego, zmiana warunków środowiskowych, zmiana pH i potencjału redoks, powodują modyfikację mobilności i biodostępności metali [Nawrot i Wojciechowska, 2017]. Według polskich regulacji prawnych zakres najwyższej dopuszczalnej wartości pH w ściekach opadowych jest zależny od rodzaju przemysłu i sektorów gospodarczych [Dz.U. 2019 poz. 1311]. Oznaczenie pH wykonuje się zgodnie z normą PN-EN ISO 10523:2012, gdzie określono metodę oznaczania wartości pH w wodzie deszczowej, wodzie do picia i wodach mineralnych, wodach kąpieliskowych, powierzchniowych i podziemnych, a także w ściekach miejskich i przemysłowych oraz ciekłych osadach ściekowych. Pomiar realizowany jest w zakresie pH od 2 do 12 z użyciem rozpuszczalnika o sile jonowej poniżej $I = 0,3 \text{ mol/kg}$ (przewodność w temperaturze $25^\circ\text{C} < 2000 \text{ mS/m}$), w zakresie temperatury od 0°C do 50°C [PKN, 2020]. To metoda potencjometryczna, czyli polegająca na pomiarze siły elektromotorycznej ogniwa złożonego z elektrody szklanej (elektroda wskaźnikowa) i elektrody odniesienia (elektroda referencyjna) zanurzonych w badanym roztworze.

2.2. Procesy wstępnego oczyszczania wód opadowych – separacja ciał stałych i cieczy

Problematyka oczyszczania strumieni wód opadowych związana jest z etapami działań identyfikacji i doboru. Początkowo należy ustalić charakterystykę źródeł (zlewni) i terenów, na których obserwowane jest oddziaływanie zanieczyszczeń. Następnie identyfikacja problemów i ocena ewentualnych zagrożeń, a ostatecznie dokonywany jest wybór substancji priorytetowych wymagających izolacji ze strumienia opadowego. Wybór ten determinowany jest przez charakterystykę substancji pod względem zachowania w środowisku, np. predyspozycja do rozkładu lub toksyczność, a także oddziaływania na organizmy żywe oraz problemy techniczne i

estetyczne, np. zapach [Sakson i in., 2014; Sawicka-Siarkiewicz, 2011]. Finalnie dobierane jest urządzenie z możliwością wstępnego oczyszczania strumienia wód spływających o jak największym stopniu separacji zanieczyszczeń. Potem kierowany jest do odbiorników wodnych lub do dalszego oczyszczenia do celów produkcyjnych lub na potrzeby użytku domowego. Urządzenia oczyszczające różnią się zarówno rozwiązaniami konstrukcyjnymi, jak i również sposobem działania czy systemem doprowadzania strumienia zanieczyszczonego i odprowadzeniem oczyszczonej cieczy. W procesie separacji wykorzystywane są procesy fizyczne, chemiczne i biologiczne [Błażejowski, 2015; Kowal i Świdorska-Bróż, 2000]. W pracy największą uwagę skupiono na procesie sedymentacji.

2.2.1. Cedzenie

Proces cedzenia obejmuje eliminację dużych fragmentów ciał pływających, zawieszonych z ujmowanych strumieni wód opadowych lub innych cieczy. W większości przypadków są to szczątki pochodzenia roślinnego, tj. gałęzie czy zwarte kolonie glonów, ale również odpady pochodzenia antropogenicznego. W celu odseparowania stosuje się kraty i sita umiejscowione przed pompami transportującymi ciecz do dalszej obróbki. Zanieczyszczona ciecz przepływa przez kraty o odpowiedniej kolejności instalacji, czyli najpierw przez kraty o grubych prześwitach (20–50 mm), a wraz z postępującym przepływem, przez gęste sita lub kraty [Nawrocki, 2010].

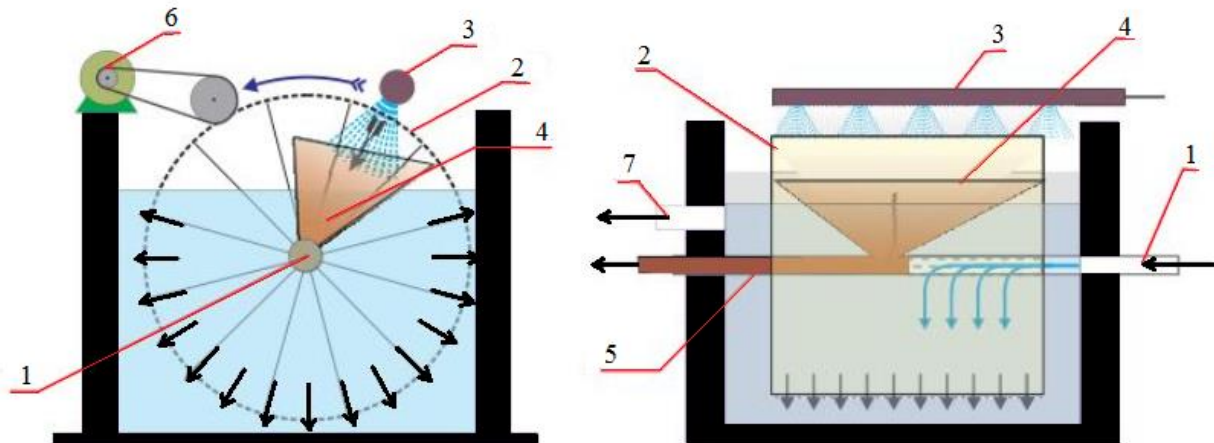
Kraty wykonane są zwykle z prętów metalowych – mosiężnych, miedzianych lub ze stali nierdzewnej, są one umocowane w ramach w orientacji pionowej lub pod kątem 60–70°. Ze względu na zastosowanie, a tym samym rodzaj prześwitu, rozróżniane są kraty [Nawrocki, 2010]:

- rzadkie – prześwit 3–10 cm,
- średnie – prześwit 1–3 cm,
- gęste – prześwit 0,3–1 cm.

Dobór powierzchni użytkowej krat uwarunkowany jest niezbędną wydajnością ujęcia. Straty ciśnienia przy przepływie cieczy nie powinny przekraczać 0,5 m słupa wody. W celu zapobiegania stratom ciśnień, należy zwrócić uwagę również na kształt przekroju prętów, gdyż kraty pochodzące z płaskownika będą powodować dużo wyższe opory przepływu, aniżeli te o obłym kształcie wydłużonej elipsy [Heidrich i Witkowski, 2010; Nawrocki, 2010].

Sita charakteryzują się drobniejszą budową w porównaniu do krat. Służą zatrzymywaniu drobniejszych zanieczyszczeń mechanicznych, a także wodnych organizmów żywych. Materiały, z których mogą być wykonane są niekorodujące, np. stal nierdzewna lub tworzywa sztuczne. Wielkości oczek sit charakteryzują się wymiarami od 2×2 mm do 5×5 mm. Istnieje kilka

rozwiązań budowy i montażu sit w ujęciach wód opadowych i powierzchniowych. Często montowane są dwa sita obok siebie na jednym ujęciu, ze względu umożliwienia wyjęcia i czyszczenia ich naprzemiennie. Oprócz tego, stosowany jest łańcuch ze zgrzeblami, który służy do zgarniania zanieczyszczeń z sita do koryta ponad poziomem wody. Wykorzystuje się również sita ruchome, złożone z prostokątnych segmentów wypełnionych siatką, dając zamkniętą taśmę



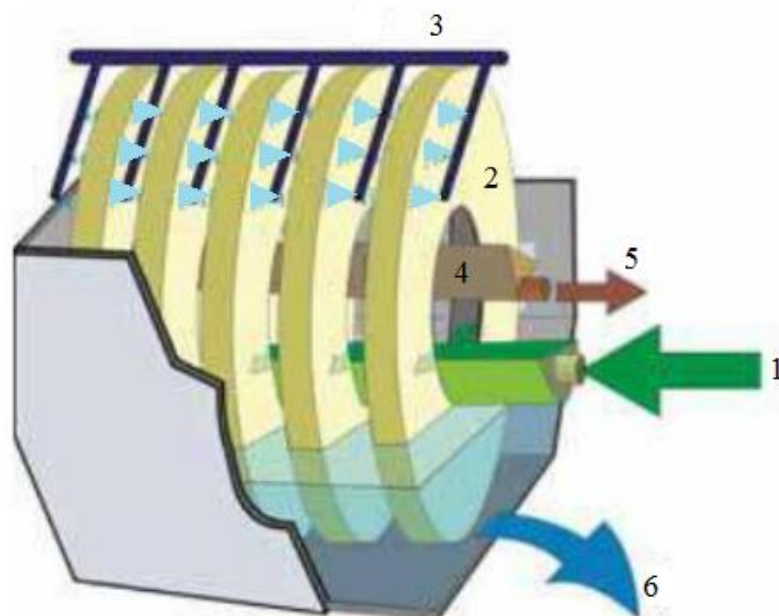
Rys. 4. Schemat działania mikrosita bębnowego [Nawrocki, 2010]: 1 – dopływ zanieczyszczonej cieczy zasilającej; 2 – bęben z siatki; 3 – dopływ wody płuczącej; 4 – lej zbierający spłukiwany osad; 5 – odpływ wody popłucznej; 6 – napęd bębna sita; 7 – odpływ cieczy po sicie

zamontowaną na podwójnych rotujących sześciokątnych bębnach. Taki zabieg konstrukcyjny powoduje, że gdy dolna część sita zanurzona jest w cieczy, zatrzymując zanieczyszczenia, górna część będąca nad powierzchnią wody jest czyszczona. Prędkość przemieszczania taśmy osiąga wartość od 10 do 100 mm/s, w zależności od stopnia zanieczyszczenia cieczy. Czyszczenie polega na spłukiwaniu zanieczyszczeń strumieniem wody o prędkości od 5 do 15 m/s, przy czym odpady kierowane są taśmę przenośnika, a opłukane segmenty kierowane są w dół komory. Warunkiem koniecznym jest prędkość przepływu ujmowanej zanieczyszczonej cieczy, której wartość nie powinna przekraczać 0,10–0,15 m/s [Heidrich i Witkowski, 2010; Nawrocki, 2010].

Kolejnym etapem jest stosowanie mikrosit, których celem jest zatrzymywanie bardzo drobnych zanieczyszczeń, często ze zbiorników zaporowych (przyczyną jest okresowy masowy rozwój planktonu). Rozróżniane są mikrosita bębnowe i tarczowe, ze względu na kształt elementu filtrującego. Mikrosita bębnowe (rys. 4) charakteryzują się cedzącym walcem, który składa się z gęstej tkaniny o dobrej przepuszczalności wody (cieczy). Zwykle materiałem tym jest metalowa mikrosiatka o wielkości oczek od kilku do kilkuset mikrometrów. Górny element bębna, stanowiący ok. 40% jego średnicy, znajduje się ponad poziomem wody. Umożliwia to czyszczeniu mikrosit w momencie zamulania się oczek, czego skutkiem jest wzrost oporu przepływu i

podnoszenia się poziomu cieczy. Obrót bębna napędzany jest silnikiem elektrycznym, a wartość prędkości obrotowej wynosi 3–4 obr/min. Prędkość przepływu cieczy

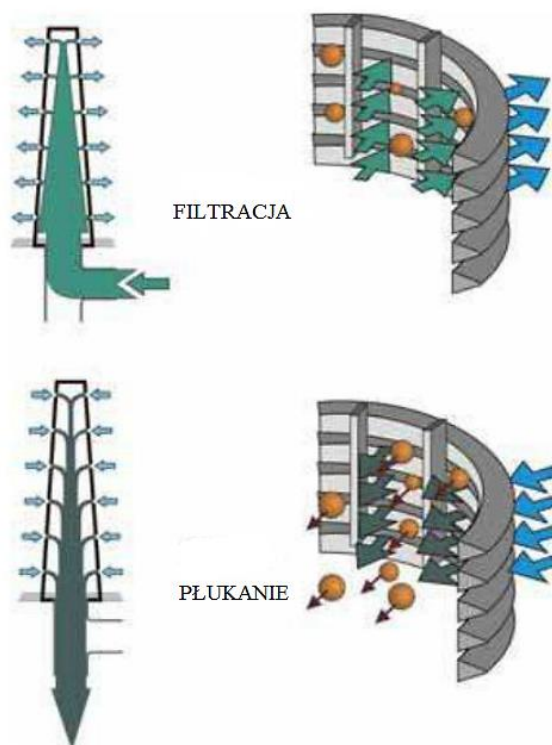
jest odpowiednio mała i zawiera się w granicach 1–100 m/h. Mikrosita tarczowe (rys. 5) charakteryzują się uformowaniem mikrosiatki w postaci szeregu dysków, gdzie ich elementy boczne służą procesowi cedzenia [Nawrocki, 2010].



Rys. 5. Schemat działania mikrosita tarczowego: 1 – dopływ zanieczyszczonej cieczy zasilającej; 2 – tarcza filtracyjna; 3 – dopływ wody płuczącej; 4 – lej zbierający splukiwany osad; 5 – odpływ wody popłucznej; 6 – odpływ cieczy po sicie

Innym rozwiązaniem są samopłuczające filtry szczelinowe, stosowane przy wstępnym oczyszczaniu wody lub do jej odzysku na potrzeby przemysłowe o niższych wymaganiach jakościowych. Budowę i sposób działania filtra szczelinowego przedstawiono na rysunku 6. Złożone są z rur szczelinowych wykonanych z drutu profilowego, mającego przekrój trójkątny lub trapezowy i nawiniętego spiralnie na poprzeczkach zamontowanych osiowo. Ma to na celu uzyskania bardzo dokładnych szczelin o wielkości ok. 50 μm . Zawiesina dostarczana jest na wewnętrzną powierzchnię rury i cząstki o większej średnicy zostają zatrzymane w środku.

Czyszczenie takich urządzeń wiąże się z płukaniem przefiltrowaną wodą o strumieniu przeciwnym do strumienia zanieczyszczonej wody, wymywając osad zalegający na sicie. Częstotliwość przełączania trybów pracy z separującego na czyszczący zależy od ilości i stężenia zawiesiny zasilającej [Nawrocki, 2010].



Rys. 6. Cykle pracy samopłuczającego filtra szczelinowego [Nawrocki, 2010]

2.2.2. Sedymentacja

Zjawisko sedymentacji jest niewątpliwie jednym z podstawowych procesów jednostkowych w inżynierii chemicznej i procesowej. Odgrywa dużą rolę w przemyśle, procesach produkcyjnych, ochronie środowiska, medycynie. Proces sedymentacji stosuje się do identyfikacji makromolekuł i nanocząstek, jako test sedymentologiczny krwinek czerwonych (prędkość opadania we własnym osoczu – OB) czy separacji cząstek w osadnikach, piaskownikach, wirówkach itp. Pomimo iż sedymentacja jest znanym zjawiskiem i szeroko stosowanym, nadal nie jest w pełni poznana, gdyż problematyczną kwestią jest złożoność zjawiska, polegająca na interakcji między samymi cząstkami, a także ze ścianami zbiorników, w których są obecne, a oprócz tego również uwzględnienia nieregularności cząstek pod względem kształtu, wielkości i gęstości [Błażejewski, 2015; Nawrocki 2010].

2.2.2.1. Charakterystyka zawiesin

Zawiesina opisywana jest jako układ dyspersyjny dwufazowy, gdzie fazą rozproszoną jest ciało stałe, a fazą rozpraszającą, czyli fazą ciągłą, jest ciecz. Cząstki ciała stałego charakteryzujące się średnicą o wymiarze większym niż 100–500 nm nie podlegają ruchom Browna. Natomiast, w przypadku gdy zawiesina zawiera cząstki o wielkości w zakresie $0,1 \mu\text{m} < d_s < 10 \mu\text{m}$, wówczas określa się, że nie zakłócają one pola prędkości, jednocześnie spełniając warunki opływu pełzającego dla przedziału lepkościowego ($Re_o \ll 1$). Dla cząstek ciała stałego o wielkości poniżej 100 nm, określa się zawiesinę jako układ koloidalny, w którym oddziaływania elektrostatyczne między cząstkami powodują ekstremalnie wolną separację faz wobec siły grawitacji [Błażejowski, 2015].

Cząstki ciała stałego w zawiesinie mogą różnić się kształtem, wobec czego dzieli się je na cząstki ziarniste i kłaczkowate. Oprócz tego, mogą wykazywać jednorodność według rozmiarów wobec siebie. Cząstki opisywane są za pomocą zależności największej d_{max} i najmniejszej średnicy d_{min} w zbiorze, gdzie monodispersyjne określane są jako $d_{max}/d_{min} < 6-7$, natomiast polidispersyjne $d_{max}/d_{min} \geq 6-7$ [Błażejowski, 2015].

Wyróżniane są zawiesiny jednorodne o równomiernym rozmieszczeniu cząstek rozproszonych oraz niejednorodne. Oprócz tego, Zawiesiny można podzielić ze względu na stopień opadania, jako łatwo opadające, które definiowane są poprzez zastosowanie leja Imhoffa i ich czas sedymentacji nie przekracza dwóch godzin, a także zawiesiny trudno opadające, opisywane jako różnica masy zawiesiny ogólnej zatrzymanej na sączku i zawiesiny łatwo opadającej [Błażejowski, 2015].

Istotnym parametrem jest również lepkość fazy rozpraszającej, a co za tym idzie lepkość zawiesiny. W przypadku cieczy newtonowskich zachowanie zawiesin o stężeniu objętościowym ciała stałego $\phi < 0,1-0,3$ ma też charakter newtonowski, a dopiero powyżej tych granic ujawniają się nienewtonowskie właściwości reologiczne. Sposób w jaki zawiesiny zachowują się w cieczach lepkosprężystych jest zależne od prędkości ścinania, kształtu naczynia i innych parametrów [Błażejowski, 2015; Hapanowicz, 2016].

Opis zawiesin zawiera następujące elementy:

- suma objętości względnych obu faz jest równa jedności:

$$\phi + \varepsilon = 1 \quad (4)$$

- udział masowy ciała stałego, bezpośrednio związany z udziałem objętościowym:

$$c_s = \frac{\phi \cdot \rho_s}{\phi \cdot \rho_s + (1 - \phi) \cdot \rho_c} \quad (5)$$

$$\phi = \frac{c_s \cdot \rho_c}{c_s \cdot \rho_c + (1 - c_s) \cdot \rho_s} \quad (6)$$

– średnia gęstość zawiesiny jednorodnej:

$$\rho_z = \rho_s \cdot \phi + (1 - \phi) \cdot \rho_c \quad (7)$$

– lepkość zawiesiny – jej określenie jest zależne od charakteru reologicznego cieczy oraz właściwości fizykochemicznych fazy rozproszonej [Błażejewski, 2015; Hapanowicz, 2016].

W celu zdefiniowania zagadnienia lepkości zawiesiny, często odnosi się do jej relacji z innymi typami lepkości: względnej (8), która jest stosunkiem lepkości zawiesiny do lepkości cieczy,

$$\mu_g = \frac{\mu_z}{\mu_c} \quad (8)$$

właściwej (9), będącej nadwyżką lepkości zawiesiny nad lepkością cieczy,

$$\mu_w = \frac{\mu_z - \mu_c}{\mu_c} = \mu_g - 1 \quad (9)$$

oraz zredukowanej (10), którą opisuje się jako iloraz lepkości właściwej i stężenia objętościowego zawiesiny.

$$\mu_r = \frac{\mu_w}{\phi} \quad (10)$$

Lepkość zredukowana osiąga wartość graniczną w momencie, gdy stężenie zawiesiny jest bliskie zeru. Wówczas lepkość taką nazywa się lepkością istotną, mającą wymiar objętości właściwej, która jest miarą strat energii, których przyczyną jest tarcie makrocząstek ciała stałego podczas ruchu obrotowego o fazę rozpraszającą, gdzie jednocześnie nie występują oddziaływania między cząstkami [Błażejewski, 2015]. Relacja lepkości zredukowanej μ_r do lepkości istotnej $[\mu]$ wyrażona może być za pomocą wzoru Hugginsa [Harding, 1997]:

$$\mu_r = [\mu](1 + K_H[\mu]\phi) \quad (11)$$

Na przestrzeni lat podejmowano wiele prób opisanie lepkości zawiesin, począwszy od publikacji Einsteina na początku poprzedniego wieku [Einstein, 1911], po aktualne prace [Hillairet i Wu, 2020]. Początkowe równania Einsteina zostały później udoskonalane przez kolejnych badaczy. Batchelor i Green [1972] przedstawili postać lepkości zawiesiny jako zależność:

$$\mu_z = \mu_c(1 + 2,5 \cdot \phi + C \cdot \phi^2) \quad (12)$$

Wartości stałej C zależne są od warunków procesu i właściwości fizykochemicznych cieczy. Dla oddziaływań hydrodynamicznych dwóch cząstek, tj. w przypadku braku kolizji cząstek, wartość stałej wynosi $C = 5,2$, przy czym ciecz wykazuje właściwości newtonowskie. Z kolei dla

zawiesiny rozcieńczonej ($\phi \ll 1$) składającej się z identycznych cząstek kulistych w przypadku ruchu ustalonego, a ciecz charakteryzowana jest jako nienewtonowska, stała $C = 7,6$.

Wobec zawiesin o większych stężeniach ($\phi > 0,1$), wystosowano modele fenomenologiczne. Krieger i Dougherty [1959] zaproponowali zmodyfikowaną formułę Mooneya:

$$\mu_z = \mu_c \left(1 - \frac{\phi}{\phi_{max}}\right)^{-[\mu]\phi_{max}} \quad (13)$$

przy czym ϕ_{max} określano jako maksymalne stężenie objętościowe cząstek ciała stałego o kształcie kulistym. Rozszerzeniem rozważań Einsteina był również wzór autorstwa Tody i Furusa [2006]:

$$\frac{\mu_z}{\mu_c} = \frac{1 - 0,5 \cdot \phi}{(1 - \phi)^3} \quad (14)$$

jednak w ich przypadku zmieniono bilans energii, odejmując energię nierozproszoną w objętości wypełnionej przez ciało stałe. Równanie (14) jest poprawne dla zawiesin o stężeniu $0 \leq \phi \leq 0,55$.

Oryginalny wzór (15) na lepkość względną opracował Brouwers [2010], zwaną funkcją usztywnienia:

$$\frac{\mu_z}{\mu_c} = \left(\frac{1 - \phi}{1 - \phi/\varphi}\right)^{\frac{B \cdot \phi}{1 - \varphi}} \quad (15)$$

przy założeniu, że ciałem stałym w zawieszynie są cząstki kuliste monodispersyjne. W przypadku dużych stężeń zawiesin ułożenie cząstek traktowane jest na zasadzie maksymalnego upakowania. Wartość współczynnika wirialnego wynosi $B = 2,5$ dla cząstek kulistych, natomiast maksymalne stężenie objętościowe w układzie nieregularnym φ analizowanych cząstek, jest określone dla równych kul i posiada wartość $\varphi \approx 0,64$. Wówczas zależność (15) zmienia postać:

$$\frac{\mu_z}{\mu_c} = \left(\frac{1 - \phi}{1 - 1,5625 \cdot \phi}\right)^{4,444} \quad (16)$$

Powyższe równanie (16) jest zgodne z rezultatami badań eksperymentalnych i może być stosowane dla zawiesin rozcieńczonych i stężonych.

Hapanowicz [2016] w swoich badaniach określił, że wyznaczając lepkość zawiesin, należy większą uwagę skupić na parametrach fazy stałej, niż na udziale jej objętości. Wywnioskowano również, że wzrost masy ciała stałego w cieczy newtonowskiej wpływa na zwiększenie lepkości, a także na zmianę charakteru reologicznego układu. Natomiast lepkość zawiesin zawierającą nienewtonowską ciecz, powinna być ustalana empirycznie w określonych warunkach ścinania.

2.2.2.2. Opis matematyczny procesu sedymentacji

Sedymentacja to proces opadania cząstek cięższych niż płyn, w którym cząstki te są rozproszone i osiadają na powierzchni stałej, przeszkodzie, np. dnie [Błażejowski, 2015; Heidrich in., 2008; Vanoni, 2006]. Inaczej można ją określić jako proces rozdzielania ciał stałych od cieczy pod wpływem działania siły ciężkości (grawitacji), przy równocześnie spełnionym warunku różnicy gęstości między cieczą a ciałem stałym, gdzie ciecz ma mniejszą gęstość od rozproszonych cząstek ciała stałego. Im większa różnica, tym prędkość opadania i tym samym prędkość sedymentacji zwiększa się, lecz należy wziąć pod uwagę również kształt i rozmiar opadających cząstek. Wyróżniane są cztery rodzaje sedymentacji ze względu na warunki, w jakich ten proces zachodzi [Heidrich in., 2008; Nawrocki, 2010; Vanoni, 2006]:

- sedymentacja swobodna, będąca procesem opadania zawiesin ziarnistych o niskim stężeniu (poniżej 100 g/m^3), co prowadzi do zaniku łączenia się cząstek w kłaczkę i innych oddziaływań między nimi;
- sedymentacja zakłócona, dotycząca zawiesin flokujących, inaczej kłaczkowatych, również o niskim stężeniu, jednak uwzględniając proces aglomeracji cząstek, czego skutkiem jest zwiększenie prędkości sedymentacji;
- sedymentacja strefowa, inaczej skupiona, odnosząca się do zawiesin kłaczkujących o dużym stężeniu ($>1000 \text{ g/m}^3$), gdzie występują silne oddziaływania między opadającymi cząstkami, a także dla zawiesin ziarnistych, również o dużym stężeniu;
- sedymentacja skompresowana dla zjawiska zagęszczania osadu, który uległ procesowi sedymentacji i jest związane ze zjawiskiem komprymacji (uwalniania wody z osadu pod wpływem siły ciężkości), a przy tym występuje duże stężenie zawiesiny i silne oddziaływania, co utrudnia proces sedymentacji.

W celu matematycznego opisu procesu sedymentacji należy skupić się na najważniejszym parametrze, którym jest jej prędkość. Jest to składowa prędkości poruszania się cząstki i spełnia kluczową rolę podczas projektowania urządzeń separujących, czyli przykładowo osadników [Nawrocki, 2010]. Jednym z najmniej skomplikowanych przypadków sedymentacji określa się swobodne opadanie pojedynczej cząstki kulistej w płynie newtonowskim, przy założeniu, że cząstka nie zmienia kształtu, wielkości ani gęstości oraz proces zachodzi w warunkach statycznych. Opadanie przebiega laminarnie, ze względu na odpowiednio małą wielkość cząstki i jej średnicę większą niż średnica cząstki wody [Błażejowski, 2015; Nawrocki, 2010; Vanoni, 2006]. Zgodnie z prawami dynamiki Newtona, cząstka porusza się ruchem jednostajnie przyspieszonym i działa na nią siłą grawitacji F_G opisana równaniami:

$$F_G = m_s \cdot g \quad (17)$$

$$F_G = V_s \cdot \rho_s \cdot g \quad (18)$$

W tym samym czasie na cząstkę działają siły wyporu hydrostatycznego F_W :

$$F_W = \rho_c \cdot V_s \cdot g \quad (19)$$

i oporu hydrodynamicznego F_R

$$F_R = F_G - F_W \quad (20)$$

a cząstka zaczyna opadać ze stałą prędkością w_o i działające na nią siły istnieją we wzajemnej równowadze [Błażejowski, 2015; Grabarczyk, 2010; Jeżowiecka-Kabsch i Szewczyk, 2001; Nawrocki, 2010].

Opór hydrodynamiczny opisany jest wzorem Newtona:

$$F_R = \frac{1}{2} \cdot \xi_s \cdot A_s \cdot \rho_c \cdot w_o^2 \quad (21)$$

w którym współczynnikiem oporu czołowego ξ_s jest zależny od kształtu cząstki ciała stałego i liczby Reynoldsa Re_o :

$$Re_o = \frac{\rho_c \cdot w_o \cdot d_s}{\mu_c} = \frac{w_o \cdot d_s}{\nu_c} \quad (22)$$

wyrażająca stosunek sił bezwładności do lepkości [Błażejowski, 2015; Grabarczyk, 2010].

Przekształcając równania (19–21) otrzymano zależność opisującą prędkość opadania swobodnego cząstki ciała stałego:

$$w_o = \sqrt{\frac{2 \cdot V_s \cdot (\rho_s - \rho_c)}{\xi_s \cdot A_s \cdot \rho_c}} \quad (23)$$

W odniesieniu do początkowych założeń dotyczących kształtu cząstki, należy uwzględnić pole powierzchni i objętość kuli z podstawowych wzorów matematycznych. Wobec tego ostateczne równanie prędkości swobodnego opadania cząstki kulistej przedstawiono następująco [Grabarczyk, 2010; Heidrich in., 2008; Nawrocki, 2010; Vanoni, 2006]:

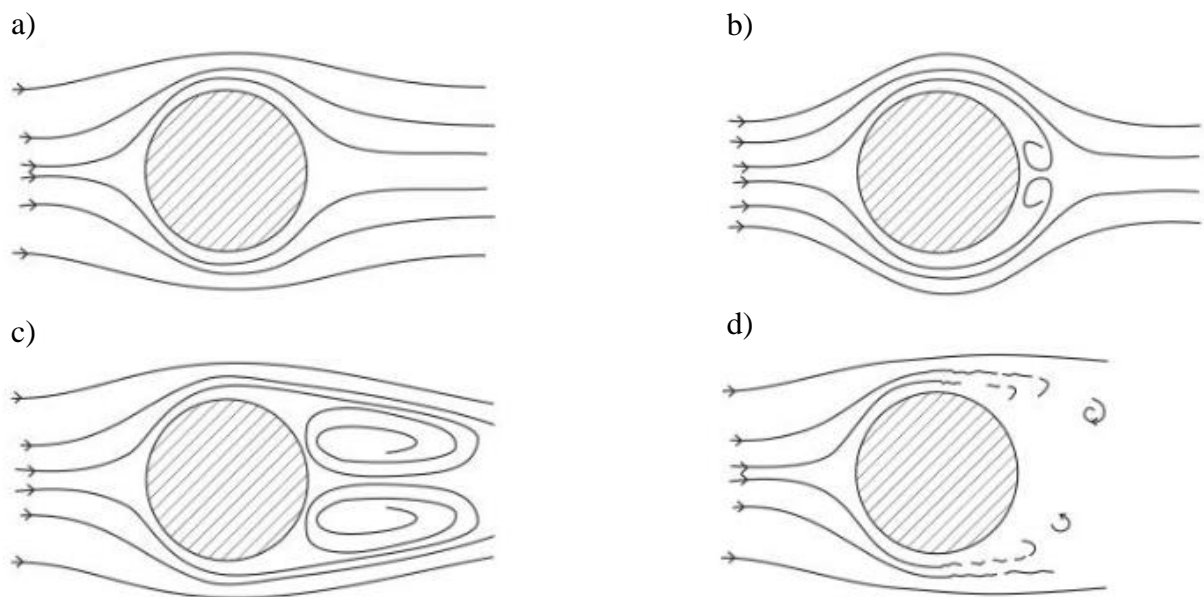
$$w_o = \sqrt{\frac{4 \cdot d_s \cdot g \cdot (\rho_s - \rho_c)}{3 \cdot \xi_s \cdot \rho_c}} \quad (24)$$

Opadanie cząstki ciała stałego w cieczy może być rozpatrywane również jako opływ jej przez strumień fazy ciągłej. Wówczas, niezbędnym jest uwzględnienie wielkości i współczynnika kształtu cząstki oraz rodzaju ruchu cieczy. Współczynnik kształtu Ψ określa stosunek powierzchni cząstki do powierzchni cząstki kulistej o takiej samej objętości:

$$\Psi = \frac{A_{sr}}{A_{sk}} \quad (25)$$

Wyrażany jako ułamek, zawiera się w granicach $0 \leq \Psi \leq 1$, gdzie cząstka kulista charakteryzuje się współczynnikiem kształtu $\Psi = 1$ [Grabarczyk, 2010; Heidrich in., 2008; Nawrocki, 2010; Vanoni, 2006].

Optyw cieczy wokół cząstki podzielono na rodzaje, w zależności od liczby Reynoldsa odniesionej do opadania swobodnego cząstki. Ruch uwarstwiony cechuje się brakiem wirów i symetrycznymi liniami prądu, oraz nazwany jest ruchem lepkościowym lub pełzającym ($Re_o \ll 1$). Wraz ze zwiększaniem prędkości przepływu cieczy ($Re_o \gg 1$) przeważają siły bezwładności, zależące od zmiany kierunku ruchu cieczy, czego skutkiem jest obecność wirów, początkowo śladowych stacjonarnych, później zmiennych w czasie, których przyczyną się odrywania się warstwy przyściennej cieczy. Taki rodzaj ruchu cieczy nazywany jest bezwładnościowym lub inercyjnym. Jego skutkiem jest oscylowanie cząstki wzdłuż linii głównego kierunku, w odróżnieniu od ruchu po prostej [Błażejowski, 2015; Vanoni, 2006]. Rysunek 7 przedstawia optyw cząstki kulistej przez ciecz dla określonych wartości liczby Reynoldsa, będącej miarą charakteru przepływu. Prędkość nabieganania W to określenie prędkości płynu w nieskończoności [Błażejowski, 2015; Grabarczyk, 2010; Vanoni, 2006].



Rys. 7. Zależność rodzaju optywu cząstki przez ciecz od prędkości napływu: a) $Re_o \approx 1$; b) $Re_o \approx 40$; c) $Re_o \approx 100$; d) $Re_o \approx 20\ 000$ [Błażejowski, 2015; Jeżowiecka-Kabsch i Szewczyk, 2001]

Stokes [1851] w swojej pracy opisał pola prędkości i ciśnienia wobec nieruchomej kuli, wykorzystując równanie ciągłości przepływu płynu nieściśliwego (gdzie u, v, w to składowe prędkości w kierunkach x, y, z):

$$\nabla u = \frac{\partial u}{\partial x} + \frac{\partial v}{\partial y} + \frac{\partial w}{\partial z} = 0 \quad (26)$$

a także równanie zachowania pędu Naviera-Stokesa:

$$\rho_c \left(\frac{\partial u}{\partial t} + u \nabla u \right) = \mu_c \nabla^2 u - \nabla p \quad (27)$$

które w postaci uproszczonej, stosowanej dla warunków przepływu ustalonego w czasie, przedstawiono jako zależność:

$$\text{grad } p = \nabla p = \mu_c \nabla^2 u \quad (28)$$

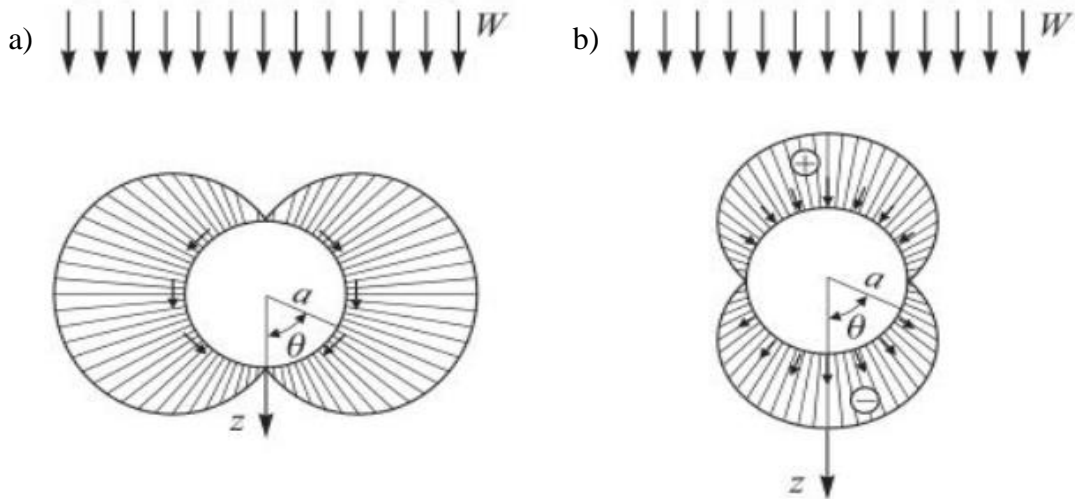
a po rozwinięciu:

$$\frac{\partial p}{\partial x} = \mu_c \left(\frac{\partial^2 u}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 u}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 u}{\partial z^2} \right) \quad (29)$$

$$\frac{\partial p}{\partial y} = \mu_c \left(\frac{\partial^2 v}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 v}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 v}{\partial z^2} \right) \quad (30)$$

$$\frac{\partial p}{\partial z} = \mu_c \left(\frac{\partial^2 w}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 w}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 w}{\partial z^2} \right) \quad (31)$$

Liniowość równań Stokesa skutkuje możliwością stosowania zasady superpozycji, poprzez wzajemne dodawanie rozwiązań otrzymanych osobno dla ruchu postępowego, jak i dla zaburzeń wynikających z obecności cząstki. Poza tym, możliwa jest odwracalność rozwiązań wobec kierunku działania sił. Natomiast brak zależności czasu wiąże się z tym, że otrzymano rozwiązania kwazistatyczne [Błażejowski, 2015; Vanoni, 2006].



Rys. 8. Rozkład a) naprężeń stycznych; b) ciśnienia na obwodzie równika kuli przy opływie lepkościowym nieruchomej kuli [Błażejowski, 2015]

Składowymi całkowitego oporu dla cząstki kulistej są: w 2/3 opór związany z tarcie powierzchniowym (naprężenia styczne) i w 1/3 opór ciśnieniowy [Błażejowski, 2015]. Na rysunku 8 przedstawiono rozkłady związane z oporem, gdzie wektory sił elementarnych zorientowane są według wektora prędkości nabiegania. Powodem tego, jest fakt, iż są to składowe siły

hydrodynamicznej, która wywiera wpływ na cząstkę, a jednocześnie opór hydrodynamiczny skierowany jest przeciwnie. Na rysunku 8b znakiem plus oznaczono nadciśnienie, natomiast minusem podciśnienie [Błażejowski, 2015]. Całkowity opór czołowy kuli podczas opływu cieczą związany jest z liczbą Reynoldsa i w przedziale lepkościowym wyrażony jest zależnością:

$$\xi_s = \frac{24}{Re_o} \quad (32)$$

Rozważając prędkość opływu równą prędkości opadania cząstki, podstawiając równanie (32) do zależności (24), pamiętając o równaniu (22), otrzymano formułę na prędkość swobodnego opadania (prędkość graniczna) w przedziale lepkościowym, przy braku zakłóceń wynikających z obecności innych cząstek:

$$w_o = \frac{g \cdot (\rho_s - \rho_c) \cdot d_s^2}{18 \cdot \mu_c} \quad (33)$$

powszechnie wykorzystywaną w rozważaniach teoretycznych i aplikacyjnych, znaną jako wzór Stokesa [Bering i in., 2016; Błażejowski, 2015; Grabarczyk, 2010; Nawrocki, 2010]. Jednakże, powyższa zależność (33) jest spełniona tylko dla liczby Reynoldsa $Re_o \leq 0,4$. Satysfakcjonujące rezultaty można osiągnąć korzystając z ograniczenia dla liczby Reynoldsa $Re_o < 2$, obliczając przy wykorzystaniu równania (22) maksymalną średnicę cząstek obejmujących prawo Stokesa. W tym przypadku założeniem podstawowym jest określenie stałej wartości liczby Reynoldsa $Re_o = 2$ i wyznaczenie prędkości maksymalnej [Nawrocki, 2010]:

$$w_{max} = \frac{2 \cdot \mu_c}{d_s \cdot \rho_c} \quad (34)$$

Kolejnym etapem jest porównanie powyższej zależności ze wzorem Stokesa, gdzie po przekształceniu równanie opisujące maksymalną średnicę cząstki sedymentującej stosownie do prawa Stokesa ma postać:

$$d_{max} = 3,30 \cdot \sqrt[3]{\frac{\mu_c^2}{\rho_c \cdot (\rho_s - \rho_c) \cdot g}} \quad (35)$$

Prędkość sedymentacji cząstki ciała stałego o większych rozmiarach, scharakteryzowana jest innymi zależnościami, przykładowo wzorem Newtona dla opadania turbulentnego:

$$w_s = 1,74 \cdot \sqrt{\frac{d_s \cdot (\rho_s - \rho_c) \cdot g}{\rho_c}} \quad (36)$$

Opisanie opadania cząstek w strefie przejściowej, czyli pomiędzy przedziałem lepkościowym (laminarnym) a inercyjnym, jest bardziej skomplikowane. Istnieje wiele propozycji równań, które zostały wyznaczone empirycznie [Grabarczyk, 2010; Nawrocki, 2010]. W pracy Lettermana

[1999] opisano rezultat Faira, Geyera i Okuna, którym był wzór na współczynnik oporu czołowego dla ruchu przejściowego (równanie (37)).

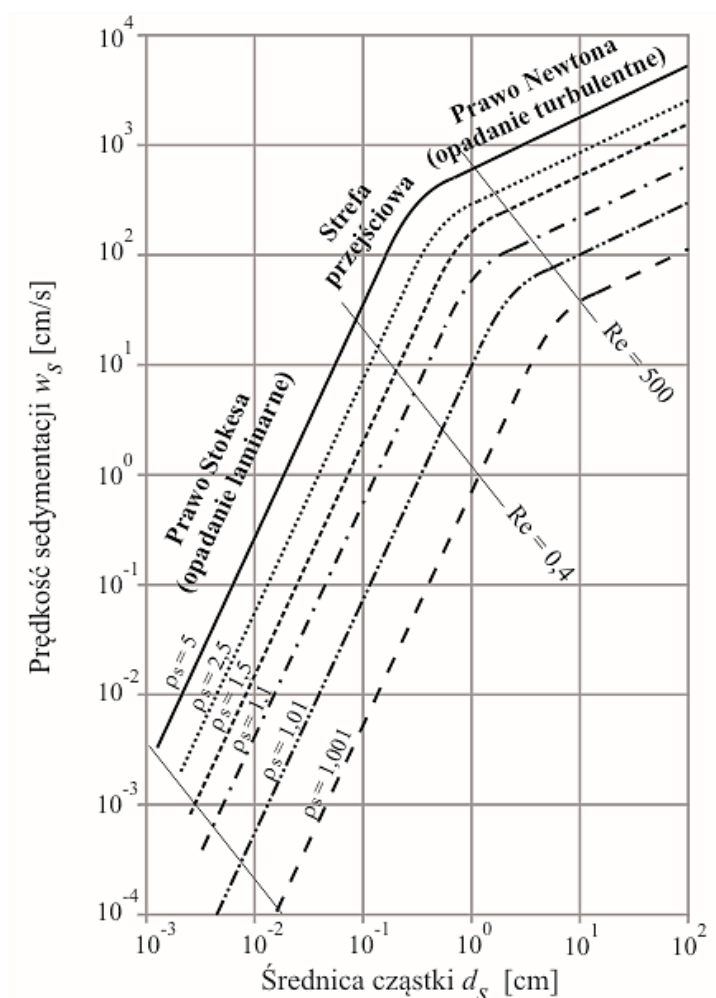
$$\xi_s = \frac{24}{Re_o} + \frac{3}{\sqrt{Re_o}} + 0,34 \quad (37)$$

Sedymentację w tym przedziale opisał również Allen, poprzez wyznaczenie wzoru na prędkość sedymentacji (równanie (38)) [Nawrocki, 2010].

$$w_s = 0,2 \cdot \left[\left(\frac{\rho_s - \rho_c}{\rho_c} \right) \cdot g \right]^{0,72} \cdot \frac{d_s^{1,18}}{\left(\frac{\mu_c}{\rho_c} \right)^{0,45}} \quad (38)$$

Natomiast wpływ kształtu cząstki na wartość współczynnika oporu jest zgodny ze wzorem:

$$\xi_s = \frac{24 \cdot \Psi}{Re_o} \quad (39)$$



Rys. 9. Zależność prędkości sedymentacji cząstek o różnych gęstościach ρ_s [g/cm³] od ich średnicy w wodzie o temperaturze 10°C, na podstawie [Kowal i Świdorska-Bróz, 2000; Nawrocki, 2010]

Na rysunku 9 przedstawiono zależność prędkości sedymentacji cząstek opadających w wodzie o temperaturze 10°C, charakteryzujących się różnymi gęstościami od ich średnicy [Nawrocki,

2010]. Wyznaczone krzywe pokazują, że im większa gęstość ciała stałego, tym prędkość jego sedymentacji będzie rosła, jednak tendencja ta nie jest jednorodna, a rezultatem są funkcje potęgowe. Dla cząstek o średnicy z przedziału od 1 do 400 μm prędkość opadania rośnie bardzo dynamicznie – dla cząstek ciała stałego o gęstości $\rho_s = 5 \text{ g/cm}^3$ funkcja przyjmuje postać:

$$w_s = 2449,4 \cdot d_s^{2,0273} \quad [\text{mm/s}] \quad (40)$$

Gdy średnica cząstek jest większa od 400 μm , wówczas dynamika wzrostu prędkości opadania zmniejsza się i funkcja charakteryzuje się niższą wartością wykładnika i nachyleniem względem osi x. Funkcję dla cząstek o tej samej gęstości można opisać poniższym równaniem (41) [Kowal i Świdowska-Bróź, 2000; Nawrocki, 2010].

$$w_s = 591,18 \cdot d_s^{0,4594} \quad [\text{mm/s}] \quad (41)$$

Warto zauważyć, że oprócz Stokesa, ważny udział w opracowaniu teorii opływu kuli ma również C.W. Oseen. Odnosząc się do równania Naviera-Stokesa (równanie (27)) Oseen je uprościł i znalazł rozwiązanie ze zlinearyzowanym członem inercyjnym, co ma znaczenie w perspektywie oddalenia od analizowanej kuli, stosując warunki brzegowe Stokesa. Rezultatem było otrzymanie równania na współczynnik oporu czołowego:

$$\xi_s = \frac{24}{Re_o} \cdot \left(1 + \frac{3}{16} Re_o\right) \quad (42)$$

które może być stosowane w zakresie liczby Reynoldsa dla opadania $0 < Re_o < \sim 1$ [Błażejewski, 2015].

Nieliniowość równania Naviera-Stokesa (27) powoduje, że rozwiązanie układu równań (26) i (27) jest wymagające pod względem trudności w porównaniu do równań liniowych, przez co należy stosować metody numeryczne. W przedziale przejściowym ($\sim 1 \leq Re_o \leq \sim 1000$) Rimon i Cheng [1969] przedstawili swoje rozwiązania numeryczne, z założeniami, że ciecz jest nieściśliwa i jednorodna, natomiast osiowosymetryczny przepływ wokół kuli scharakteryzowany jest kompletnymi równaniami Naviera-Stokesa (26) i (27). Określili funkcje prądu rotacji, które są zależne od czasu i wykorzystali metody różnic skończonych do rozwiązania równania transportu wirowości na siatce sferycznej. Pozwoliło to na usunięcie z równań ciśnienia. Linie prądu odwzorowano eksperymentalnie. Ponadto, otrzymano poprawną korelację wartości współczynnika oporu czołowego kuli w zależności od zmian w wartościach liczby Reynoldsa.

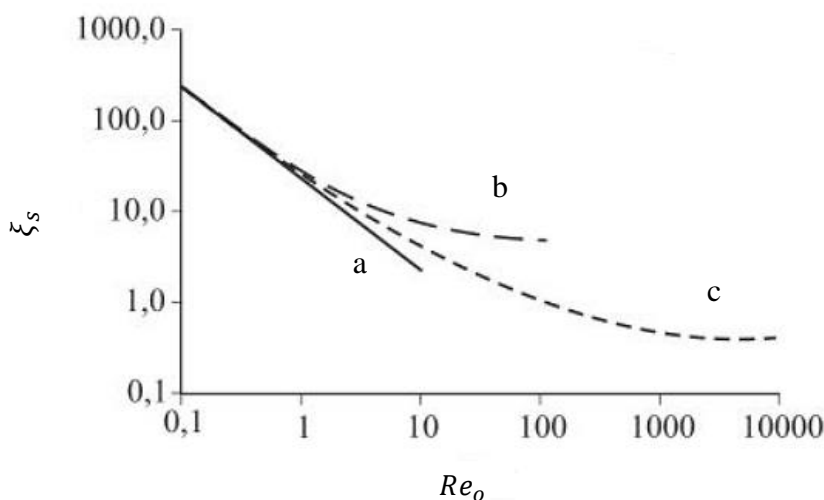
W trakcie opływu bezwładnościowego ($Re_o > 1000$) znaczny wpływ wywiera opór ciśnieniowy, którego udział szacuje się na ponad 90% całkowitego oporu kuli. Wartość współczynnika oporu w dużych zakresach liczby Reynoldsa ($10^3 < Re_o < 2 \cdot 10^5$) jest niezmienna i zawiera się w zakresie $\xi_s = 0,44 - 0,47$. W przypadku przekroczenia wartości $3,5 \cdot 10^5$ dla liczby

Reynoldsa, obserwuje się tzw. kryzys oporu, który oznacza, że ślad za cząstką kulistą zmniejsza się i tym samym wartość ξ_s drastycznie spada do 0,07–0,09, aby następnie sukcesywnie, umiarkowanie wzrastać [Błażejowski, 2015].

Cheng [2009] wyznaczył empirycznie zależność dla przedziałów lepkościowego, przejściowego i inercyjnego:

$$\xi_s = \frac{24}{Re_o} \cdot (1 + 0,27 \cdot Re_o)^{0,43} + 0,47 \cdot [1 - \exp(-0,04 \cdot Re_o^{0,38})] \quad (43)$$

Za pomocą wykresów funkcji na rysunku 10 przedstawiono porównanie analiz Stokesa, Oseena i Chenga [Błażejowski, 2015].



Rys. 10. Współczynnik oporu czołowego kuli jako funkcja liczby Reynoldsa według [Błażejowski, 2015]:
a) Stokesa; b) Oseena (równanie (42)); c) Chenga (równanie (43))

Proces separacji ciała stałego i cieczy zachodzący poprzez sedymentację jest związany głównie z cząstkami opadającymi laminarnie. Należy jednak uwzględnić opadanie nie tylko pojedynczych cząstek, ale przede wszystkim układu dwufazowego, jakim jest zawiesina. Dotyczy to opadania zakłóconego cząstek. W tym przypadku obecne są zakłócenia spowodowane wpływem sąsiednich cząstek, czego skutkiem jest spowolnienie procesu sedymentacji. Zawiesiny ziarniste o stężeniu 1000 mg/l zawierające cząstki piasku kwarcowego, sedymentują z prędkością mniejszą o około 13% w porównaniu z zawiesinami rozcieńczonymi, natomiast stężenie 10-krotnie większe, spowalnia proces opadania o ok. 25% [Nawrocki, 2010]. Istnieje zależność, która zawiera wpływ stężenia zawiesiny ziarnistej C_z o cząstkach kulistych na prędkość sedymentacji w_s' i wyrażona jest ona za pomocą wzoru:

$$w_s' = \frac{(\rho_s - \rho_c)d_s^2 \cdot g}{18 \cdot \mu_c} \cdot (1 - C_z \cdot \rho_s)^2 \cdot 10^{-1,82 \cdot C_z \cdot \rho_s} \quad (44)$$

W sytuacji, gdy wartość objętości cząstek zawiesiny $V_{sz} = C_z \cdot \rho_s$ zawiera się w przedziale 0,3–0,7, wówczas wzór (44) ulega uproszczeniu do postaci:

$$w'_s = 0,123 \cdot \frac{(\rho_s - \rho_c) d_s^2 \cdot g}{18 \cdot \mu_c} \cdot \frac{(1 - C_z \cdot \rho_s)^3}{C_z \cdot \rho_s} \quad (45)$$

Powyższe korelacje dotyczą prostych przypadków, które często trudno zastosować dla układów rzeczywistych, ponieważ zróżnicowanie cząstek rozproszonych ma ogromny wpływ na proces opadania. Należy również uwzględnić oddziaływania cząstek ze ścianami zbiornika, jednak przy dużych rozmiarach zbiornika, często interakcja ta jest pomijana [Nawrocki, 2010].

Analiza sedymentacji zawiesin wiąże się nierzadko z wyznaczaniem korelacji prędkości i warunków procesowych empirycznie, ponieważ trudne do uwzględnienia zdarzenia między cząstkami, nie są zawarte w modelach odnoszących się do niskich stężeń i braku różnorodności fazy rozproszonej. Istnieje kilka podziałów sedymentacji zawiesin [Błażejowski, 2015]. Można podzielić ją ze względu na kształt cząstek stałych w zawieszynie, jako sedymentację [Błażejowski, 2015; Nawrocki, 2010; Vanoni, 2006]:

- cząstek ziarnistych – zawiesiny, które nie zmieniają swoich parametrów fizycznych podczas procesu sedymentacji;
- cząstek kłaczkowatych – opadaniu towarzyszy proces aglomeracji cząstek, jednak dotyczy to głównie cząstek o strukturze „pierzastej”, czego skutkiem jest utrudniona sedymentacja skupisk cząstek o większych rozmiarach, lecz o małej gęstości (rozbudowana powierzchnia stawia duży opór hydrauliczny).

Sedymentacja cząstek kłaczkowatych związana jest ze stale zmieniającym się współczynnikiem kształtu Ψ (równanie (25)), ponieważ cząstki flokujące ulegają ciągle procesowi łączenia i rozpadu podczas ruchu w ośrodku rozpraszającym. Analiza matematyczna opiera się głównie na teorii Smoluchowskiego na temat aglomeracji cząstek w wyniku wzajemnych zderzeń. Wartość Δn , która jest różnicą pomiędzy początkowym a końcowym stężeniem cząstek, jest ściśle związana z liczbą cząstek aglomerujących. Jest wprost proporcjonalna do czasu aglomeracji Δt oraz do stężenia początkowego i końcowego cząstek:

$$\frac{1}{n_2} - \frac{1}{n_1} = k \cdot \Delta t \quad (46)$$

$$\Delta n = k \cdot n_1 \cdot n_2 \cdot \Delta t \quad (47)$$

Aglomerujące cząstki zwiększają rozmiary, aż do momentu osiągnięcia rozmiarów krytycznych, w którym następuje rozpad na mniejsze fragmenty, a następnie ponownie łączą się w skupiska. Prędkość sedymentacji jest zależna od rozmiarów cząstek, wobec tego przy stale zmieniających się wielkościach cząstek dla zawiesin kłaczkowatych, skomplikowana jest interpretacja matematyczna tego procesu. Dlatego stopień opadania tych zawiesin charakteryzuje się poprzez

testy laboratoryjne w cylindrach Spilnera lub w kolumnie Eckenfeldera [Anielak, 2015; Nawrocki, 2010].

Podział ze względu na rozmiary cząstek ciała stałego rozróżnia się sedymentację [Anielak, 2015; Błażejowski, 2015]:

- cząstek brownowskich ($d_s \leq 2-10 \mu\text{m}$),
- cząstek niebrownowskich ($d_s > 2-10 \mu\text{m}$).

Korzystniejszym wskaźnikiem, który analizuje dyfuzję molekularną i powiązane z nią ruchy Browna to liczba Pecleta. Definiowana jest przez stosunek strumienia konwekcyjnego do strumienia dyfuzyjnego masy:

$$Pe = \frac{w_o \cdot d_s}{2 \cdot D_i} \quad (48)$$

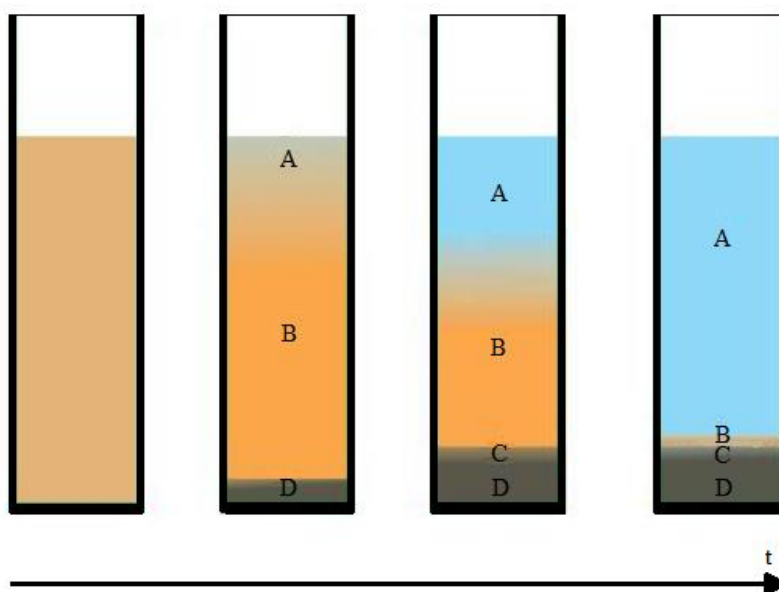
W sytuacji, gdy $Pe < 1$, wtedy transport dyfuzyjny wykazuje przewagę nad transportem konwekcyjnym. Liczba Pecleta dla cząstek zanurzonych w płynie wyrażona jest równaniem:

$$Pe = \frac{M_b g \cdot d_s}{2 \cdot k_B \cdot T} = \frac{\pi \cdot d_s^3 \cdot (\rho_s - \rho_c)}{6} \cdot \frac{g \cdot d_s}{2 \cdot k_B \cdot T} = \frac{\pi \cdot g \cdot d_s^4 \cdot (\rho_s - \rho_c)}{12 \cdot k_B \cdot T} \quad (49)$$

przy czym, $(M_b g)$ stanowi różnicę między ciężarem cząstki o średnicy d_s a jej wyporem przez ciecz o gęstości ρ_c [Błażejowski, 2015].

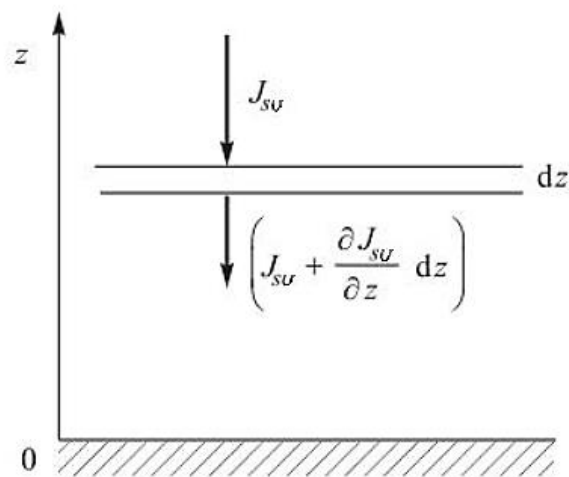
Innym ważnym podziałem sedymentacji zawiesin jest sposób prowadzenia procesu:

- sedymentacja okresowa,
- sedymentacja ciągła.



Rys. 11. Przebieg testu sedymentacyjnego w szklanym cylindrze w zależności od czasu z podziałem na strefy [Nawrocki, 2010]: A – czysta ciecz; B – zawiesina o początkowym stężeniu; C – przejściowa zagęszczania o zmiennym stężeniu zawiesiny; D – osadowa

Zazwyczaj pod pojęciem sedymentacji okresowej rozumiany jest test sedymentacyjny. Prowadzony w cylindrze, czyli zamkniętej objętości, gdzie zawiesina dostarczana jest jednorazowo i nie stosuje się odbioru osadu. Rysunek 11 obrazuje przebieg testu sedymentacyjnego z podziałem na strefy odzwierciedlające stężenie zawiesiny w cieczy podczas procesu. Teoria kinematyczna Kyncha, mająca swoją podstawę w równaniu ciągłości przepływu fazy stałej, wprowadza pojęcie gęstości strumienia cząstek, który ma charakter iloczynu koncentracji cząstek c_n i ich prędkości opadania w_z . Aktualnie używane jest pojęcie gęstości strumienia objętości ciała stałego $J_{sv} = \phi w_z$ i gęstości strumienia masy ciała stałego $G = X w_z$. Na potrzeby analizy Kynch opisał pojęcie idealnej zawiesiny, która m.in.: składała się na cząstki małe, jednorodne pod względem kształtu i gęstości, ciało stałe i ciecz są fazami nieściśliwymi oraz występuje brak wymiany masy między składnikami mieszaniny. Następnie przyjął kolejne założenia dotyczące procesu sedymentacji: stężenie ciała stałego c_n w dowolnej warstwie poziomej jest identyczne, początkowe stężenie zawiesiny c_{n0} jest równe wobec objętości naczynia oraz, że następuje ciągły i szybki wzrost stężenia od c_{n0} do $c_{n,max}$ na dnie naczynia.



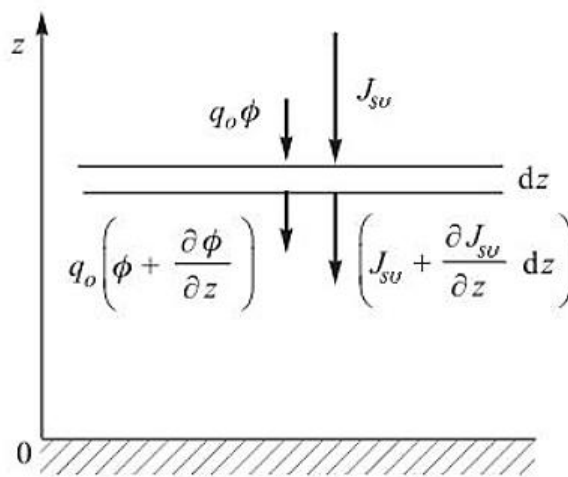
Rys. 12. Schemat opisujący zmiany gęstości strumienia objętości ciała stałego podczas sedymentacji okresowej w cieczy pod wpływem siły grawitacji [Błażejewski, 2015]

Bilans objętościowy ciała stałego skutkuje otrzymaniem równania ciągłości (50). Schemat przedstawiony na rysunku 12 pokazuje zmiany gęstości strumienia objętości ciała stałego pod wpływem siły grawitacji podczas procesu sedymentacji [Błażejewski, 2015; Heidrich in., 2008].

$$J_{sv} - \left(J_{sv} + \frac{\partial J_{sv}}{\partial z} dz \right) = \frac{\partial \phi}{\partial t} dz \quad (50)$$

Lewa strona równania (50) zawiera dwa człony, z czego pierwszy oznacza dopływ zawiesiny do objętości kontrolnej, a drugi odpływ zawiesiny przez dolną granicę warstwy. Natomiast prawa strona równania dotyczy akumulacji zawiesiny w objętości kontrolnej [Błażejewski, 2015].

Sedymentacja ciągła jest to proces, w którym w sposób ciągły dochodzi do rozdziału fazy stałej i ciekłej, a także można wyróżnić w separatorze dwa strumienie – górny i dolny, gdzie droga górnego przebiega przez strefę klarowania, a dolnego przez strefę osadzania [Błażejowski, 2015]. Dodatkowo oba strumienie są stale zasilane (rysunek 13).



Rys. 13. Schemat opisujący zmiany gęstości strumienia objętości ciała stałego ze stałą prędkością dla idealnego osadnika z sedymentacją ciągłą [Błażejowski, 2015]

Równanie opisujące zmiany strumienia objętości ciała stałego, przedstawia zależność (51), która jest rozszerzeniem korelacji sedymentacji okresowej (50), ponieważ dodatkowy człon odpowiada usuwaniu osadu z poziomu $z = 0$ z prędkością $q_0 = Q_d/A$ i zostało zilustrowane na rysunku 13.

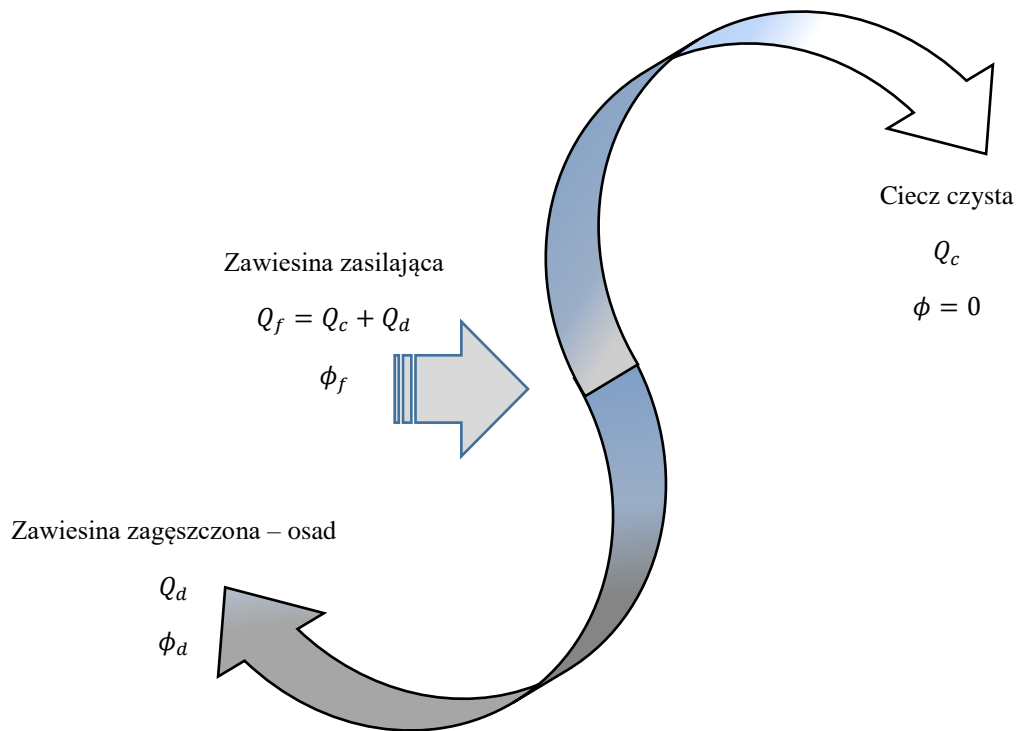
$$\frac{\partial \phi}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial z} (J_{sv} + q_0 \phi) = 0 \quad (51)$$

Koncepcję idealnego osadnika pracującego w sposób ciągły ilustruje rysunek 14.

Istnieje wiele równań teoretycznych i empirycznych wyznaczających prędkość sedymentacji zawiesin w ograniczonych i nieograniczonych objętościach. W przypadku sedymentacji zawiesin monodispersyjnych najczęściej stosowanym jest równanie Richardsona i Zakiego [1954], które zostało opracowane eksperymentalnie w zakresie $0,13 \leq \phi \leq 0,55$ i dla cząstek o średnicy $d_s \geq 0,1$ mm i ma ono prostą postać potęgową:

$$w_r = \frac{w_{oz}}{w_o} = (1 - \phi)^n \quad (52)$$

W tabeli 9 podane są wartości wykładnika potęgi równania (52) zaproponowane przez Richardsona i Zakiego. Wartość $n = 2,39$ dla $Re_o > 500$ świadczy, że w inercyjnym przedziale opadania cząstek wpływ średnicy naczynia można pominąć [Błażejowski, 2015].



Rys. 14. Schemat idealnego osadnika z sedymentacją ciągłą [Błażejewski, 2015]

Tabela 9. Wartości wykładnika potęgowego dla zależności prędkości względnej sedymentacji zawiesin monodispersyjnych według Richardsona i Zakiego [1954].

Wykładnik n	Zakres liczby Reynoldsa Re_o	
$n = 4,65 + 19,5 \cdot \frac{d_s}{D}$	$Re_o < 0,2$	(53)
$n = \left(4,35 + 17,5 \cdot \frac{d_s}{D}\right) \cdot Re_o^{-0,03}$	$0,2 < Re_o < 1$	(54)
$n = \left(4,45 + 18 \cdot \frac{d_s}{D}\right) \cdot Re_o^{-0,1}$	$1 < Re_o < 200$	(55)
$n = 4,45 \cdot Re_o^{-0,1}$	$200 < Re_o < 500$	(56)
$n = 2,39$	$Re_o > 500$	(57)

Proces sedymentacji zawiesin polidispersyjnych, czyli takich, których fazę rozproszoną stanowią cząstki o niejednorodnym rozmiarze i kształcie, analizowany był w artykułach naukowych na różne sposoby. Jednym z nich jest określenie rozrzedzonej zawiesiny polidispersyjnej jako osobne frakcje ciała stałego o ilości od kilku do kilkunastu, które według obliczeń były niezależne od siebie nawzajem. Jednakże, założenie to nie jest poprawne, nawet w

przypadku rozcieńczonych zawiesin, gdyż cząstki oddziałują na siebie różnie, w zależności od przedziału lepkościowego i bezwładnościowego [Błażejewski, 2015].

W 1982 roku Batchelor opisał teorię opadania polidispersyjnych cząstek kulistych, zawiesin o niewielkim stężeniu w płynie dla przedziału lepkościowego. Jego założenia obejmowały charakterystykę cząstek jako twarde i wpływające na siebie wzajemnie tylko parami. Średnia względna prędkość opadania i -tej frakcji wyraża zależność:

$$w_{r,i} = \frac{w_i}{w_{o,i}} = 1 + \sum_{j=1}^N S_{ij} \phi_j \quad (58)$$

Współczynniki wpływu S_{ij} opisują wzajemne oddziaływanie cząstek i -tej frakcji na cząstki j -tej frakcji o stężeniu objętościowym ϕ_j . Wartości współczynników wpływu zwykle są ujemne, a zależne są od stosunku średnic wydzielonych frakcji ciał stałych d_j/d_i oraz stosunku gęstości cząstek, przy czym należy wliczać zjawisko wyporu:

$$\rho^* = \frac{\rho_{s,j} - \rho_c}{\rho_{s,i} - \rho_c} \quad (59)$$

a także liczby Pe (równanie (48)) [Błażejewski, 2015].

Dla przypadku, gdy cząstki ciała stałego mają jednakową gęstość, a stosunek średnic wynosi $0 \leq d_j/d_i \leq 8$, Davies i Gecol [1994] podali wartości współczynników wpływu w zależności od liczby Pe jako równania (60) i (61). Dla $Pe \gg 1$:

$$S_{ij} = -3,50 - 1,10 \cdot \frac{d_j}{d_i} - 1,02 \cdot \left(\frac{d_j}{d_i}\right)^2 - 0,002 \cdot \left(\frac{d_j}{d_i}\right)^3 \quad (60)$$

Dla $Pe \ll 1$:

$$S_{ij} = -3,42 - 1,96 \cdot \frac{d_j}{d_i} - 1,21 \cdot \left(\frac{d_j}{d_i}\right)^2 - 0,013 \cdot \left(\frac{d_j}{d_i}\right)^3 \quad (61)$$

Zależności (59–61) uzyskują satysfakcjonujące rezultaty dla analizy rozcieńczonych jedno- i dwufrakcyjnych zawiesin niekoloidalnych.

2.2.3. Filtracja

Ogólna definicja procesu filtracji sprowadza się do mechanicznego rozdzielania mieszaniny ciała stałego w płynie jako rezultat przepływu przez ośrodek porowaty, jako przepływ strumienia dwufazowego. Opis filtracji jest procesem złożonym i zależy od wielu czynników chemicznych, fizycznych i przepływowych. Podczas przepływu dochodzi do oddzielenia cząstek rozproszonych w płynie o średnicy większej niż wielkość porów materiału filtracyjnego. Cząstki o mniejszych rozmiarach mogą być zatrzymane wewnątrz złożeń porowatego w porach międzyziarnowych

[Grabarczyk, 2010; Nawrocki, 2010]. Filtracja jako metoda oczyszczania wód opadowych, związana jest z usuwaniem zawiesin ze strumienia przepływającej cieczy, poprzez zatrzymywaniem ich na powierzchniach filtracyjnych. Skutkuje to zmianami koncentracji zawiesin w wodzie i materiale filtracyjnym, zależnymi od czasu [Grabarczyk, 2010].

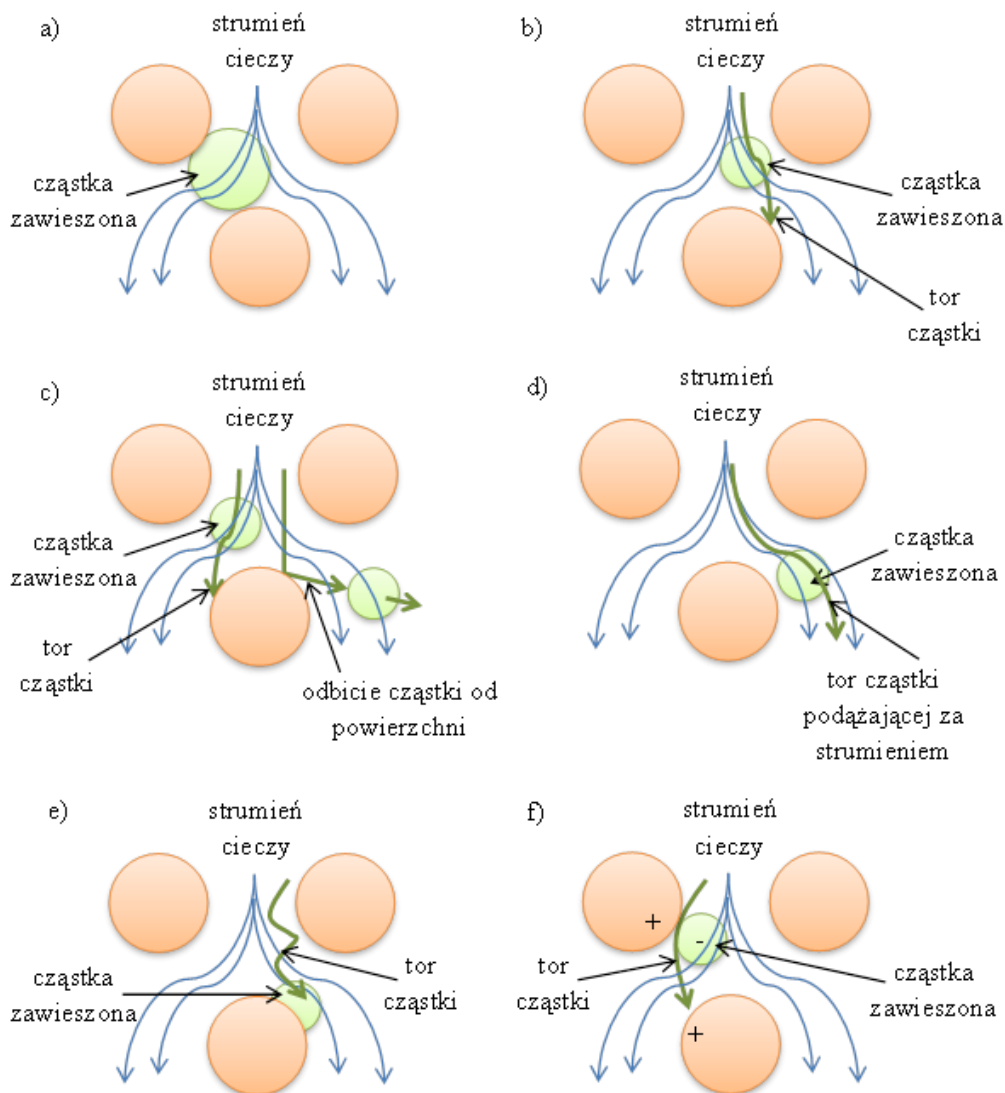
Procesy fizyczne zachodzące w obecności materiału filtracyjnego (rys. 15) są następujące [Nawrocki, 2010]:

- cedzenie zawiesin obecnych w cieczy, mające wpływ na filtr,
- sedymentacja cząstek ciała stałego nad ośrodkiem filtracyjnym, a także występująca w porach międzyziarnowych,
- dyfuzja cząstek o najmniejszych rozmiarach nie podlegających sedymentacji,
- oddziaływanie cząstek zawiesiny poprzez siły elektrokinetyczne wobec powierzchni ziaren złoża na zasadzie przyciągania,
- odrywanie się cząstek osadu powstającego wewnątrz porów filtra, spowodowane siłami przepływu płynu przez złożo.

Proces cedzenia występuje tylko na powierzchni materiału filtracyjnego, gdzie zatrzymywane są cząstki o rozmiarach większych niż średnica porów filtra, spełniającego rolę sita. Jednakże, zbieranie osadu wyłącznie na powierzchni złoża, istotnie skraca cykl procesu filtracji [Nawrocki, 2010].

Sedymentacja zawiesin przez materiał filtracyjny obejmuje te grupy cząstek ciała stałego, które nie uległy zatrzymaniu podczas cedzenia. Ich transport podczas przepływu odbywa się w przestrzeni międzyziarnowych, które traktowane są jako kanaliki o zmiennym przekroju. Podczas, gdy ciecz przedostaje się do obszerniejszych przestrzeni, następuje zmniejszenie prędkości liniowej przepływu i cząstki stałe o średnicach większych niż 1 μm sedymentują, tworząc mikroosady. W miarę zapełniania tych obszarów, zwiększa się prędkość przepływu i tym samym pogarsza się jakość filtratu [Nawrocki, 2010].

Ziarna o średnicy mniejszej niż 1 μm oprócz przemieszczania się wraz ze strumieniem cieczy, ulegają procesowi dyfuzji. Skutkiem tego, jest ich immobilizacja w styczności z ziarnami złoża na ich powierzchni. Istnieje możliwość wzmocnienia tego procesu poprzez dobór materiału filtracyjnego do cząstek zawiesin, aby uzyskać oddziaływania chemiczne między nimi [Nawrocki, 2010].



Rys. 15. Wybrane procesy powodujące zatrzymywanie cząstek w złożu filtracyjnym [Nawrocki, 2010]:
a) cedzenie; b) sedymentacja; c) bezwładnościowe odchylenie; d) przechwycenie; e) dyfuzja; f) przyciąganie elektrostatyczne

Podczas trwania procesu filtracji, wolne przestrzenie zmniejszają się, co prowadzi do zmiany warunków hydrodynamicznych w złożu. Skutkiem tego jest stopniowe wzrastanie prędkości filtracji i sił działających na osad. Wartość tych sił ścinających jest proporcjonalna do kwadratu prędkości liniowej przepływu cieczy. W momencie, gdy wartość ta przekroczy próg wytrzymałości mechanicznej osadu, wystąpi jego oderwanie i zostanie przetransportowany wewnątrz materiału filtracyjnego. Następnie, może zostać zatrzymany przez kolejną warstwę złoża lub zostanie porwany przez strumień i cieczy i będzie obecny w filtracie [Nawrocki, 2010].

Podstawowym opisem matematycznym procesu filtracji jest model podany przez Iwasakiego, scharakteryzowany zależnością szybkości filtracji od stopnia i parametrów zanieczyszczenia złoża σ [Nawrocki, 2010; Zielina, 2011]:

$$\frac{\delta\sigma}{\delta t} = -w_f \frac{\delta C_z}{\delta L} \quad (62)$$

$$\frac{\delta C_z}{\delta L} = \lambda C_z \quad (63)$$

Według równania (62) podano, że przyrost objętości zanieczyszczeń σ podczas filtracji jest proporcjonalny do redukcji stężenia zawiesiny C_z , a prędkość filtracji pełni rolę współczynnika proporcjonalności. Natomiast zależność (63) przedstawia, że ubytek stężenia zawiesiny jest współmierny ze stężeniem cieczy wprowadzanej do tej warstwy, a współczynnik filtracji λ jest parametrem charakterystycznym dla określonego materiału filtracyjnego i służy jako współczynnik proporcjonalności [Nawrocki, 2010].

W celu przedstawienia hydrauliki filtracji, należy przyjąć odpowiednie założenia. Proces jest traktowany jako przepływ wody przez kanały o wąskim przekroju, czyli przestrzenie między ziarnami złoża. W rezultacie ciecz pokonuje opór stawiany ze strony materiału filtracyjnego, a jego miarą jest strata ciśnienia filtracyjnego, zależna od grubości i właściwości warstwy i materiału filtracyjnego. Zależność ta opisana jest za pomocą równania Kozeny-Carmana:

$$\frac{\Delta H}{\Delta L} = K \frac{(1 - \varepsilon)^2 \cdot w_c \cdot v_c}{\varepsilon^3 \cdot g \cdot d_{cz}^2} \quad (64)$$

przy czym ε oznacza porowatość międzyziarnową, natomiast wartość współczynnika K według przeprowadzonych badań na przestrzeni lat wynosi $K \leq 144$ [Nawrocki, 2010; Zielina, 2011].

Wartość oporu hydraulicznego jest zmienna w zależności od charakteru przepływu cieczy. Wystąpienie przepływu laminarnego wiąże się ze znacznie mniejszym oporem, niż w przypadku przepływu turbulentnego [Nawrocki, 2010; Zielina, 2011]. Z kolei charakter przepływu określany jest za pomocą liczby Reynoldsa Re dla przepływu rurowego, który nawiązuje do równania (22), z tą różnicą, że istotna jest średnica przewodu oraz prędkość przepływu cieczy. Natomiast dla obliczeń liczby Reynoldsa w złożu filtracyjnym, zamiast średnicy przewodu, wykorzystywany jest promień hydrauliczny R_h zdefiniowany wzorem:

$$R_h = \frac{\varepsilon}{\omega} \quad (65)$$

Powierzchnia ziaren ω w jednostce objętości złoża, definiowana jest wzorem:

$$\omega = \frac{6 \cdot \Psi \cdot (1 - \varepsilon)}{d_{cz}} \quad (66)$$

a wynika on z wyznaczenia następujących parametrów: objętość złoża V_{zf} składającego się z N cząstek kulistych o średnicy d_{cz} :

$$V_{zf} = V_{cf} \cdot (1 - \varepsilon) \quad (67)$$

zajmujących określoną objętość V_{cf} :

$$V_{cf} = \frac{N \cdot \pi \cdot d_{cz}^3}{6 \cdot (1 - \varepsilon)} \quad (68)$$

oraz całkowitej powierzchni tych kulek S_{cf} i współczynnika kształtu:

$$S_{cf} = \Psi \cdot N \cdot \pi \cdot d_{cz}^2 \quad (69)$$

Ostatecznie promień hydrauliczny wynosi:

$$R_h = \frac{\varepsilon}{\omega} = \frac{\varepsilon \cdot d_{cz}}{6 \cdot \Psi \cdot (1 - \varepsilon)} \quad (70)$$

Prędkość filtracji opisuje się jako objętość cieczy otrzymanej z jednostki powierzchni złoża zależnej od czasu. Natomiast rzeczywista prędkość liniowa filtracji jest to iloraz prędkości przepływu cieczy i porowatości międzyziarnowej [Nawrocki, 2010].

Opór napotykaný przez ciecz podczas przepływu przez materiał filtracyjny jest zależny od rozmiaru porów i charakterystyki złoża. Współczynnik oporu filtracyjnego jest definiowany zależnością:

$$\Omega_f = \frac{\Delta p \cdot \varepsilon^3 \cdot d_{cz}}{6 \cdot \Psi \cdot (1 - \varepsilon) \cdot w_c^2 \cdot L} \quad (71)$$

Podczas przebiegu procesu filtracji, obserwuje się stopniowe osadzanie zawiesin w porach międzyziarnowych, tym samym zmniejszając średnicę przepływu cieczy i ostatecznie wzrost oporu. Rezultatem są rosnące wzrastające straty ciśnienia filtracyjnego w materiale filtrującym, co jest ściśle związane ze stopniem zanieczyszczenia złoża [Nawrocki, 2010].

2.3. Wybrane rodzaje urządzeń separujących ciała stałe i ciecze

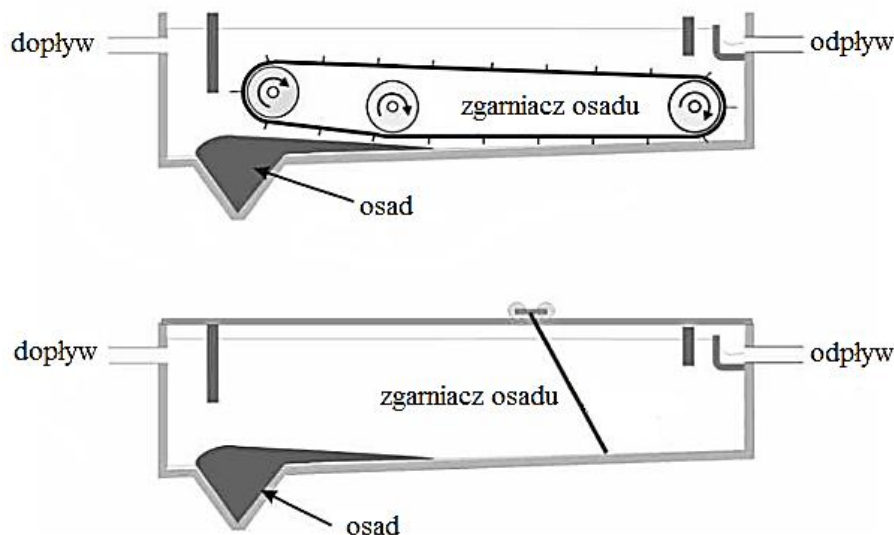
Infrastruktura systemów kanalizacyjnych stosowanych do wstępnego oczyszczania ścieków deszczowych charakteryzuje się najczęściej nieskomplikowaną budową, natomiast obserwuje się szeroki zakres wprowadzanych rozmiarów urządzeń separujących. Głównie wykorzystywane są różnego rodzaju osadniki z zastosowaniem wpustów deszczowych oraz separatory substancji ropopochodnych. Różnice w gabarycie i kierunku przepływu w osadnikach przekładają się bezpośrednio na rodzaj i możliwości ich zastosowania [Mrowiec i Pluta, 2015; Nawrot i Wojciechowska, 2017].

Głównym procesem zachodzącym w osadnikach jest zagęszczanie zawiesiny. W odróżnieniu do aparatów służących do klarowania przeznaczonych dla cieczy o niewielkim stężeniu ciała stałego, osadniki wykorzystuje się dla strumieni zawiesiny zasilającej charakteryzującej się wysokim stężeniem ciała stałego w zawieszynie. Tryb pracy osadników dzieli się na okresowy i

ciągły, przy czym sposób ten przekłada się bezpośrednio na konstrukcję i rozmiary aparatów [Bandrowski i in., 2001; Keshavarzi i Gheisi, 2006].

2.3.1. Osadniki poziome

Osadniki poziome, często inaczej nazywane piaskownikami, to kryte zbiorniki cechujące się długością kilkudziesięciu metrów, a ich głębokość wynosi zazwyczaj do kilku metrów. Określenie szerokości takiego osadnika jest zależne od wymaganej wydajności oczyszczania, natomiast aby uzyskać poprawny równomierny przepływ cieczy wewnątrz zbiornika, osadnik dzieli się na koryta o określonej szerokości (do ok. 6 m) [Bandrowski i in., 2001; Heidrich i Witkowski, 2010; Mrowiec i Pluta, 2015; Nawrocki, 2010].



Rys. 16. Schemat konstrukcji standardowego osadnika poziomego [Nawrocki, 2010]

Zasada działania polega na wprowadzeniu zawiesiny zasilającej za pomocą urządzenia, które daje możliwość równomiernego rozłożenia strug, np. poprzez ścianę perforowaną. Odbiór oczyszczonej wody z górnych warstw następuje przelewowo po przeciwległej stronie osadnika. Osad przesuwany jest za pomocą zagniatcza do króćca wylotowego (leju osadowego) umiejscowionego na dnie aparatu (rys. 16) [Heidrich i Witkowski, 2010; Nawrocki, 2010].

Na cząstki stałe zanieczyszczenia w osadniku poziomym działają dwie siły. Pierwsza to siła ciężkości, skierowana pionowo w dół, której skutkiem jest sedymentacja cząstek. Drugą jest siła pochodząca od ruchu strumienia cieczy o kierunku poziomym. Wypadkowa tych sił powoduje, że cząstka porusza się z prędkością wypadkową prędkości sedymentacji i przepływu cieczy przez osadnik.

Tor ruchu cząstki ziarnistej jest linią prostą, natomiast w przypadku cząstek flokujących, które podczas przepływu łączą się w aglomeraty zwiększając swoją masę i średnicę, tor ruchu ma charakter linii opadającej zakrzywionej ku dołowi. Rozkład prędkości zaprezentowano na rysunku 17, gdzie wzięto pod uwagę losową cząstkę zawiesziny oddaloną od wlotu o odległość l , transportowaną strumieniem wody o prędkości przepływu w_c i będącej pod wpływem sił grawitacyjnej opadając z prędkością w_s [Bandrowski i in., 2001; Błazejewski, 2015; Heidrich i Witkowski, 2010; Mrowiec i Pluta, 2015; Nawrocki, 2010].:

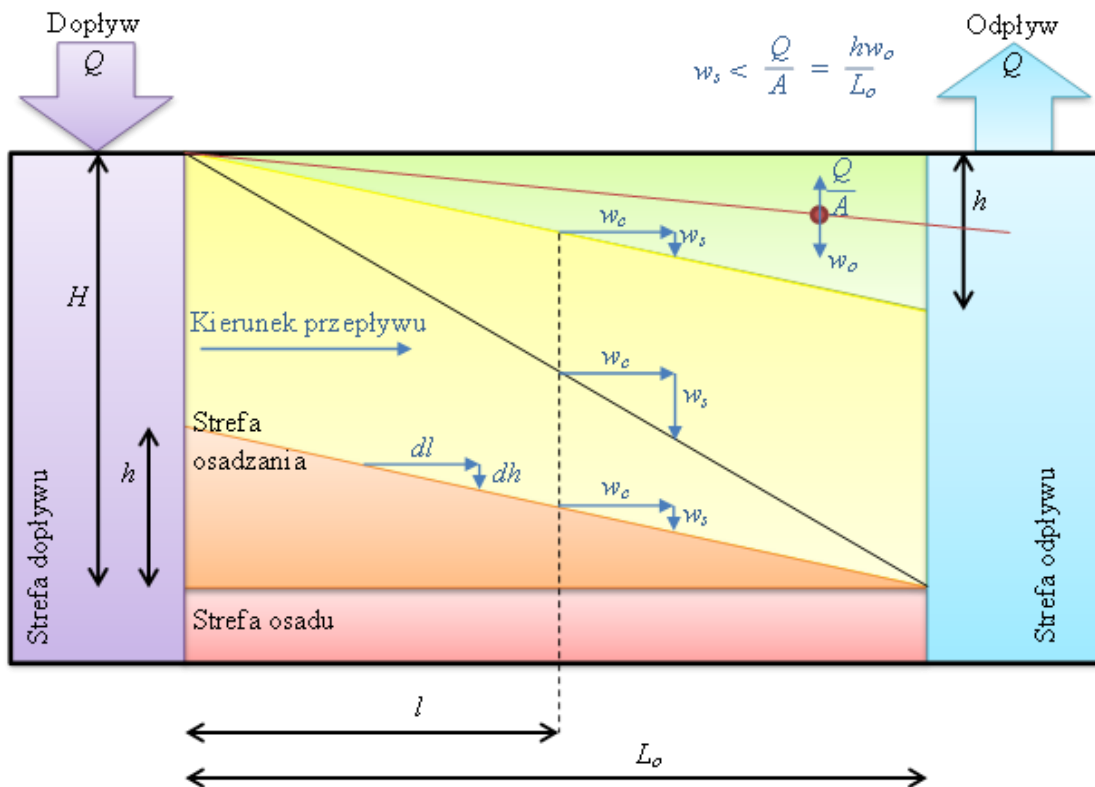
$$w_s = \frac{h}{t_s} \quad (72)$$

$$w_s = h \frac{Q}{V} \quad (73)$$

$$w_s = h \frac{Q}{A \cdot H} \quad (74)$$

Matematyczny opis osadnika poziomego składa się na wyznaczeniu czasu opadania cząstki, który jest równy czasowi przetrzymywania cieczy w osadniku. Objętość osadnika V dzielona jest przez natężenie przepływu Q , przy czym należy uwzględnić powierzchnię osadnika A :

$$A = \frac{h}{H} \cdot \frac{Q}{w_s} \quad (75)$$



Rys. 17. Pionowe i poziome składowe prędkości sedymentacji w osadniku poziomym [Nawrocki, 2010]

jego głębokość H , czas sedymentacji t_s oraz drogę h , którą pokonuje opadająca cząstka [Błażejewski, 2015; Heidrich i Witkowski, 2010; Nawrocki, 2010]. Rozwiązaniem modelowym jest przypadek, dla którego cząstka w wyznaczonym czasie opadnie na dno aparatu [Błażejewski, 2015; Kowal i Świdorska-Bróz, 2000; Nawrocki, 2010].

Należy również uwzględnić hydrauliczne obciążenie powierzchni osadnika, które przedstawione jest jako stosunek Q/A , a jego wartość jest równa pewnej granicznej prędkości opadania cząstek w_s , które zostaną zatrzymane w osadniku. Efektywność osadnika rośnie wraz z malejącą graniczną prędkością opadania dla zadanego przepływu cieczy, czego przyczyną jest zwiększenie powierzchni osadnika. Dlatego preferowane jest konstruowanie osadników płytszych, do 2 m, ale o większej powierzchni rzutu poziomego [Błażejewski, 2015].

W sytuacji, gdy cząstka jest obecna w strefie klarowania przy powierzchni cieczy, wówczas zakładając, że opadnie na dno, musi pokonać drogę równą głębokości aparatu, wtedy $h = H$. Rozwinięcie równania (68) jest uwarunkowane wyznaczeniem wysokości $h = w_s \cdot t_{os}$, czyli iloczynu prędkości sedymentacji i czasu przetrzymywania cieczy w aparacie, a także istotnym jest określenie wysokości osadnika $H = w_s \cdot t_s$, jako iloczyn tej samej prędkości z czasem sedymentacji [Nawrocki, 2010]. Wówczas otrzymanymi zależnościami są:

$$A = \frac{w_s \cdot t_{os}}{w_s \cdot t_s} \cdot \frac{Q}{w_s} \quad (76)$$

$$A = \frac{t_{os}}{t_s} \cdot \frac{Q}{w_s} \quad (77)$$

Często przyjmowane jest, że stosunek t_{os}/t_s jest współczynnikiem określającym sprawność osadnika [Nawrocki, 2010].

Powyższe zależności są wyjaśnieniem dla osadnika idealnego. W rzeczywistych warunkach wartość prędkości przepływu cieczy przez aparat powinna spełniać nierówność [Nawrocki, 2010]:

$$w_c \leq k_0 \cdot w_s \quad (78)$$

Współczynnik k_0 nie jest wartością stałą i zmienia się wraz z wymiarami głównymi osadnika. Zależy od stosunku długości osadnika L_o i jego średniej głębokości H . Jego wartość może być odczytana z tablic [Amirtharajah i Mills, 1982] lub obliczona z wykorzystaniem wzoru:

$$k_0 = 15,12 \cdot \log \left(\frac{L_o}{H} \right) - 7,7 \quad (79)$$

Ostatecznie zależność przedstawiająca powierzchnię całkowitą osadników poziomych jest wyrażona następująco [Nawrocki, 2010]:

$$A = \frac{Q}{w_s \left(1 - \frac{k_0}{25}\right)} \quad (80)$$

Istotnym parametrem jest szerokość osadnika, ponieważ jej wartość wpływa na poziomą prędkość przepływu cieczy przy zadanym objętościowym natężeniu przepływu. Wyznaczana jest według równania:

$$B_o \cdot n = \frac{Q}{w_c \cdot H} \quad (81)$$

natomiast uzależnia się ją od ilości zastosowanych osadników n [Kowal i Świdarska-Bróż, 2000; Nawrocki, 2010].

Liczba stosowanych osadników powinna być dobrana w taki sposób, aby ich szerokość znajdowała się w granicach od 3 do 6 m, a prędkość przepływu cieczy przez osadnik spełniała zależność (78). Długość osadnika jest wyznaczana jako iloraz powierzchni A i szerokości B_o :

$$L_o = \frac{A}{n \cdot B_o} \quad (82)$$

Prędkość sedymentacji zawiesin należy określić empirycznie [Nawrocki, 2010].

Dodatkowo, dobór prędkości przepływu cieczy w_c powinien być uwarunkowany poprzez ustalone wartości liczb kryterialnych tj. liczby Reynoldsa ($Re < 12500$) oraz liczby Froude'a ($Fr > 10^{-6}$) [Błażejowski, 2015; Kowal i Świdarska-Bróż, 2000; Heidrich i Witkowski, 2010]. Liczby te wyznacza się z następujących wzorów, w których czas wyrażony jest w sekundach:

$$Re = \frac{w_c \cdot R_h}{\nu_c} \quad (83)$$

$$Fr = \frac{w_c^2}{g \cdot R_h} \quad (84)$$

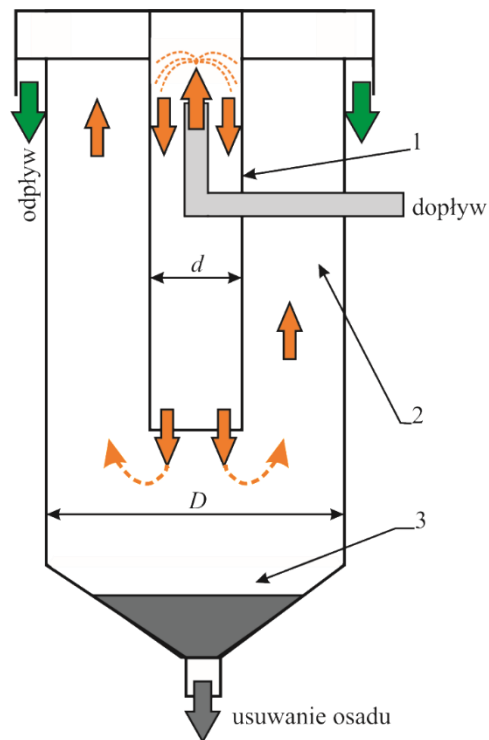
Przy czym promień hydrauliczny R_h jest określany na podstawie wartości gabarytowych aparatu:

$$R_h = \frac{B_o \cdot H}{2H + B_o} \quad (85)$$

Ważną kwestią jest również starannie dobrane rozwiązanie doprowadzania zanieczyszczonej cieczy do osadnika, aby uniknąć pojawiania się zawirowań cieczy oraz obecności martwych przestrzeni w objętości osadnika [Kowal i Świdarska-Bróż, 2000; Paweska i in., 2011].

2.3.2. Osadniki pionowe

Kolejnym typem urządzeń stosowanych do oczyszczania wód opadowych są osadniki pionowe. Są to zbiorniki o przekroju kołowym lub kwadratowym, a ich wysokość sięga nawet do 8 m. Ich zastosowanie opiera się na usuwaniu zawieszin z cieczy wcześniej poddanych procesie koagulacji. Konstrukcja osadników pionowych pozwala na wytworzenie kłaczków o prawidłowej strukturze, dzięki wykorzystaniu komory flokulacyjnej. Zasilanie osadnika odbywa się przez pionową rurę ulokowaną w osi aparatu, gdzie jej wysokość stanowi do 80% wysokości osadnika, natomiast średnica wynosi minimalnie 10% średnicy aparatu [Nawrocki, 2010].



Rys. 18. Schemat działania i konstrukcji osadnika pionowego [Nawrocki, 2010]:
1 – cylinder wewnętrzny; 2 – strefa klarowania; 3 – lej osadowy

Rysunek 18 przedstawia ideę działania osadnika pionowego. Zanieczyszczona ciecz przemieszcza się z góry ku dołowi aparatu, poprzez rurę zasilającą (cylinder wewnętrzny ogranicza ruch od osi i ku górze osadnika). W dolnej części zbiornika przepływ cieczy zmienia kierunek z dołu ku górze. Stosowane są niewielkie prędkości przepływu ($w_c = 0,4-0,8$ mm/s), które nie powinny znacząco odbiegać od prędkości sedymentacji. Cząstki stałe opadają do leja osadowego na dnie osadnika, gdzie ulega zagęszczaniu i odprowadzaniu hydraulicznym pod wpływem słupa wody w zbiorniku. Oczyszczona ciecz odbierana jest w sposób przelewowy w górnej części na obwodzie osadnika [Kowal i Świdorska-Bróz, 2000; Nawrocki, 2010].

Istotnym parametrem jest stosunek średnicy osadnika do wysokości strefy sedymentacji. Jego wartość nie powinna przekraczać 1,5, a im niższa tym większa równomierność rozkładu strug cieczy w aparacie [Nawrocki, 2010].

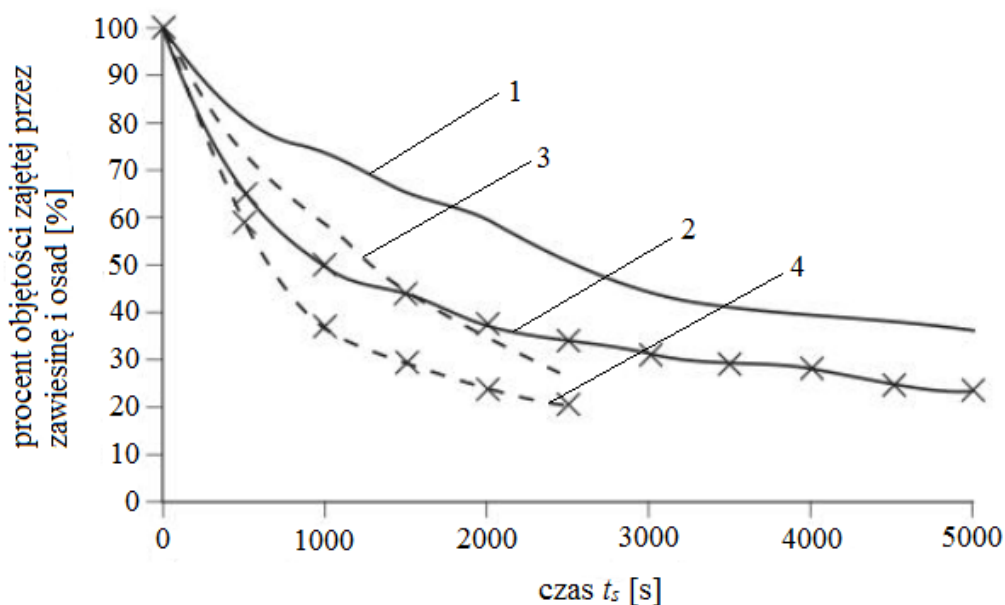
Opis osadników pionowych składa się na wyznaczeniu objętości:

$$V = Q \cdot t_{os} \quad (86)$$

i wysokości:

$$H = \frac{V}{A} = \frac{Q \cdot t_{os}}{A} = \frac{4 \cdot Q \cdot t_{os}}{\pi \cdot D^2} \quad (87)$$

przy czym zakłada się, że czas przepływu cieczy przez aparat zawiera się w granicach od 1,5 do 2 godzin.



Rys. 19. Przebiegi względnych objętości zawiesiny i osadu podczas badań sedymentacji w naczyniach cylindrycznych i stożkowych [Błażejowski, 2015; White i Verdone, 2000]: 1 – cylinder 70 g/dm³; 2 – stożek 70 g/dm³; 3 – cylinder 50 g/dm³; 4 – stożek 50 g/dm³

Obliczona wartość powierzchni całkowitej osadnika, która jest sumą powierzchni strefy klarowania i komory centralnej, pozwala na wyznaczenie średnicy lub przekątnej aparatu [Kowal i Świdzka-Bróz, 2000; Nawrocki, 2010].

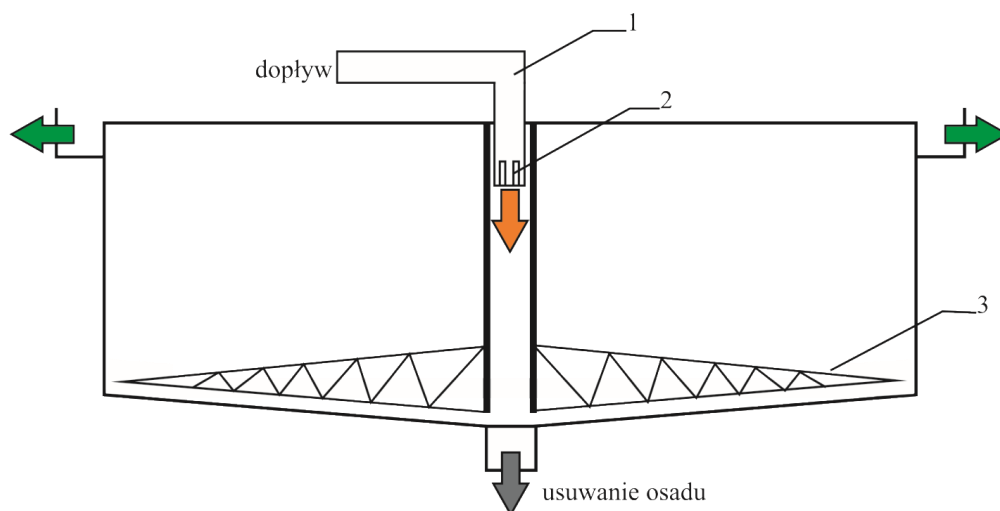
Kształt dna osadnika pionowego, którego można przyrównać do naczynia stożkowego, pozwala na otrzymanie większej prędkości przemieszczania się osadu niż w przypadku opadania strefowego zagęszczonej zawiesiny. W celu wykazania wyższości kształtu zbiornika stożkowego nad cylindrycznym pod względem prędkości usuwania osadu, White i Verdone [2000] przeprowadzili badania wobec sedymentacji zawiesiny ziarnistej w zbiornikach tego typu.

Materiałem badawczym był roztwór wodny wodorotlenku magnezu ($d_s = 10 \mu\text{m}$) o stężeniu 50 i 70 g/dm³, natomiast wysokości czynne naczyń wynosiły kolejno dla cylindrycznego 34 cm, a dla stożkowego 42,1 cm, przy czym oba naczynia miały równe objętości. Rezultaty badań zaprezentowano na rysunku 19. Wnioskiem jest, że w początkowym czasie procesu sedymentacji, zastosowanie naczynia o kształcie stożkowym skutkuje o ok. 30% wyższą efektywnością niż w przypadku naczynia cylindrycznego. Kolejną zaletą jest brak występowania stref martwych w naczyniu stożkowym, co powoduje, że wypompowywanie osadu jest łatwiejsze i szybsze. Jednakże, wadami osadnika o dnie stożkowym jest stosunkowo niewielka miąższość warstwy wody nadosadowej, a także koniecznym jest zastosowanie odpowiedniego podparcia konstrukcji aparatu.

Co więcej, White i Verdone (2000) wzięli pod uwagę również teoretyczne rozważania na temat zmian względnych gęstości strumieni ciała stałego jako funkcję względnych stężeń zawiesiny w przypadku przepływu ustalonego. Najbardziej istotnym wnioskiem tych analiz było stwierdzenie, że zbiorniki stożkowe wykazują znacznie wyższą odporność na przeciążenie zawiesiną, niż zbiorniki o kształcie cylindrycznym [Błażejowski, 2015; White i Verdone, 2000].

2.3.3. Osadniki odśrodkowe

Osadniki odśrodkowe posiadają pewne cechy wspólne zarówno z osadnikami poziomymi, jak i pionowymi. Są to zbiorniki o przekroju kołowym o średnicy do kilkudziesięciu metrów, zazwyczaj wykonane z żelbetonu lub stali. Zanieczyszczona ciecz doprowadzana jest rurą zawieszoną centralnie w osi aparatu od góry, natomiast jej odbiór po procesie klarowania następuje za pomocą przelewów w korytach zbiorczych na obwodzie osadnika [Nawrocki, 2010]. Schemat poglądowy osadnika odśrodkowego przedstawiono na rysunku 20. Dno aparatu ma kształt szerokokątnego stożka, o tworzących nachylonych pod kątem $< 10^\circ$ względem poziomu. Standardowo, ogromny wpływ na pracę osadnika ma poprawne, miarowe rozprowadzenie dozowanej zawiesiny ulegającej procesowi sedymentacji. Odpowiedzią jest zastosowanie perforowanej przegrody o kształcie cylindrycznym wokół rury zasilającej. Warunkiem uzyskania odpowiedniego rezultatu jest to, aby otwory charakteryzowały się wystarczająco dużymi średnicami, w celu zapewnienia prędkości przepływu surówki mniejszej niż 1,0 m/s [Nawrocki, 2010].



Rys. 20. Schemat ideowy osadnika odśrodkowego [Nawrocki, 2010]: 1 – rura centralna; 2 – rozprowadzanie cieczy; 3 – zgraniacz osadu

Typem sedymentacji zawiesin w polu sił odśrodkowych jest również rodzaj pracy wirówek sedymentacyjnych. Stosowane są w przypadku separacji bardzo drobnych cząstek stałych charakteryzujących się niewielką różnicą w gęstości w stosunku do cieczy rozpraszającej. Wirówki dają również możliwość pomiaru równowagi sedymentacyjnej (ang. *sedimentation equilibrium*) pomiędzy siłą odśrodkową a gradientem ciśnienia osmotycznego. Analizując sedymentację w polu sił odśrodkowych istotnym jest, aby wziąć pod uwagę lepkość zawiesiny i płynu będącego w przeciwwądmie generowanego przez przemieszczające się cząstki stałe zgodnie z kierunkiem siły odśrodkowej. Po dłuższym czasie trwania procesu wirowania obserwuje się wytworzenie równowagi dynamicznej. Oznacza to, że stężenie cząstek stałych jest niezmiennie w czasie, dzięki czemu uzyskano równanie uwzględniające dyfuzję, która jest istotna dla sedymentacji cząstek drobnych, przykładowo koloidalnych [Błażejowski, 2015]:

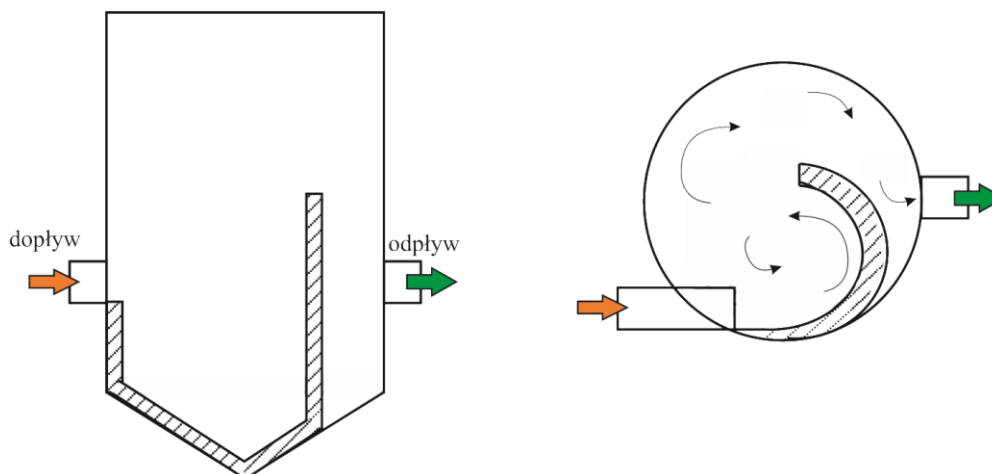
$$\ln\left(\frac{c_{n2}}{c_{n1}}\right) = \frac{N_A \cdot m_s}{R_G \cdot T} \cdot \left(1 - \frac{\rho_c}{\rho_s}\right) \cdot \omega_s^2 \cdot (R_2^2 - R_1^2) \quad (88)$$

Określono, że przy mniejszych prędkościach obrotowych (na poziomie kilku tysięcy obr/min), po kilku godzinach prowadzenia procesu, możliwe jest oznaczenie stężeń c_{n1} i c_{n2} w zakładanych odległościach od osi obrotu R_1 i R_2 , czego rezultatem jest wyznaczenie średniej masy cząstek m_s w warstwie o grubości ΔR [Błażejowski, 2015].

2.3.4. Osadniki wirowe

Osadniki wirowe są oparte na zjawisku ruchu wirowego, który pozwala na wydłużenie drogi przepływu i równocześnie czasu trwania procesu sedymentacji, przy jednoczesnym zachowaniu niewielkich gabarytów urządzenia i zastosowaniu kołowego przekroju urządzenia [Ansari i Khan, 2014; Huang i in., 2017; Keshavarzi i Gheisi, 2006; Kiringu i Basson, 2019; Królikowska, 2011].

Taki efekt ma istotne znaczenie we współczesnym temacie zagospodarowania przestrzeni, gdzie oszczędność powierzchni zabudowy w planie jest ogromną zaletą. Zastąpienie ruchu prostoliniowego występującego w standardowych osadnikach i przelewach burzowych przepływem wirowym stwarza warunki dla funkcji regulatora natężenia przepływu, a także łączy z nią funkcję podczyszczania wód opadowych, w głównej mierze z zawieszin mineralnych. Efektywność separacji stałych zanieczyszczeń jest zwiększona za pomocą ruchu wirowego, ponieważ opadające cząstki zostają przechwycone przez wtórne prądy cieczy w dolnej części osadnika, natomiast siła odśrodkowa przemieszcza unoszące się w cieczy zanieczyszczenia do strefy przyściennej [Huang i in., 2017; Kiringu i Basson, 2019; Królikowska, 2011; Luyckx i Berlamont, 2004]. Osadnik wirowy jest rozwiązaniem ekonomicznym i wydajnym, które pozwala na zrównoważone gospodarowanie zasobami wodnymi, szczególnie w porównaniu z innymi dostępnymi ekstraktorami osadów [Keshavarzi i Gheisi, 2006]. Rysunek 21 przedstawia przykładową konstrukcję i sposób działania najprostszego osadnika wirowego.



Rys. 21. Przykładowy schemat ideowy osadnika wirowego, na podstawie [Królikowska, 2011]

Prowadzone badania na przestrzeni ostatniego półwiecza, pokazują uzyskane korelacje sprawności od określonych parametrów osadników wirowych. Różnorodność jest wynikiem autorskich koncepcji badań i geometrii urządzeń. Niektóre badania koncentrowały się szczególnie na wydajności wylapywania zanieczyszczeń w komorze wirowej [Ansari i Khan, 2014; Huang i in., 2017; Keshavarzi i Gheisi, 2006]. Krótki opis wybranych analiz przedstawiono w tabeli 10 zawierającej rozpatrywaną wielkością cząstek zanieczyszczenia i wyznaczoną zależnością. Celem tych badań było odnalezienie odpowiedniego związku pozwalającego oszacować wydajność oczyszczania cieczy w komorze wirowej.

Tabela 10. Przykłady korelacji sprawności osadników wirowych wyznaczonych empirycznie w zależności od autora [Keshavarzi i Gheisi, 2006].

Autor	Rozmiar rozpatrywanych cząstek sedimentujących [mm]	Korelacja
<i>Curi i in., 1979</i>	2,12	$\eta_0 = 1,74 + \ln \left[\frac{d^{0,11} \cdot (\rho_s / \rho_c)^{0,88}}{Q^{0,58}} \right]$
<i>Mashauri, 1986</i>	0,375–1,8 ; 0,1875–0,75	$\eta_0 = 0,835 - \frac{0,0292}{k_1} + 1,71 \cdot 10^{-2} \cdot \frac{D}{d} - 5,93 \cdot 10^{-4} \frac{D}{d \cdot k_1}$
<i>Paul i in., 1991</i>	0,175 ; 0,05–1,0 ; 7,64	$\eta_0 = 73,4 + 8 \log \left(\frac{w_o}{w} \right); \eta_0 = 2,16 \left(\frac{w_o}{w_t} \right)^{0,04}$ $\eta_0 = 98 + 0,92 \log \left(\frac{w_o}{w} \right)$
<i>Athar i in., 2002</i>	0,055–0,931	$\eta_0 = k_0 \cdot Q^{0,25} \cdot \left(\frac{\Delta h}{h} \right)^{0,35} \cdot \left(\frac{w_o \cdot d_s}{v_c} \right)^{0,15} \cdot \left(\frac{Q^2}{g \cdot R \cdot h^2} \right)^{0,11}$

Współcześnie prowadzone badania nad osadnikami wirowymi potwierdzają, że efektywność oczyszczania cieczy jest funkcją zmiennych [Kiringu i Basson, 2019; Królikowska, 2011; Markowska i in., 2020]:

$$\eta = f(Q, q, w_s, D, d, h, v_c) \quad (89)$$

Przy czym, jednostkowe obciążenie q jest liczone jako stosunek natężenia przepływu zadanego do aparatu do jego powierzchni przekroju poprzecznego, czyli inaczej powierzchni zabudowy w planie. Założono, że intensywność wtórnych prądów jest związana z lepkością cieczy. Jedną z proponowanych funkcji, która wyraża odpowiednie stosunki parametrów jako grupy bezwymiarowe przedstawiona jest w postaci równania [Królikowska, 2011]:

$$\eta = f \left(\frac{w_o}{w_c}, \frac{h}{D}, \frac{D}{d}, \frac{q}{Q} \right) \quad (90)$$

Co więcej, Luyckx i Berlamont [2004] nawiązali również do zależności sprawności oczyszczania osadników wirowych od liczby Reynoldsa i przedstawili swoją propozycję obliczenia stopnia separacji:

$$\eta = 1 - \left(1 - \frac{q}{Q} \right) \cdot \exp \left[-30 \cdot f_1 \left(\frac{w_o}{w_c} \right) \cdot f_2 \left(\frac{h}{D} \right) \cdot f_3 \left(\frac{D}{d} \right) \cdot f_4(Re) \right] \quad (91)$$

Funkcje, które są obecne w powyższym równaniu mają postać:

$$f_1 \left(\frac{w_o}{w_c} \right) = \max \left\{ \frac{w_o}{w_c} \cdot \left[1 - 2,5 \cdot \exp \left(-250 \cdot \frac{w_o}{w_c} \right) \right], 0 \right\} \quad (92)$$

$$f_2\left(\frac{h}{d}\right) = 1 - \exp\left(-1,4 \cdot \frac{h}{d}\right) \quad (93)$$

$$f_3\left(\frac{D}{d}\right) = \max\left[1, \frac{1}{20} \cdot \left(\frac{D}{d}\right)^2\right] \quad (94)$$

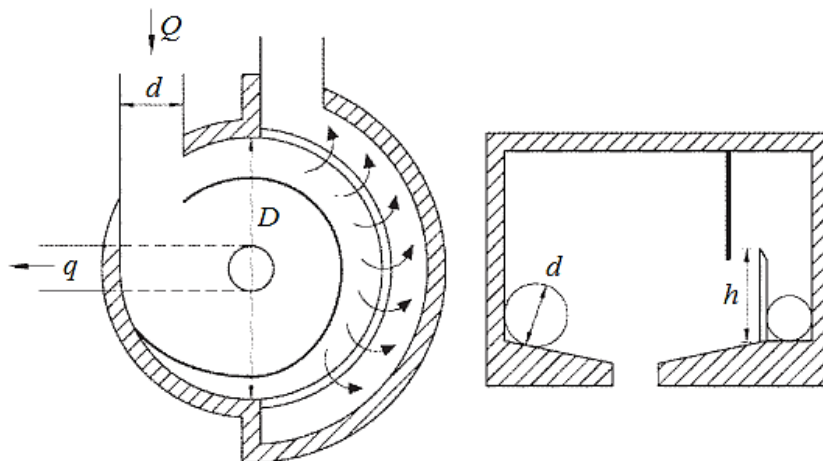
dla liczby $Re \leq 200\ 000$:

$$f_4(Re) = 1 \quad (95)$$

dla liczby $Re > 200\ 000$:

$$f_4(Re) = 1 - \exp\left(-\frac{220000}{Re - 200000}\right) \quad (96)$$

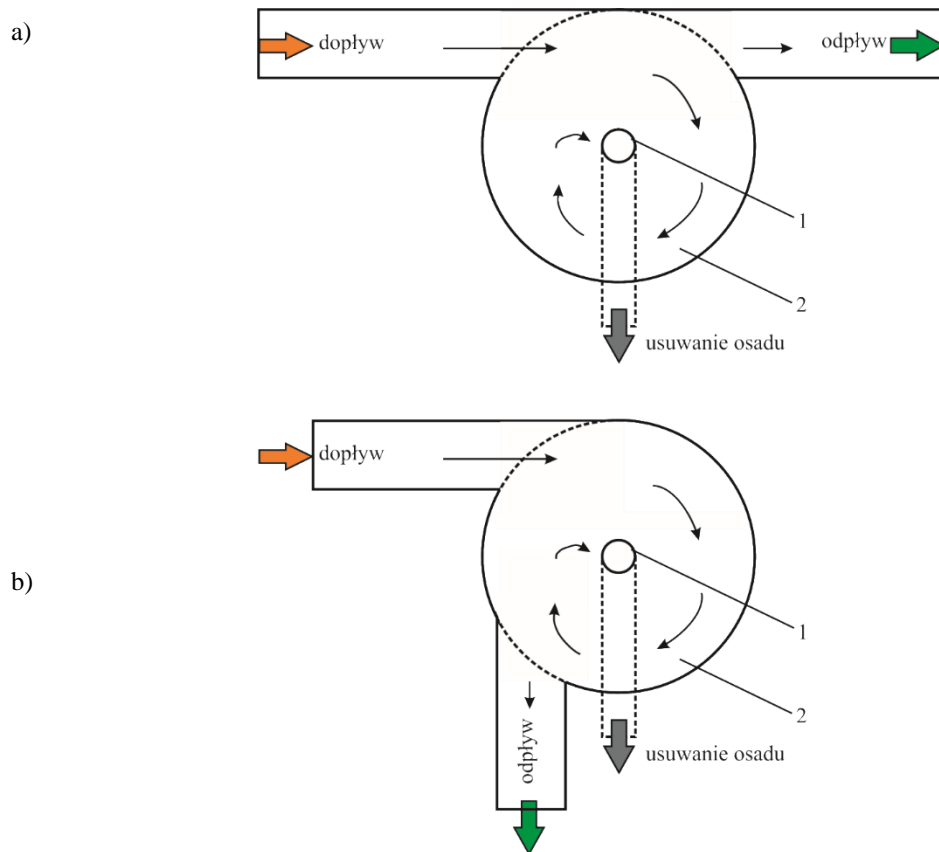
Stosunek prędkości opadania i przepływu cieczy w króćcu wlotowym łączy wpływ warunków przepływu i charakterystykę cząstek zanieczyszczeń. Gęstość ciała stałego, wielkość i kształt ziaren sedimentujących determinują wartość prędkości opadania, lecz tak samo duży wpływ ma rodzaj konstrukcji [Luyckx i Berlamont, 2004]. Typ konstrukcji osadnika wirowego, na którym pracowali Luyckx i Berlamont [2004] przedstawiono na rysunku 22. Model wykonano ze stali i składał się na cylindryczny korpus komory przelewowej o średnicy $D = 1,2$ m. Króciec wlotowy umieszczony został na dole aparatu, a ciecz transportowana jest stycznie do komory przelewowej, której konstrukcja ma charakter rozlewu obwodowego. Rura przepływowa znajduje się w osi zbiornika skierowana do stożkowego dna. Konstrukcja charakteryzowała się zadanych objętościowym natężeniem przepływu Q oraz jednostkowym obciążeniem osadnika q .



Rys. 22. Przekrój osadnika wirowego analizowanego przez Luyckx i Berlamont [2004]

Badania przeprowadzone przez Ansarię i Khana [2014] obejmowały analizę zmienności stopnia zatrzymywania osadów i zanieczyszczeń w komorach wirowych w zależności od umiejscowienia króćców wlotowych i wylotowych, a celem było sprawdzenie dokładności analizowanych relacji parametrów i opracowanie nowego modelu pozwalającego na oszacowanie wydajności komór wirowych na etapie projektowania. Wybrane geometrie badanych urządzeń

zostały oparte na wcześniejszych doniesieniach literaturowych. Zastosowano komorę wirową o średnicy $D = 1,5$ m, natomiast króciec wlotowy będący pod względem budowy kanałem, charakteryzował się długością 7,7 m, głębokością 0,5 m i szerokością 0,3 m. Kanał wylotowy był krótszy i posiadał długość 1,6 m. Komora wirowa była stale zasilana z wodnego zbiornika zaopatrzeniowego, a regulacja zrzutu do kanału polegała na zastosowaniu wstępnie skalibrowanego miernika zgięcia. Skonstruowano dwa modele, które przedstawione są schematycznie na rysunku 23.



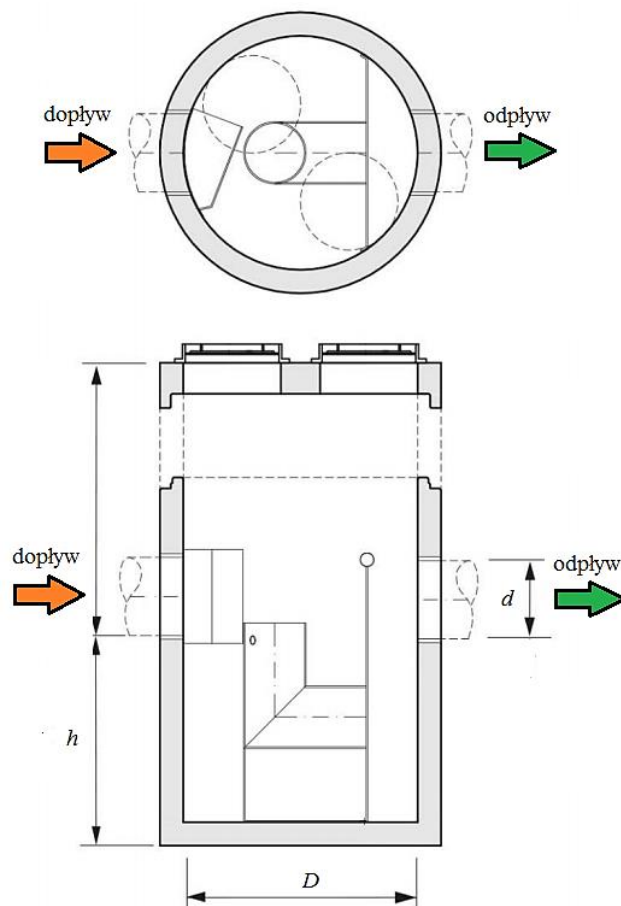
Rys. 23. Modele geometryczne osadników wirowych zaproponowane i analizowane przez Ansarię i Khana [2014]: a) model I; b) model II; 1 – króciec wylotowy osadu; 2 – komora wirowa

Model I charakteryzował tym, że oba kanały – wlotowy i wylotowy – utrzymano w jednej linii wzdłuż prostej stycznej do komory wirowej. W modelu II zastosowano taki sam kanał wlotowy, jednak zmodyfikowano kanał wylotowy, umieszczając go stycznie do komory wirowej i prostopadle względem wlotu do aparatu. W obu modelach znajduje się króciec o średnicy $d = 0,125$ m odprowadzający osad. Dno komory o kształcie stożka o zbieżności 1:10 względem osi. Zaproponowano model matematyczny dla tego typu rozwiązania:

$$\eta = 0,559 \cdot \left(\frac{D}{b}\right)^{0,212} \cdot \left(\frac{D}{d}\right)^{-0,025} \cdot \left(\frac{h}{d}\right)^{0,227} \cdot \left(\frac{Q_d}{Q}\right)^{0,116} \cdot \left(\frac{w_c d_s}{v_c}\right)^{0,107} \cdot \left(\frac{Z_h}{h}\right)^{-0,257} \quad (97)$$

Konkluzją badań Ansariego i Khana [2014] umiejscowienie kanałów wlotowych i wylotowych ma istotne znaczenie na efektywność oczyszczania cieczy w komorze wirowej, gdzie model II charakteryzował się większą wydajnością niż model I. Porównano również modele matematyczne dotyczące sprawności komory wirowej uzyskane przez innych autorów w badaniach przeprowadzonych we wcześniejszych latach [Athar i in., 2002; Paul i in., 1991]. Zauważono, że żaden z wybranych wzorów wstępnych nie oddaje poprawnej wartości wydajności usuwania zanieczyszczeń, co spowodowało wyznaczenie nowego równania pozwalającego na oszacowanie uzyskiwanej wydajności oczyszczania cieczy w komorach osadników wirowych.

Osadniki wirowe obecne na rynku różnią się pod względem konstrukcyjnym w zależności od projektującej je firmy. Firma Ecol-Unicon sp. z o.o. zaproponowała rozwiązanie rodzaju EOW, które dzieli się na odpowiednie typy. Wszystkie konstrukcje polegają na usunięciu i magazynowaniu zawiesiny mineralnej w pierwszej komorze. Osadniki jednokomorowe EWO-1 ograniczają się tylko do tej roli, natomiast w osadnikach dwukomorowych, drugi zbiornik podzielony na dwie części służy do zatrzymywania cząstek pływających lżejszych od oczyszczanej cieczy, również substancji ropopochodnych oraz spełnia rolę komory odpływowej.

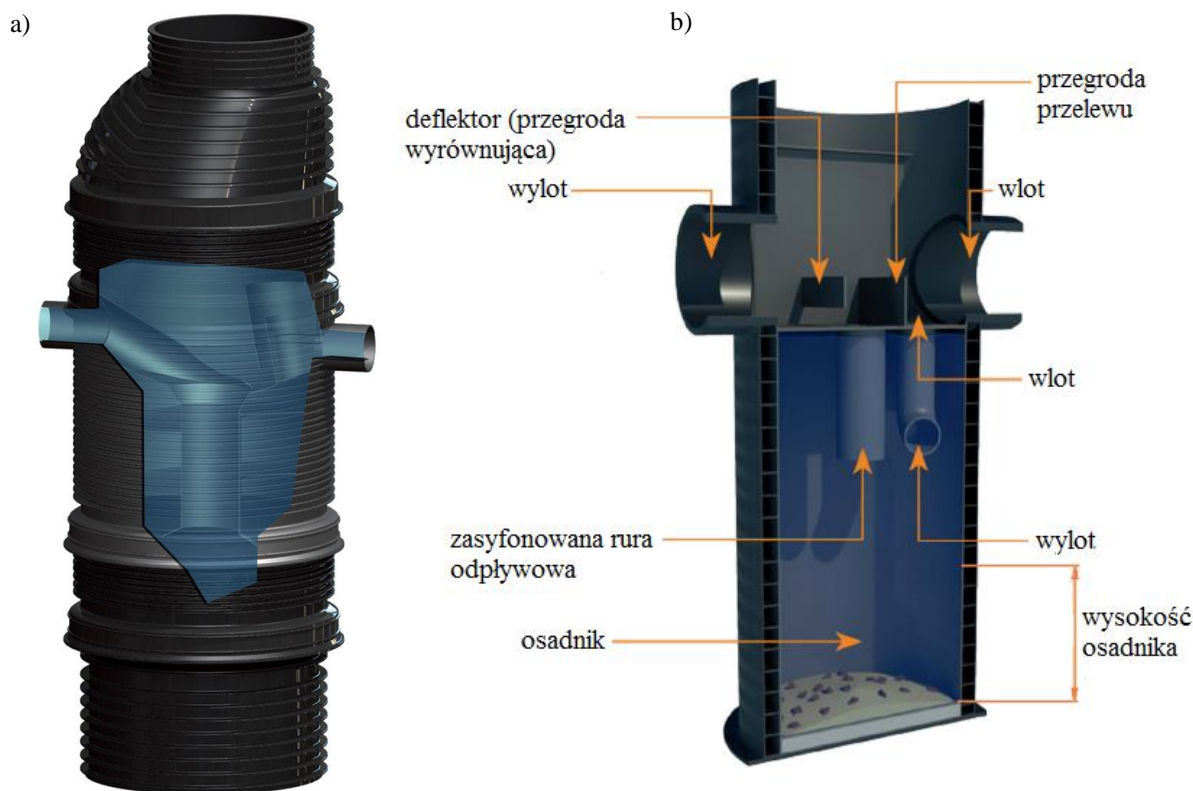


Rys. 24. Schemat konstrukcji jednokomorowego osadnika wirowego firmy Ecol-Unicon [2020]

Stosowane są również osadniki z wkładem lamelowym, będące dedykowanym rozwiązaniem dla separacji substancji ropopochodnych. Korpus osadników wirowych Ecol-Unicon jest wykonany z betonu lub żelbetonu i wyposażony jest w instalacje alarmowe kontrolujące stan nagromadzenia osadu. Średnice tych urządzeń nie przekraczają 6 m [Ecol-Unicon, 2020]. Na rysunku 24, przedstawiono przykładowe standardowe rozwiązanie osadnika wirowego firmy Ecol-Unicon.

Wyposażeniem konstrukcji jest deflektor kierunkowy zamontowany na wlocie do osadnika, który wymusza ruch wirowy cieczy w urządzeniu, co zwiększa efektywność sedymentacji zanieczyszczeń. Wylot z osadnika ma postać rury centralnej umiejscowionej w środkowej części aparatu. Zakłada się, że osadnik wirowy o tym typie geometrii i średnicy $D = 1$ m uzyskuje sprawność separacji na poziomie 80% dla przepływu zadanego o wartości $10,8 \text{ m}^3/\text{godz}$. [Ecol-Unicon, 2020].

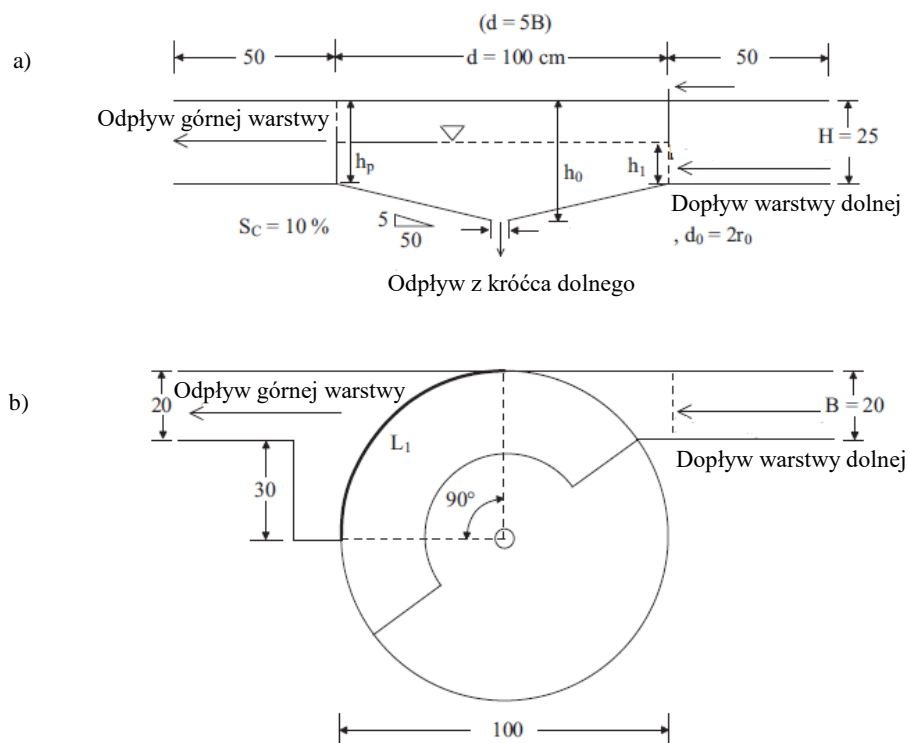
Inne rozwiązanie proponuje firma Wavin Polska S.A., którego nazwa brzmi Wavin Certaro i jest to osadnik wirowy posiadający element filtrujący w kształcie pierścienia z wbudowaną spiralą. Zasada działania polega na procesie sedymentacji ciężkich cząstek opadających na dno podczas wpływu zanieczyszczonej cieczy do osadnika, natomiast małe cząstki unoszące się w całej objętości osadnika separowane są na części wirowej [Wavin, 2019]. Wizualizacja proponowanych osadników wirowych przedstawiono na rysunku 25.



Rys. 25. Osadnik wirowy Wavin Certaro HDS firmy Wavin Polska S.A [Wavin, 2019]: a) Pro 110; b) Basic

Osadniki wirowe firmy Wavin są przeznaczone do podczyszczania ścieków opadowych z zawieszin i stosuje się je jako zabezpieczenie dla zbiorników retencyjnych czy regulatorów przepływu. Założono, że ich skuteczność separacji wynosi $\eta > 80\%$ dla cząstek stałych o średnicy $d_s \geq 125 \mu\text{m}$ [Wavin, 2019].

Podjęto również do próby opisanie pracy osadników wirowych i komór wirowych za pomocą symulacji komputerowych. Ziaei i współpracownicy [2007] przeprowadzili symulację numeryczną przepływu w komorach wirowych przy założeniu wielokrotnych otwartych granic za pomocą modeli turbulencji k- ϵ i k- ω , a w rezultacie zasugerowano kalibrację wyników symulacji za pomocą danych eksperymentalnych. Chapokpour i współpracownicy [2012] zastosowali oprogramowanie FLOW-3D, w celu uzyskania symulacji zachowania się ruchu wirowego wewnątrz komór wirowych. Zasadniczo wiele danych otrzymano z badań eksperymentalnych i modeli numerycznych, natomiast niewiele z nich zostało poddanych kalibracji na drodze empirycznej. Przepływ wirowy w osadnikach i komorach wirowych jest bardzo złożony, a jego bezpośredni pomiar jest szczególnie trudny, o ile możliwy, co świadczy o tym, że niezbędne jest dobranie odpowiedniego rozwiązania numerycznego, w celu uzyskania charakterystyk przepływu wirowego [Huang i in., 2017; Ziaei i in., 2007]. Huang i współpracownicy [2017] przystąpili do określenia i zastosowania wydajnego modelu numerycznego dla osiągnięcia lepszych rezultatów dla przepływu wirowego, odnosząc się do profilu powierzchni cieczy, obciążenia wypływu, struktury pola przepływu i procesu formowania rdzenia powietrznego, przy użyciu FLOW-3D. Rezultatem była charakterystyka składników prędkości (styczne, promieniowe i osiowe) na trzech badanych głębokościach. Prędkość napływu stycznego jest kluczowym czynnikiem skutkującym przesunięciem środka rdzenia powietrznego. Prędkość styczna rośnie dynamicznie wzdłuż kierunku od ściany aparatu do jego osi. Prędkość promieniowa wzrasta wraz z zanurzeniem przepływu w obszarze dużej prędkości. Obszar w pobliżu króćca wylotowego na dnie komory posiada wzmożoną dynamikę, czego skutkiem jest korzystna ekstrakcja osadów z otworu dennego. Oscylacja rdzenia powietrznego może powodować zmiany pola przepływu, szczególnie w strefie dużych prędkości, ale ogólna zmiana w całym polu przepływu nie jest oczywista. Natomiast instalacja poziomego deflektora kierunkowego, nie tylko wydłuża drogę i czas przebywania cząstki w komorze wirowej, ale również zwiększa wartość prędkości przepływu stycznego [Huang i in., 2017]. Konstrukcję zaplanowaną i zbudowaną przez Huanga i współpracowników pokazuje rysunek 26.



Rys. 26. Konstrukcja osadnika wirowego wg Huanga i współpracowników [2017] zaprojektowaną na potrzeby badań symulacyjnych: a) widok z przodu; b) widok z góry

Na potrzeby analizy i symulacji numerycznych podjęto cztery warianty parametrów procesowych, które ujęto w tabeli 11.

Tabela 11. Warianty parametrów procesowych na potrzeby badań symulacyjnych wg Huanga i współpracowników [2017]

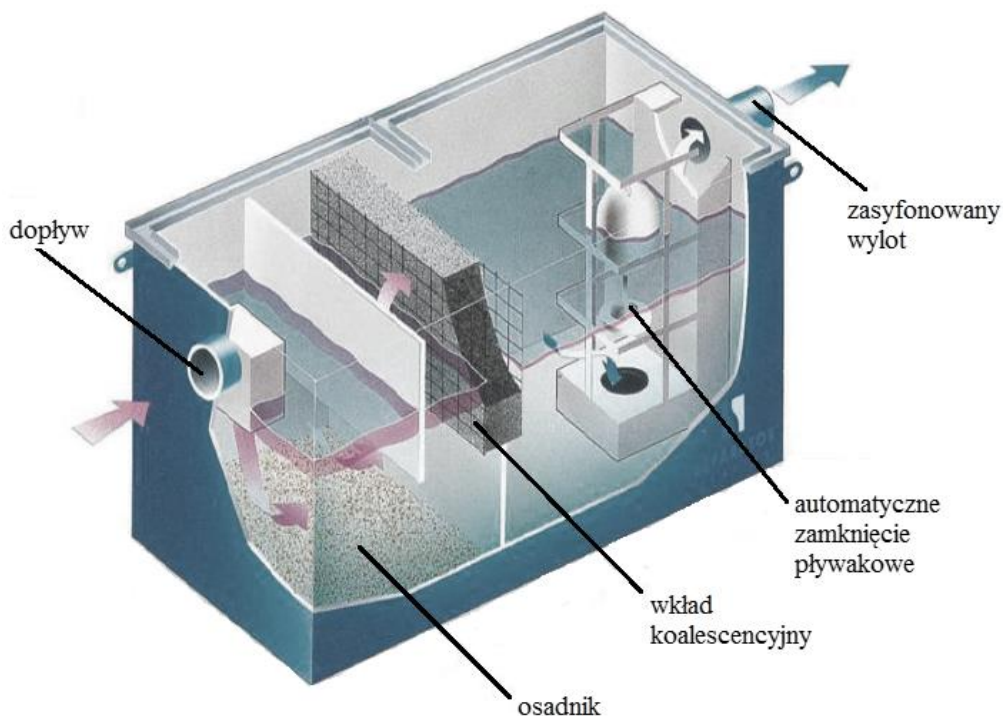
Nr wariantu	Szerokość króćców [cm]	Wysokość poziomu cieczy [cm]	Średnia prędkość przepływu [cm/s]	Wypływ na włocie do osadnika [cms]
1.	20,0	16,88	22,5	$1,5 \cdot 10^{-3}$
2.	20,0	16,98	27,0	$2,0 \cdot 10^{-3}$
3.	20,0	17,15	30,8	$2,5 \cdot 10^{-3}$
4.	20,0	17,69	35,5	$4,0 \cdot 10^{-3}$

2.3.5. Separatory substancji olejowych

Separatory olejowe lub substancji ropopochodnych są urządzeniami przepływowymi, w których metodą mechaniczną dochodzi do separacji olei wolnych i emulsji semistabilnych od pozostałych ścieków w trakcie zadanego przepływu. Przeznaczeniem separatorów są ścieki procesowe, przemysłowe oraz wody opadowe, w celu usunięcia z nich substancji lżejszych od

wody, którymi mogą być oleje silnikowe, ropa naftowa, nafta, benzyna czy oleje smołowe pochodzące z przeróbki paliw stałych [Rakowska i in., 2012]. Rozróżniane są separatory grawitacyjne oraz koalescencyjne. Zasada działania separatorów grawitacyjnych polega na procesie rozdziału substancji o istotnych różnicach gęstości pod wpływem siły grawitacji, to znaczy, że ciecz lekka w postaci kropeł wypływa i gromadzi się na powierzchni wód opadowych. Separatory koalescencyjne charakteryzują się tym, że proces wyporu jest wspomagany procesem koalescencji, czyli łączeniem się mikrocząsteczek substancji olejowej w większe krople. Wkładami koalescencyjnymi mogą być maty lub gąbki filtracyjne, a także pakiety lamelowe [Bering i in., 2016; Mozga i Stoeck, 2018; Rećko, 2018; Sawicka-Siarkiewicz, 2011; Xu i Hrnjak, 2019]. Oddzielanie zanieczyszczeń w separatorach lamelowych jest przeprowadzane poprzez poziomy przepływ zanieczyszczonej cieczy przez sekcje lamelowe o charakterze żaluzjowym, dzięki którym substancje ropopochodne pozostają w postaci warstwy w komorze separacji [Bering i in., 2016; Mozga i Stoeck, 2018]. Przekrój przykładowego separatora koalescencyjnego prezentuje rysunek 27.

Konstrukcja separatora ma postać zbiornika o kształcie prostopadłościanu, który jest podzielony na dwie komory – osadową i koalescencyjną. Dopływ zanieczyszczonej cieczy jest kontrolowany za pomocą deflektora, co zapewnia uspokojenie turbulентnego przepływu cieczy. W pierwszej komorze dochodzi do osadzania się zawiesin mineralnych i gruboziarnistych, a następnie ciecz trafia do komory koalescencyjnej, gdzie za pomocą maty będącej wkładem



Rys. 27. Przekrój separatora koalescencyjnego substancji ropopochodnych [Rećko, 2018]

koalescencyjnym, zachodzi proces separacji substancji ropopochodnych, ich flotacja i magazynowanie w postaci warstwy filmu olejowego. Płynak unosi się na granicy fazy wodnej i olejowej, i stanowi zamknięcie dla substancji zanieczyszczających, opadając wraz ze zwiększającą się warstwą olejową i odcinając odpływ ścieków z aparatu [Rećko, 2018].

Charakterystyka separatorów olejowych sprowadza się do podstawowych parametrów procesowych i technicznych, którymi są: przepustowość nominalna, materiały, parametry konstrukcyjne aparatu i wyposażenia, rodzaj i wielkość wkładów koalescencyjnych, pojemność magazynowania substancji lekkich, a także dopuszczalna grubość warstwy olejowej i pojemność osadnika dla ewentualnych cząstek stałych ciężkich [Sawicka-Siarkiewicz, 2011]. Wartość przepustowości nominalnej Q_n powinna być większa lub równa iloczynowi natężenia dopływu cieczy zanieczyszczonej do separatora i współczynnika gęstości f_d zależnego od rodzaju węglowodorów, którego wartość przyjmowana jest według normy PN-EN 858-2:2005 [Bering i in., 2016; Rećko, 2018; Sawicka-Siarkiewicz, 2011].

3. Zasady doboru osadników

Podstawą doboru urządzeń wstępnie oczyszczających jest wyznaczenie parametrów przepływu, warunków zlewni oraz założenie potrzebnej wydajności aparatu. Na początku zaleca się określenie natężenia odpływu wód opadowych ze zlewni odwadnianej, czyli źródła zanieczyszczeń w rozważanych ściekach powierzchniowych. Natężenie przepływu wód opadowych Q [l/s]:

$$Q = A_z \cdot q_z \cdot \psi \cdot \Phi \quad (98)$$

jest ściśle związane z powierzchnią zlewni A_z (maksymalnie do 50 ha), natężenia miarodajnego opadu q_z , współczynnika szczelności zlewni ψ oraz współczynnika opóźnienia Φ [Ecol-Unicon, 2015; Purator, 2013; Rećko, 2018; Sawicka-Siarkiewicz, 2011]:

$$\Phi = \frac{1}{n\sqrt{A_z}} \quad (99)$$

gdzie n – współczynnik, którego wartość wyznacza się w zależności od kształtu i spadku zlewni, tj. od 2 do 8. Wartości $n \approx 2$ są przeznaczone dla zlewni wąskich i płaskich, natomiast gdy n jest bliższe 8, wtedy charakter zlewni zmienia się na zwarty i o dużych spadkach [Sawicka-Siarkiewicz, 2011].

Natężenie opadu q_z jest określane przez funkcję czasu trwania i częstości występowania opadu $q_z = f(C, t_o)$, a nawiązująca do tej funkcji zależność najczęściej stosowana jest to wzór

Błaszczyka, uwzględniający charakterystykę opadu, czyli średni roczny opad H_o i czas jego trwania t_o [Rećko, 2018; Sawicka-Siarkiewicz, 2011]:

$$q_z = \frac{6,631 \cdot \sqrt[3]{H_o^2 \cdot C}}{t_o^{0,67}} \quad (100)$$

Uproszczenie równania (100) jest związane z założeniem krajowego średniego opadu dla Polski, gdzie $H_o = 600$ mm, jednak z wyłączeniem terenów podgórskich i górskich. Co więcej przyjmuje się, że w przypadku zlewni o powierzchni $A_z < 50$ ha, średni czas trwania opadu to $t_o = 15$ min [Ecol-Unicon, 2015; Purator, 2013; Sawicka-Siarkiewicz, 2011]:

$$q_z = \frac{470 \cdot \sqrt[3]{C}}{t_o^{0,67}} \quad (101)$$

Kolejnym parametrem jest określenie ilości wód opadowych, które wymagają oczyszczenia. W tym celu należy przyjąć, że natężenie dopływu wód opadowych trafiających do oczyszczalni jest większe lub równe natężeniu przepływu obliczonemu dla opadu o natężeniu 15 l/s na 1 ha, przy czym ta wartość jest wyznaczona przez rozporządzenie Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 12 lipca 2019 r. zgodnie z § 17 ust. 1 pkt 1:

$$Q_{ocz} \geq Q_{15} \quad (102)$$

$$Q_{15} = A_z \cdot \psi \cdot 15 \quad (103)$$

W przypadku obiektów magazynowania i dystrybucji paliw, częstość opadu o wyższym natężeniu zakłada się $C = 1$, a czas trwania to również $t_o = 15$ min, natomiast minimalne natężenie opadów wynosi 77 l/s na 1 ha [Dz.U. 2019 poz. 1311]. Wówczas:

$$Q_{ocz} \geq A_z \cdot \psi \cdot 77 \quad (104)$$

Instalacje burzowe przelewowe dla wód opadowych i roztopowych powinny charakteryzować się zabezpieczeniem dla urządzeń oczyszczających przed dopływem większym niż ich przepustowość nominalna Q_n , czyli innymi słowy uchronić przed przeciążeniem hydraulicznym $Q_{ocz} < Q_n$. Oznacza to, że natężenie przepływu przelewu do kanału obejściowego wynosi [Sawicka-Siarkiewicz, 2011]:

$$Q_p = Q - Q_{ocz} \quad (105)$$

Dobór osadnika poziomego, wirowego czy separatora ropopochodnych należy rozpocząć od wyznaczenia powierzchni osadnika w planie, gdzie oprócz podstawowych parametrów przepływu uwzględnia się współczynnik bezpieczeństwa α , którego wartość jest zależna od charakteru zlewni i zawiera się w granicach od 1,25 do 5. Określenie potrzebnej powierzchni osadnika jest bezpośrednio związane z doбором optymalnej średnicy wybranego typoszeregu urządzenia [Ecol-Unicon, 2015; Purator, 2013]:

$$A = \alpha \cdot \frac{Q_n \cdot 3,6}{q_m} \quad (106)$$

Dla osadnika wirowego:

$$A = \frac{\pi \cdot D^2}{4} \quad (107)$$

W tym przypadku maksymalne obciążenie hydrauliczne osadnika q_m jest ograniczone współczynnikiem redukcji zawiesiny (tabela 12), czyli sprawnością aparatu η , gdzie c_{n0} w zależności od zlewni zawiera się w granicach od 100 do 600 mg/l, natomiast c_{n2} jako ustalone przez podstawy prawne zakłada się $c_{n2} = 100$ mg/l [Dz.U. 2019 poz. 1311; Ecol-Unicon, 2015]:

$$\eta = \frac{(c_{n0} - c_{n2}) \cdot 100\%}{c_{n0}} \quad (108)$$

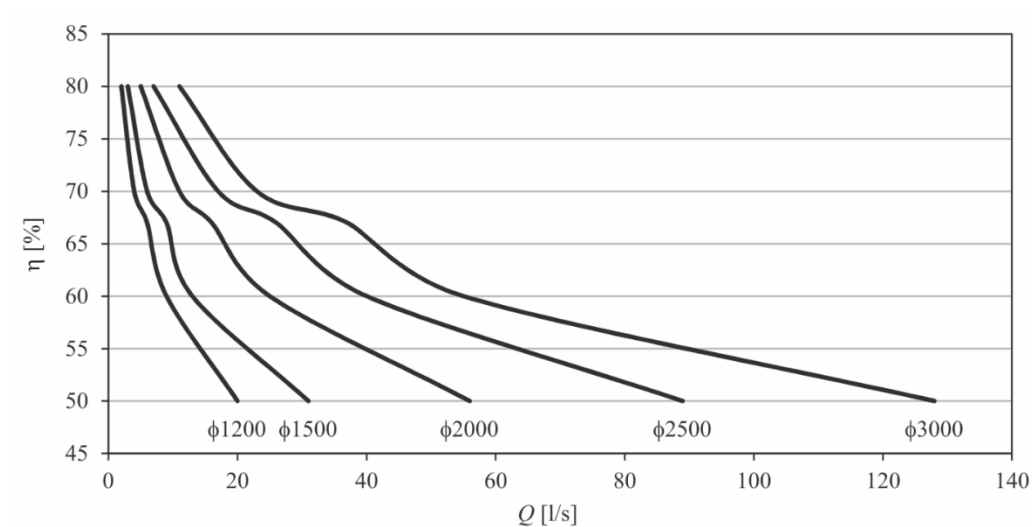
Tabela 12. Zależność maksymalnego obciążenia hydraulicznego osadnika do jego zakładanej sprawności [Ecol-Unicon, 2015].

Stopień redukcji zawiesiny η [%]	Maksymalne obciążenie hydrauliczne osadnika poziomego [m/godz.]
80	7
70	14
67	24
60	36
50	82

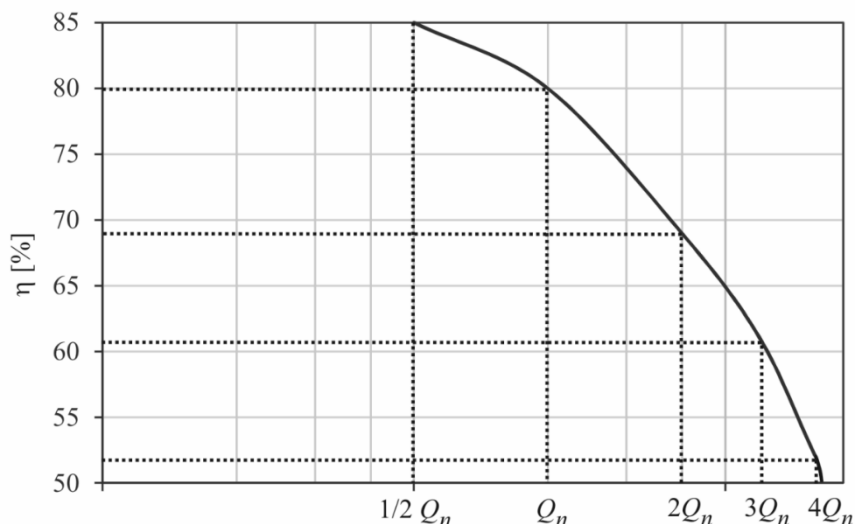
Współczynnik szczelności zlewni ψ , inaczej nazywany współczynnikiem spływu, dobierany jest w zależności od typu zlewni. Jego wartości dla wybranych typów zlewni przedstawia tabela 13. Szacowanie stopnia redukcji dla osadnika poziomego przedstawiono na rysunku 28, natomiast dla osadnika wirowego na rysunku 29.

Tabela 13. Wartości współczynnika szczelności (spływu) zlewni w zależności od jej rodzaju, według [Ecol-Unicon, 2015].

Rodzaj zlewni	Współczynnik szczelności zlewni ψ
Dachy o nachyleniu $>15^\circ$	1,00
Dachy o nachyleniu $<15^\circ$	0,80
Asfalt	0,80–0,90
Kostka brukowa	0,80–0,85
Myjnie samochodowe	1,00
Chodniki płytowe	0,60
Chodniki niepłytowe, podwórza, aleje	0,50
Zieleń i ogrody	0,10–0,15



Rys. 28. Sprawność osadników poziomych w zależności od obliczonego natężenia przepływu, według [Ecol-Unicon, 2020]



Rys. 29. Sprawność osadników wirowych w zależności od założonego nominalnego natężenia przepływu, według [Ecol-Unicon, 2020]

Kolejnym etapem doboru osadnika jest wyznaczenie jego objętości czynnej V_{cz} . Związane jest to z określeniem wysokości stref osadnika czy wymiarów geometrycznych aparatu [Ecol-Unicon, 2015; Purator, 2013]:

$$V_{cz} = A \cdot H_{cz} \quad (109)$$

Wysokość czynna osadnika H_{cz} to suma wysokości strefy osadowej i wysokości strefy przepływowej $H_{cz} = h_o + h_p$:

$$h_o = \frac{V_{os}}{A} \quad (110)$$

$$h_p = \frac{A_p}{B_c} \quad (111)$$

Charakterystyka strefy osadowej związana jest z wyznaczeniem pojemności magazynowania osadu V_{os} :

$$V_{os} = \frac{M_{rok} \cdot V_{szl}}{n \cdot 1000} \quad (112)$$

gdzie n oznacza krotność usuwania osadu w ciągu roku (2–4) oraz roczną suchą masą osadu zatrzymanego w osadniku M_{rok} :

$$M_{rok} = \frac{A_z \cdot \psi \cdot (c_{n0} - c_{n2}) \cdot H_o}{100} \quad (113)$$

Natomiast strefa przepływowa odwołuje się bezpośrednio do średniej szerokości strugi cieczy B_c :

$$B_c = \frac{D}{2 \cdot 1000} \quad (114)$$

oraz maksymalnej wartości przekroju czynnego części przepływowej A_p [Ecol-Unicon, 2015; Purator, 2013]:

$$A_p = \left(\frac{Q_n \cdot 3,6}{w_{max} \cdot 3600} \right) \cdot \left(\frac{Q \cdot 3,6}{0,3 \cdot 3600} \right) \quad (115)$$

W przypadku separatora substancji ropopochodnych, istotnym parametrem jest nominalna wielkość separatora NS w zależności od właściwości cieczy lekkich [Ecologic, 2020; Rećko, 2018]:

$$NS = (Q_n + f_x \cdot Q) \cdot f_d \quad (116)$$

Współczynnik f_d jako zależny od ciężaru właściwego separowanej cieczy lekkiej, dobierany jest na podstawie tabeli 14.

Dodatkowo, konstrukcja separatorów powinna zawierać osadniki o właściwej wielkości, pozwalające na otrzymanie satysfakcjonujących parametrów technologicznych. Minimalną wielkość osadnika (jego objętość czynna V_{cz}) wyznacza się bezpośrednio nawiązując do wielkości nominalnej separatora [Ecologic, 2020; Rećko, 2018].

$$V_{cz} = \frac{(200 \cdot NS)}{f_d} \quad (117)$$

Tabela 14. Wartości współczynnika obliczeniowego ciężaru właściwego cieczy lekkiej [Rećko, 2018].

Ciężar właściwy miarodajnej cieczy lekkiej [g/cm ³]	Współczynnik ciężaru właściwego f_d [-]
<0,85	1
>0,85 i <0,9	1,5
>0,90 i <0,95	2

Innym sposobem określenia wielkości nominalnej osadnika, jest założenie ilości zawieszin dostarczanej do separatora, czyli odpowiedni wywiad na temat zlewni oraz typ zastosowania urządzenia. Zakłada się, że dla małej ilości zawieszin w przypadku ścieków technologicznych z terenów stosunkowo czystych np. obwałowania zbiorników magazynowych, wartość objętości czynnej $V_{cz} = 100NS$. Stacje benzynowe, ręczne myjnie samochodów czy otwarte parkingi charakteryzują się zazwyczaj średnią ilością zawieszin, co skutkuje doborem $V_{cz} = 200NS$. Myjnie samochodów ciężarowych czy maszyn rolniczych i budowlanych produkują ścieki technologiczne o dużej zawartości zawieszin, wówczas $V_{cz} = 300NS$ [Ecologic, 2020].

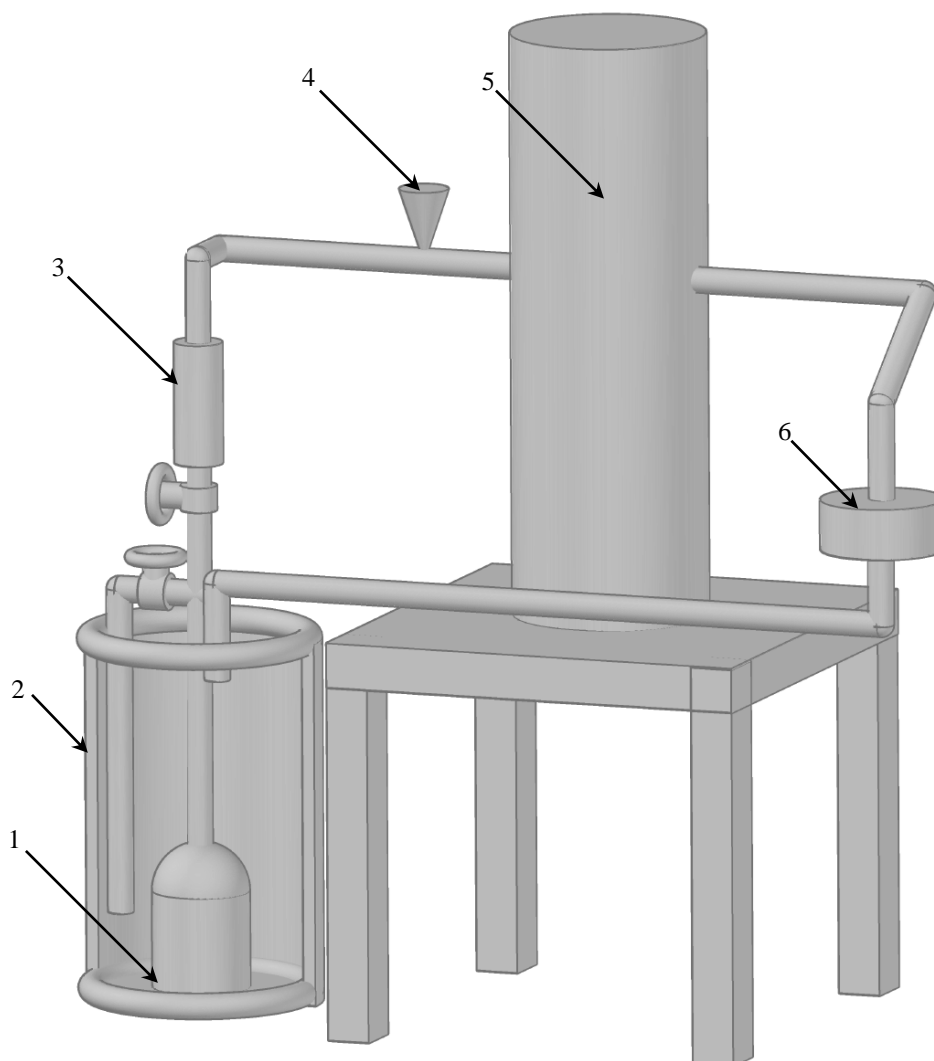
Wartości współczynnika utrudnienia separacji są związane z rodzajem zastosowania separatora i rodzaju zlewni. Dla oczyszczania ścieków procesowych, których źródłem są myjnie samochodowe, procesu mycia części zanieczyszczonych olejem czy warsztaty samochodowe i mechaniczne, wartość współczynnika $f_x = 2$. W przypadku ścieków deszczowych z terenów

narażonych na zanieczyszczenie węglowodorami, tj. parkingi, tereny przemysłowe, a także podczas prewencyjnego zatrzymywania potencjalnie dużych wycieków substancji ropopochodnych do środowiska (stacje przeładunkowe, bazy magazynowe paliw), wartość współczynnika utrudnienia separacji $f_x = 1$ [*Ecologic, 2020; Rećko, 2018*].

4. Badania eksperymentalne

4.1. Stanowisko badawcze

Najważniejszymi elementami stanowiska badawczego służącego do procesu separacji były: zbiornik cieczy, rotacyjna pompa cieczowa CHI 2-30 firmy *Grundfos*, rotametr cieczowy firmy *Kytola Instruments* o zakresie pomiarowym 0,8–3,6 m³/h, podajnik materiału badawczego stałego lub ciekłego, zmodyfikowany osadnik wirowy, filtr sitowy lub system poboru próby ciekłej. Schemat stanowiska przedstawiono na rysunku 30. Skonstruowane na potrzeby badań stanowisko badawcze ulegało drobnym modyfikacjom w zależności od analizowanego materiału badawczego.



Rys. 30. Wizualizacja stanowiska badawczego: 1 – pompa cieczowa; 2 – zbiornik cieczy; 3 – rotametr cieczowy; 4 – podajnik materiału badawczego; 5 – analizowany osadnik wirowy; 6 – filtr lub system poboru substancji ciekłych

Analiza prowadzona była w temperaturze pokojowej ($20 \pm 1^\circ\text{C}$), a podstawowym medium zasilającym w badaniach była woda wodociągowa. W pierwszym etapie badań ustalono objętościowe natężenie przepływu za pomocą zaworu grzybkowego, a odczyt natężenia przepływu

odbywał się na rotametrze. Następnie przed dodaniem próbki zawierającej zanieczyszczenia, obserwowano spiętrzenia cieczy w celu obliczenia oporów przepływu występujących podczas procesu separacji. Po dodaniu do układu próby materiału badawczego zanieczyszczającego fazę ciągłą, obserwowano charakter przepływu i osadzania cząstek zanieczyszczających wewnątrz osadnika. Zanieczyszczenia wymywane z osadnika wyłapywano na filtrze (sito) – w przypadku ciał stałych, lub pobierano próbę zmieszanych dwóch faz, olejową i wodną, w celu określenia stężenia substancji ropopochodnych według normy PN-EN ISO 9377-2:2003 „Jakość wody – Oznaczanie indeksu oleju mineralnego – część 2: metoda z zastosowaniem ekstrakcji rozpuszczalnikiem i chromatografii gazowej”.

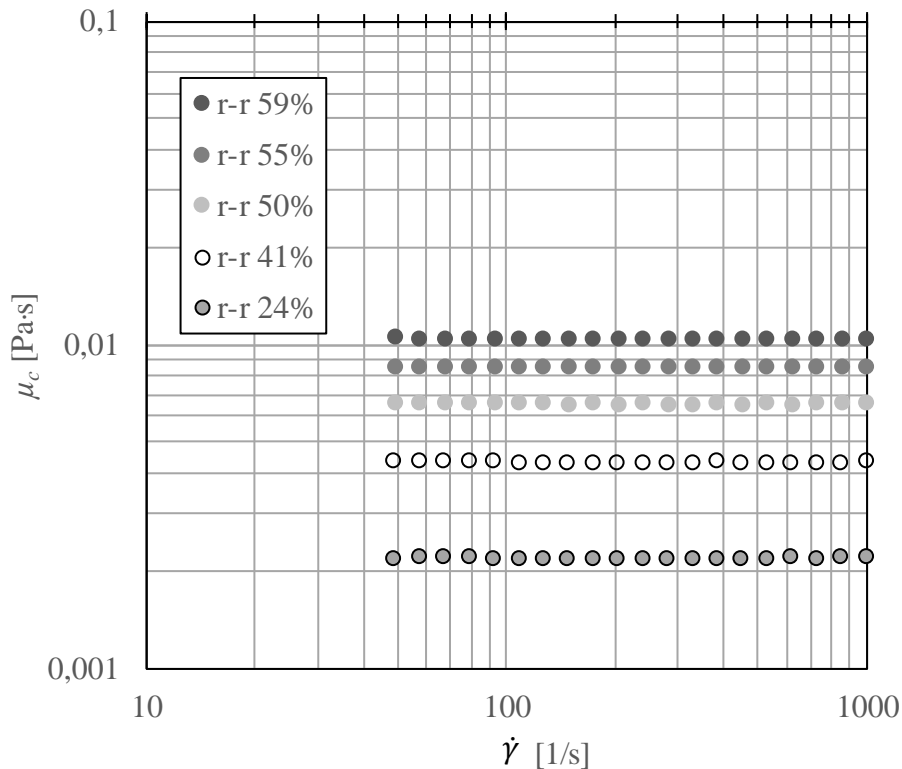
4.2. Materiały badawcze

Fazą ciągłą użytą do badań była woda wodociągowa o temperaturze $20 \pm 1^\circ\text{C}$ i lepkości $\mu_c = 1 \cdot 10^{-3} \text{ Pa}\cdot\text{s}$ oraz gęstości $\rho_c = 998,2 \text{ kg/m}^3$ o standardowym stopniu mineralizacji charakterystycznym dla miasta Poznania.

Drugim wariantem fazy ciągłej były wodne roztwory gliceryny o stężeniu wagowym 24, 41, 50, 55 i 59% wagowych o gęstości ρ_c 1059, 1103, 1127, 1141 oraz 1152 kg/m^3 , których lepkość μ_c wynosiła odpowiednio $2 \cdot 10^{-3}$, $4 \cdot 10^{-3}$, $6 \cdot 10^{-3}$, $8 \cdot 10^{-3}$ i $10 \cdot 10^{-3} \text{ Pa}\cdot\text{s}$. Lepkości ciekłych materiałów badawczych badano na reometrze Anton-Paar Physica MCR 501 (rys. 31) w temperaturze $20 \pm 0,01^\circ\text{C}$ w układzie płytka-stożek o szczelinie 0,191 mm (parametry geometryczne: średnica: 59,974 mm, kąt: 1° , obcięcie: $254 \mu\text{m}$).



Rys. 31. Reometr Anton-Paar Physica MCR 501



Rys. 32. Zależność lepkości od szybkości ścinania dla analizowanych w procesie separacji wodnych roztworów gliceryny o zmiennym stężeniu

Krzywą lepkości otrzymanych roztworów gliceryny przedstawiono na rysunku 32. Badanie reologiczne przeprowadzono w zakresie szybkości ścinania $\dot{\gamma}$ od 49 do 1000 1/s. Zgodnie z charakterystyką roztworów gliceryny, otrzymano wyższe wartości lepkości dla roztworów o większym stężeniu wagowym. Tak przygotowane roztwory pozwoliły na wyznaczenie zależności sprawności separacji osadników wirowych od lepkości fazy ciągłej dla wybranych rozwiązań konstrukcyjnych.

4.2.1. Analizowane substancje stałe

W badaniach wykorzystano ciała stałe o różnej charakterystyce fizykochemicznej, w celu wykazania jej wpływu na proces separacji. Ciała stałe różniły się wielkością ziaren, kształtem, gęstością oraz właściwościami adhezyjnymi.

W pierwszym etapie badań zastosowano mieszaninę ziaren kwarcu i skaleni, które wstępnie posortowano na wytrząsarce sitowej AS 200 z zestawem sit firmy Retsch (rys. 33), za pomocą metody analizy sitowej. Przedziały średnic były następujące: 100–150 μm , 150–200 μm , 200–300 μm oraz $> 300 \mu\text{m}$. Wszystkie przesiewacze wibracyjne z serii AS 200 posiadają opatentowany przez RETSCH napęd elektromagnetyczny (EP 0642844). Napęd ten wytwarza ruch 3D, który sprawia, że przesiewanie materiału odbywa się na całej powierzchni sita.



Rys. 33. Wytrząsarki sitowe z serii AS 200 firmy Retsch

Wyznaczono właściwości tego materiału poprzez przeprowadzenie badań petrograficznych, optycznych, dyfraktometrycznych oraz SEM przy współpracy z Zakładem Mineralogii i Petrologii Wydziału Nauk Geograficznych i Geologicznych na Uniwersytecie im. Adama Mickiewicza w Poznaniu. Określono, że posiadany materiał badawczy jest dobrze wysortowany, a ziarna charakteryzują się owalnymi zarysami (dobrze obtoczone). W składzie mieszaniny zawarty był również węgiel wapnia, który pochodzi od kalcytu. Wyznaczono również znaczącą ilość minerałów ciężkich, które są odporne na wietrzenie i erozję (granaty, cyrkon, apatyt, magnetyt, turmalin). Ostatecznie wyznaczono gęstość materiału badawczego, której wartość wyniosła $\rho_s = 2650 \text{ kg/m}^3$. Omówiony materiał badawczy prezentował zawiesiny ziarniste obecne w wodzie opadowej.

Kolejnym ciałem stałym użytym do badań był granulak polietylenu o niskiej gęstości (LDPE) o gęstości 923 kg/m^3 . Materiał ten również został poddany klasyfikacji pod względem średnicy za pomocą wytrząsarki sitowej, a zakresy otrzymanych średnic wynosiły $500\text{--}600 \mu\text{m}$ oraz $> 600 \mu\text{m}$. Tak otrzymany materiał badawczy charakteryzował się znaczącymi właściwościami adhezyjnymi oraz przyciągania elektrostatycznego, co pozwalało na jego agregację, a w związku z tym, prezentował on modelowo cząstki kłaczkujące oraz wszelkie pozostałości roślinne lżejsze od wody, które są obecne w warunkach rzeczywistych.

Materiałem o najmniejszych ziarnach spośród badanych układów był pył węglowy uzyskany z elektrociepłowni, który również poddano analizie sitowej na wytrząsarce sitowej, a zakres średnic przedstawiał się następująco: $< 40 \mu\text{m}$, $40\text{--}71 \mu\text{m}$ oraz $71\text{--}100 \mu\text{m}$. Wyznaczono gęstość

nasypową materiału, której wartość wyniosła 307 kg/m^3 , przy czym według własnej obserwacji i analizy jest to materiał o gęstości większej niż gęstość wody i ulega procesowi sedymentacji. Charakterystyka pyłu węglowego jest związana z dużą wartością opałową oraz małą zwilżalnością.

Dodatkowo na potrzeby różnorodności analiz zastosowano antracyt oraz PA Tarnamid T27 Natural. Antracyt, czyli dokładnie hydroantracyt filtracyjny, jako substancja powszechnie dostępna ze względu na zastosowanie w konstrukcji filtrów, składa się w 90% z węgla, a jej gęstość wynosi 1450 kg/m^3 . Użyty do badań występował w postaci granulatu o średnicy cząstek $150\text{--}200 \mu\text{m}$. Specyfika antracytu polega na jego znaczącej powierzchni właściwej, czego skutkiem w początkowej fazie procesu separacji jest jego unoszenie na powierzchni swobodnej cieczy, jednak po czasie i odpowiednim zwilżeniu powierzchni ulegają procesowi sedymentacji, dlatego ostatecznie zakwalifikowano ten materiał jako frakcję ciężką. PA Tarnamid T27 Natural to poliamid o gęstości 1080 kg/m^3 . Różnica gęstości względem wody jest na tyle niewielka, że w dużej mierze obserwuje się nie tylko unoszenie na powierzchni cieczy, ale również zawieszenie cząstek w całej objętości ośrodka rozpraszającego. Na potrzeby badań poliamid występował w postaci granulatu o średnicy cząstek $200\text{--}250 \mu\text{m}$ i określono, że należy on do grupy substancji stałych lekkich.

4.2.2. Analizowane substancje ciekłe

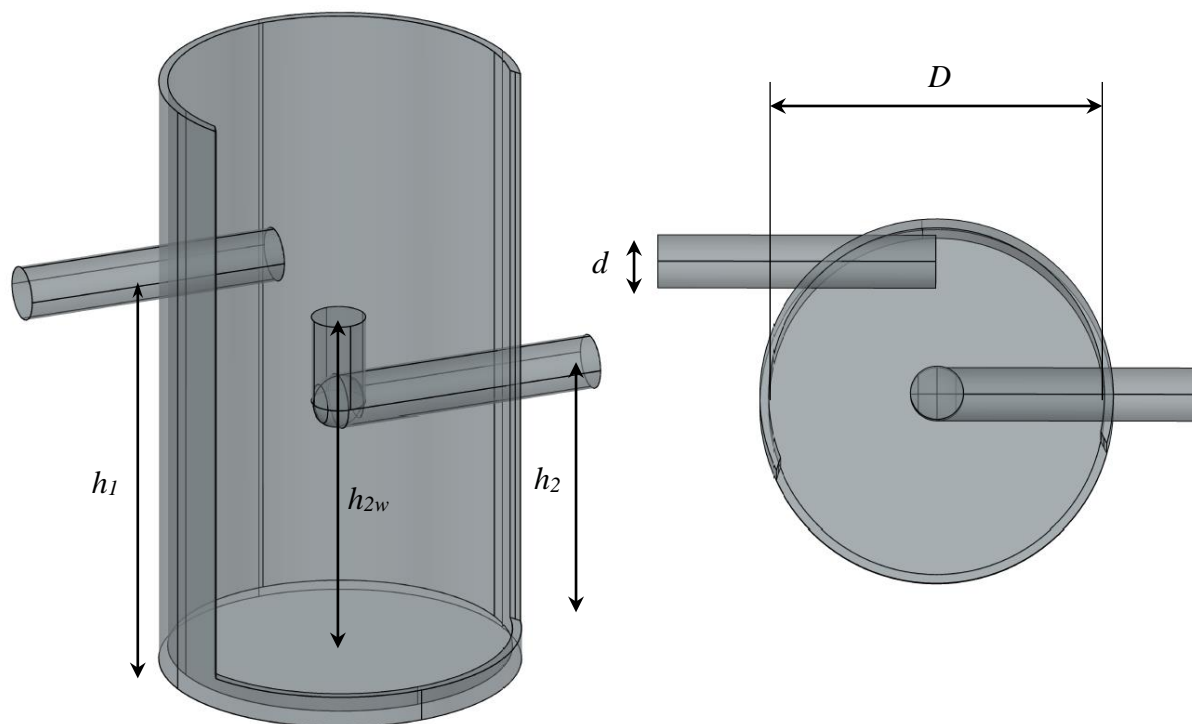
W celu wykazania sprawności procesu separacji substancji ciekłych na potrzeby badań zastosowano kilka typów substancji olejowych. Na początku przeanalizowano sprawność oczyszczania wobec oleju mineralnego 20/70, który został udostępniony przez Instytut Nafty i Gazu w Krakowie. Gęstość analizowanego oleju ρ_o wynosiła 865 kg/m^3 , natomiast jego lepkość $\mu_o = 0,060 \text{ Pa}\cdot\text{s}$. Oprócz tego, podczas badań nad substancjami ropopochodnymi przeanalizowano następujące substancje olejowe: olej napędowy (ON), olej hydrauliczny (HV 46) i olej przekładniowy (SAE 30 CAT TDTO). Dobór substancji został podyktowany wyraźnymi różnicami w lepkości, co pozwoliło na określenie zależności lepkości fazy rozproszonej ciekłej na sprawność procesu separacji w osadnikach wirowych.

Wszystkie wymienione analizowane substancje ropopochodne są powszechnie stosowane w motoryzacji, co wiąże się z ich stałą obecnością w środowisku. Olej napędowy (ON) jest to żółta ciecz, której gęstość ρ_o wynosi 820 kg/m^3 , a lepkość $\mu_o = 4,9\cdot 10^{-3} \text{ Pa}\cdot\text{s}$ i wykazuje bardzo słabą rozpuszczalność w wodzie – tworzy film cieczy na powierzchni wody. Olej hydrauliczny HV 46 to ciecz o kolorze ciemnożółtym o charakterystycznym zapachu, którego gęstość ρ_o wynosi 870 kg/m^3 , a lepkość $\mu_o = 117,9\cdot 10^{-3} \text{ Pa}\cdot\text{s}$. Jest on praktycznie nierozpuszczalny w wodzie,

gromadzi się na jej powierzchni, a w glebie jest absorbowany. Działa szkodliwie na organizmy wodne, powodując długotrwałe negatywne skutki. Olej przekładniowy SAE 30 CAT TDTO charakteryzuje się najwyższą lepkością spośród badanych substancji, czyli $\mu_o = 301,1 \cdot 10^{-3}$ Pa·s. Gęstość jest równa $\rho_o = 910$ kg/m³.

4.3. Analizowane konstrukcje osadników wirowych

Badania w skali laboratoryjnej polegały na zaprojektowaniu i skonstruowaniu 27 zmodyfikowanych osadników wirowych o różnej geometrii elementów wlotowych, wylotowych oraz zastosowanych barier wewnętrznych. Dodatkowo analizie poddano dwa osadniki wirowe w skali technicznej, które uzyskano dzięki współpracy z firmą Haba RL w Grodzisku Wielkopolskim. Modyfikacji podlegały: króciec wlotowy (geometria oraz lokalizacja względem zbiornika osadnika – stycznie lub promieniowo), króciec wylotowy (geometria), przegroda wzdłużna (położenie względem osi zbiornika oraz wysokość zawieszenia) i obecność przegrody cylindrycznej (położenie w osi zbiornika). Na rysunku 34 pokazano schemat standardowego osadnika wirowego z charakterystycznymi parametrami konstrukcyjnymi, które ulegały zmianom we wszystkich modyfikowanych konstrukcjach. Tabela 15 prezentuje spis i opis geometrii badanych osadników wirowych. Stałe parametry konstrukcyjne to średnica wewnętrzna $D = 0,19$ m, wysokość $H = 0,69$ m oraz średnica wewnętrzna króćca wlotowego i wylotowego $d = 0,028$ m.

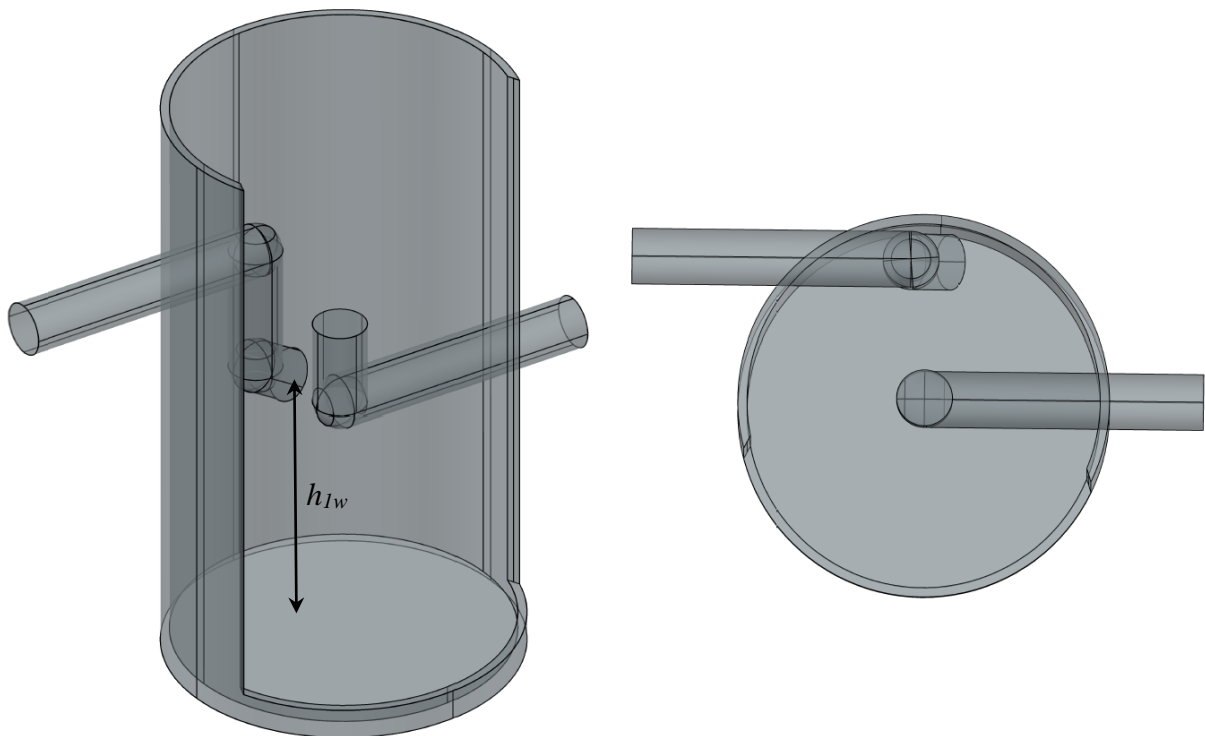


Rys. 34. Schemat standardowego osadnika wirowego (S) z charakterystycznymi parametrami konstrukcyjnymi

Tabela 15. Spis skonstruowanych osadników wirowych na potrzeby badań wraz z podstawowymi parametrami geometrycznymi

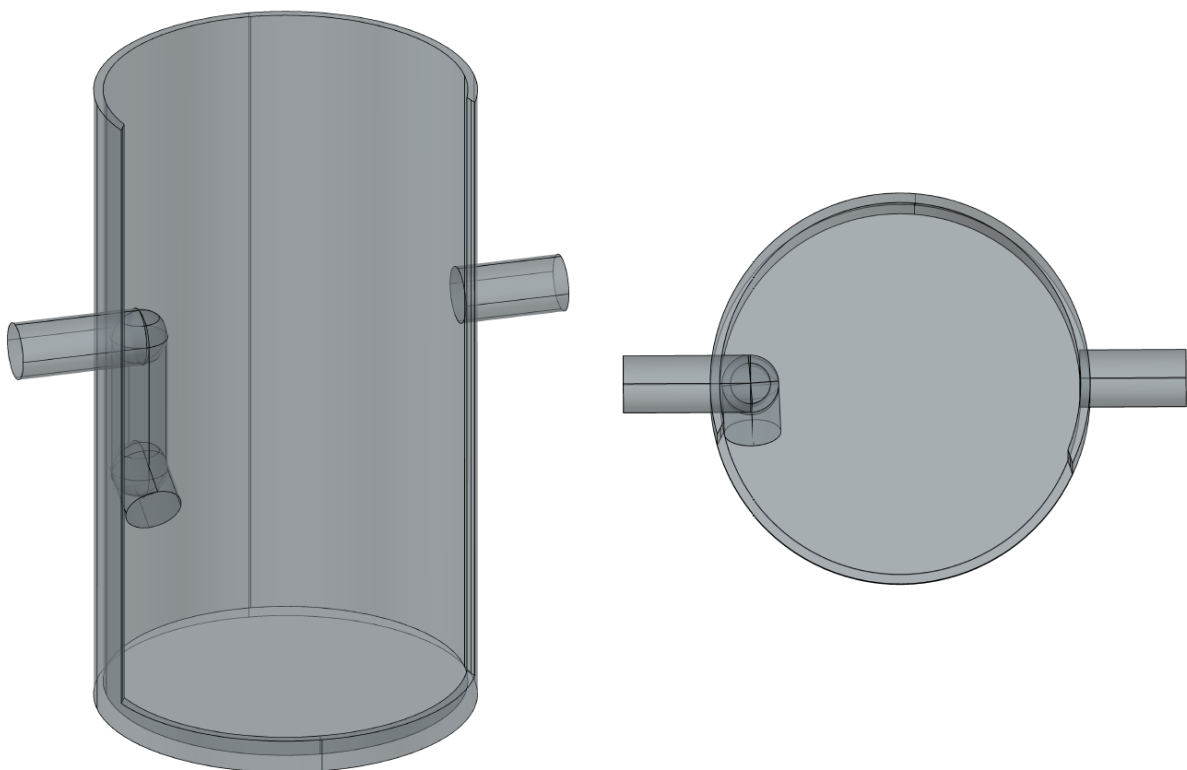
Nr osadnika	Oznaczenie osadnika	h_1 [m]	h_{1w} [m]	h_2 [m]	h_{2w} [m]	h_b [m]	l_b [m]
1.	S	0,4	0,4	0,3	0,4	-	-
2.	ZW-1	0,4	0,08	0,3	0,4	-	-
3.	ZW-2	0,4	0,12	0,3	0,4	-	-
4.	ZW-3	0,4	0,16	0,3	0,4	-	-
5.	CW	0,4	0,4	0,3	0,4	0,33	0
6.	ZM-1	0,4	0,08	0,4	0,4	-	-
7.	ZM-2	0,4	0,12	0,4	0,4	-	-
8.	ZM-3	0,4	0,16	0,4	0,4	-	-
9.	ZM-4	0,4	0,2	0,4	0,4	-	-
10.	ZM-5	0,4	0,24	0,4	0,4	-	-
11.	ZMP-01	0,4	0,22	0,4	0,4	0,31	0
12.	ZMP-02	0,4	0,11	0,4	0,4	0,31	0
13.	ZMP-03	0,4	0,11	0,4	0,4	0,25	0
14.	ZMP-04	0,4	0,22	0,4	0,4	0,18	0
15.	ZMP-05	0,4	0,22	0,4	0,4	0,22	0
16.	ZMP-06	0,4	0,22	0,4	0,4	0,27	0
17.	ZMP-07	0,4	0,22	0,4	0,4	0,36	0
18.	ZMP-1	0,4	0,11	0,4	0,4	0,18	0,055
19.	ZMP-2	0,4	0,11	0,4	0,4	0,27	0,055

Nr osadnika	Oznaczenie osadnika	h_1 [m]	h_{1w} [m]	h_2 [m]	h_{2w} [m]	h_b [m]	l_b [m]
20.	ZMP-3	0,4	0,11	0,4	0,4	0,36	0,055
21.	ZMP-08	0,4	0,11	0,4	0,4	0,18	0
22.	ZMP-09	0,4	0,11	0,4	0,4	0,27	0
23.	ZMP-010	0,4	0,11	0,4	0,4	0,36	0
24.	ZMP-011	0,4	0,2	0,4	0,4	0,3	0
25.	ZMP-012	0,4	0,2	0,4	0,4	0,36	0
26.	ZMP-4	0,4	0,2	0,4	0,4	0,3	0,055
27.	ZMP-5	0,4	0,2	0,4	0,4	0,36	0,055



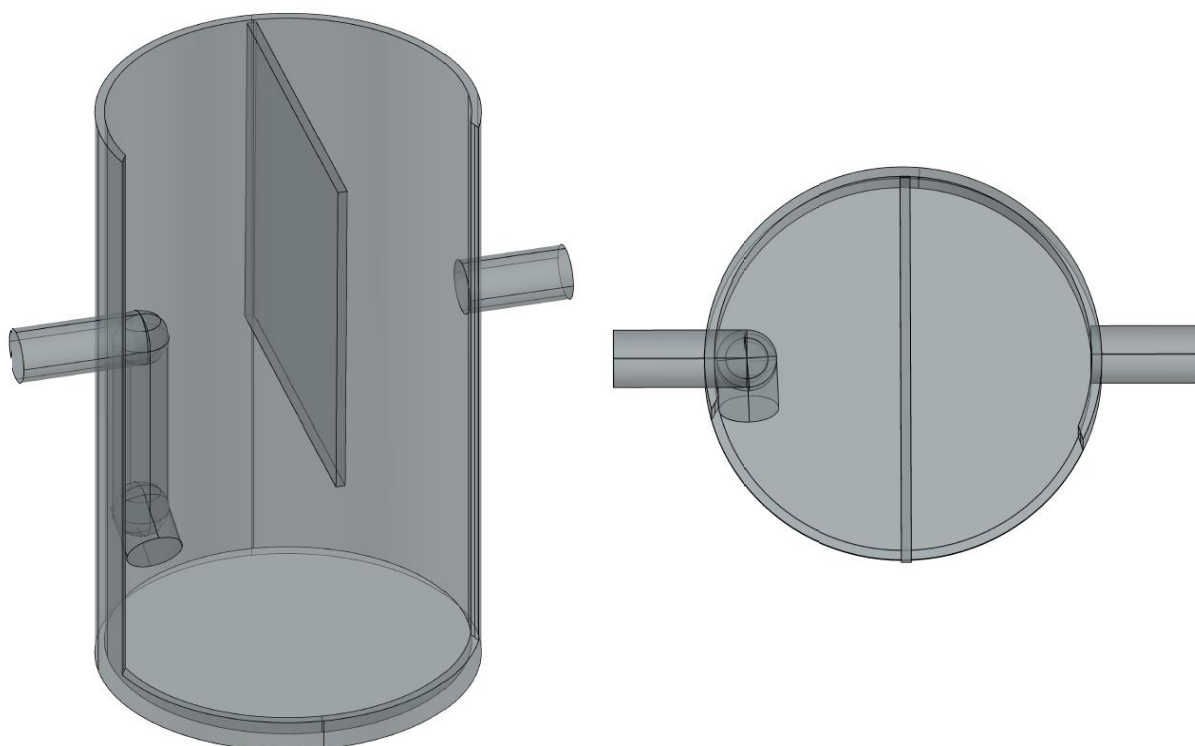
Rys. 35. Schemat zmodyfikowanego osadnika wirowego z króćcem profilowanym położonym stycznie do osi zbiornika – ZW

Elementy i geometrię osadników wstępnie dobierano według koncepcji literaturowych, a następnie badano kolejne warianty danej modyfikacji. Ostatecznie projekt konstrukcji z danej modyfikacji wykazujący najwyższą wartość sprawności oczyszczania prowadził do powstawania nowego typu modyfikacji i kolejnych badań sprawnościowych. Wariantem osadnika wirowego służącego do wstępnego porównania modyfikacji była konstrukcja 1 – standardowy osadnik wirowy (S), który został skonstruowany na podstawie doniesień literaturowych oraz projektów komercyjnych. Powstanie konstrukcji typu ZW (rys. 35) było zainspirowane rozwiązaniem firmy Wavin, jednak uproszczone, gdyż nie zawarto w niej przegrody poprzecznej. Następnie wyznaczono osadnik typu ZW o największej sprawności separacji ciała stałego w cieczy, czego skutkiem jest powstanie konstrukcji typu ZM (rys. 36). Tego typu rozwiązanie charakteryzowało się wprowadzeniem króćca wlotowego promieniowo do osadnika (w przeciwieństwie do ZW, gdzie wprowadzono go stycznie) oraz wyznaczono eksperymentalnie, jaką długością zanurzenia powinien charakteryzować się króciec wlotowy, aby otrzymać najwyższe rezultaty sprawnościowe dla separacji ciał stałych ciężkich.

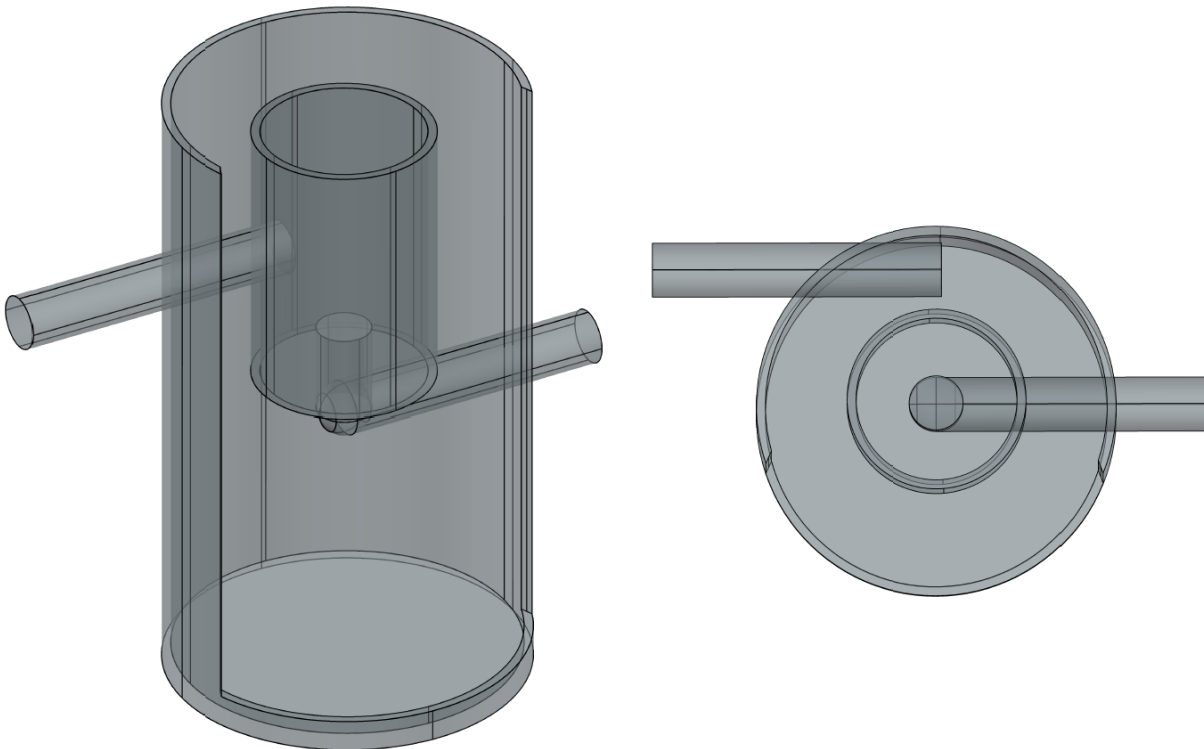


Rys. 36. Schemat zmodyfikowanego osadnika wirowego z króćcem profilowanym promieniowym – ZM

Zastosowanie kolanka 135° zarówno w typie ZW, jak i ZM, związane było ze skierowaniem strumienia cieczy na ścianę osadnika, czego skutkiem było wywołanie ruchu wirowego bez użycia specjalnego deflektora kierunkowego, często używanego komercyjnie. Na podstawie przeprowadzonego dodatkowego przeglądu literaturowego [Ginter-Kramarczyk i Kruszelnicka, 2020; Królikowska, 2011; Rećko, 2018] stwierdzono, że istnieje bardzo duża potrzeba w zakresie rozwoju urządzeń separujących substancje ropopochodne. Kolejnym typem konstrukcji jest osadnik wirowy z przegrodą wzdłużną ZMP (rys. 37), w którym rozrózniono te rozwiązania, gdzie przegroda umiejscowiona jest w osi aparatu (ZMP-0) lub została przesunięta w kierunku wylotu z osadnika. Przeanalizowano również konstrukcję zawierającą cylinder wewnętrzny (CW) umiejscowiony w osi aparatu i wlotu do króćca wylotowego z osadnika stanowiąc tym samym barierę dla substancji lekkich wpływających przez króciec wlotowy. Jego zadaniem jest również uspokojenie przepływu na wylocie z osadnika. Schemat osadnika wirowego z cylindrem wewnętrznym przedstawiono na rysunku 38. Porównując konstrukcje CW oraz ZMP oczywistym jest, że osadnik CW ma bardziej skomplikowaną geometrię, co przekłada się na kwestie ekonomiczne. Uzyskując takie same rezultaty sprawnościowe, uzasadnionym wyborem osadnika wirowego na potrzeby kolejnych badań jest ZMP.



Rys. 37. Schemat zmodyfikowanego osadnika wirowego z przegrodą wzdłużną – ZMP

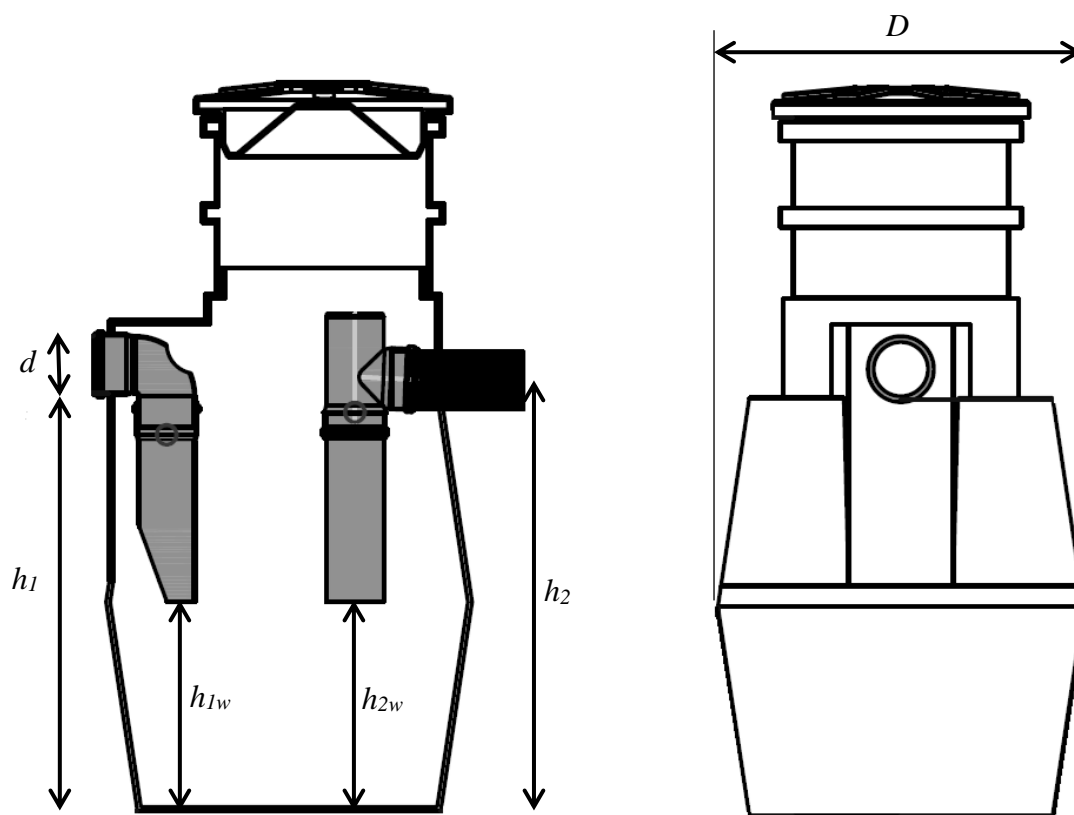


Rys. 38. Schemat zmodyfikowanego osadnika wirowego z cylindrem wewnętrznym – CW

Współpraca z firmą Haba RL w Grodzisku Wielkopolskim umożliwiła wykonanie projektu osadnika ZMP w skali technicznej oraz porównanie jej z separatorem tłuszczu typu STP. Schemat separatora STP przedstawiono na rysunku 39. Rozwiązanie to nie jest klasyfikowane jako osadnik wirowy, ale ze względu na wspólne zastosowanie został porównany pod względem sprawnościowym ze zmodyfikowaną konstrukcją OWT (rys. 40). W separatorze STP nie zastosowano przegrody, natomiast pułapkę dla substancji lekkich stanowi cała przestrzeń zbiornika, przy czym konstrukcja króćca wylotowego uniemożliwia przedostanie się ich wraz z dalej przepływającym strumieniem wody. Skutkiem braku przegrody jest skomplikowana konstrukcja obu króćców.

Średnica wewnętrzna STP oraz OWT była taka sama i wynosiła $D = 0,7$ m, natomiast średnica króćców wlotowego i wylotowego wynosiła $d = 0,11$ m. Porównanie parametrów zmiennych geometrii przedstawiono w tabeli 16. Osadnik OWT charakteryzował się uproszczeniem króćca wylotowego, natomiast króciec wlotowy wydłużono i zainstalowano kolanko 135° skierowane na ścianę zbiornika, co pozwoliło na wywołanie ruchu wirowego wewnątrz osadnika. Przegroda umiejscowiona została w osi osadnika na wysokości środkowej, tzn. wartości wysokości ujścia z

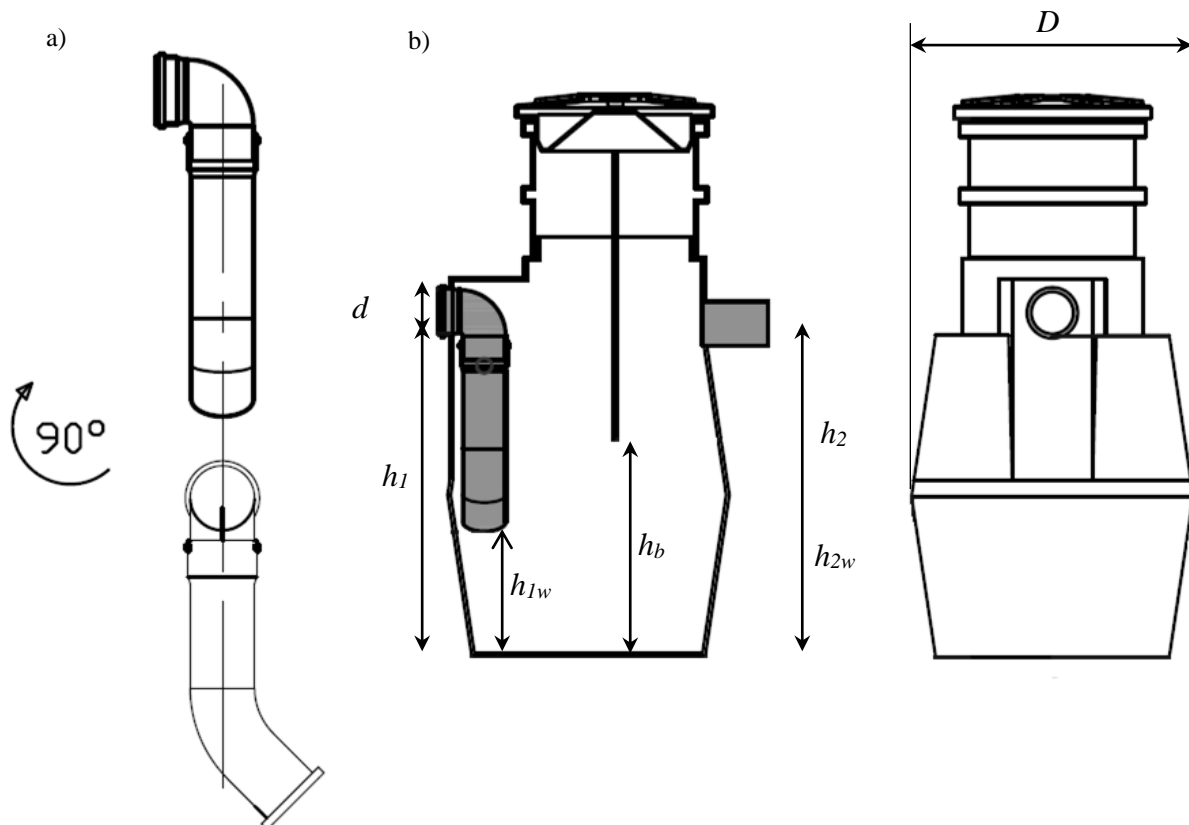
króćca wlotowego, przegrody i ujścia do króćca wylotowego różniły się kolejno o stałą wartość. Schemat przestrzenny separatorów STP i OWT przedstawia rysunek 41.



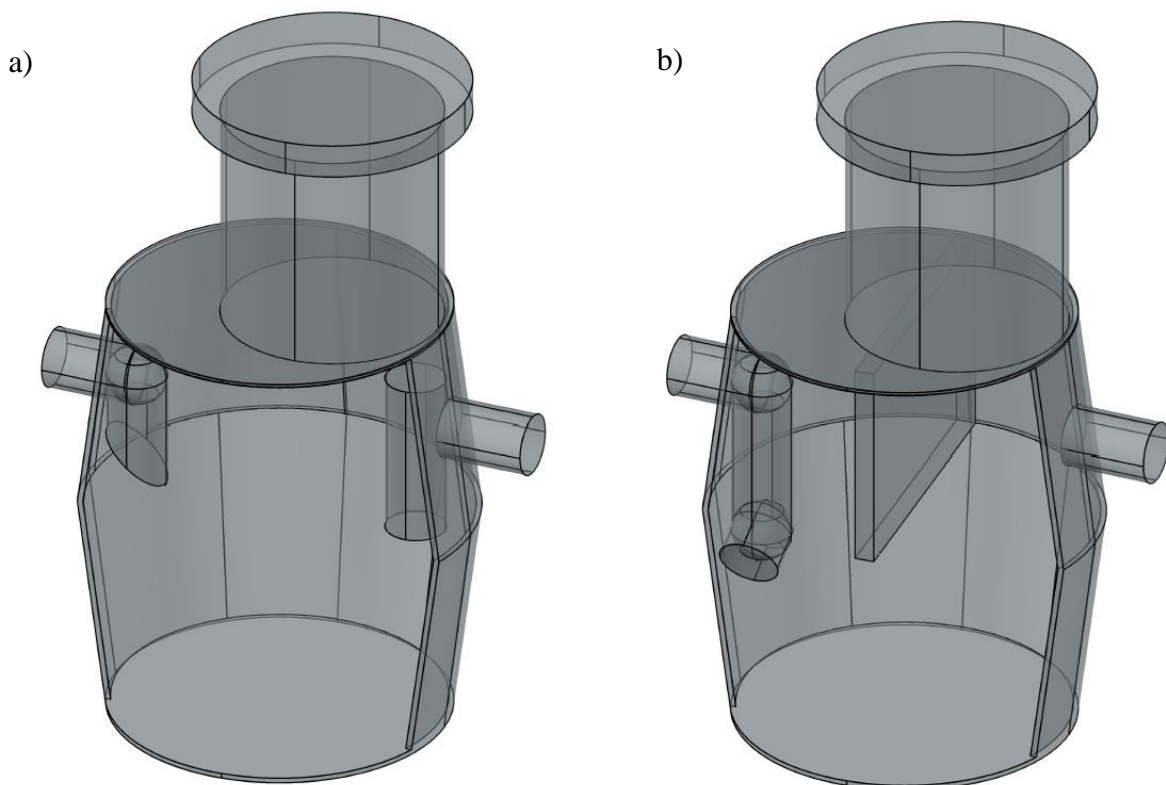
Rys. 39. Schemat separatora tłuszczu STP firmy Haba RL

Tabela 16. Porównanie podstawowych parametrów geometrycznych separatora STP i zmodyfikowanego osadnika wirowego OWT

Oznaczenie osadnika	h_1 [m]	h_{1w} [m]	h_2 [m]	h_{2w} [m]	h_b [m]	l_b [m]	D [m]
STP	0,8	0,4	0,77	0,4	-	-	0,7
OWT	0,8	0,31	0,77	0,77	0,54	0	0,7



Rys. 40. Schemat zmodyfikowanego osadnika wirowego OWT na podstawie konstrukcji separatora tłuszczu firmy Haba RL: a) rzuty króćca wlotowego z kolankiem 135° skierowanego na ścianę zbiornika; b) przekrój poprzeczny i widok aparatu



Rys. 41. Schemat separatora/osadnika w skali technicznej: a) STP; b) OWT

5. Analiza uzyskanych wyników

5.1. Analiza miejscowych strat energii

Każdy modyfikowany osadnik wirowy poddano analizie wysokości spiętrzeń cieczy w zbiorniku w zależności od obciążenia hydraulicznego, co pozwoliło na dokonanie obliczeń oporów przepływu podczas procesu separacji. Obciążenie hydrauliczne O_h jest to wartość objętościowego natężenia przepływu liczona na powierzchnię przekroju poprzecznego osadnika (powierzchni zabudowy w planie:

$$O_h = \frac{Q}{A} \quad (118)$$

Analiza miejscowych strat energii podczas przepływu cieczy przez osadnik ma swój początek w wyznaczeniu charakteru przepływu określonego za pomocą liczby Reynoldsa:

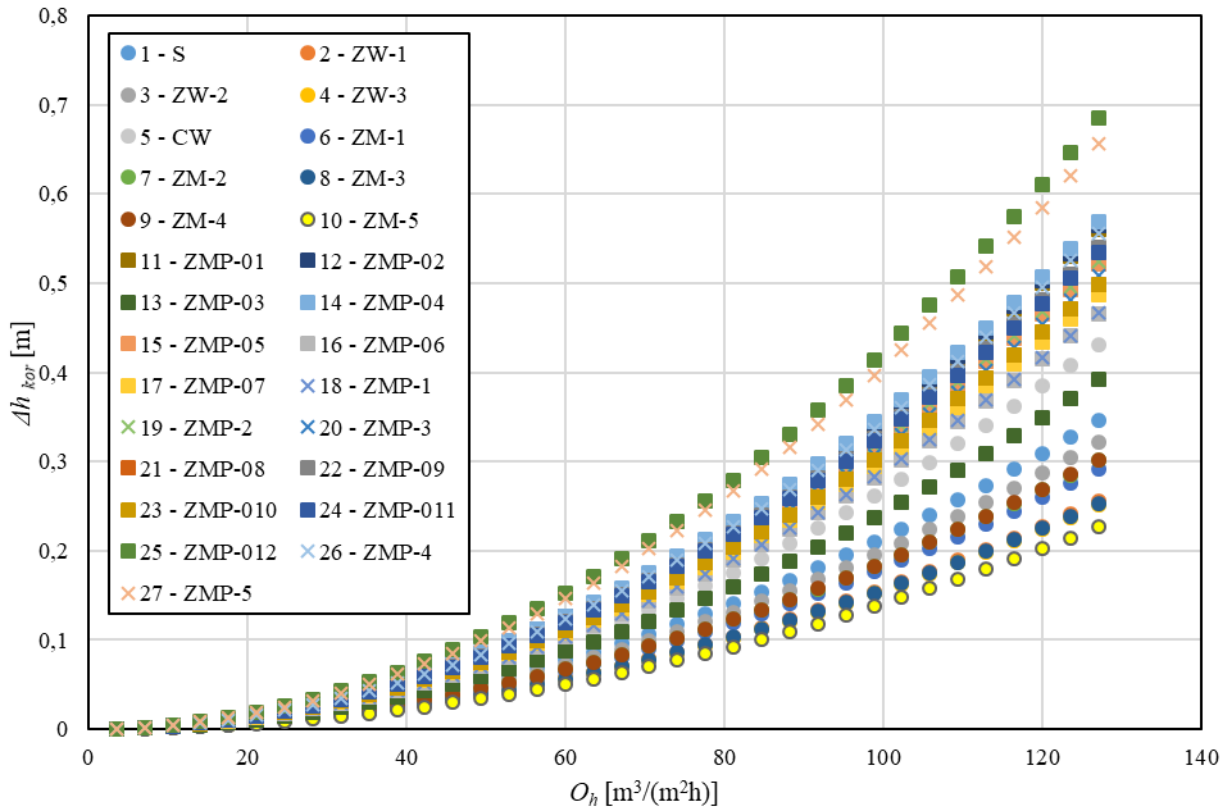
$$Re = \frac{w_c \cdot d \cdot \rho_c}{\mu_c} \quad (119)$$

Wzięto pod uwagę liniową prędkość przepływu w zależności od zadanego obciążenia hydraulicznego, średnicę króćca wlotowego oraz parametry fizykochemiczne cieczy jak gęstość i lepkość. Otrzymane wartości liczby Reynoldsa zawierają się w granicach: dla wody – od 1300 do 50460 oraz dla roztworu gliceryny o najwyższym stężeniu od 150 do 6000. W przypadku wody analizy oporów przepływu oraz sprawności prowadzone są w warunkach przepływu turbulentnego, natomiast dla roztworów gliceryny warunki te ulegają zmianie i ruch cieczy na wlocie dla niższych wartości obciążenia hydraulicznego jest laminarny.

Wartości wysokości spiętrzeń cieczy zależały od geometrii i rozwiązań konstrukcyjnych osadników. Na wykresie na rysunku 42 przedstawiono wartości spiętrzeń cieczy dla wybranych osadników każdego typu modyfikacji w celu ich porównania. Pominięto słupki błędów ze względu na zaciemnienie obrazu. Wartości te zostały wyznaczone na podstawie danych eksperymentalnych poprzez bezpośredni pomiar wysokości poziomu cieczy w zbiorniku. Następnie posłużono się prostą korelacją metody uzmienniania stałej:

$$a' \cdot w_c^n = a'' \cdot w_c^2 \quad (120)$$

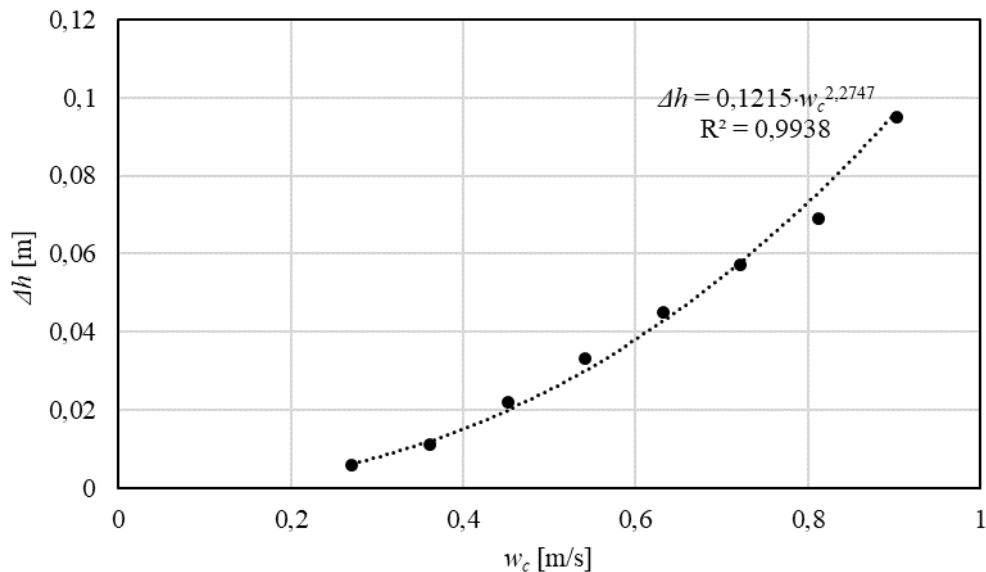
Przy wyznaczeniu zależności potęgowej między otrzymanymi empirycznie wartościami wysokości cieczy Δh , a prędkością przepływu cieczy przez króciec wlotowy, otrzymano metodą graficzną wartości współczynnika kierunkowego a' oraz wykładnika n dla każdej badanej konstrukcji osadnika wirowego, które przedstawiono w tabeli 17. Przykładowa zależność graficzna przedstawiona jest na rysunku 43 i dotyczy ona konstrukcji nr 6 o oznaczeniu ZM-1.



Rys. 42. Wyznaczone korelacyjnie wartości spiężeń cieczy (wody) dla badanych konstrukcji osadników wirowych
 Wyznaczenie tych zależności wiąże się również z obliczeniem średniej wartości współczynnika oporu ξ dla każdej badanej konstrukcji:

$$\xi = \frac{\Delta h \cdot 2g}{w_c^2} \quad (121)$$

Wartości te zestawiono w tabeli 18.



Rys. 43. Zależność otrzymanych doświadczalnie wartości spiężeń cieczy (wody) w osadniku ZM-1 (nr 6) od wartości prędkości przepływu cieczy na wlocie do osadnika

Po wyznaczeniu współczynnika a' oraz wykładnika n określono współczynnik a'' , który pozwala obliczyć korelacyjne wartości wysokości spiętrzeń Δh_{kor} dla każdej badanej konstrukcji, przekształcając równanie (120), otrzymując:

$$a'' = \frac{a' \cdot w_c^n}{w_c^2} \quad (122)$$

Po uśrednieniu otrzymanych wartości obliczono ostatecznie opory przepływu w osadnikach wirowych wyrażone w metrach:

$$\Delta h_{kor} = a'' \cdot w_c^2 \quad (123)$$

Oznacza to, że zależność miejscowych strat energii w osadnikach ograniczono do zadanego natężenia przepływu oraz jednej zmiennej odnoszącej się do rodzaju zastosowanej konstrukcji osadnika wirowego. Zależność ta jest jednak spełniona tylko dla wody jako fazy ciągłej.

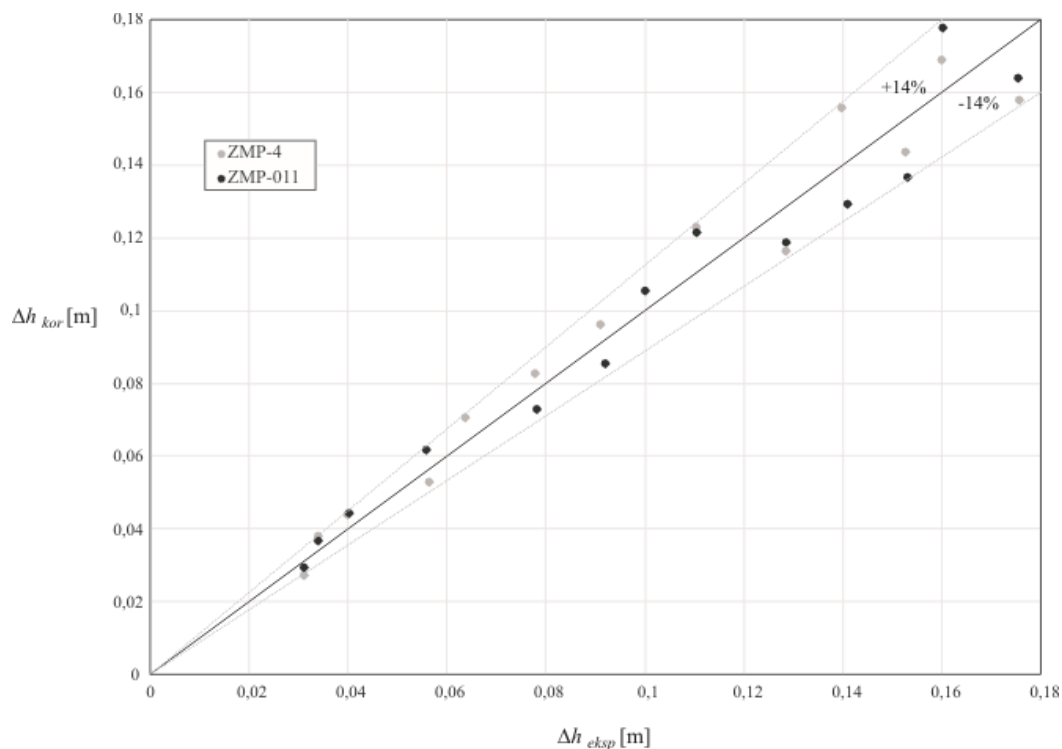
Tabela 17. Wartości współczynników dla równania (120) wyznaczonych graficznie dla badanych konstrukcji osadników wirowych.

Oznaczenie osadnika	a'	n	Oznaczenie osadnika	a'	n	Oznaczenie osadnika	a'	n
S	0,132	2,02	ZM-5	0,089	2,09	ZMP-09	0,106	1,20
ZW-1	0,102	2,13	ZMP-01	0,155	1,51	ZMP-010	0,117	1,35
ZW-2	0,113	1,85	ZMP-02	0,165	1,58	ZMP-011	0,159	1,60
ZW-3	0,096	2,02	ZMP-03	0,134	1,81	ZMP-012	0,073	0,81
CW	0,143	1,76	ZMP-04	0,201	1,86	ZMP-1	0,101	1,28
ZM-1	0,122	2,28	ZMP-05	0,162	1,66	ZMP-2	0,103	1,20
ZM-2	0,115	2,01	ZMP-06	0,121	1,45	ZMP-3	0,089	1,12
ZM-3	0,099	2,08	ZMP-07	0,082	1,09	ZMP-4	0,085	1,02
ZM-4	0,109	1,90	ZMP-08	0,117	1,35	ZMP-5	0,078	0,87

Tabela 18. Obliczone średnie wartości współczynnika oporu przepływu (równanie (121)) na podstawie danych eksperymentalnych dla badanych konstrukcji osadników wirowych.

Oznaczenie osadnika	ξ	Oznaczenie osadnika	ξ	Oznaczenie osadnika	ξ	Oznaczenie osadnika	ξ
S	2,37 ± 0,22	ZM-3	1,85 ± 0,13	ZMP-05	3,76 ± 0,75	ZMP-012	2,70 ± 0,74
ZW-1	1,86 ± 0,17	ZM-4	2,28 ± 0,14	ZMP-06	3,16 ± 0,45	ZMP-1	2,96 ± 0,70
ZW-2	2,44 ± 0,16	ZM-5	1,67 ± 0,14	ZMP-07	2,77 ± 0,61	ZMP-2	3,16 ± 0,70
ZW-3	1,87 ± 0,14	ZMP-01	3,86 ± 0,62	ZMP-08	3,26 ± 0,76	ZMP-3	2,91 ± 0,74
CW	3,06 ± 0,24	ZMP-02	3,98 ± 0,76	ZMP-09	3,28 ± 0,82	ZMP-4	2,93 ± 0,78
ZM-1	2,04 ± 0,20	ZMP-03	2,85 ± 0,57	ZMP-010	3,26 ± 0,76	ZMP-5	2,93 ± 0,71
ZM-2	2,25 ± 0,15	ZMP-04	4,17 ± 0,96	ZMP-011	3,69 ± 0,69		

Na rysunku 44 przedstawiono porównanie spięrzeń cieczy z danych eksperymentalnych i tych uzyskanych korelacyjnie dla osadników ZMP-011 i ZMP-4. Osadnik ZMP-011 wykazuje mniejszy rozrzut i bardziej zbliżone wartości teoretyczne do wartości doświadczalnych w porównaniu do osadnika ZMP-4. Dla obu osadników błąd wynosi $\pm 14\%$.

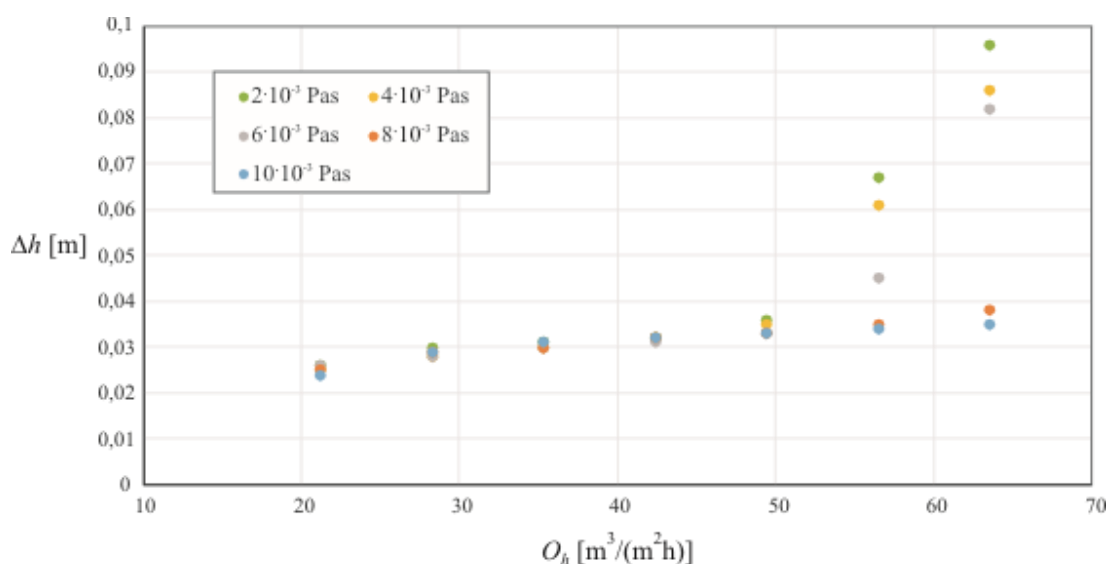


Rys. 44. Zestawienie wartości spięrzeń cieczy uzyskanych doświadczalnie i korelacyjnie dla osadników wirowych ZMP-4 oraz ZMP-011

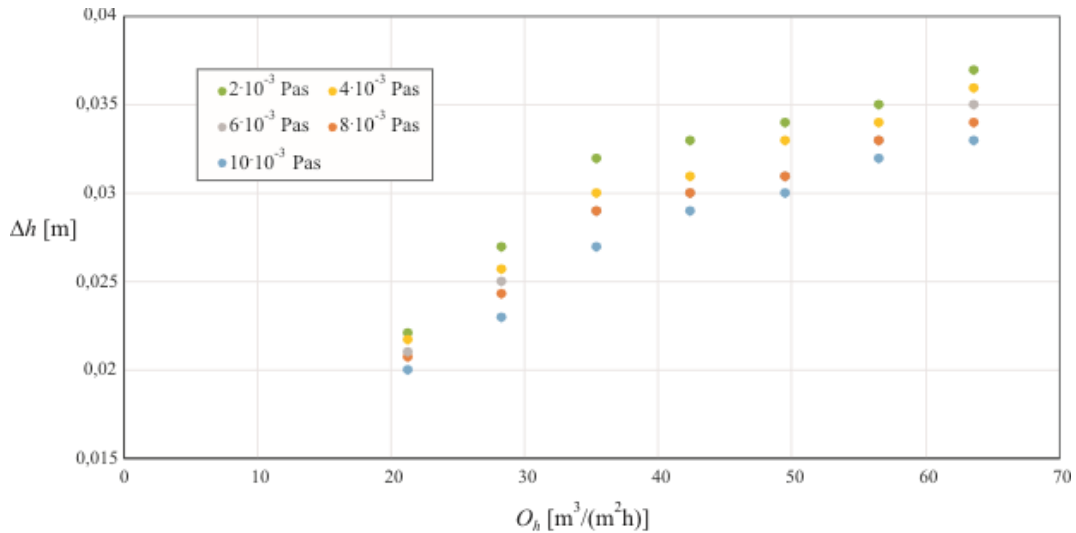
.Analizując tabelę 18 oraz krzywe na rysunku 42 wywnioskowano, że zastosowanie przegrody w osadniku wirowych znacząco zwiększa opory przepływu, gdzie wartość współczynnika oporu wzrasta około dwukrotnie w stosunku do konstrukcji, w których nie jest umieszczona przegroda wzdłużna. Przegroda stawia największy opór wobec przepływającej cieczy w aparacie, w przypadku, gdy umiejscowiona jest w najwyższej pozycji (0,36 m od dna osadnika).

Analiza strat energii podczas przepływu cieczy przez osadnik dla różnych roztworów gliceryny ma inny charakter niż w przypadku wody. Z badań wynika, że lepkość fazy ciągłej wpływa na wartości oporów przepływu, powodując ustabilizowanie się podnoszenia poziomu cieczy i wypłaszczenie krzywej $f(w_c) = \Delta h$. Im wyższa lepkość fazy ciągłej tym niższe wartości spiętrzenia cieczy, natomiast stopień ustabilizowania jest zależny od badanej konstrukcji. Na potrzeby badań nad roztworami gliceryny wybrano dwie konstrukcje: nr 24 (ZMP-011) z przegrodą w osi aparatu oraz nr 26 (ZMP-4) z przegrodą przesuniętą ku wylotowi z osadnika.

Konstrukcja zawierająca przegrodę w osi aparatu, która dzieli osadnik na dwie równe komory, charakteryzuje się tym, że dla cieczy o lepkościach 8 razy większych niż lepkość wody, poziom cieczy nieznacznie się zmienia. W przypadku gdy faza ciągła ma lepkość mniejszą lub równą 6-krotności lepkości wody, opory przepływu występujące w osadniku znacząco wzrastają po przekroczeniu wartości obciążenia hydraulicznego powyżej $50 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$. Zależności te przedstawiono w postaci krzywych na rysunku 45. Pominięto słupki błędów ze względu na zaciemnienie obrazu.



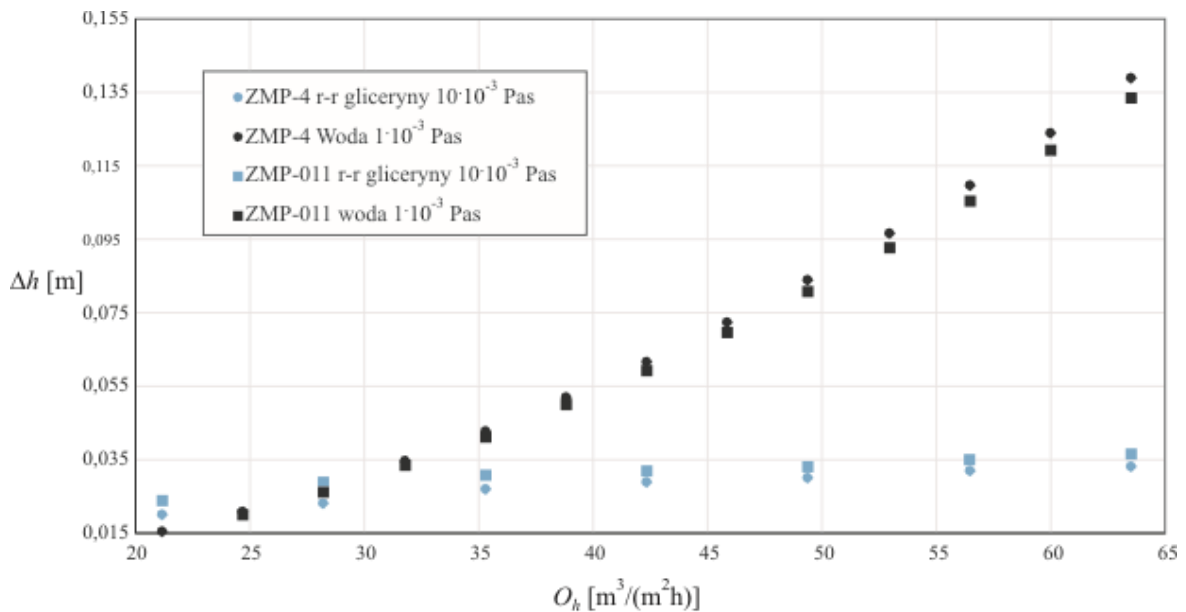
Rys. 45. Zależność spiętrzeń cieczy (roztwory gliceryny o różnym stężeniu) o różnej lepkości od obciążenia hydraulicznego dla osadnika wirowego ZMP-011



Rys. 46. Zależność spiętrzeń wodnych roztworów gliceryny o różnej lepkości od obciążenia hydraulicznego dla osadnika wirowego ZMP-4

Osadnik wirowy z przegrodą przesuniętą od osi w kierunku wylotu z aparatu, tworzącej dwie komory w stosunku powierzchni przekroju 4,49:1, charakteryzuje się tym, że wzrost poziomu cieczy o lepkościach co najmniej dwukrotnie wyższych niż lepkość wody wzrasta nieznacznie, jednak im lepkość cieczy niższa tym wyższe opory przepływu (rys. 46).

Na rysunku 47 przedstawiono porównanie spiętrzeń cieczy dla badanych konstrukcji nr 24 i 26 dla wody i dla roztworu gliceryny o najwyższym analizowanym stężeniu (59%) o lepkości $10 \cdot 10^{-3}$ Pa·s. Oprócz tego, wyznaczono wartości współczynników oporu przepływu ξ dla analizowanych konstrukcji w zależności od stężenia roztworu gliceryny (tabela 19).

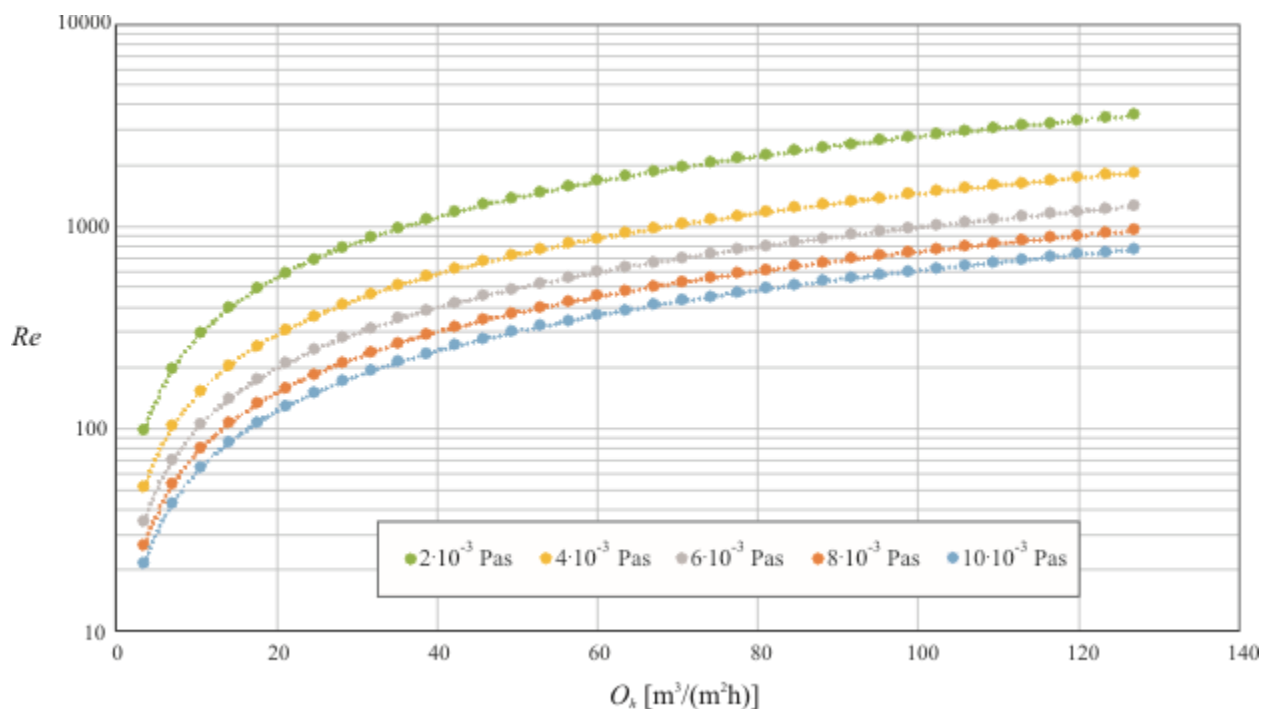


Rys. 47. Zależność spiętrzeń cieczy (woda oraz roztwór gliceryny o lepkości $10 \cdot 10^{-3}$ Pa·s) od obciążenia hydraulicznego dla dwóch badanych konstrukcji osadników wirowych: ZMP-4 (nr 26) i ZMP-011 (nr 24)

Tabela 19. Średnia wartość współczynnika oporu przepływu w zależności od stężenia roztworu/lepkości fazy ciągłej dla badanych konstrukcji osadników wirowych: ZMP-011 oraz ZMP-4.

Oznaczenie osadnika	ξ				
	59% ($10 \cdot 10^{-3}$ Pa·s)	55% ($8 \cdot 10^{-3}$ Pa·s)	50% ($6 \cdot 10^{-3}$ Pa·s)	41% ($4 \cdot 10^{-3}$ Pa·s)	24% ($2 \cdot 10^{-3}$ Pa·s)
ZMP-011	$2,24 \pm 0,56$	$2,24 \pm 0,56$	$2,49 \pm 0,42$	$2,64 \pm 0,32$	$2,75 \pm 0,40$
ZMP-4	$2,43 \pm 0,50$	$2,57 \pm 0,55$	$2,57 \pm 0,54$	$2,62 \pm 0,56$	$2,68 \pm 0,62$

Z powodu nieznacznych zmian w oporach przepływu dla badanych roztworów o lepkościach wyższych niż lepkość wody, nie można do opisu analizy zastosować zależności z równania 123. Odniesiono się do wyznaczenia zależności bazującej na wynikach doświadczalnych i zależności potęgowej tych wyników do prędkości liniowej na wlocie do aparatu wyznaczonej graficznie analogicznie do wykresu na rysunku 43. Podjęta próba nie przyniosła skutku i nie udało się wyznaczyć stałej zależności dla oporów przepływu dla roztworów gliceryny.



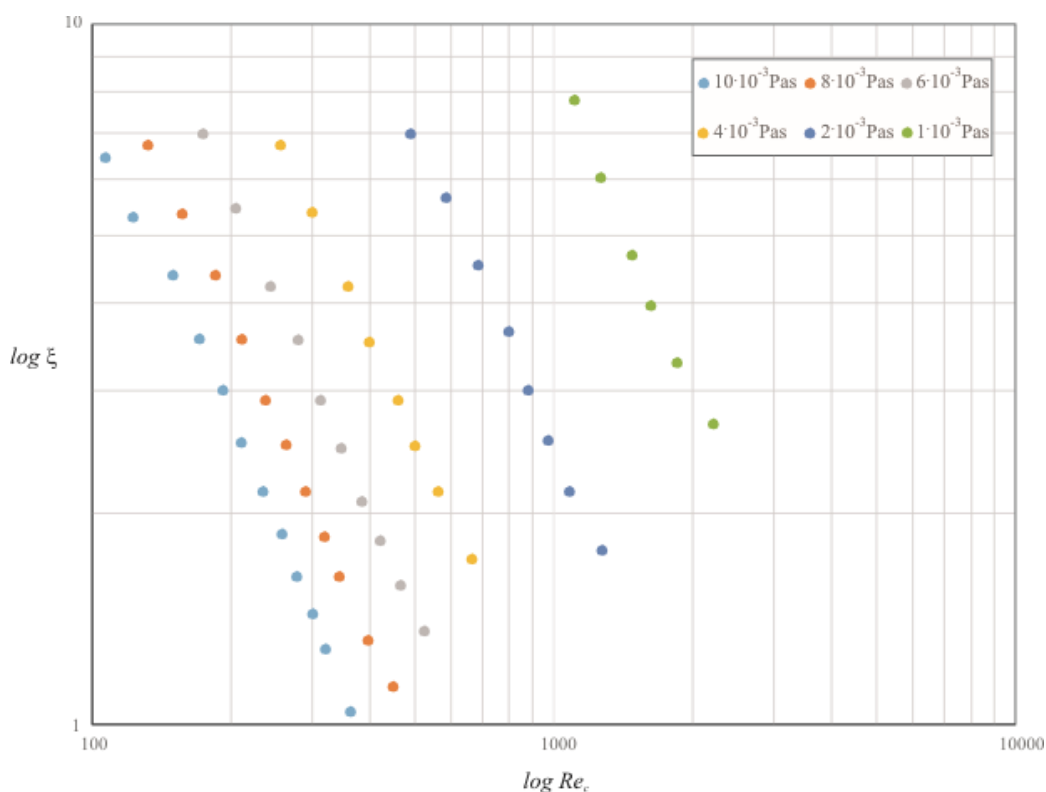
Rys. 48. Zależność liczby Reynoldsa dla roztworów gliceryny o różnej lepkości wyznaczonej dla przepływu laminarnego od zadanego obciążenia hydraulicznego dla konstrukcji osadnika wirowego nr 24 (ZMP-011)

Obliczono wartość liczby Reynoldsa dla przepływu laminarnego dla roztworów gliceryny, który obserwuje się wewnątrz zbiornika osadnika, a następnie wyznaczono współczynnik oporu w przepływie laminarnym zgodnie z prawem Stokesa:

$$\xi = \frac{24}{Re_c} \quad (124)$$

Zależność liczby Reynoldsa dla roztworów gliceryny od zadanego obciążenia hydraulicznego zaprezentowano na rysunku 48. Liczba Reynoldsa zawiera parametry fizykochemiczne badanej cieczy newtonowskiej, takie jak gęstość i lepkość, co pozwala na rozróżnienie zależności od stężenia roztworów gliceryny.

Na rysunku 49 przedstawiono zależność współczynnika oporu dla roztworów gliceryny o różnej lepkości względem liczby Reynoldsa dla cieczy. Dla porównania podano również jak ta zależność przedstawia się dla czystej wody. Wartości współczynnika przedstawione są w zakresie laminarnym. Posługując się tą zależnością, można stwierdzić, że wraz ze wzrostem lepkości współczynnik oporu przepływu przez osadnik maleje.



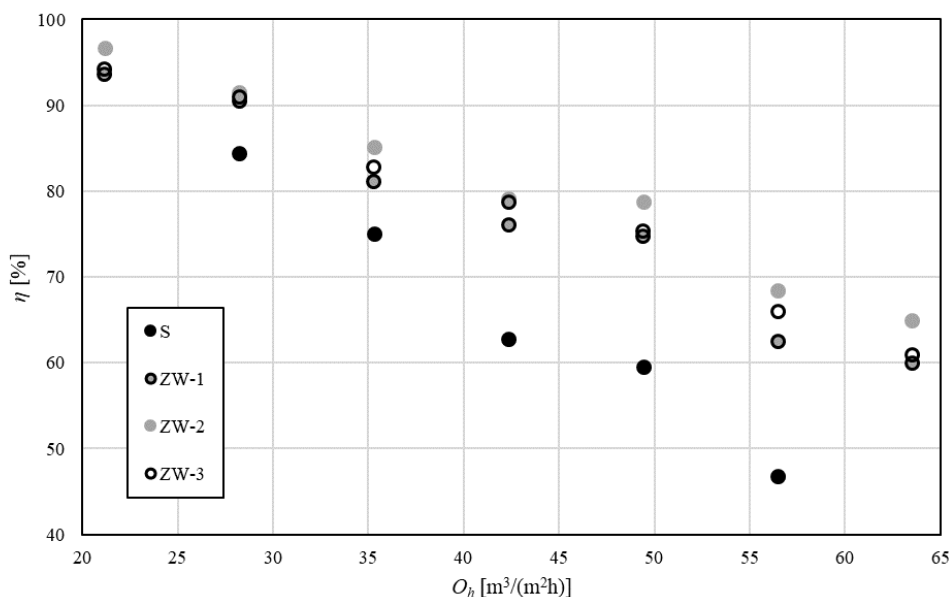
Rys. 49. Zależność logarytmiczna współczynnika oporu dla cieczy newtonowskiej o zmiennej lepkości od liczby Reynoldsa dla cieczy w osadniku wirowym ZMP-011

5.2. Analiza sprawności separacji osadników wirowych

Badania sprawności badanych osadników wirowych została wykonana etapowo, ponieważ kolejne modyfikacje układu były konsekwencją obserwacji. Wykonano również analizę separacji układów ciało stałe-ciecz oraz ciecz-ciecz dla wybranych konstrukcji wykazujących najwyższe wartości separacji dla modelowego ciała stałego (ziarna kwarcu).

5.2.1. Analiza procesu separacji dla układu woda-cząstki stałe ciężkie

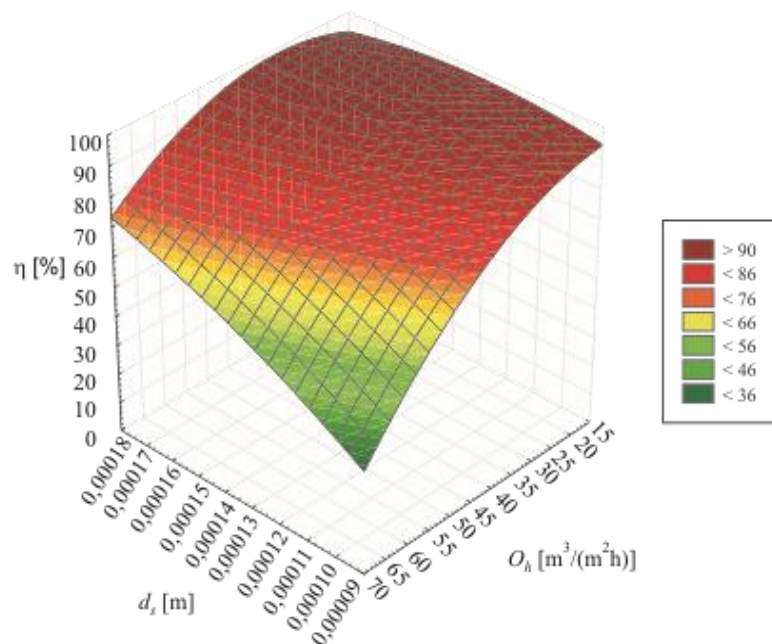
Opis separacji ciało stałe-ciecz rozpoczęto korzystając ze standardowego osadnika wirowego (S) oraz osadnika z zanurzonym króćcem wprowadzonym stycznie do zbiornika osadnika (ZW). Analiza porównawcza wykazała, że zanurzenie króćca i zastosowanie kolanka na ujściu z króćca wlotowego skutkuje podwyższeniem stopnia oczyszczenia cieczy (wody) o ok. 10 punktów procentowych przy najniższych badanych prędkościach przepływu i blisko 20 punktów procentowych przy najwyższych analizowanych obciążeniach hydraulicznych. Rysunek 50 przedstawia porównanie sprawności separacji cząstek ciała stałego o średnicy 125 μm i cieczy dla standardowego osadnika S i jego bezpośrednich modyfikacji – ZW.



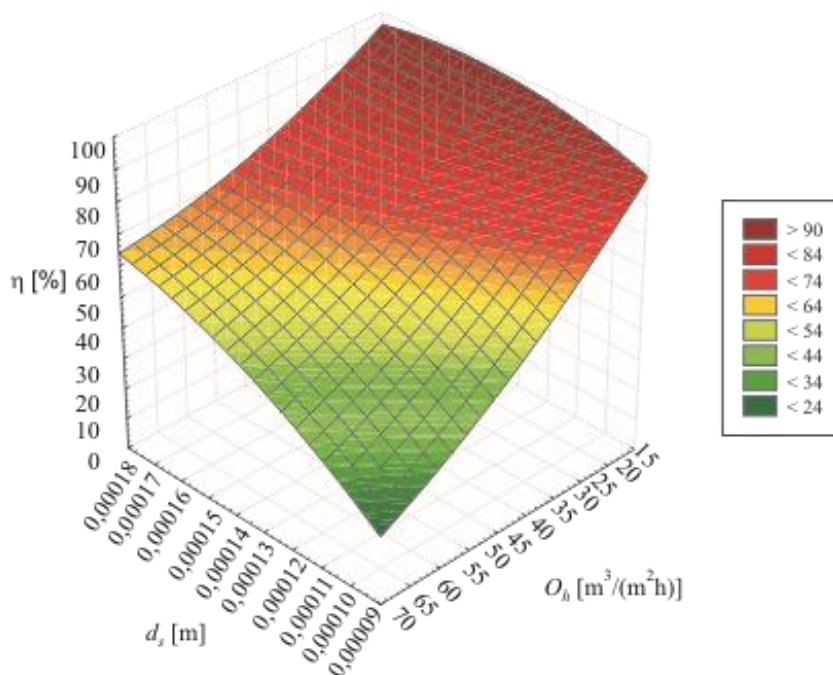
Rys. 50. Sprawności separacji cząstek stałych o średnicy 125 μm i cieczy (wody) w zależności od obciążenia hydraulicznego dla standardowego osadnika (S) i jego bezpośrednich modyfikacji (ZW)

Analiza sprawnościowa obejmowała również separację cząstek stałych o średnich średnicach 175 μm . Rozkład stopnia separacji względem średnich cząstek separowanych i zadanego obciążenia hydraulicznego dla konstrukcji ZW-2 (o najwyższej dla tego etapu uzyskanej sprawności aparatu) przedstawia rysunek 51. Im wyższe wartości obciążenia hydraulicznego oraz mniejsze cząstki materiału badawczego tym niższe wyniki sprawnościowe uzyskiwano podczas

badania. Otrzymane wyniki zmodyfikowanych osadników (typu ZW) porównano do rezultatów otrzymanych w standardowym osadniku wirowym S. Rezultaty te przedstawiono na rysunku 52. Porównując można stwierdzić, że konstrukcja standardowego osadnika wirowego jest dobrym rozwiązaniem w przypadku osiągania laminarnego przepływu przez aparat i odpowiednio dużych cząstek stałych, czyli dla separacji zawiesin ziarnistych. W ten sposób spełnia on swoją rolę podobnie do piaskownika, jednak zachowuje dużo mniejsze rozmiary.

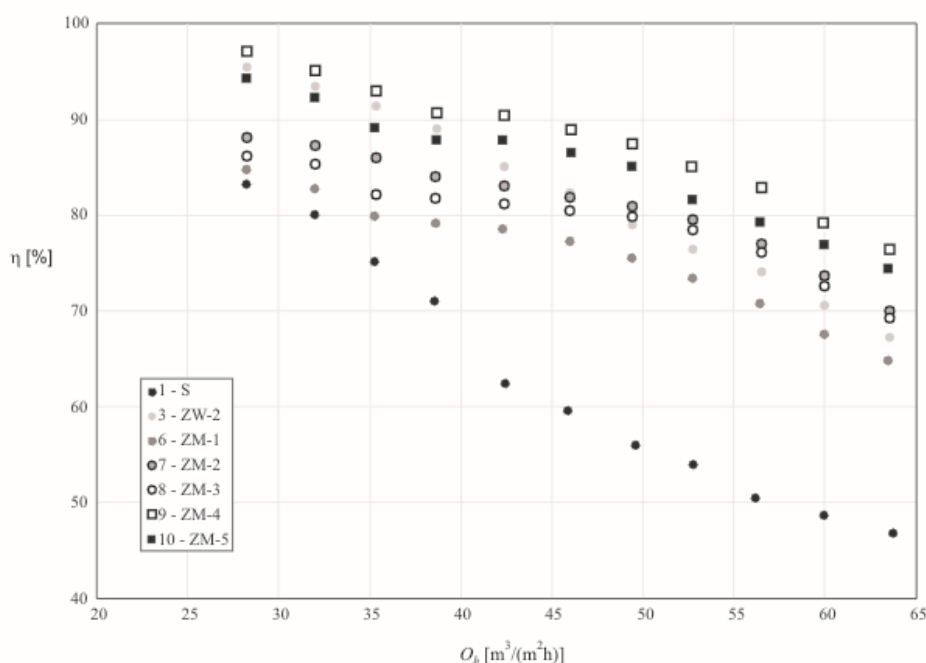


Rys. 51. Zależność sprawności separacji cząstek stałych i wody w osadniku ZW-2 od obciążenia hydraulicznego i średnicy cząstek stałych



Rys. 52. Zależność sprawności separacji cząstek stałych i wody w osadniku S od obciążenia hydraulicznego i średnicy cząstek stałych

Gdy teren zlewni jest obciążony nagłymi i intensywnymi spływami, sprawność oczyszczania cieczy w standardowym osadniku osiąga niską wartość, na poziomie 40–50%. Zastosowanie modyfikacji w postaci zanurzonego króćca zwiększa stopień zatrzymywania cząstek zanieczyszczeń stałych w zbiorniku osadnika, do poziomu 60–70%. Kolejna modyfikacja polegająca na usytuowaniu króćca zanurzonego promieniowo w zbiorniku osadnika i wydłużenie go do zanurzenia 0,2 m od dna aparatu (to jest $\frac{1}{2}$ wysokości wprowadzenie króćca wlotowego do korpusu osadnika), pozwoliła na zwiększenie stopnia oczyszczania cieczy z zanieczyszczeń stałych ciężkich. Porównanie sprawności separacji konstrukcji ZM ze standardowym osadnikiem wirowym S i zmodyfikowanym osadnikiem ZW-2 dla średniej średnicy cząstek separowanych $125 \mu\text{m}$ przedstawiono na rysunku 53. Pominięto słupki błędów ze względu na zaciemnienie obrazu.

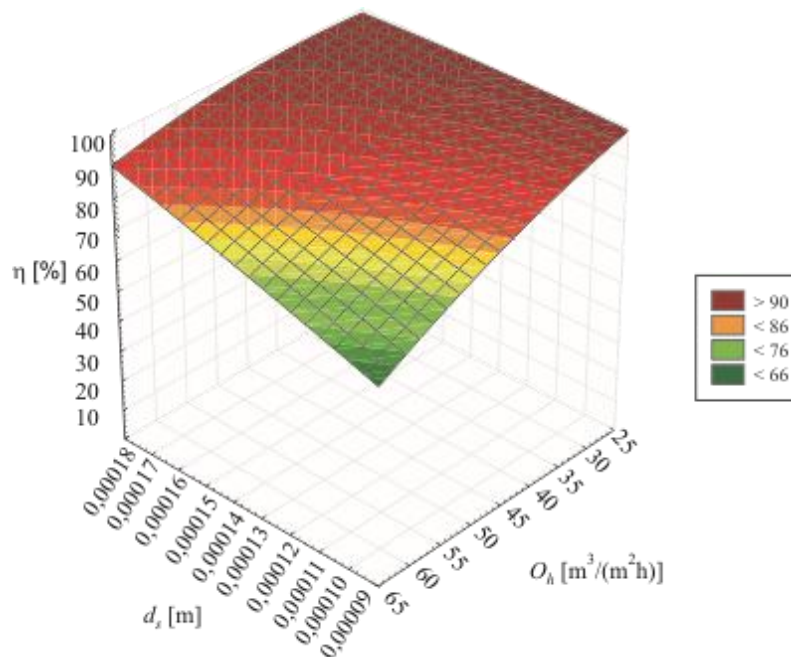


Rys. 53. Porównanie sprawności separacji zmodyfikowanych osadników wirowych ZM ze standardowym osadnikiem wirowym S i osadnikiem ZW-2 dla cząstek stałych ciężkich o średniej średnicy $125 \mu\text{m}$ w zależności od obciążenia hydraulicznego

Wykres sprawnościowy dla konstrukcji o najwyższej sprawności oczyszczania ZM-4 pokazuje rysunek 54. Zmodyfikowane osadniki wirowe ZM charakteryzują się większą stabilnością sprawności separacji cząstek stałych niż osadniki z grupy ZW, co widoczne jest poprzez nachylenie krzywej $f(O_h) = \eta$.

Wartości sprawności osadników ZM dla wartości obciążenia hydraulicznego od 25 do $65 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$, przy zmniejszających się średnicach cząstek stałych, zawierają się w przedziale od 100 do 77%. Co więcej, przy zachowaniu przepływu laminarnego wielkość separowanych cząstek

ciężkich nie ma znaczenia i nie wpływa na spadek sprawności separacji, utrzymując stopień separacji na poziomie 99–100%.

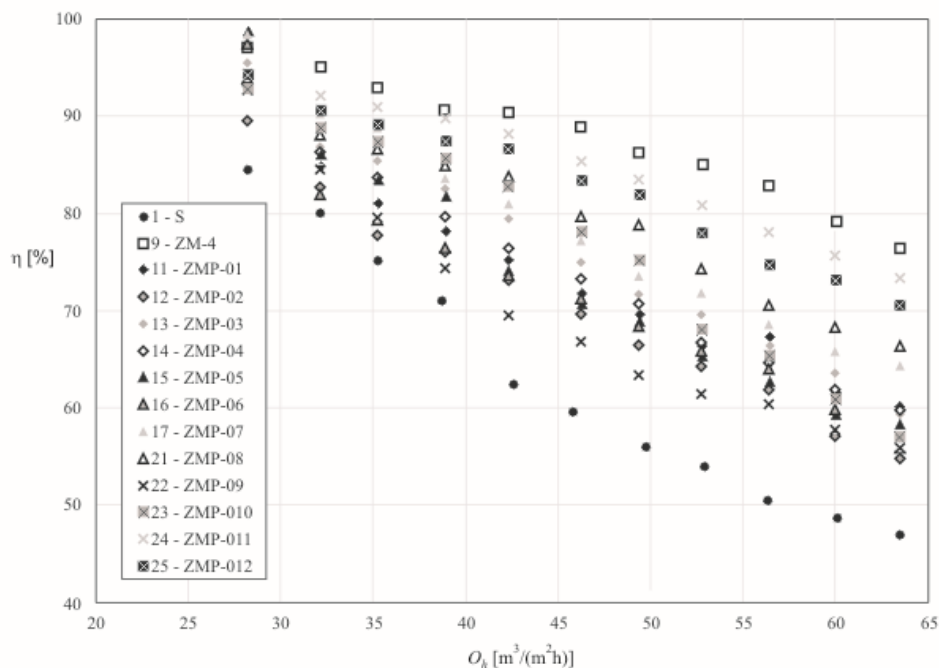


Rys. 54. Sprawność osadnika ZM- 4 procesu separacji cząstek stałych i wody w zależności od obciążenia hydraulicznego i średnicy cząstek stałych

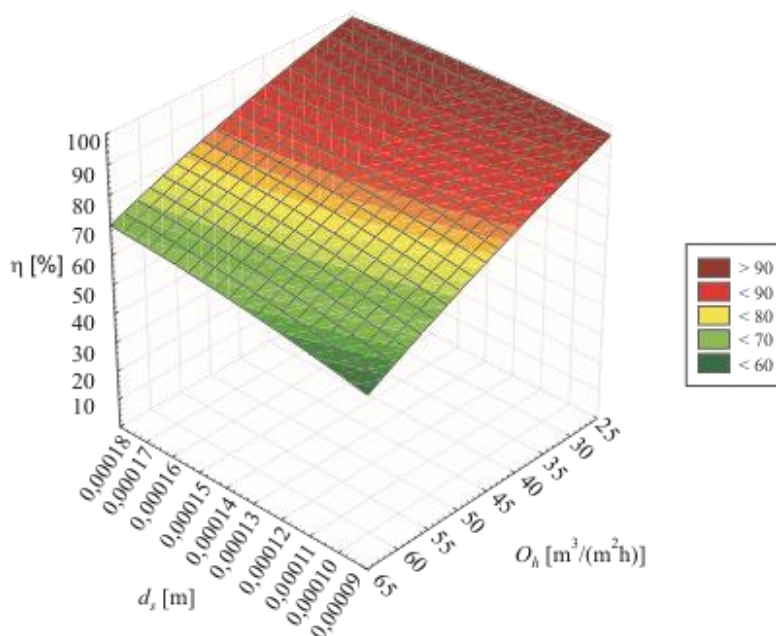
Ostatecznie zmodyfikowano konstrukcję osadnika wirowego o zastosowanie przegrody wzdłużnej umiejscowionej w osi zbiornika (typ ZMP-0) oraz ułożonej w $\frac{3}{4}$ średnicy osadnika licząc od króćca wlotowego do ujścia z osadnika (typ ZMP). W pierwszej kolejności porównano typ ZMP-0 do standardowego osadnika wirowego oraz osadnika ZM-4 dla cząstek stałych o średniej średnicy 125 μm , co pokazano na rysunku 55. Słupki błędów pominięto ze względu na zaciemnienie obrazu.

Dla konstrukcji zawierającej przegrodę w osi aparatu (ZMP-0) nie osiągnięto takich samych wyników sprawnościowych jak w przypadku konstrukcji jej pozbawionej (ZM) (dla separacji układu woda–ciało stałe ciężkie). Jest to prawdopodobnie spowodowane występującym dodatkowo wewnętrznym strumieniem w wyjściowej komorze osadnika, co powoduje wypłynięcie mniejszych cząstek poza osadnik. Wewnętrzny strumień w drugiej komorze może być obecny z powodu odbicia strumienia wirowego od ściany przegrody. Nie oznacza to jednak, że konstrukcja z przegrodą wzdłużną nie osiąga satysfakcjonujących wyników sprawnościowych. Stopień separacji cząstek stałych ciężkich zawiera się od 99 do 74%. Zastosowanie przegrody jest uzasadnione ze względu na szersze spektrum wykorzystania takiej konstrukcji, to znaczy dla splywów, w których wykazuje się obecność zanieczyszczających substancji lekkich stałych i

ciekłych. Na rysunku 56 przedstawiono zależność sprawności separacji dla wspomnianego układu od średnicy cząstek separowanych oraz obciążenia hydraulicznego dla konstrukcji ZMP-011.



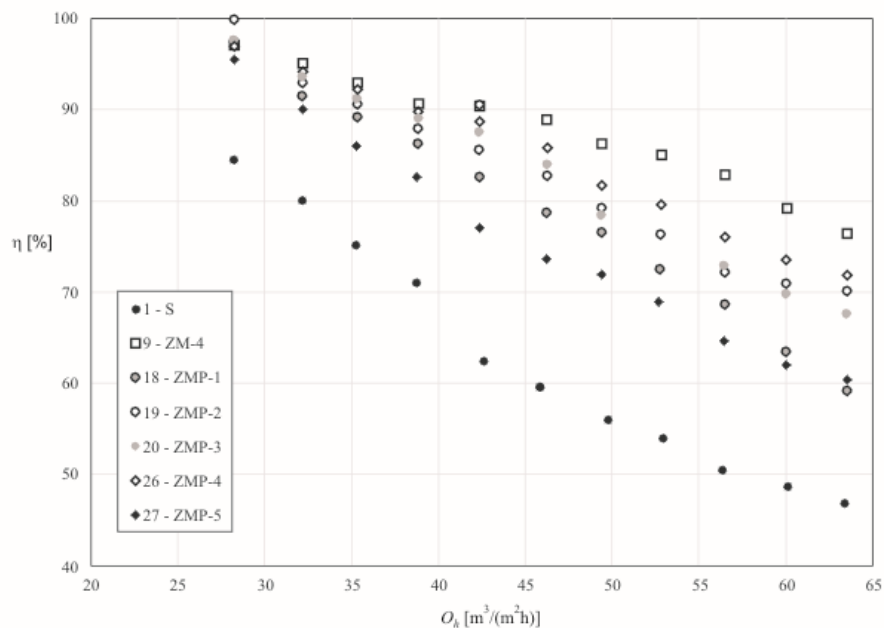
Rys. 55. Zestawienie sprawności separacji cząstek stałych ciężkich w wodzie w zmodyfikowanych osadnikach wirowych typu ZMP-0 oraz standardowego osadnika S i zmodyfikowanego osadnika ZM-4 w zależności od obciążenia hydraulicznego



Rys. 56. Sprawność separacji cząstek stałych ciężkich i wody w osadniku ZMP-011 w zależności od obciążenia hydraulicznego i średnicy cząstek stałych

Konstrukcje z przegrodą przesuniętą wykazują podobną tendencję, jak te z przegrodą w osi osadnika. Konstrukcja ZMP-4 osiąga najwyższe wartości sprawności separacji wśród badanych

typu ZMP, czyli przy obciążeniu hydraulicznym na poziomie $63 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ wynosi 78% (rysunek 57). Pominięto słupki błędów ze względu na zaciemnienie obrazu. Wszystkie badane modyfikacje charakteryzują się wyższym stopniem separacji cząstek stałych ciężkich w wodzie od standardowego osadnika wirowego o co najmniej 50%. Na rysunku 58 przedstawiono zależność sprawności od średnicy cząstek separowanych oraz od obciążenia hydraulicznego dla konstrukcji ZMP-4.

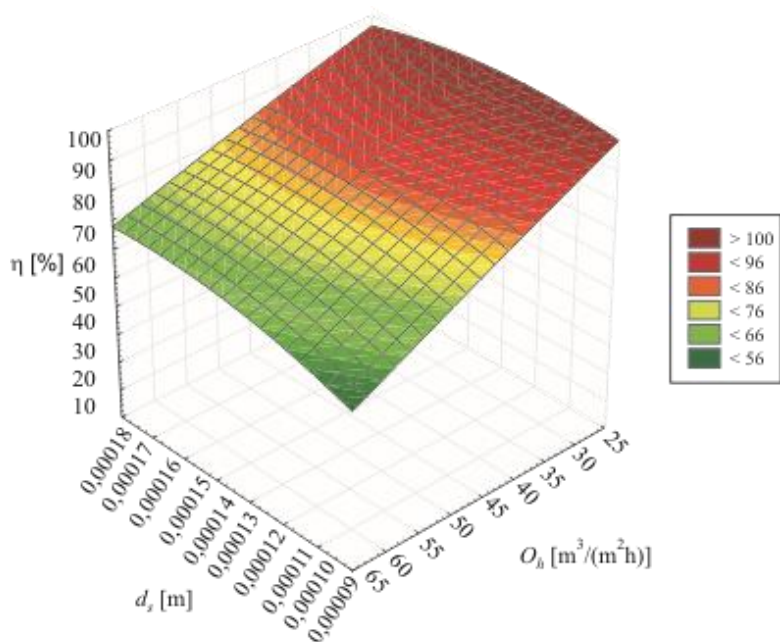


Rys. 57. Porównanie sprawności separacji cząstek stałych ciężkich o średniej średnic $125 \mu\text{m}$ zmodyfikowanych osadników wirowych ZMP ze standardowym osadnikiem wirowym S i osadnikiem ZM-4 w zależności od obciążenia hydraulicznego

Porównując zarówno konstrukcję ZMP-011 jak i ZMP-4, czyli wyposażone w przegrodę wzdłużną, do konstrukcji bez przegrody ZM-4, wykazują one niższe od 5 punktów procentowych (ZMP-011) do 23 punktów procentowych (np. ZMP-02) sprawności separacji cząstek stałych ciężkich. Świadczy to o tym, że dla spływów opadowych zanieczyszczonych w większości zawiesinami gruboziarnistymi warto zastosować prostszą konstrukcję osadnika wirowego, co skutkuje wysoką sprawnością oczyszczania i niskimi kosztami produkcji oraz eksploatacji.

Analiza danych wykazała, że umiejscowienie i kształt króćców wlotowych i wylotowych oraz ulokowanie przegrody wzdłużnej ma istotne znaczenie na efektywność oczyszczania cieczy w osadniku wirowym. Porównanie modeli matematycznych opisujących sprawności komory wirowej uzyskane przez różnych autorów [Athar i in., 2002; Keshavarzi i Gheisi, 2006; Paul i in. 1991] dowiodło, że żaden z wybranych wzorów wstępnych nie oddaje poprawnej wartości wydajności usuwania zanieczyszczeń. Oznacza to, że dla każdej nowej konstrukcji osadnika

wirowego należy wyznaczyć nowe równania pozwalające na oszacowanie uzyskiwanej sprawności separacji zanieczyszczeń w przepływającej cieczy.



Rys. 58. Sprawność separacji cząstek stałych ciężkich i wody w osadniku ZMP-4 w zależności od obciążenia hydraulicznego i średnicy cząstek stałych

Podjęto próbę opracowania korelacji sprawności separacji cząstek stałych ciężkich w wodzie bazując na liczbie Reynoldsa przepływu zanieczyszczonej cieczy i liczbie Reynoldsa dla opadania pojedynczej cząstki:

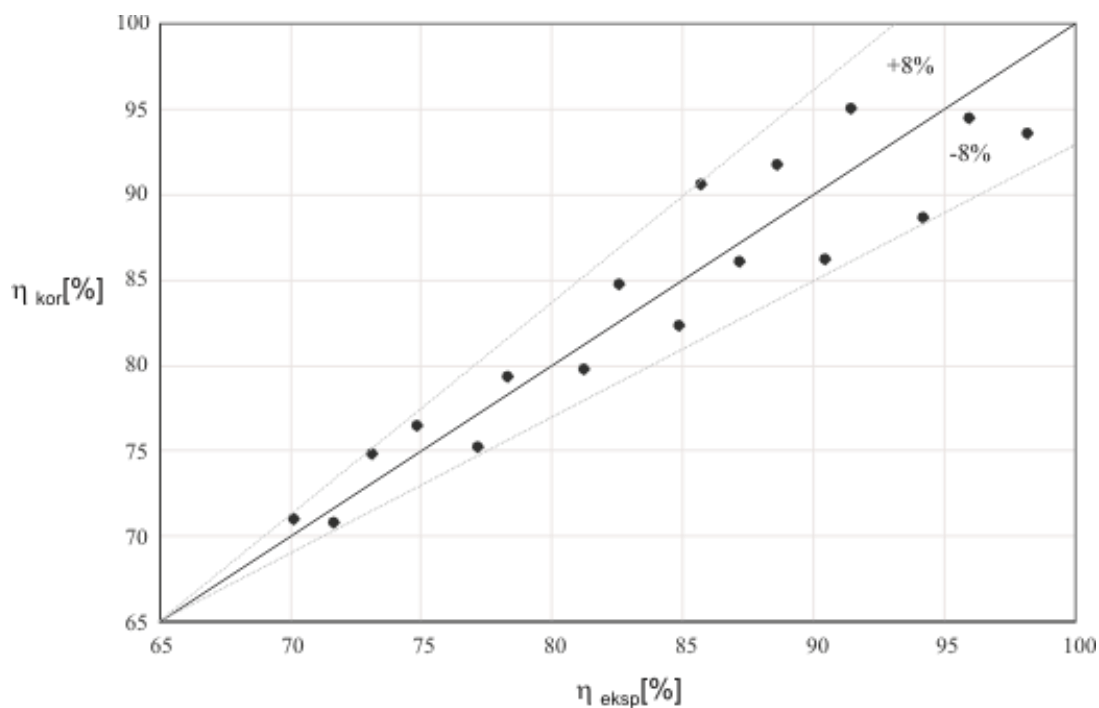
$$\eta = A_{(os)} \cdot Re_c^{B_{(os)}} \cdot Re_o^{C_{(os)}} \cdot 100\% \quad (125)$$

Współczynnik $A_{(os)}$ jest zależny od rodzaju konstrukcji. Wartości uzyskano w programie *Statistica*, opierając się na wymiarach oraz ułożeniu króćców i przegrody. Wykładniki $B_{(os)}$ i $C_{(os)}$ również otrzymane w programie *Statistica* dotyczą liczb Reynoldsa dla przepływu cieczy Re_c oraz dla procesu opadania Re_o . Wartości otrzymanych zmiennych przedstawiono w tabeli 20.

Błąd między danymi doświadczalnymi a wynikami korelacji zależał od rodzaju konstrukcji. Na rysunku 59 zestawiono wartości sprawności uzyskanych doświadczalnie oraz z korelacji z równania (125) dla osadnika ZMP-011, dla którego błąd między danymi eksperymentalnymi i korelacyjnymi wyniósł maksymalnie $\pm 8\%$.

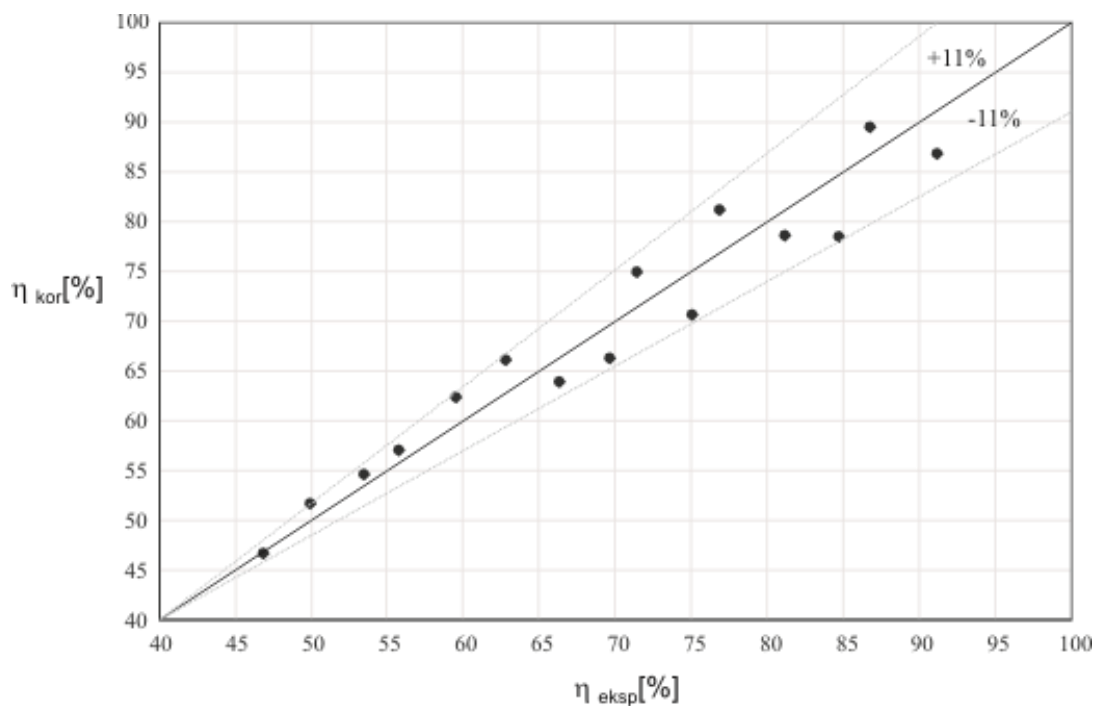
Tabela 20. Wartości współczynników dla sprawnościowego równania (125) dla procesu separacji układu woda-cząstki stałe ciężkie w zależności od rodzaju osadnika wirowego

Oznaczenie osadnika	$A_{(os)}$	$B_{(os)}$	$C_{(os)}$
S	76,23	-0,480	0,250
ZW-1	16,94	-0,275	0,233
ZW-2	11,30	-0,237	0,194
ZW-3	14,19	-0,254	0,223
ZM-1	13,85	-0,220	0,283
ZM-2	8,11	-0,198	0,181
ZM-3	7,42	-0,170	0,221
ZM-4	5,77	-0,177	0,121
ZM-5	6,23	-0,172	0,152
ZMP-01	31,70	-0,394	0,164
ZMP-02	42,71	-0,460	0,127
ZMP-03	40,05	-0,465	0,087
ZMP-04	41,86	-0,430	0,163
ZMP-05	48,22	-0,468	0,128
ZMP-06	44,23	-0,465	0,117
ZMP-07	35,28	-0,420	0,132
ZMP-08	23,58	-0,410	0,080
ZMP-09	64,98	-0,500	0,103
ZMP-010	72,54	-0,510	0,100
ZMP-011	8,29	-0,200	0,180
ZMP-012	7,56	-0,200	0,110
ZMP-1	36,23	-0,426	0,124
ZMP-2	15,06	-0,310	0,118
ZMP-3	25,41	-0,410	0,090
ZMP-4	28,63	-0,434	0,090
ZMP-5	45,87	-0,510	0,080



Rys. 59. Zestawienie wyników sprawności uzyskanych doświadczalnie z danymi uzyskanych z korelacji z równania (125) dla osadnika wirowego ZMP-011 dla średniej średnicy cząstek stałych wynoszącej 125 μm

W celu porównania zmodyfikowanych osadników przedstawiono na rysunku 60 zestawienie $\eta_{\text{kor}} = f(\eta_{\text{eksp}})$ dla standardowego osadnika wirowego S, dla którego błąd wyniósł maksymalnie $\pm 11\%$.



Rys. 60. Zestawienie wyników sprawności uzyskanych doświadczalnie z danymi uzyskanych z korelacji z równania (125) dla standardowego osadnika wirowego S dla średniej średnicy cząstek stałych wynoszącej 125 μm

Dodatkowo posłużono się równaniem EPA (ang. *The Environmental Protection Agency*) [EPA, 1997], które odnosi się do procesu separacji dla sedymentacji pod względem średnicy i gęstości cząstek separowanych oraz do konstrukcji osadnika:

$$\eta = \frac{100 \cdot P}{1 + B_E \cdot P} \quad (126)$$

Współczynnik korygujący B_E określa efektywność usuwania cząstek ciężkich z wody i jest charakterystyczny dla danej konstrukcji aparatu. Parametr P wyraża grawitacyjną separację cząstek stałych i określany jest wzorem:

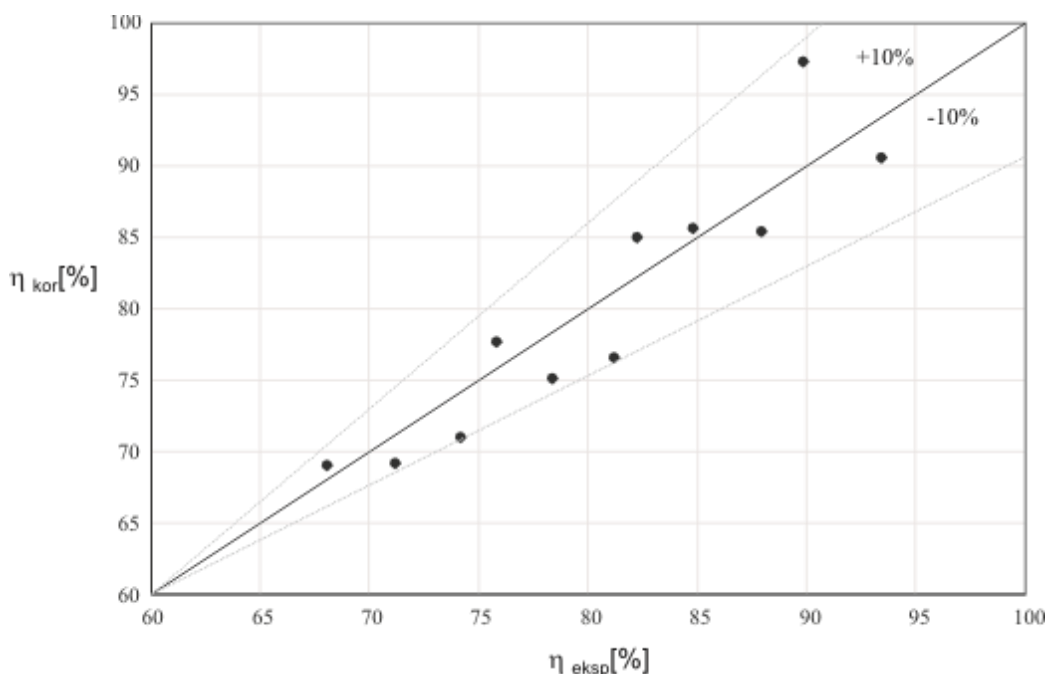
$$P = \frac{w_o \cdot A}{Q} \quad (127)$$

Wartość współczynnika B_E dla każdego osadnika dla separacji cząstek stałych ciężkich w wodzie przedstawiono w tabeli 21.

Tabela 21. Zestawienie współczynnika korygującego B_E dla badanych osadników wirowych dla separacji ciała stałego ciężkiego w wodzie z uwzględnieniem średnicy cząstek stałych oraz ich gęstości wynoszącej 2650 kg/m³.

Oznaczenie osadnika	d_s [μm]	B_E	Oznaczenie osadnika	d_s [μm]	B_E
S	125	0,74	ZMP-05	125	0,48
	175	0,84		175	0,76
ZW-1	125	0,50	ZMP-06	125	0,52
	175	0,68		175	0,80
ZW-2	125	0,43	ZMP-07	125	0,39
	175	0,66		175	0,70
ZW-3	125	0,47	ZMP-08	125	0,37
	175	0,67		175	0,76
ZM-1	125	0,43	ZMP-09	125	0,57
	175	0,63		175	0,89
ZM-2	125	0,34	ZMP-010	125	0,51
	175	0,63		175	0,93
ZM-3	125	0,36	ZMP-011	125	0,33
	175	0,62		175	0,73
ZM-4	125	0,24	ZMP-012	125	0,32
	175	0,59		175	0,72
ZM-5	125	0,27	ZMP-1	125	0,40
	175	0,59		175	0,70
ZMP-01	125	0,46	ZMP-2	125	0,30
	175	0,74		175	0,63
ZMP-02	125	0,56	ZMP-3	125	0,31
	175	0,85		175	0,69
ZMP-03	125	0,45	ZMP-4	125	0,34
	175	0,78		175	0,74
ZMP-04	125	0,46	ZMP-5	125	0,44
	175	0,74		175	0,84

Na rysunku 61 przedstawiono również porównanie wartości sprawności uzyskanych doświadczalnie oraz tych uzyskanych w wyniku obliczeń (równanie (126)), czyli rekomendowane przez EPA, dla osadnika wirowego ZMP-011. Błąd między danymi eksperymentalnymi i korelacyjnymi wyniósł $\pm 10\%$.

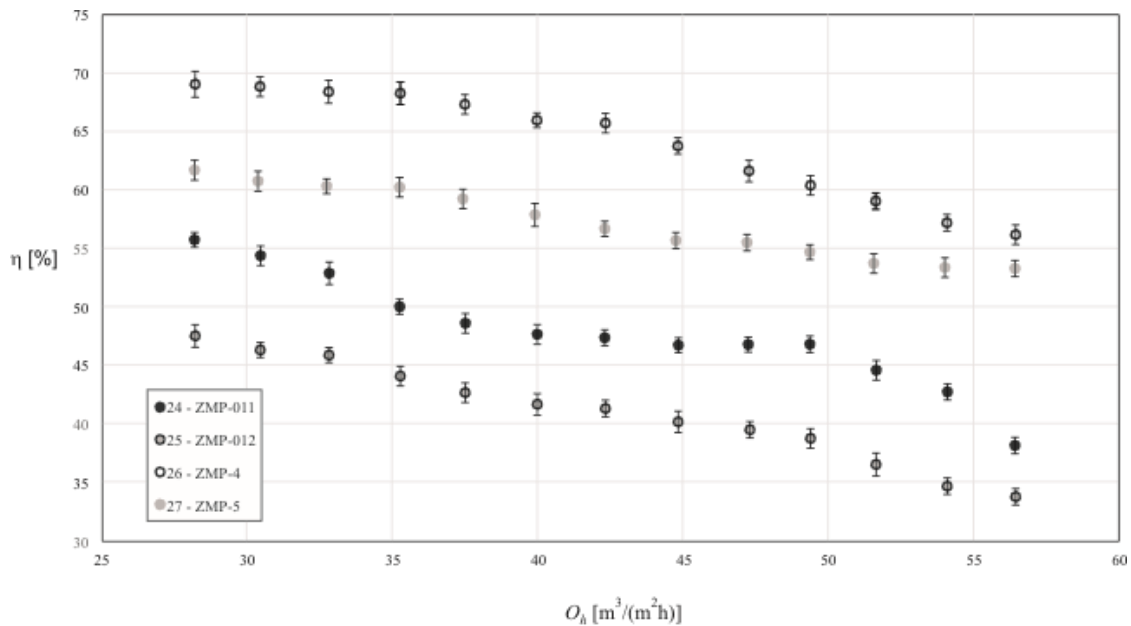


Rys. 61. Zestawienie wyników sprawności uzyskanych doświadczalnie z danymi uzyskanych z korelacji wg EPA z równania (126) dla standardowego osadnika wirowego ZMP-011 dla średniej średnicy cząstek stałych wynoszącej 125 μm

5.2.2. Analiza procesu separacji dla układu woda-cząstki stałe lekkie

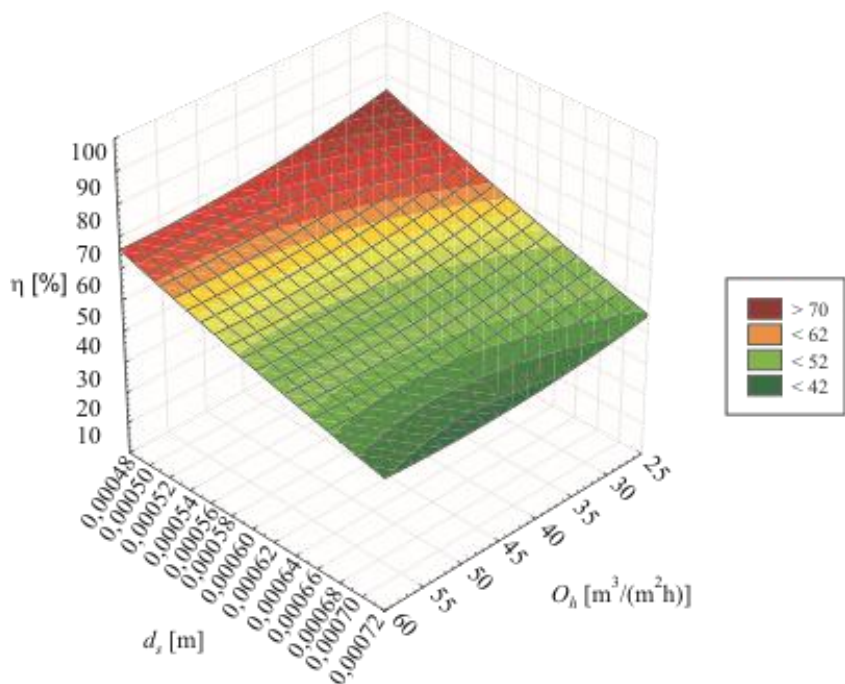
Dalsze badania nad procesem separacji dotyczą wybranych konstrukcji osadników wirowych, których wybór polegał na wyznaczeniu rozwiązań charakteryzujących się najwyższymi wśród swoich typów osadników uzyskanymi sprawnościami separacji cząstek ciężkich w wodzie. Analiza separacji cząstek stałych lekkich przeprowadzono dla dwóch konstrukcji typu ZMP-0 i dwóch ZMP w celu wykazania, jak zmienia się stopień separacji w zależności od wysokości położenia przegrody od dna osadnika oraz ułożenia względem osi zbiornika osadnika. Na rysunku 62 pokazano stopień separacji cząstek stałych lekkich o średniej średnicy 550 μm w wodzie dla wymienionych konstrukcji osadników wirowych.

Sprawności oczyszczania cząstek lekkich były znacząco niższe niż w przypadku separacji cząstek stałych ciężkich – najwyższa wartość osiągnięta w badaniu to 70% dla ZMP-4, natomiast najniższa – 34% dla ZMP-012.



Rys. 62. Stopień separacji cząstek stałych lekkich o średniej średnicy 550 μm w wodzie w zależności od obciążenia hydraulicznego dla zmodyfikowanych osadników wirowych z przegrodą wzdłużną

Podczas badania dostrzegano, że cząstki polietylenu agregowały w większe skupiska, które przy wyższych wartościach obciążenia hydraulicznego były porywane przez wir i wmywane z osadnika. Badania wykazały, że to osadniki posiadające przegrodę w osi aparatu osiągają niższe wartości stopnia separacji niż te charakteryzujące się przesunięciem przegrody w kierunku wylotu z osadnika.



Rys. 63. Zależność sprawności separacji cząstek stałych lekkich i wody w osadniku ZMP-4 od obciążenia hydraulicznego i średnicy cząstek stałych

Wartości stopnia separacji cząstek lekkich w przeprowadzonym badaniu zawierały się od 70 do 34% w zależności od konstrukcji. Przesunięcie przegrody powoduje, że sprawność ta wzrasta dwukrotnie i jest to związane ze zwiększeniem pierwszej komory osadnika, w której następuje zatrzymanie cząstek lekkich i zmniejszeniem komory wylotowej z osadnika. Sprawność oczyszczania wody z cząstek lekkich dla konstrukcji ZMP-4 przedstawiono na rysunku 63, jako zależność obciążenia hydraulicznego i średnicy separowanych cząstek.

Podjęto próbę wyznaczenia korelacji sprawności separacji cząstek stałych lekkich w wodzie, jednak nie udało się powiązać charakterystyki badanych konstrukcji oraz parametrów badanego złoza z uzyskanymi wynikami, tak jak w przypadku ciała stałego ciężkiego. Dlatego posłużono się równaniem agencji EPA (równanie (126)), a uzyskane wartości współczynnika korygującego B_E przedstawiono w tabeli 22, dla cząstek stałych o gęstości $\rho_s = 923 \text{ kg/m}^3$.

Tabela 22. Zestawienie współczynnika korygującego B_E dla badanych osadników wirowych ZMP-011, ZMP-012, ZMP-4 i ZMP-5 dla separacji ciała stałego lekkiego w wodzie z uwzględnieniem średnicy cząstek stałych oraz ich gęstości wynoszącej 923 kg/m^3 .

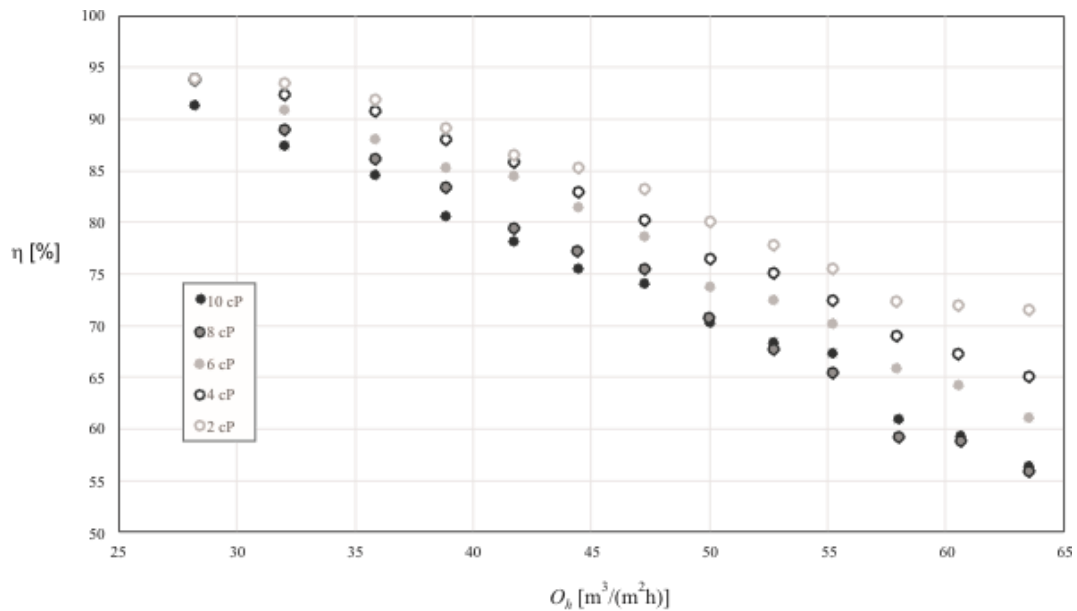
Oznaczenie osadnika	$d_s [\mu\text{m}]$	B_E
ZMP-011	550	3,08
	650	3,21
ZMP-012	550	3,42
	650	3,43
ZMP-4	550	2,53
	650	2,69
ZMP-5	550	2,70
	650	2,42

Należy jednak zaznaczyć, że równanie EPA (126) nie uwzględnia sposobu zachowania się cząstek w cieczy pod względem wzajemnego oddziaływania na siebie, dlatego uzyskane korelacyjne wartości sprawności separacji cząstek stałych lekkich w wodzie wobec danych uzyskanych doświadczalnie charakteryzują się błędem na poziomie $\pm 15\%$.

5.2.3. Analiza procesu separacji dla układu gliceryna-cząstki stałe ciężkie

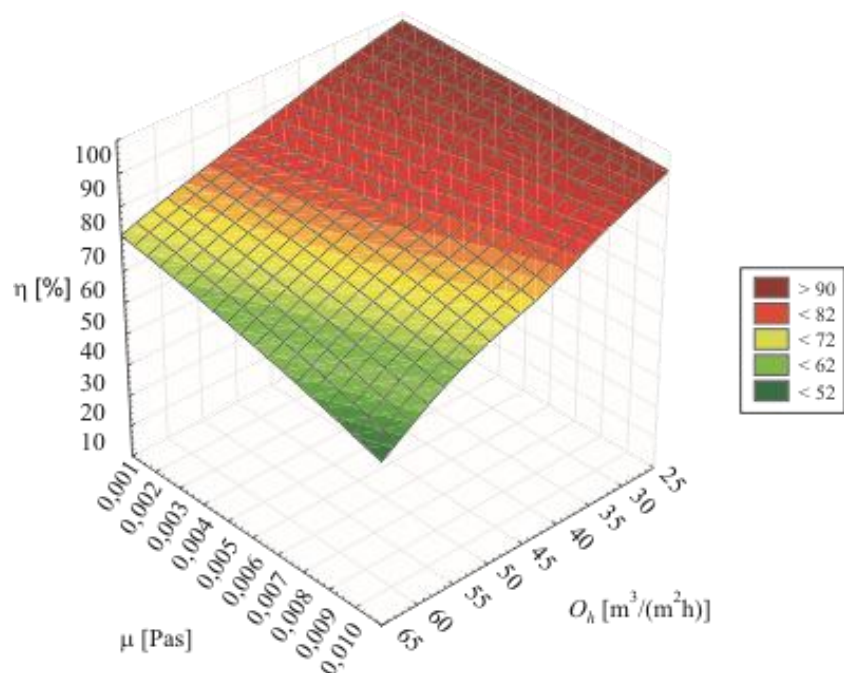
Analiza procesu separacji obejmowała również wpływ lepkości fazy ciągłej na sprawność zmodyfikowanych osadników wirowych. W celu odpowiedniego porównania do procesu separacji dla fazy wodnej, wybrano osadnik wirowy ZMP-011, który wówczas wykazał najwyższą wśród swojego typu wartość stopnia separacji frakcji ciężkiej. Na rysunku 64 pokazano wpływ lepkości

na przesunięcie krzywej sprawnościowej w zależności od obciążenia hydraulicznego. Pominięto słupki błędów ze względu na zaciemnienie obrazu.



Rys. 64. Zależność sprawności separacji cząstek stałych ciężkich o średniej średnicy 125 μm od obciążenia hydraulicznego dla różnych wartości lepkości fazy ciągłej dla osadnika ZMP-011

Badania wykazały, że wraz ze zwiększającą się lepkością cieczy newtonowskiej stopień separacji cząstek stałych ciężkich maleje. Jest to związane z przepływem laminarnym w osadniku, co uwidacznia się w wartościach liczby Reynoldsa, oraz coraz mniejszą prędkością sedymentacji cząstek stałych.



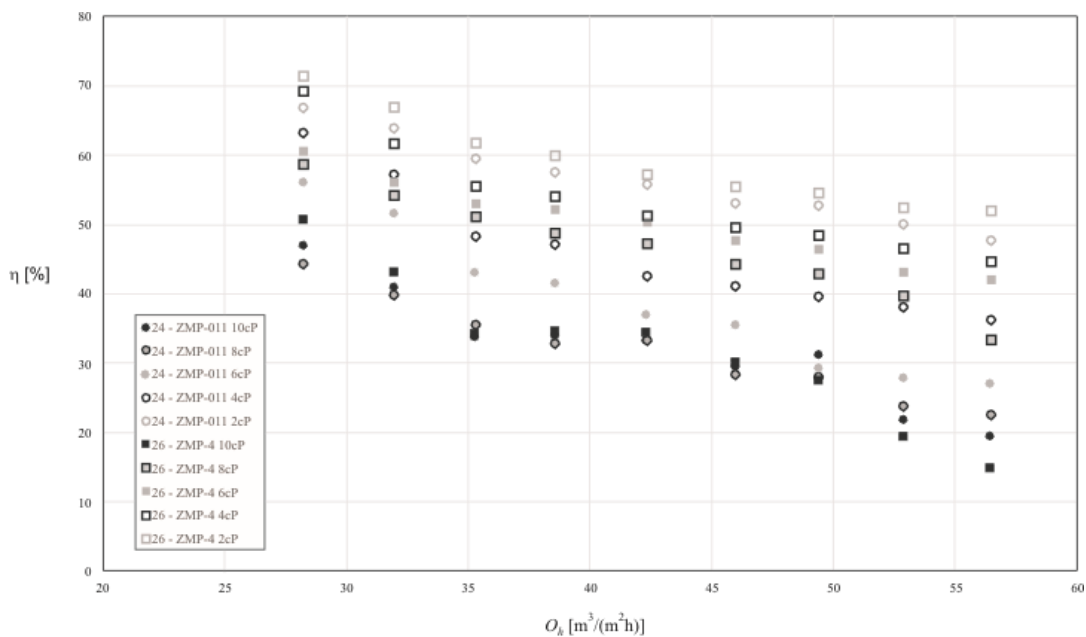
Rys. 65. Zależność sprawności separacji cząstek stałych o średniej średnicy 125 μm od obciążenia hydraulicznego i lepkości fazy ciągłej dla osadnika wirowego ZMP-011

Przy obciążeniu hydraulicznym o wartości $63 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ przy lepkości cieczy na poziomie $10 \cdot 10^{-3} \text{ Pa}\cdot\text{s}$ stopień separacji cząstek o średnicy $125 \mu\text{m}$ wynosi 55% , co w porównaniu do fazy wodnej jest wynikiem o 28% niższym. Na rysunku 65 zaprezentowano tą samą zależność w postaci wykresu powierzchniowego.

Wraz ze wzrostem lepkości fazy rozpraszającej oraz ze wzrostem obciążenia hydraulicznego maleje sprawność separacji cząstek stałych ciężkich w osadniku wirowym. Ponownie podjęto próbę wyznaczenia korelacji, jednak ze względu na liczbę zmiennych nie udało się ich odpowiednio powiązać. Podjęto również próbę posłużenia się równaniem rekomendowanym przez agencję *EPA*, jednak wartości współczynnika korygującego uzyskano w formie ujemnej, co prowadzi do braku zgodności uzyskanych wartości sprawności separacji z rzeczywistością, dlatego odrzucono to rozwiązanie.

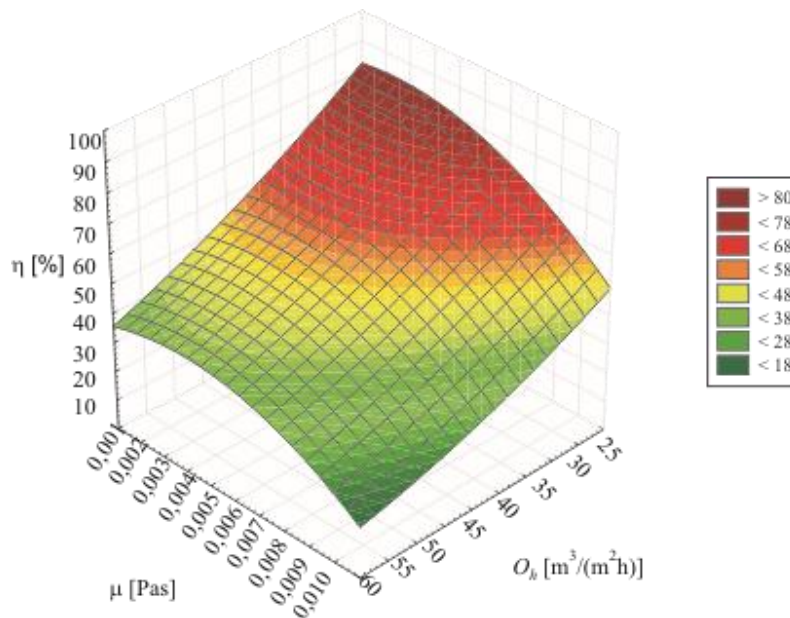
5.2.4. Analiza procesu separacji dla układu gliceryna-cząstki stałe lekkie

Analizę separacji cząstek stałych lekkich przeprowadzono także w warunkach zmiennej lepkości fazy ciągłej. Do zrealizowania badań posłużyły dwie konstrukcje: ZMP-011 i ZMP-4, co pozwoliło ponownie na określenie wpływu umieszczenia przegrody na proces separacji, jednak dla innych warunków procesu, co pokazano na rysunku 66. Pominięto słupki błędów ze względu na zaciemnienie obrazu. Stopień separacji cząstek stałych lekkich dla obu konstrukcji malał wraz ze wzrostem obciążenia hydraulicznego oraz ze wzrostem lepkości fazy ciągłej. Co więcej, obie konstrukcje dla cieczy o lepkości dwukrotnie wyższej niż lepkość wody uzyskała o 5 punktów

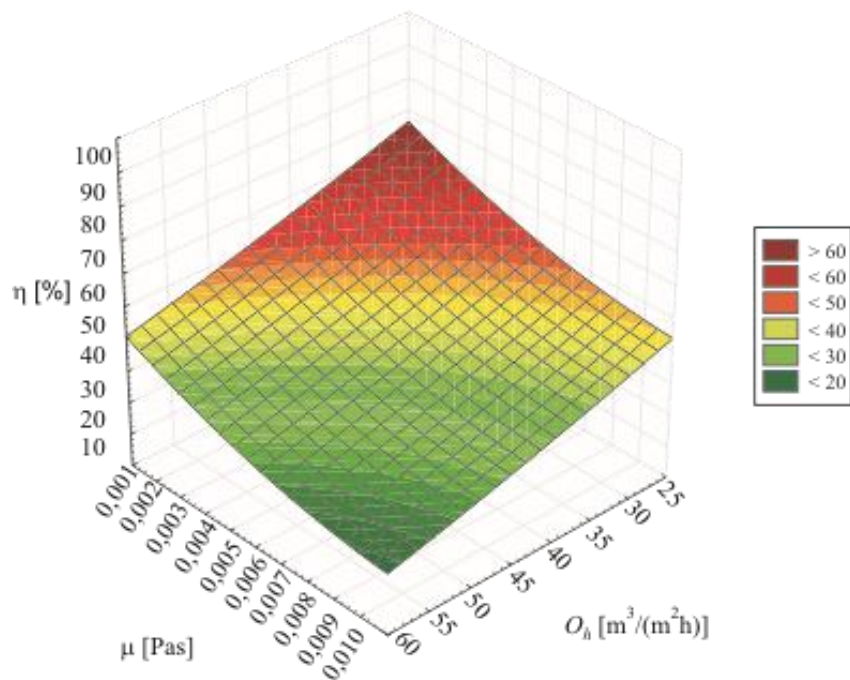


Rys. 66. Sprawność separacji cząstek stałych lekkich o średniej średnicy $550 \mu\text{m}$ w zależności od obciążenia hydraulicznego i lepkości fazy ciągłej w zmodyfikowanych osadnikach wirowych: ZMP-011 oraz ZMP-4

procentowych wyższą sprawność separacji niż w przypadku układu LDPE-woda. Rysunki 67 i 68 pokazują wykresy sprawnościowe dla badanych konstrukcji w zależności od lepkości fazy ciągłej.



Rys. 67. Zależność sprawności separacji cząstek stałych lekkich o średniej średnicy 550 μm od obciążenia hydraulicznego i lepkości fazy ciągłej dla osadnika wirowego ZMP-4



Rys. 68. Zależność sprawności separacji cząstek stałych lekkich o średniej średnicy 550 μm od obciążenia hydraulicznego i lepkości fazy ciągłej dla osadnika wirowego ZMP-011

Podjęto próbę wykorzystania korelacji *EPA* dla uzyskanych danych eksperymentalnych, a wartości współczynnika korygującego przedstawiono w tabeli 23, dla gęstości ciała stałego $\rho_s = 923 \text{ kg/m}^3$.

Tabela 23. Zestawienie współczynnika korygującego B_E dla badanych osadników wirowych ZMP-011 i ZMP-4 dla separacji ciała stałego ciężkiego w wodnych roztworach gliceryny z uwzględnieniem średnicy cząstek stałych oraz ich gęstości wynoszącej 923 kg/m^3 .

Oznaczenie osadnika	$\mu_c \cdot 10^3$ [Pa · s]	d_s [μm]	B_E	
ZMP-011	10	550	6,02	
		650	5,47	
	8	550	4,57	
		650	5,17	
	6	550	5,37	
		650	4,59	
	4	550	4,39	
		650	4,14	
	2	550	3,70	
		650	3,86	
	ZMP-4	10	550	6,67
			650	5,23
8		550	4,44	
		650	3,83	
6		550	4,07	
		650	3,38	
4		550	3,43	
		650	3,33	
2		550	3,03	
		650	2,73	

Istotne jest, że ze względu na liczbę zmiennych równanie *EPA* również nie ma pokrycia z danymi eksperymentalnymi, ponieważ błąd między wartościami teoretycznymi a doświadczalnymi wynosi ponad 20%.

5.2.5. Analiza procesu separacji dla układu woda-substancje ropopochodne

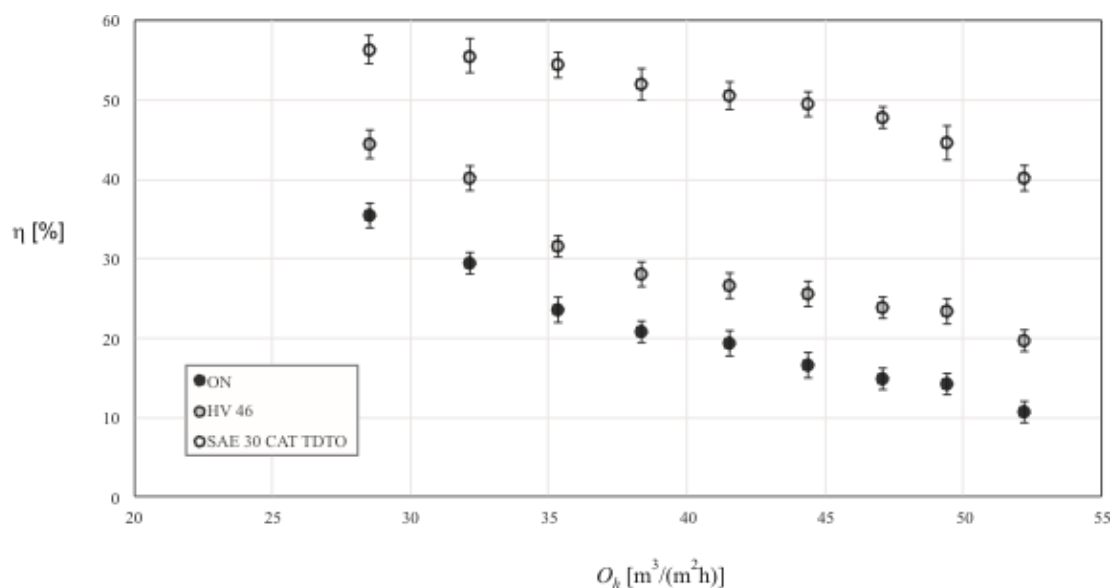
Analizę separacji substancji ropopochodnych przeprowadzono na konstrukcji ZMP-4, ze względu na wcześniej uzyskane wyniki dotyczące separacji frakcji stałej lekkiej w porównaniu do ZMP-011. Podczas badania dla każdej serii pomiarowej pobierano próbkę cieczy na wyjściu z osadnika. Następnie wykonano analizy w celu określenia indeksu oleju mineralnego według metody badawczej wyrażonej w normie PN-EN ISO 9377-2:2003 (Jakość wody – oznaczanie indeksu oleju mineralnego – część 2: metoda z zastosowaniem ekstrakcji rozpuszczalnikiem i

chromatografii gazowej). Metoda oznaczania indeksu oleju mineralnego w wodach za pomocą chromatografii gazowej jest odpowiednia do badania wód powierzchniowych, ścieków i ścieków oczyszczonych. Pozwala na oznaczanie indeksu oleju mineralnego dla stężeń wyższych niż 0,1 mg/l. Metody nie stosuje się do ilościowego oznaczania zawartości lotnego oleju mineralnego, jednak na podstawie rozkładu pików na chromatogramie gazowym można uzyskać niektóre informacje jakościowe o składzie zanieczyszczającego oleju mineralnego [Badowska i Gryglik, 2012; PKN, 2020]. Indeks oleju mineralnego to suma stężeń związków, charakteryzujących się czasem retencji zawartym między wymyciem n-dekanu ($C_{10}H_{22}$) a n-tetrakontanu ($C_{40}H_{82}$). Substancje te można oddzielić rozpuszczalnikiem węglowodorowym o temperaturze wrzenia od 35 do 69°C, natomiast nie mogą być adsorbowane na spreparowanej ziemi krzemkowej [Badowska i Gryglik, 2012]. Technika chromatograficzna użyta w tym badaniu to chromatografia gazowa z detektorem płomieniowo-jonizacyjnym FID. Na rysunku 69 przedstawiono chromatograf gazowy firmy Agilent, na którym przeprowadzono analizy (*Aquanet Laboratorium*).



Rys. 69. Chromatograf gazowy firmy Agilent

Badanie przeprowadzono inspirowane literaturą [Kurgly i in., 2010]. Zgodnie ze standardem temperatura wody podczas eksperymentów mieściła się w granicach $17 \pm 3^\circ C$, wartość $pH \sim 7 \pm 1$, a jej przepływ był stały. Na początku testu separator napełniano wodą i mierzono poziom wody w separatorze w danych warunkach przepływowych, a następnie doprowadzano frakcję olejową (stężenie 4250mg/l; dokładność $\pm 5\%$). Woda i lekka ciecz były mieszane i kierowane do separatora. Pobieranie próbek rozpoczynano po okresie rozruchu, równoważnym z czterokrotną wymianą objętości wody w separatorze. W celu określenia stężenia pozostałości cieczy lekkiej w wodzie wykonano analizę wody w strumieniu wylotowym. Próbki ścieków pobierano za pomocą umieszczonego za przewodem odpływowym naczynia zbierającego o pojemności 1 l.



Rys. 70. Stopień separacji frakcji olejowej o różnej lepkości w wodzie w zależności od obciążenia hydraulicznego dla osadnika wirowego ZMP-4

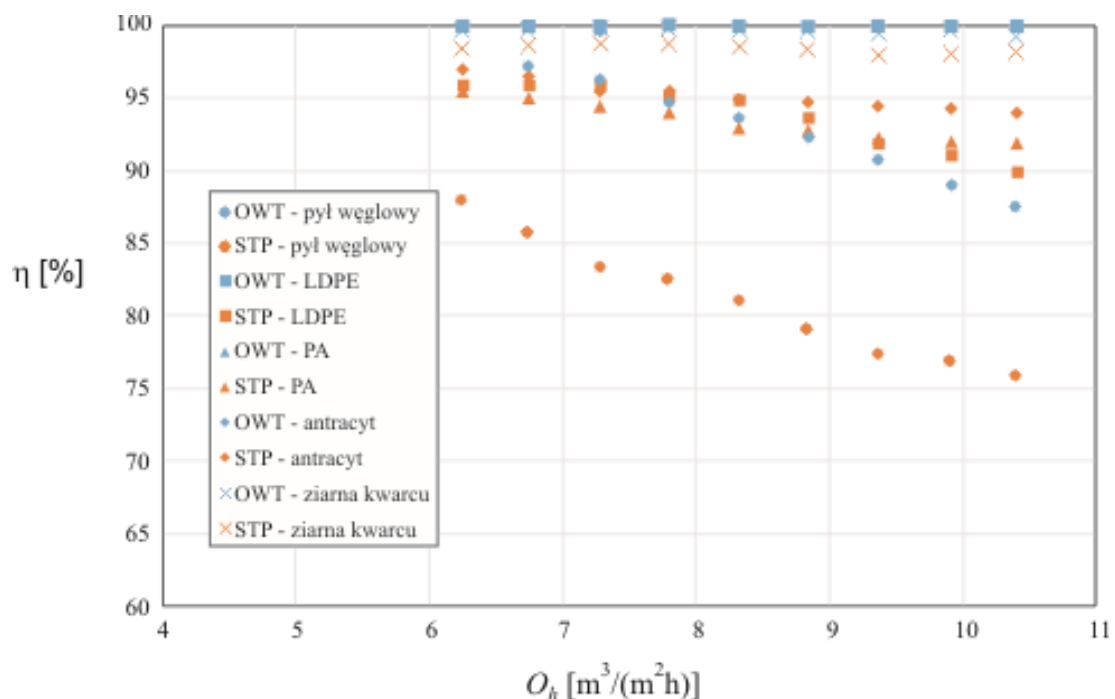
Analiza separacji układu ciecz-ciecz za pomocą zmodyfikowanego osadnika wirowego wykazała, że lepkość fazy olejowej wpływa na sprawność separacji. Wraz ze wzrostem lepkości fazy rozproszonej rośnie stopień separacji faz ciekłych. Na rysunku 70 przedstawiono sprawność oczyszczania wody z frakcji olejowej osadnika wirowego ZMP-4. Wartości sprawności separacji nie przekroczyły 60%. Przebieg procesu separacji oleju przekładniowego SEA 3 CAT TDTO o najwyższej z badanych olejów lepkości, skutkuje uzyskaniem najwyższych wśród badanych sprawności separacji i charakteryzował się największą stabilnością. Przy obciążeniu hydraulicznym $28 m^3/m^2h$ stopień separacji miał wartość 56%, natomiast przy najwyższym obciążeniu na poziomie $52 m^3/m^2h$ – 40%. Indeks oleju mineralnego wynosił dla oleju SEA 3 CAT TDTO: przy $28,23 m^3/m^2h$ – $170 \pm 3,4$ mg/l; przy $35,29 m^3/m^2h$ – $190 \pm 6,5$ mg/l; przy $49,40 m^3/m^2h$ – 207 ± 10 mg/l.

Taki rezultat związany był z agregowaniem kropelek oleju w większe krople, które przy wysokiej lepkości charakteryzowały się niską prędkością wyporu, przez co zostały zatrzymywane na przegrodzie osadnika, a nie porwane przez wodę do ujścia z aparatu.

5.2.6. Analiza separacji układu ciecz-ciało stałe w osadnikach wirowych w skali technicznej

Analiza separacji ciała stałego ciężkiego i lekkiego została przeprowadzona również na osadnikach w skali technicznej (STP i OWT). Do badań zastosowano ziarna kwarcu oraz inne materiały badawcze, które różniły się gęstością i rozmiarem, aby wykazać potencjał sprawnościowy konstrukcji niezależnie od rodzaju separowanych zawiesin. Użytymi materiałami

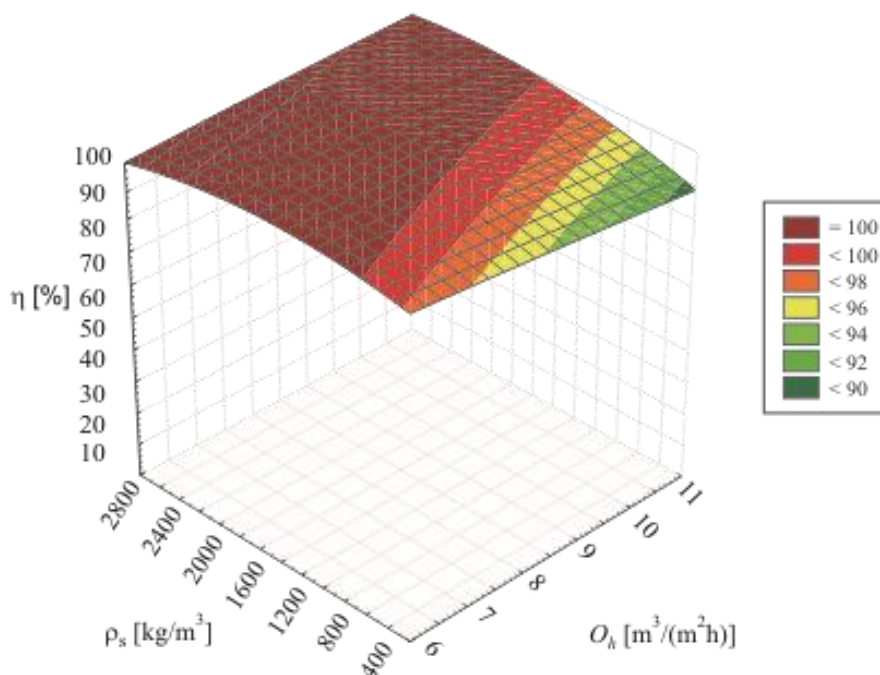
były również: pył węglowy, polietylen (LDPE), poliamid (PA) oraz antracyt. Warunki prowadzenia procesu były takie same jak w przypadku osadników wirowych o mniejszych wymiarach. Konstrukcje techniczne były średnio 3,5 razy większe od konstrukcji w skali laboratoryjnej, dlatego obciążenie hydrauliczne, które osiągnięto dla osadników wirowych w skali technicznej było odpowiednio mniejsze i zawierało się w granicach od 6,2 do 10,4 m³/m²h. Na rysunku 71 pokazano stopień separacji ciał stałych w wodzie dla osadnika wirowego STP i zmodyfikowanego OWT w zależności od zadanego obciążenia hydraulicznego. Niezależnie od konstrukcji i badanego materiału, wszystkie uzyskane wyniki sprawności separacji zawierały się w przedziale 75–100%.



Rys. 71. Sprawność separacji osadników wirowych w skali technicznej OWT i STP dla badanych ciał stałych w wodzie w zależności od obciążenia hydraulicznego

Zaobserwowano, że modyfikacja osadnika wpłynęła na zwiększenie stopnia separacji, szczególnie w przypadku analizowanych ziaren pyłu węglowego, gdzie wartość sprawności separacji zwiększono o ok. 16%. Możliwe, że obecność przegrody w znacznym stopniu eliminowała wymywanie ziaren unoszących się na powierzchni cieczy do ujścia z osadnika. Najwyższą sprawność dla obu konstrukcji osadnika osiągnięto dla procesu separacji polietylenu oraz ziaren kwarcu (od 90 do 100%). Polietylen wykazywał silną adhezję do powierzchni wewnątrz korpusu osadnika, co powodowało, że materiał ten nie został wymyty wraz ze strumieniem cieczy. Ziarna kwarcu podlegały łatwemu rozdzieleniu, ponieważ różnica ich gęstości i gęstości fazy ciągłej było najwyższa, co w przypadku prędkości sedymentacji ma znaczący wpływ (równanie (33)). Przeanalizowano również wpływ sprawności separacji dla

zmodyfikowanego osadnika wirowego OWT w zależności od gęstości fazy rozproszonej ciała stałego oraz obciążenia hydraulicznego. Takie zestawienie zaprezentowano na rysunku 72.



Rys. 72. Sprawność separacji ciał stałych w wodzie w zmodyfikowanym osadniku wirowym OWT w zależności od obciążenia hydraulicznego i gęstości ciał stałych

Osadnik OWT uzyskał sprawność 100% dla separacji cząstek stałych ciężkich w całym zakresie obciążenia hydraulicznego. Wpływ gęstości na sprawność procesu separacji zaobserwowano dla najwyższych wartości obciążenia hydraulicznego ($O_h = 9\text{--}11 m^3/m^2h$) dla gęstości $\rho_s = 307 kg/m^3$ gdzie osiągnięto wartość sprawności na poziomie 90%.

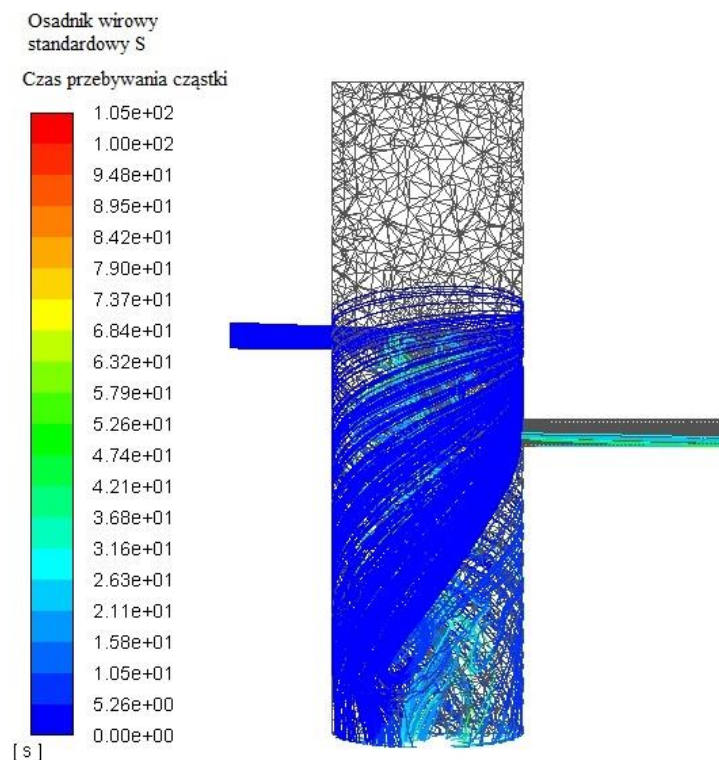
5.2.7. Symulacje CFD osadników wirowych

Podjęto próbę przeprowadzenia symulacji komputerowych CFD badanych osadników wirowych. We współpracy z Wydziałem Inżynierii Chemicznej i Procesowej Politechniki Warszawskiej opracowano dla każdego osadnika symulację CFD dla najprostszego przypadku, czyli separacji ciała stałego ciężkiego w wodzie. Do obliczeń przyjęto, że cząstki stałe charakteryzowały się średnimi średnicami 125, 175 oraz 250 μm , oraz gęstością 2650 kg/m^3 .

Obliczenia prowadzono przy wykorzystaniu obliczeniowej mechaniki płynów CFD korzystając z oprogramowania *ANSYS Fluent 19.0*. W modelowanym przypadku stosowano model burzliwości $k-\epsilon$ oraz model *DPM*. Założeniem był przepływ ustalony, która odbywa się pod wpływem siły grawitacji równej 9,81 m/s^2 . W warunkach brzegowych zadano wartości przepływu masowego odpowiadające wartościom występujących w badaniu. Jako schematu aproksymacji użyto algorytmu *SIMPLE*. Obliczane przypadki składały się z 350–550 tysięcy komórek

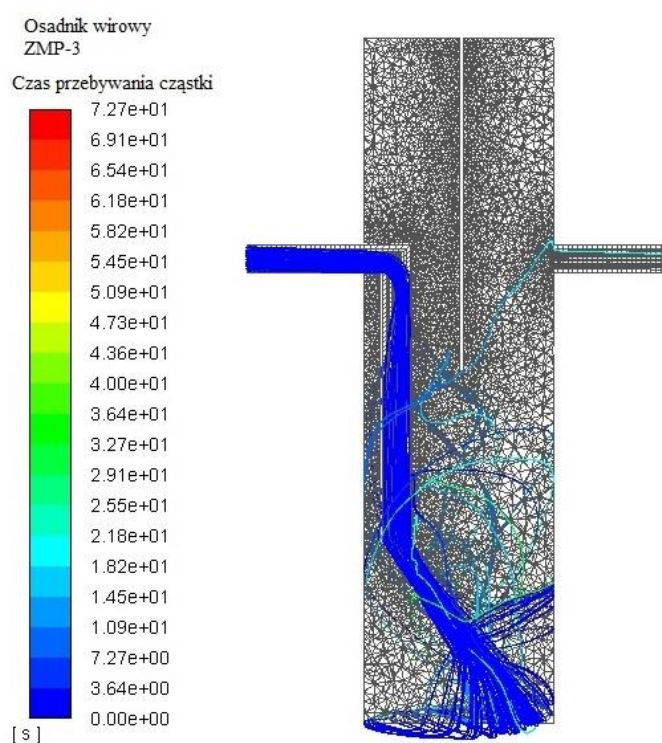
obliczeniowych, głównie z komórek tetraedrycznych. Podczas nakładania siatki obliczeniowej zwiększono liczbę elementów w miejscach występowania największych zmian w przepływie tj. w zagięciach, wylotach i wlotach do rur oraz przegrodzie. W tych miejscach zastosowano lokalne zagęszczenia siatki do wymiarów komórek 1–2 mm, co było wystarczające ze względu na fakt, że modelowano jedynie płyn. Przed przystąpieniem do obliczeń zweryfikowano niezależność wyników od siatki obliczeniowej. Dodatkowo każda z siatek spełniała kryteria jakościowe (m.in. *Aspect Ratio*, *Orthogonal Quality*, *Skewness*). Przeprowadzono dodatkową walidację uzyskanych wyników pod kątem bilansu masy i potwierdzono ich poprawność. Na rysunkach 73–75 przedstawiono graficzny opis symulacji z trajektorią ruchu cząstek stałych podczas zadanego obciążenia hydraulicznego w osadniku i na jego wyjściu dla osadników S, ZMP-3 oraz ZMP-011.

Wybrano konstrukcje z przegrodą w osi i przesuniętą ku wylotowi oraz standardowy osadnik wirowy, co ma na celu wykazanie różnic dotyczących ruchu cząstek stałych ciężkich w zbiorniku osadnika oraz tego w jakim stopniu są wymywane na zewnątrz separatora. Zaobserwowano, że zastosowanie przegrody powoduje ustabilizowanie przepływu w osadniku i powoduje, że sprawności osadnika wzrasta, tak jak jest to potwierdzone danymi eksperymentalnymi.



Rys. 73. Obraz symulacyjny trajektorii ruchu cząstek ciała stałego ciężkiego o średnicy $175\ \mu\text{m}$ o zdefiniowanych czasach przebywania w osadniku standardowym S przy obciążeniu hydraulicznym równym $35,29\ \text{m}^3/\text{m}^2\text{h}$

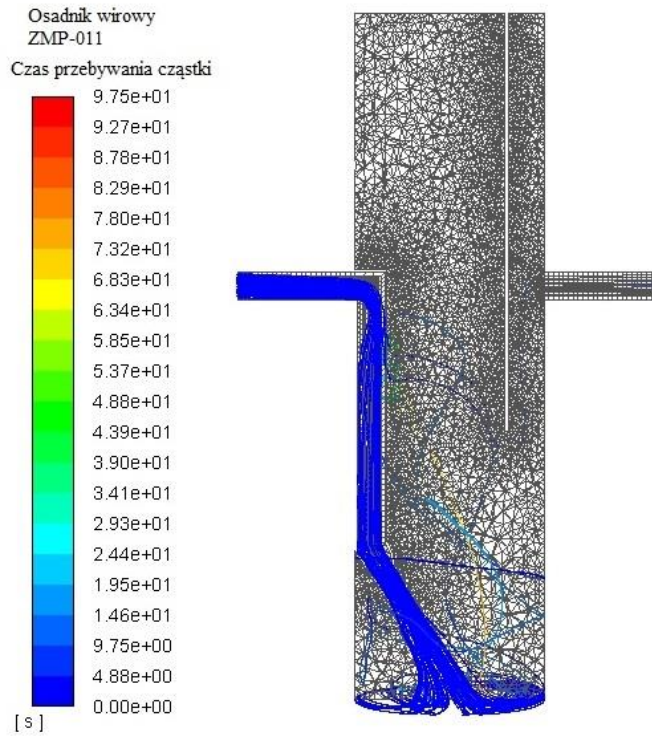
Dla każdego obrazu symulacji przypisano legendę, zgodnie z którą ruch cząstek charakteryzował się krótszym lub dłuższym czasem ich przebywania w osadniku, wyrażonym w sekundach. Linie o zgodnych z legendą kolorach to ścieżki ruchu cząstek ciała stałego ciężkiego wewnątrz osadnika podczas zadanego obciążenia hydraulicznego. Dla osadnika standardowego widoczne jest zagęszczenie linii trajektorii cząstek o najkrótszym czasie przebywania. Oznacza to, że standardowy osadnik wirowy nie charakteryzuje się wysokim stopniem zatrzymywania cząstek wewnątrz zbiornika, co przekłada się na obniżenie sprawności oczyszczania.



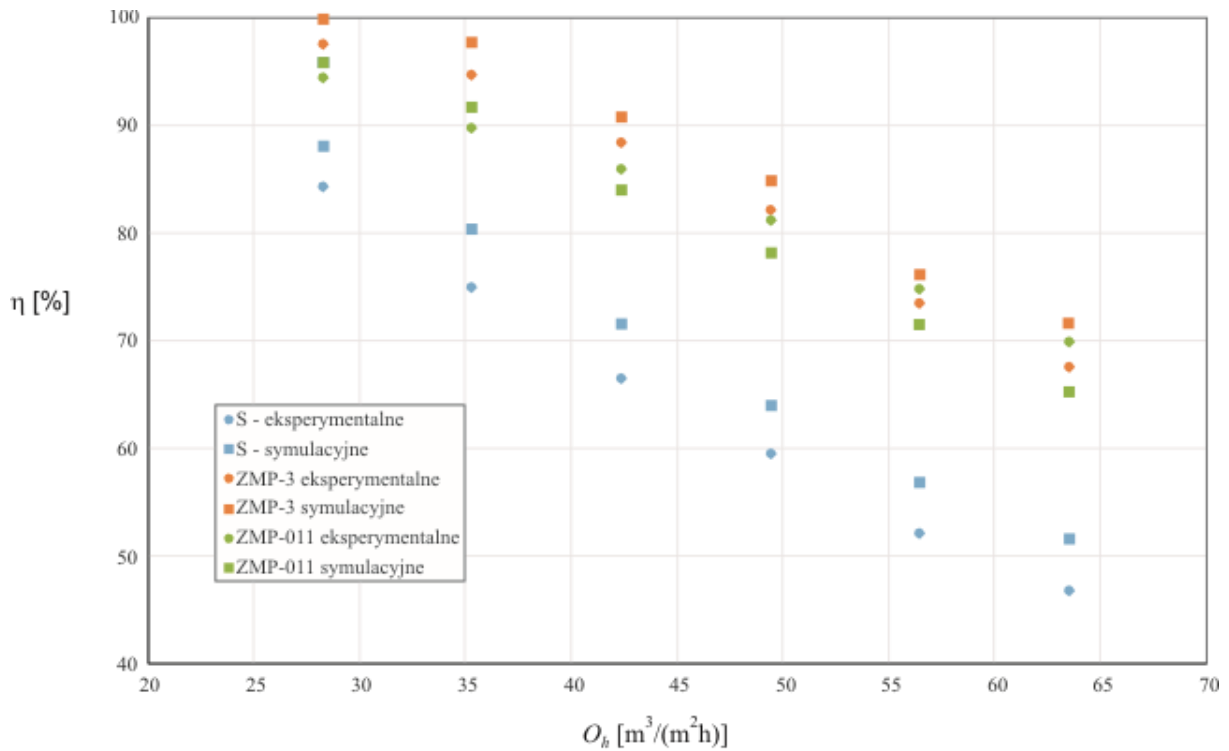
Rys. 74. Obraz symulacyjny trajektorii ruchu cząstek ciała stałego ciężkiego o średnicy $175 \mu\text{m}$ o zdefiniowanych czasach przebywania w osadniku ZMP-3 przy obciążeniu hydraulicznym równym $35,29 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$

Przeprowadzone symulacje wobec danych eksperymentalnych wykazywały różnicę na poziomie ok. 10%. Na rysunku 76 przedstawiono zestawienie sprawności osadników wirowych S, ZMP-3 i ZMP-011 uzyskanych doświadczalnie i tych uzyskanych z symulacji CFD.

Na podstawie stwierdzonej zgodności danych uzyskanych na drodze obliczeń numerycznych z wynikami badań eksperymentalnych można stwierdzić, że opracowane symulacje są cennym narzędziem pozwalającym na optymalizowanie i modyfikowanie konstrukcji bez konieczności wykonywania realnych modeli i przeprowadzania szeregu badań sprawnościowych.



Rys. 75. Obraz symulacyjny trajektorii ruchu cząstek ciała stałego ciężkiego o średnicy $175 \mu\text{m}$ o zdefiniowanych czasach przebywania w osadniku ZMP-011 przy obciążeniu hydraulicznym równym $35,29 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$



Rys. 76. Porównanie sprawności badanych osadników uzyskanych eksperymentalnie i za pomocą symulacji CFD w zależności od obciążenia hydraulicznego

6. Podsumowanie i wnioski

Przedmiotem badań była analiza procesu separacji dla układów ciało stałe-ciecz i ciecz-ciecz w zmodyfikowanych osadnikach wirowych. W oparciu o przegląd literaturowy oraz analizę wykonanych badań zaprojektowano 27 konstrukcji osadników wirowych, przeprowadzono analizę oporów przepływu oraz analizę sprawnościową dla każdego rozwiązania separatora. Przeanalizowano wpływ parametrów geometrycznych osadnika oraz charakterystyki separowanych materiałów badawczych na sprawność oczyszczania cieczy. Wykonane zostały również osadniki wirowe w skali technicznej we współpracy z firmą Haba RL w Grodzisku Wielkopolskim, czego celem było porównanie istniejących na rynku rozwiązań separatorów wirowych z zaproponowaną zmodyfikowaną konstrukcją, mając również na uwadze potencjalne wdrożenie na rynek.

Analiza uzyskanych wyników badań wykazała co następujące:

- zastosowanie zmodyfikowanych elementów konstrukcyjnych takich jak zanurzony króciec wlotowy czy przegroda wzdłużna wpływa na zwiększenie sprawności separacji osadnika wirowego w porównaniu ze standardowymi konstrukcjami separatorów;
- typ zlewni wymusza dobór typu konstrukcji osadnika wirowego, dla nieskomplikowanego składu zanieczyszczeń opierającego się głównie na zawiesinach, powinno się dobierać konstrukcje uproszczone, mając na uwadze powody ekonomiczne i eksploatację;
- opory przepływu w osadniku wzrastają wraz ze zmniejszającą się lepkością fazy ciągłej;
- zastosowanie przegrody wzdłużnej w osadnikach wirowych powoduje zmniejszenie sprawności oczyszczania w przypadku materiałów stałych ciężkich w zakresie od 7 do 30% (w zależności od położenia przegrody w osadniku) w porównaniu do osadników jej pozbawionych, jednak ze względu na zastosowanie konstrukcji z przegrodą do separacji substancji ciekłych, ich użycie jest uzasadnione;
- opracowano korelację dla procesu separacji ciała stałego ciężkiego w wodzie:

$$\eta = A_{(os)} \cdot Re_c^{B_{(os)}} \cdot Re_o^{C_{(os)}} \cdot 100\% ,$$

która zależy od liczby Reynoldsa cieczy zanieczyszczonej oraz liczby Reynoldsa dla opadania, oraz określono współczynniki konstrukcyjne dla każdego badanego osadnika;

- podjęto próbę zastosowania równania agencji EPA dla każdego typu procesu separacji materiałów stałych:

$$\eta = \frac{100 \cdot P}{1 + B_E \cdot P},$$

jednak znalazła ona przełożenie tylko w przypadku separacji ciała stałego ciężkiego w wodzie;

- sprawność osadnika dla procesu separacji ciała stałego ciężkiego i lekkiego maleje wraz ze wzrostem lepkości fazy ciągłej, wiąże się to z laminaryzacją przepływu w osadniku oraz zmniejszeniem intensywności ruchu wirowego, który głównie odpowiada za sprawność separacji w osadniku wirowym;
- w procesie separacji układu ciecz-ciecz uzyskano satysfakcjonujące wyniki na poziomie 50% dla oleju o najwyższej badanej lepkości, jednak sprawność separacji spada wraz ze spadkiem lepkości frakcji olejowej;
- modyfikacja separatora wirowego w skali technicznej oferowanego przez firmę Haba RL pozwoliło na uzyskanie wyższych o 15% wartości sprawności dla najdrobniejszej frakcji ciała stałego ciężkiego oraz o 11% dla procesu separacji ciała stałego lekkiego w stosunku do niezmodyfikowanej wersji separatora;
- planowane jest wdrożenie udoskonalonego rozwiązania osadnika wirowego we współpracy z firmą Haba RL;
- przeprowadzone symulacje CFD na podstawie doboru modeli DPM oraz k-ε pozwoliły na uzyskanie wartości sprawności separacji ciała stałego ciężkiego w wodzie, które zostały potwierdzone eksperymentalnie (błąd do 10%), co świadczy o tym, że kontynuowanie opracowywania symulacji dla dalszych zaprojektowanych rozwiązań oraz różnych materiałów badawczych jest niezbędne;

Projektowanie i modyfikowanie konstrukcji, opracowywanie nowych urządzeń oraz dalsze badania eksperymentalne osadników wirowych prowadzone zarówno w skali laboratoryjnej, jak i technicznej, mogą znacząco przyczynić się do poprawy skuteczności usuwania zanieczyszczeń, szczególnie w aspekcie ekologicznym. Stosowanie rozwiązań w kwestii zagospodarowania spływów opadowych jest zgodne z zasadami zrównoważonego rozwoju i skutkuje w dużej mierze zwiększeniem stopnia obiegu wody w środowisku w naturalnym trybie. Obecnie, znowelizowane i obowiązujące przepisy prawa polskiego określają warunki i zobowiązania dla procesu oczyszczania wód opadowych. Dokumenty zostały dostosowane do praw obowiązujących w Unii Europejskiej (obecnie to ponad 70 dyrektyw UE oraz około 21 rozporządzeń UE). Jednymi z fundamentalnych zasad są: stosowanie najlepszych dostępnych technologii, dostępność do informacji o stanie środowiska, zapobieganie zanieczyszczeniom lub unieszkodliwiania ich u źródła, a także odpowiedzialność zanieczyszczającego za szkodę.

LITERATURA

- Amirtharajah A., Mills K.M. (1982). *Rapid-mix design for mechanisms of alum coagulation*, Journal AWWA, 74, 4, 210–216. DOI: <https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.1982.tb04890.x>
- Anielak A.M. (2015). *Wysokoefektywne metody oczyszczania wody*, Wydawnictwo PWN, Warszawa.
- Ansari M.A., Khan M.A. (2014). *Performance assessment of vortex settling chambers*, Journal of Hydraulic Engineering, 20, 3, 324–338. DOI: <http://dx.doi.org/10.1080/09715010.2014.925330>
- Athar M., Kothiyari U.C., Garde R.J. (2002). *Sediment removal efficiency of vortex chamber type sediment extractor*, Journal of Hydrological Engineering, Proceedings, American Society of Civil Engineers, 128, 12, 1051–1059. DOI: 10.1061/(ASCE)0733-9429(2002)128:12(1051)
- Avantor Performance Materials Poland S.A. (2020). *Produkty analityczne, materiały filtracyjne*, [online], Gliwice, marzec 2020, (<http://poch.com.pl/1/produkty-branze,1,4,6>).
- Badowska E., Gryglik D. (2012). *Wpływ metodyki przygotowania próbek na oznaczanie indeksu oleju mineralnego zgodnie z normą PN-EN ISO 9377-2*, <http://www.eko-dok.pl/2012/04.pdf>
- Badowska E. (2013). *Zawartość substancji ropopochodnych w ściekach systemu kanalizacji ogólnospławnej*, www.eko-dok.pl/2013/01.pdf
- Bandrowski J., Merta H., Ziolo J. (2001). *Sedymentacja zawiesin, zasady i projektowanie*, Wydawnictwo Politechniki Śląskiej, Gliwice.
- Bąk Ł. (2012). Górski J., Górská K., Szelań B., *Zawartość zawiesin i metali ciężkich w wybranych falach ścieków deszczowych w zlewni miejskiej*, Ochrona środowiska, vol. 34, 2, 49–52.
- Bąk Ł., Górski J., Rabajczyk A., Szwed M. (2013). *Zawartość związków metali ciężkich w osadach dennych zbiornika Suchedniów*, Proceeding of ECOpole, Towarzystwo Chemii i Inżynierii Ekologicznej, 8, 1, 119–125. DOI: 10.2429/proc.2013.7(1)039
- Batchelor G.K., Green J.T. (1972). *The determination of the bulk stress in a suspension of spherical particles to order c^2* , Journal of Fluid Mechanics, 124, 495–528. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0022112072002435>
- Bering S., Iżewska A., Mazur J., Tarnowski K., Treichel P. (2016). *The possibilities of treatment of stormwater polluted with biofuels in the lamella oil separator*, Civil and Environmental Engineering Reports, 20, 1, 5–15. DOI: 10.1515/ceer-2016-0001
- Błażejowski R. (2015). *Sedymentacja cząstek ciała stałego, Podstawy teorii z przykładami zastosowań*, Wydawnictwo PWN, Warszawa.
- Boczkaj G., Jaszczółt M., Kamiński M. (2011). *Badania emisji lotnych związków organicznych z asfaltów drogowych z wykorzystaniem techniki dynamicznej analizy fazy nadpowierzchniowej i*

- chromatografii gazowej sprężonej ze spektrometrią mas (DHS GC MS)*, Camera Separatoria, 3, 2, 273–282.
- Bogacki J., Marcinowski P., Wiliński P., Naumczyk J. (2016). *Charakterystyka ścieków kosmetycznych*, Gaz, woda, technika sanitarna, 1, 8–13. DOI: 10.15199/17.2016.01.1
- Brombach H., Fuchs S. (2001). *Datenpool gemessener Verschmutzungskonzentrationen von Trocken- und Regenwetterabflüssen in Misch- und Trennkanalisationen*, ATV-DVWK-Forschungsfonds 2001, Projekt 1-01.
- Brouwers H.J.H. (2010). *Viscosity of concentrated suspension of rigid monosized particles*, Physical Review E, 81, 1–11. DOI: 10.1103/PhysRevE.81.051402
- Burszta-Adamiak E., Łomotowski J. (2005). *Badania składu granulometrycznego wód opadowych i powierzchniowych z zastosowaniem granulometru laserowego*, Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN, II Kongres Inżynierii Środowiska, tom 2, Vol. 33, Lublin, 331–338.
- Burszta-Adamiak E., Łomotowski J. (2006). *Odprowadzanie wód opadowych na terenach o rozproszonej zabudowie*, Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich, 3, 1, 141–153.
- Burszta-Adamiak E., Łomotowski J., Stodolak R. (2004). *Analiza zanieczyszczeń w opadach atmosferycznych*, Seria: Badania Systemowe. Wspomaganie informatyczne rozwoju społeczno-gospodarczego i ochrony środowiska., tom 36, Warszawa, 281–289.
- Chapokpour J., Ghasemzadeh F., Farhoudi J. (2012). *The numerical investigation on vortex flow behavior using FLOW-3D*, Iranica Journal of Energy & Environment, 3, 1, 88–96. DOI: 10.5829/idosi.ijee.2012.03.01.3096
- Cheng N.-S. (2009). *Comparison of formulas for drag coefficient and settling velocity of spherical particles*, Powder Technology, 189, 3, 395–398.
- Chodak T., Kaszubkiewicz J., Tasz W. (2005). *Skład granulometryczny i zawartość makroskładników w materiale glebowym zmywanym w wyniku erozji powierzchniowej*, Acta Agrophysica, 5, 3, 577–587.
- Curi K.V., Esen I.I., Velioglu S.G. (1979). *Vortex type solid liquid separator*, Progress in Water Technology, 7, 2, 183–190.
- Czerniakowski Z.W., Gargała-Polar M. (2020). *Ogrody deszczowe jako sposób retardacji strat wody opadowej w terenach zieleni miejskiej*, Polish Journal for Sustainable Development, 24, 1, 17–24. DOI: 10.15584/pjsd.2020.24.1.2
- Davies R.H., Gecol H. (1994). *Hindered settling function with no adjustable parameters for polydisperse suspensions*, AIChE Journal, 30, 570–575.
- Ecologic (2020). *Dobór separatora koalescencyjnego* [online], Zabrze, lipiec 2020, (<http://www.separatory-ecologic.pl/dobor-separatora-koalescencyjnego-eco-I.html>).

- Ecol-Unicon Sp. z o.o. (2020). *Osadniki wirowe* [online], Gdańsk, czerwiec 2020, (<https://ecol-unicon.com/produkty/produkty-deszczowe/osadniki-wirowe-eow/>).
- Ecol-Unicon Sp. z o.o. (2015). *Katalog projektanta*, Gdańsk.
- Einstein A. (1911). Berichtigung zu meiner Arbeit: “Eine neue Bestimmung der Molekeldimensionen”, *Annual der Physik* 34, 591–592.
- Elci L., Kolbe N., Elci S.G., Anderson J.T. (2011). *Solid phase extractive preconcentration coupled to gas chromatography–atomic emission detection for the determination of chlorophenols in water samples*, *Talanta*, 85, 551–555. DOI: 10.1016/j.talanta.2011.04.028
- Environmental Protection Agency (1997), *Waste Water Treatment Manuals. Primary, Secondary and Tertiary Treatment*, EPA, Ireland.
- Eriksson E., Baun A., Scholes L., Ledin A., Ahlman S., Revitt M., Noutsopoulos C., Mikkelsen P.S. (2007). *Selected stormwater priority pollutants – a European perspective*, *Science of the Total Environment*, 383, 41–51.
- Galer-Tatarowicz K., Littwin M., Pazikowska-Sapota G., Dembska G., Radke B. (2017). *Optymalizacja metody oznaczania węglowodorów ropopochodnych techniką chromatografii gazowej z detekcją płomieniowo-jonizacyjną (GC-FID) w środowiskowych próbkach stałych (gleba, osad denny, osad ściekowy, odpady)*, *Aparatura Badawcza i Dydaktyka*, 4, 277–284.
- Garbarczyk K. (2002). *Charakterystyka zawieszin występujących w ściekach deszczowych i skuteczność ich usuwania w procesie sedymentacji*, *Instal*, 11, 42–45.
- Gnecco I., Berretta T.C., Lanza L.G., la Barnera P. (2005). *Storm water pollution in the urban environment of Genoa, Italy*, *Atmosferic Research*, vol. 77, 60–73.
- Ginter-Kramarczyk D., Kruszelnicka I. (2020). *Do czego można używać wody opadowe?*, *Wodociągi – Kanalizacja*, 10, 26–29.
- Göbel P., Dierkes C., Lodewey W.G. (2007). *Storm water runoff concentration matrix for urban areas*, *Journal of Contaminant Hydrology*, 91, 1-2, 26–42. DOI: 10.1016/j.jconhyd.2006.08.008
- Grabarczyk Cz. (2010). *Hydromechanika filtrowania wody*, Wydawnictwo Naukowo-Techniczne, Warszawa.
- Graf R., Kałużna J. (2020). *Zarządzanie wodą opadową w mieście w aspekcie minimalizacji ryzyka podtopień i powodzi typu „flash flood” (na przykładzie Kalisza)*, Wrzesiński D., Fraf R., Perz A., Plewa K. (red.): *Naturalne i antropogeniczne zmiany obiegu wody, Współczesne problemy i kierunki badań*, Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań, 171–191.
- Gromaire-Mertz M.C., Garnaud S., Gonzalez A., Chebbo G. (1998). *Characterization of urban runoff pollution in Paris*, *Innovative Technologies in Urban Drainage*, Novatech.

- Hachol J., Krzemińska A. (2008). *Wpływ regulacji rzeki Smortawy n przebieg procesów samooczyszczania na przykładzie wskaźników tlenowych*, Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich, 9, 207–2016.
- Hamerla A., Markowska M., Zdebik D. (2015). *Aspekty techniczne nowoczesnej gospodarki wodami opadowymi z przykładami rozwiązań*, Przestrzenny i środowiskowy wymiar zrównoważonego rozwoju terenów zurbanizowanych, Monografia w ramach Akademii Zrównoważonego Rozwoju Terenów Zurbanizowanych, Praca zbiorowa pod redakcją dr Leszka Trzaskiego, Katowice, 134–145.
- Hapanowicz J. (2016). *Wpływ właściwości reologicznych fazy ciekłej na lepkość zawiesiny*, Inżynieria i Aparatura Chemiczna, 55, 4, 136–138.
- Harding S.E. (1997). *The intrinsic viscosity of biological macromolecules*, *Progress in Measurement, Interpretation and Application to Structure in Dilute Solution*, Progress in Biophysisc & Molecular Biology, 68, 2-3, 205–262. DOI: 10.1016/s0079-6107(97)00027-8
- Heidrich A., Witkowski A. (2010). *Urządzenia do oczyszczania ścieków. Projektowanie, przykłady obliczeń*, Wydanie II, Wydawnictwo „Seidel Przywecki” Sp. z o.o., Warszawa.
- Heidrich Z., Kalenik M., Podedworna J., Stańko G. (2008). *Sanitacja wsi*, Wydawnictwo „Seidel Przywecki” Sp. z o.o., Warszawa.
- Hillairet M., Wu D. (2020). *Effective viscosity of a polydispersed suspension*, Journal de Mathematiques Pures et Appliquees, 138, 413–447.
- Huang T.-H., Jan C.-D., Hsu Y.-C. (2017). *Numerical simulations of water surface profiles and vortex structure in a vortex settling basin by using flow-3D*, Journal of Marine Science and Technology, 25, 5, 531–542. DOI: 10.6119/JMST-017-0509-1
- Internetowy System Aktów Prawnych ISAP, odwiedzone dnia 08.01.2020. (<http://prawo.sejm.gov.pl/>)
- Jeżowiecka-Kabsch K., Szewczyk H. (2001). *Mechanika Płynów*, Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, Wrocław.
- Kaczor G., Bugajski P. (2006). *Usuwanie związków biogenych w przydomowych oczyszczalniach ścieków typu Turbojet i Biocompact*, Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich, 2, 2, 65–75.
- Kanownik W., Rajda W. (2008). *Źródła zanieczyszczenia wód powierzchniowych w zlewni potoku Sudół Dominikański*, Acta Sci. Pol., Formatio Circumiectus 7, 2, 3–14.
- Karaczun Z.M. (2020). *Gospodarka kontra woda*, Magazyn Polskiej Akademii Nauk, 2, 62, 21–25.

- Keshavarzi A.R., Gheisi A.R. (2006). *Trap efficiency of vortex settling chamber for exclusion of fine suspended sediment particles in irrigation canals*, *Irrigation and Drainage*, 55, 419–434. DOI: <https://doi.org/10.1002/ird.263>
- Kiringu K., Basson G. (2019). *Removal of fine non-cohesive sediment by swirl/vortex settling basin at small river abstraction works*, *Proceedings of 19th International Conference on Transport and Sedimentation of Solid Particles*, 24-27 September 2019. Cape Town, South Africa,
- Kluk D., Steliga T. (2016) *Ocena zmian toksyczności gleby skażonej niklem i substancjami ropopochodnymi w procesach fitoremediacji*, *Nafta-Gaz*, Rok LXXII, 4, 230–241. DOI: 10.18668/NG.2016.04.02
- Kowal A.L., Świdorska-Bróż M. (2000) *Oczyszczanie wody*, Wydawnictwo PWN, Warszawa-Wrocław.
- Kowalewski Z., Neverova-Dziopak E., Preisner M. (2018). *Próba opracowania modelu regresyjnego do szacowania wartości BZT₅ ścieków komunalnych*, *Ochrona Środowiska*, 40, 1, 21–27.
- Krakowski R. (2017). *Problemy zanieczyszczeń występujących w produktach naftowych i ich usuwanie za pomocą środków przyjaznych środowisku naturalnemu*, *Autobusy: technika, eksploatacja, systemy transportowe*, 18, 6, 275–280.
- Krasowska M., Banaszuk P. (2015). *Drogi migracji biogenów w zlewni rolniczej*, *Inżynieria Ekologiczna*, 43, 35–41. DOI: 10.12912/23920629/58900
- Królikowska J. (2011). *Urządzenia inżynierskie z ruchem wirowym stosowane na sieci kanalizacyjnej do zmniejszenia ładunku zawiesiny w ściekach deszczowych*, *Inżynieria Ekologiczna* 26, 156–170.
- Królikowski A. (2008). *Skład wód opadowych i jego wpływ na sposób ich podczyszczania*, I Ogólnopolska Konferencja naukowo-techniczna INFRAEKO 2008, Rzeszów-Paczółtowie.
- Królikowski A., Garbarczyk K., Gwoździej-Mazur J., Butarewicz A. (2005). *Osady powstające w obiektach systemu kanalizacji deszczowej*, Monografia PAN, Białystok.
- Krugly E., Racys V., Urniezaite I. (2010). *Prediction of Oil Removal Efficiency in Coalescing Modules of Oil-Water Separators*, *Linnaeus ECO-TECH*, 10, 171–177. DOI: <https://doi.org/10.15626/Eco-Tech.2010.018>
- Krukowski M., Kozioł A., Siwicki P., Brandyk A., Majewski G. (2017). *Hydrauliczne warunki przepływów w systemach obejściowych stosowanych w instalacjach do usuwania cieczy lekkich*, *Acta Sci. Formatio Circumiectus*, 16, 3, 187–199.

- Kundzewicz Z. (red.), Zaleski J. (red.), Nachlik E. (red.), Januchta-Szostak A. (red.) (2021) *Gospodarowanie wodą – wyzwania dla Polski*, Nauka, 1, 79–102. DOI: 10.24425/nauka.2021.136305
- Larson R.A. et al. (2020) Characterization of the Sedimentation Associated with the Deepwater Horizon Blowout: Depositional Pulse, Initial Response, and Stabilization. In: *Deep Oil Spills*, Murawski S. et al. (eds). Springer, Cham, pp. 235–252.
- Leszczyńska M., Sozański M.M. (2009). *Szkodliwość i toksyczność osadów i popłuczyn z procesu uzdatniania wody*, *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych*, 40, 575–585.
- Letterman R.D. (1999). *Water Quality and Treatment, A Handbook of Community Water Supplies*, Mc-Graw-Hill Inc., New York.
- Luyckx G., Berlamont J. (2004). *Removal efficiency of swirl/vortex separators*, *Urban Water Journal*, 1, 3, 251–260. DOI: <https://doi.org/10.1080/15730620410001731991>
- Markowska M., Ochowiak M., Włodarczak S., Matuszak M. (2020). *The modified primary swirl sedimentation tanks in waste liquids treatment plant: liquid viscosity effect*, *Archives of Environmental Protection*,
- Mashauri D.A. (1986). *Modelling of vortex settling chamber for primary clarification of water*, PhD Thesis, Tampere University of Technology, Tampere, Finland, 217 pp.
- Masiuk S., Rakoczy R., Kordas M., Grądzik P. (2011). *Wpływ czasu przetrzymania próbek ścieków na chemiczne zapotrzebowanie tlenu*, *Inżynieria Chemiczna i Procesowa*, 50, 5, 70–71.
- Michalski R. (2014). *Zastosowania chromatografii jonowej w przemyśle*, *Chemik*, 68, 5, 478–485.
- Młyńska A., Chmielowski K., Młyński D. (2017). *Redukcja związków biogenych na wybranych oczyszczalniach ścieków województwa podkarpackiego z uwzględnieniem warunków pogody suchej i mokrej*, *Czasopismo Inżynierii Lądowej, Środowiska i Architektury*, 64 (4,17), 41–51. DOI: 10.7862/rb.2017.190.
- Mozga Ł., Stoeck T. (2018). *Oczyszczanie wód opadowych w separatorach i osadnikach na stacjach paliw*, *Autobusy: technika, eksploatacja, systemy transportowe*, 19,9, 51–53. DOI: 10.24136/atest.2018.281
- Mrowiec B. (2012). *Wpływ wybranych węglowodorów aromatycznych (BTX) na oczyszczanie ścieków*, Instytut Podstaw Inżynierii Środowiska PAN, Zabrze.
- Mrowiec B. (2013). *Wpływ obecności węglowodorów aromatycznych (BTX) w ściekach komunalnych na proces biologicznej defosfatacji*, *Inżynieria Ekologiczna*, 32, 131–138. DOI: <https://doi.org/10.12912/23920629/375>
- Mrowiec M., Pluta K. (2015). *Innowacyjna konstrukcja osadnika ścieków opadowych*, *Interdyscyplinarne Zagadnienia w Inżynierii i Ochronie Środowiska*, 6, 259–271.

- Nawrot N., Wojciechowska E. (2017). *Jakość osadów pochodzących z kanalizacji deszczowej oraz klasyfikacja osadów zdeponowanych w odbiornikach ściekowych deszczowych na terenie zurbanizowanym – przegląd literatury*, Inżynieria Morska i Geotechnika, 6, 276–281.
- Nowak J. (2008). *Bioremediacja gleb z ropy i jej produktów*, Biotechnologia 1, 80, 97–108.
- Nowak R., Imperowicz A. (2016). *Metale ciężkie jako niepożądane składniki wód popłucznych pochodzących z uzdatniania wód podziemnych*, Inżynieria Ekologiczna, 48, 166–173. DOI: 10.12912/23920629/63281
- Nawrocki J. (2010). *Uzdatnianie wody, Procesy fizyczne, chemiczne i biologiczne, część 1*, Wydawnictwo PWN, Warszawa.
- Nawrot N., Wojciechowska E. (2017). *Jakość osadów pochodzących z kanalizacji deszczowej oraz klasyfikacja osadów zdeponowanych w odbiornikach ścieków deszczowych na terenie zurbanizowanym – przegląd literatury*, 6, 276–281.
- Ociepa E. (2011). *Ocena zanieczyszczenia ścieków deszczowych trafiających do systemów kanalizacyjnych*, Inżynieria i Ochrona Środowiska, 14, 4, 357–364.
- Ociepa E., Kisiel A., Lach J. (2009). *Ochrona wód powierzchniowych przed zrzutami ścieków deszczowych z sieci kanalizacyjnych*, Proceedings of ECOpole Towarzystwo Chemii i Inżynierii Ekologicznej, 3, 1, 115–120.
- Pastewski S., Czacharowski P., Mędrzycka K. (2009). *Usuwanie hydrofobowych zanieczyszczeń ropopochodnych z gleby metodą odmywania za pomocą roztworów związków powierzchniowo czynnych*, Polska Inżynieria Środowiska pięć lat po wstąpieniu do Unii Europejskiej, t. 1/ ed. red. J. Ozonek, M. Pawłowska. Lublin: Komitet Inżynierii Środowiska PAN, 2009, 183–189.
- Paul T.C., Sayal S.K., Sakhanja V.S., Dhillon G.S. (1991). *Vortex settling chamber design considerations*, Journal of Hydrological Engineering, 117, 2, 172–189. DOI: 10.1080/00221686.2011.572442
- Paweska K., Pulikowski K., Strzelczyk M., Rajmund A. (2011). *Osadnik gnilny – podstawowy element przydomowej oczyszczalni ścieków*, Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich, 10, 43–53.
- Pawlita-Posmyk M., Wzorek M. (2016). *Analiza przydomowego rozwiązania do oczyszczania ścieków*, Chemik, 70, 10, 620–625.
- Pawłowski L. (2011). *How heavy metals affect sustainable development*, Rocznik Ochrona Środowiska (annual Set The Environmental Protection), 13, 2, 51–64.
- Piekutin J. (2011). *Zanieczyszczenie wód produktami naftowymi*, Rocznik Ochrona Środowiska, 13, 1905–1914.

- Piekutin J. (2013). *Oczyszczanie wód opadowych z substancji ropopochodnych*, *Ekonomia i Środowisko*, 4, 47, 60–66.
- Pitt R.E., Maestre A. (2005). *Stormwater quality as described in the National Stormwater Quality Database (NSQD)*, Proc. 10th Int. Conf. On Urban Drainage, Copenhagen.
- Polski Komitet Normalizacyjny – PKN (2020). *System cyfrowej sprzedaży produktów i usług*, [online], Warszawa, marzec 2020, (<https://sklep.pkn.pl/>).
- Policht-Latawiec A., Kanownik W., Łukasik D. (2013). *Wpływ zanieczyszczeń punktowych na jakość wody rzeki San*, *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich*, 1, 4, 253–269.
- PN-EN 872:2007+Ap1:2007P – wersja polska – Jakość wody - Oznaczanie zawiesin - Metoda z zastosowaniem filtracji przez sączi z włókna szklanego
- PN-R-040032:1998 – wersja polska – Gleby i utwory mineralne - Pobieranie próbek i oznaczanie składu granulometrycznego
- Purator Polska Ekotechnika Sp. z o.o. (2013). *Poradnik projektanta, Separatory*, Katalog, Warszawa.
- Rakowska J., Radwan K., Śłosorz Z., Pietraszek E., Łudzik M., Suchorab P. (2012). *Usuwanie substancji ropopochodnych z dróg i gruntów*, Centrum Naukowo-Badawcze Ochrony Przeciwpowodziowej im. Józefa Tuliszkowskiego, Państwowy Instytut Badawczy, Józefów.
- Rećko K. (2018). *Separator substancji ropopochodnych – ważny element gospodarki ściekowej na stacji demontażu pojazdów wycofanych z eksploatacji*, *Autobusy: technika, eksploatacja, systemy transportowe*, 19, 9, 66–70. DOI: 10.24136/atest.2018.285
- Richardson J.F., Zaki W.N. (1954). *Sedimentation and fluidisation, Part I*, *Transactions of the Institution of Chemical Engineers*, 32, 35–53.
- Rimon Y., Cheng S.I. (1969). *Numerical solutions of a uniform flow over a sphere at intermediate Reynolds number*, *Physics of Fluids*, 12, 949–959.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 24 lipca 2006 r. w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego. (Dz.U. nr 137, poz. 984 z póź. zm.).
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 18 listopada 2014 r. w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego. (Dz.U. 2014 poz. 1800).
- Rozporządzenie Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 12 lipca 2019 r. w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego oraz warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu do wód lub do ziemi ścieków, a także przy odprowadzaniu wód opadowych lub roztopowych do wód lub do urządzeń wodnych. (Dz.U. 2019 poz. 1311)

- Rozporządzenie Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 11 października 2019 r. w sprawie klasyfikacji stanu ekologicznego, potencjału ekologicznego i stanu chemicznego oraz sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych, a także środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych. (Dz.U. 2019 poz. 2149)
- Sakson G., Zawilski M., Badowska E., Brzezińska A. (2014). *Zanieczyszczenie ścieków opadowych jako podstawa wyboru sposobu ich zagospodarowania*, Czasopismo Inżynierii Lądowej, Środowiska i Architektury, t. XXXI, z. 61 (3/I/14), 235–264.
- Sapek A. (2008). *Chlorki w wodzie na obszarach wiejskich*, Woda – Środowisko – Obszary Wiejskie, 8(1), 263–281.
- Sawicka-Siarkiewicz H. (2011). *Oczyszczanie wód opadowych w separatorach i osadnikach w kontekście wymagań określonych w przepisach prawnych*, Przegląd Naukowy. Inżynieria i Kształtowanie Środowiska, 52, 140–152.
- Separator Service Sp. z o.o. (2017). *Charakterystyka ścieków deszczowych*, Katalog informacyjny, Piaseczno.
- Sikora J., Niemiec M., Szelaǳ-Sikora A., Kuboń M. (2018). *Zawartość metali ciężkich w wodach opadowych spływających z dachów o różnych pokryciach*, Rocznik Ochrona Środowiska, 20, 2, 1079–1094.
- Siuta J. (2000). *Podstawy biodegradacji ropopochodnych składników w glebach i w odpadach*, Inżynieria Ekologiczna nr 2, Technologie odolejania gruntów, odpadów, ścieków, Materiały konferencyjne, Wysowa Zdrój, 20-22 wrzesień 2000, 23–34.
- Stokes G.G. (1851). *On the effect of internal friction of fluids on the motion of pendulums*, Transactions of the Cambridge Philisiphical, 9, part II, 8–106.
- Surygała J. (2006). *Ropa naftowa: właściwości, przetwarzanie, produkty*, *Vademecum Rafinera*, WNT, Warszawa.
- Szruba M. (2020). *Odwodnienie i zagospodarowanie wód opadowych*, Nowoczesne Budownictwo Inżynieryjne, Maj – Czerwiec, 40–47.
- Toda K., Furuse H. (2006). *Extension of Einstein's viscosity equation to that for concentrated dispersions of solutes and paricles*, Journal of Bioscience and Bioengineering, 102, 6, 524–528. DOI: 10.1263/jbb.102.524
- Ustawa z dnia 20 lipca 2017 r. – Prawo wodne (tekst jednolity z dnia 4 grudnia 2018 r., Dz. U. z 2018 r., poz. 2268, ze zm.).
- Vanoni V.A. (eds.) (2006). *Sedimentation Engineering*, ASCE Manuals and Reports on Engineering Practise, 54, Published by the American Society of Civil Engineers, Virginia.

- Wavin Polska S.A. (2019). *Katalog produktów: Systemy do zagospodarowania wód deszczowych, część I, podczyszczanie*, Buk.
- Wiejak A. (2010). *Ocena przydatności materiałów zaszczepiających w oznaczaniu biochemicznego zapotrzebowania na tlen w ściekach*, Prace Instytutu Techniki Budowlanej, 39, 2, 41–47.
- White D.A., Verdone N. (2000). *Numerical modeling of sedimentation processes*, Chemical Engineering Science, 55, 2213–2222. DOI: 10.1016/S0009-2509(99)00496-0
- Włodarczyk-Makuła M. (2016). *Zagrożenie zanieczyszczenia środowiska wodnego związkami ropopochodnymi*, LAB Laboratoria, Aparatura, Badania, 21, 1, 12–16.
- Xu J., Hrnjak P. (2019). *Coalescing oil separator for compressors*, International Journal of Refrigeration, 106, 41–53. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ijrefrig.2019.06.027>
- Zawilski M., Sakson G. (2013). *Ocena emisji zawiesin odprowadzanych kanalizacją deszczową z terenów zurbanizowanych*, Ochrona Środowiska, 35, 2, 33–40.
- Ziaei A.N., McDonough J.M., Emdad H., Keshavarzi A.R. (2007). *Using vorticity of define conditions at multiple open boundaries for simulating flow in a simplified vortex settling basin*, International Journal for Numerical Methods in Fluids, 54, 1–28. DOI: <https://doi.org/10.1002/flid.1389>
- Zielina M. (2011). *Modelowanie procesu filtrowania niejednorodnych zawiesin przez ośrodki porowate*, Monografia 404, Seria Inżynieria Środowiska, Wydawnictwo Politechniki Krakowskiej, Kraków.
- Żelazny M. (2003). *Wpływ warunków meteorologicznych na skład chemiczny opadu atmosferycznego (całkowitego)*, Przegląd Geologiczny, 51, 11, 948–949.

STRESZCZENIE

Zjawisko sedymentacji jest szeroko wykorzystywane m.in. w procesach oczyszczania wód opadowych. Aktualnie procesy te są szalenie istotne, ze względu na intensyfikację opadów burzowych, a także susz oraz rosnącą ilość ścieków deszczowych o różnorodnym składzie. Wzrastająca ilość ścieków wiąże się z urbanizacją terenów zielonych, co prowadzi do usuwania powierzchni retencyjnych. Współcześnie jest to problem, który motywuje do przeróżnych badań, w tym również rozwoju projektowania urządzeń oczyszczających, jakimi są osadniki wirowe.

Celem pracy doktorskiej jest analiza procesu separacji dla układów ciało stałe-ciecz i ciecz-ciecz w zaprojektowanych i skonstruowanych zmodyfikowanych osadnikach wirowych. Proces analizy obejmował szereg badań eksperymentalnych wobec modelowych materiałów badawczych, takich jak woda i ziarna kwarcu, ale również na niestandardowych złożach o różniących się gęstością i średnicą oraz cieczach newtonowskich o zwiększonych lepkościach i olejach związanych z branżą motoryzacyjną. Dodatkowo przeanalizowano opory przepływu występujące podczas przepływu przez osadnik wirowy dla zadanego obciążenia hydraulicznego. Wykonano zmodyfikowaną konstrukcję osadnika w skali technicznej i przeprowadzono na niej szereg badań sprawnościowych, które porównano do konstrukcji separatora wirowego funkcjonującej na rynku. Przeprowadzono symulacje komputerowe CFD wybranych zaprojektowanych konstrukcji osadników wirowych, które zostały potwierdzone doświadczalnie. Podjęto próbę wyznaczenia korelacji między parametrami procesowymi, elementami konstrukcyjnymi oraz uzyskaną sprawnością separacji. Korelacja znalazła zastosowanie dla układu ciało stałe ciężkie i woda.

Uzyskane dane umożliwiają poszerzenie wiedzy na temat zjawiska sedymentacji, ruchu wirowego i samej zasady działania separatorów ścieków opadowych, czego celem jest ich dokładniejszy dobór do warunków, w których mają spełniać swoją funkcję. Osiągnięte rezultaty motywują i uzasadniają do dalszych rozwiniętych badań projektowych oraz symulacyjnych.

ABSTRACT

The phenomenon of sedimentation is widely used in rainwater purification processes. Currently, these processes are extremely important due to the intensification of storms, on the other hand droughts and the growing amount of rainwater of various compositions. The increasing amount of wastewater is related to the urbanization of green areas, which leads to the removal of retention areas. Nowadays it is a problem that motivates to perform various research, including the design development of purifying devices, such as vortex settling tanks.

The aim of the doctoral dissertation is to analyze the separation process for solid-liquid and liquid-liquid systems in the designed and constructed modified vortex settling tanks. The analysis included a series of experimental tests carried out on model materials, such as water and quartz grains, but also on non-standard deposits of different density and diameter. Research contained Newtonian liquids with increased viscosities and oils related to the automotive industry as well. Additionally, the flow resistance occurring during the flow through the swirl settling tank for a given hydraulic load was analyzed. A modified structure of the settling tank was made on a technical scale and a number of efficiency tests were carried out. The results were compared to the vortex separator operating on the market. CFD computer simulations of selected designed structures of vortex settling tanks were carried out and confirmed experimentally. An attempt was made to determine the correlation between process parameters, structural elements and the obtained separation efficiency. Correlation has been applied to the heavy solid and water systems.

The obtained data make it possible to broaden the knowledge about the phenomenon of sedimentation, swirling and the very principle of operation of rainwater separators. The aim is to select them more precisely according to the conditions in which they are to fulfill their function. The achieved results motivate and justify for further developed design and simulation research.

CHARAKTERYSTYKA OSIĄGNIĘĆ NAUKOWYCH

Publikacje:

1. Ochowiak M., Matuszak M., Włodarczak S., Ancukiewicz M., Krupińska A., 2017. The modified swirl sedimentation tanks for water purification, *Journal of Environmental Management*, 189, 22-28, **IF₂₀₁₆ = 4,010**, **M = 35**.
2. Ochowiak M., Matuszaka M., Włodarczak S., Krupińska A., Markowska M., Gościński A., Szulc T., 2018. The concept design and study of twin-fluid effervescent atomizer with air stone aerator, *Chemical Engineering and Processing: Process Intensification*, 124, 24-28, **IF₂₀₁₈ = 2,826**, **M = 30**.
3. Ochowiak M., Kasperkowiak A., Doligalski M., Sosnowski T.R., Matuszak M., Włodarczak S., Markowska M., Krupińska A., Jabłczyńska K., The thermostated medical jet nebulizer: aerosol characteristics, *International Journal of Pharmaceutics*, 567, 118475, **IF₂₀₁₉ = 4,845**, **M = 100**.
4. Ochowiak M., Włodarczak S., Pavlenko I., Janecki D., Krupińska A., Markowska M., 2019. Study on interfacial surface in modified spray tower, *Processes* 7, 532, s. 1-11. **IF₂₀₁₉ = 2,753**, **M = 70**.
5. Ochowiak M., Krupińska A., Włodarczak S., Matuszak M., Markowska M., Janczarek M., Szulc T., 2020. The two-phase conical swirl atomizers: spray characteristics, *Energies*, 13, 3416. **IF₂₀₁₉ = 2,702**, **M = 100**.
6. Markowska M., Ochowiak M., Włodarczak S., Matuszak M. 2020. The Modified Primary Swirl Sedimentation Tanks in Waste Liquids Treatment Plant: Liquid Viscosity Effect, *Archives of Environmental Protection*, **IF₂₀₁₉ = 1,775**.
7. Pavlenko I., Liaposhchenko O., Sklabinskyi V., Storozhenko V., Mikhajlovskiy Y., Ochowiak M., Ivanov V., Pitel J., Starynskyi O., Włodarczak S., Krupińska A., Markowska M., Identification of the interfacial surface in separation of two-phase multicomponent systems, *Processes*, 8(3):306, 2020, **IF₂₀₁₉ = 2,753**, **M = 70**.
8. Ochowiak M., Matuszak M., Włodarczak S., Ancukiewicz M., Gościński A., 2016. Badania sprawności oczyszczania strumienia wód opadowych w osadnikach-piaskownikach wirowych, *Inżynieria i Aparatura Chemiczna*, 55, nr 5, 199-200, **M = 7**.
9. Ochowiak M., Matuszak M., Włodarczak S., Ancukiewicz M., Krupińska A., 2017. Analiza wpływu wybranych parametrów na oczyszczanie powietrza w odpylaczu komorowym wykorzystującym zjawisko ruchu wirowego, *Inżynieria i Aparatura Chemiczna*, 56, nr 3, 96-97, **M = 7**.

10. Ochowiak M., Matuszak M., Włodarczak S., Ancukiewicz M., Krupińska A., 2017. Ocena pracy zmodyfikowanego osadnika wirowego do oczyszczania strumienia wody zanieczyszczonej frakcją lekką, *Inżynieria i Aparatura Chemiczna*, 56, nr 4, 132-133, M = 7.
11. Ochowiak M., Markowska M., Matuszak M., Włodarczak S., 2018. Analiza pracy zmodyfikowanego separatora wirowego, *Inżynieria i Aparatura Chemiczna*, 57, nr 1, 12-13, M = 7.
12. Markowska M., Włodarczak S., Matuszak M., Krupińska A., Ochowiak M., 2018. Wpływ położenia przegrody na sprawność oczyszczania cieczy w zmodyfikowanym osadniku wirowym, *Inżynieria i Aparatura Chemiczna*, 57, nr 4, 104-105, M = 7.
13. Markowska M., Fus A., Włodarczak S., Kruszelnicka I., Ochowiak M., 2018. Symulacje CFD procesu separacji układu ciało stałe-ciecz w zmodyfikowanych osadnikach wirowych, *Inżynieria i Aparatura Chemiczna*, 57, nr , 170-171, M = 7.
14. Markowska M., Kruszelnicka I., Ginter-Kramarczyk D., Krupińska A., Ochowiak M., Fus A., Okupniak K., Woziwodzki Sz., Włodarczak S., Matuszak M., 2018. Eksperymentalna weryfikacja symulacji CFD procesu separacji cząstek zawiesin w zmodyfikowanych osadnikach wirowych, *Instal*, nr 12, 63-66, M = 7.
15. Ochowiak M., Włodarczak S., Matuszak M., Markowska M., Krupińska A., 2018. Charakterystyka emulsji olej-woda stabilizowanych Roksolem EMB-2, *Inżynieria i Aparatura Chemiczna*, 57, nr 4, 110-111, M = 7.
16. Włodarczak S., Ochowiak M., Matuszak M., Markowska M., Szewczyk K., 2018. Wpływ cylindrycznej przegrody na proces rozpylania w rozpylaczach wirowych, *Inżynieria i Aparatura Chemiczna*, 57, nr 5, 158-159, M = 7.
17. Markowska M., Ochowiak M., Ginter-Kramarczyk D., Kruszelnicka I., 2019. Oczyszczanie wód opadowych, *Technologia Wody*, 5 (67), s. 30-33.

Rozdziały w książkach zagranicznych:

1. Markowska M., Woziwodzki S., Matuszak M., Ochowiak M., Practical aspects of settling tanks design, 261-272, *Practical Aspects of Chemical Engineering: Selected contributions from PAIC 2017*, seria: *Lecture Notes on Multidisciplinary Industrial Engineering*, Springer, 2018.
2. Włodarczak S., Ochowiak M., Markowska M., Woziwodzki S., Matuszak M., Light and heavy pollutant removal by modified swirl sedimentation tank – design and study, W: Ivanov V., Rong Y., Trojanowska J., Venus J., Liaposhchenko O., Zajac J., Pavlenko I., Edl M.,

- Perakovic D. (Eds.), *Advances in Design, Simulation and Manufacturing*, Seria: Lecture Notes in Mechanical Engineering, (s. 515-523), Springer 2018/2019.
3. Markowska M., Ochowiak M., Włodarczak S., Woziwodzki S., Matuszak M., Significance of swirl flow separator modification in rainwater treatment technology, *Lecture Notes in Mechanical Engineering*, 775-784, Springer, 2019.
 4. Ochowiak M., Krupińska A., Włodarczak S., Matuszak M., Markowska M., Influence of difference in density of solids on mixing efficiency in the designed static mixer, *Lecture Notes in Mechanical Engineering*, 821-831, Springer, 2019.
 5. Markowska M., Ochowiak M., Włodarczak S., Matuszak M., Standards for Rainwater Discharge in Terms of Solid Pollution Separation Process in Modified Swirl Settling Tanks, *Seminar on Practical Aspects of Chemical Engineering, PAIC 2019*, 231-240, Springer 2020.

Referaty na konferencjach krajowych i zagranicznych:

1. Włodarczak S., Ochowiak M., Matuszak M., Doligalski M., Krupińska A., Markowska M., Gościński A., 2018. Porównanie metod pomiaru wielkości kropeł, XII Konferencja Naukowa Systemy Pomiarowe w Badaniach Naukowych i w Przemysle, Łagów, 10-13.06.18.
2. Ochowiak M., Matuszak M., Włodarczak S., Krupińska A., Markowska M., 2018. Komputerowa analiza obrazów w badaniach naukowych, Materiały XII Konferencji Naukowej, Systemy Pomiarowe w Badaniach Naukowych i w Przemysle, Łagów, 10-13.06.18.
3. Włodarczak S., Ochowiak M., Markowska M., Woziwodzki S., Matuszak M., Light and heavy pollutant removal by modified swirl sedimentation tank – design and study,. *International Conference on Design, Simulation, Manufacturing: The Innovation Exchange (DSMIE-2018)*, Sumy, Ukraine 2018.
4. Ochowiak M., Krupińska A., Włodarczak S., Matuszak M., Markowska M., Influence of difference in density of solids on mixing efficiency in the designed static mixer, *Book of Abstracts of the 2nd International Conference on Design, Simulation, Manufacturing: The Innovation Exchange, DSMIE-2019*, 144, June 11–14, 2019, Lutsk, Ukraine.
5. Markowska M., Ochowiak M., Włodarczak S., Woziwodzki S., Matuszak M., Significance of swirl flow separator modification in rainwater treatment technology, *Book of Abstracts of the 2nd International Conference on Design, Simulation, Manufacturing: The Innovation Exchange, DSMIE-2019*, 139, June 11–14, 2019, Lutsk, Ukraine.

6. Karbowska P., Markowska M., Ochowiak M., Badania wirowych regulatorów przepływu o zmodyfikowanej konstrukcji, Seminarium Młodych Naukowców pt. Nowoczesne Trendy i Wyzwania w Inżynierii Chemicznej, 17-18.01.2019, Opole.
7. Walczak D., Markowska M., Ochowiak M., Analiza oczyszczania wód opadowych z zanieczyszczeń zawieszin lekkich w zmodyfikowanych osadnikach wirowych, Seminarium Młodych Naukowców pt. Nowoczesne Trendy i Wyzwania w Inżynierii Chemicznej, 17-18.01.2019, Opole.
8. Markowska M., Ochowiak M., Kruszelnicka I., Włodarczak S., Woziwodzki S., Matuszak M., 2019. Badania i modelowanie zmodyfikowanych separatorów wirowych, Recenzowane Materiały Konferencyjne, XIV Seminarium Naukowe na temat Małych Oczyszczalni Ścieków HABA RL, Grodzisk Wielkopolski, 15.03.2019.
9. Krupińska A., Ochowiak M., Włodarczak S., Markowska M., Matuszak M., Szulc T., Rozpylanie wodnego roztworu Na-CMC w rozpylaczach dwufazowych o przepływie zawirowanym, PAIC 2019, 16-17.09.19.
10. Markowska M., Ochowiak M., Włodarczak S., Matuszak M., Analiza separacji stałych zanieczyszczeń frakcji lekkiej w zależności od lepkości fazy ciągłej w zmodyfikowanych osadnikach wirowych, PAIC 2019, 16-17.09.19.
11. Ochowiak M., Doligalski M., Kasperkowiak A., Matuszak M., Markowska M., Analysis of droplet mean diameter for thermostated pneumatic medical nebulizer, 21th Polish Conference on Biocybernetics and Biomedical Engineering (PCBBE), 25-27.09.2019, Zielona Góra, Poland,
12. Krupińska A., Ochowiak M., Włodarczak S., Markowska M., Pomiar rozkładu promieniowego wielkości kropeł, XIII Konferencja Systemy Pomiarowe w Badaniach Naukowych i w Przemysle –SP’2020, Telekonferencja, 14-17.06.2020.
13. Ochowiak M., Włodarczak S., Krupińska A., Markowska M., Cyfrowa anemometria obrazowa (PIV) – budowa i testy stanowiska pomiarowego, XIII Konferencja Systemy Pomiarowe w Badaniach Naukowych i w Przemysle –SP’2020, Telekonferencja, 14-17.06.2020.
14. Włodarczak S., Ochowiak M., Krupińska A., Markowska M., Metody określania struktury emulsji o/w wytwarzanych w rozpylaczach o stożkowej komorze wirowej, XIII Konferencja Systemy Pomiarowe w Badaniach Naukowych i w Przemysle –SP’2020, Telekonferencja, 14-17.06.2020.

15. Kruszelnicka I., Ginter-Kramarczyk D., Ochowiak M., Markowska M., Dobre praktyki w użytkowaniu przydomowych oczyszczalni ścieków, XV Seminarium naukowe HABA RL, Grodzisk Wielkopolski, 6.03.2020.

Publikowane recenzowane komunikaty z konferencji krajowych i zagranicznych:

1. Ancukiewicz M., Włodarczak S., Matuszak M., Ochowiak M., 2017. Badania zmodyfikowanego osadnika wirowego w procesie oczyszczania strumienia cieczy, Seminarium Praktyczne Aspekty Inżynierii Chemicznej, Materiały Konferencyjne, 25-27, Poznań.
2. Matuszak M., Ochowiak M., Doligalski M., Włodarczak S., Krupińska A., Markowska M., 2017. Metody zwiększenia efektywności inhalacji medycznych, Materiały II Wielkopolskiego Seminarium Chemii Bioorganicznej, Organicznej i Biomateriałów, 434-436, Poznań.
3. Krupińska A., Ochowiak M., Włodarczak S., Matuszak M., Markowska M., Analiza procesu separacji w zmodyfikowanych odpylaczach komorowych, Materiały II Wielkopolskiego Seminarium Chemii Bioorganicznej, Organicznej i Biomateriałów, 429-430, Poznań.
4. Włodarczak S., Ochowiak M., Matuszak M., Krupińska A., Markowska M., Szulc T., Wpływ konstrukcji rozpylacza wirowego na charakterystykę sprayu, Materiały II Wielkopolskiego Seminarium Chemii Bioorganicznej, Organicznej i Biomateriałów, 452-454, Poznań.
5. Markowska M., Ochowiak M., Woziwodzki S., Matuszak M., Włodarczak S., Krupińska A., Analiza separacji ciecz-ciało stałe w zmodyfikowanym osadniku wirowym, Materiały II Wielkopolskiego Seminarium Chemii Bioorganicznej, Organicznej i Biomateriałów, 431-433, Poznań.
6. Włodarczak S., Ochowiak M., Matuszak M., Doligalski M., Krupińska A., Markowska M., Porównanie metod pomiaru kropeł, Materiały XII Konferencji Naukowej, Systemy Pomiarowe w Badaniach Naukowych i w Przemysle, 151-154, Łagów.
7. Ochowiak M., Matuszak M., Włodarczak S., Krupińska A., Markowska M., Komputerowa analiza obrazów w badaniach naukowych, Materiały XII Konferencji Naukowej, Systemy Pomiarowe w Badaniach Naukowych i w Przemysle, 107-110, Łagów.
8. Ochowiak M., Włodarczak S., Markowska M., Krupińska A., Koncepcja i badania wirowych regulatorów przepływu wód opadowych, Proceedings of III International Scientific-Practical Conference Water Supply and Wastewater Disposal: Designing, Construction, Operation and Monitoring, Lviv, 23-25.10.2019, 79-80.

9. Włodarczak S., Ochowiak M., Krupińska A., Markowska M., Rozpylanie cieczy w procesie odżelaziania wody, Proceedings of III International Scientific-Practical Conference Water Supply and Wastewater Disposal: Designing, Construction, Operation and Monitoring, Lviv, 23-25.10.2019, 110-111.
10. Markowska M., Ochowiak M., Włodarczak S., Matuszak M., Oczyszczanie ścieków opadowych o różnej lepkości w zmodyfikowanych osadnikach wirowych, Proceedings of III International Scientific-Practical Conference Water Supply and Wastewater Disposal: Designing, Construction, Operation and Monitoring, Lviv, 23-25.10.2019, 68-69.
11. Karbowska P., Markowska M., Ochowiak M., 2019. Badania wirowych regulatorów przepływu o zmodyfikowanej konstrukcji, Recenzowane Materiały Konferencyjne, Seminarium Młodych Naukowców pt. Nowoczesne Trendy i Wyzwania w Inżynierii Chemicznej. Opole, 17-18.01.2019, 35-36.
12. Walczak D., Markowska M., Ochowiak M., 2019. Analiza oczyszczania wód opadowych z zanieczyszczeń zawieszin lekkich w zmodyfikowanych osadnikach wirowych, Recenzowane Materiały Konferencyjne, Seminarium Młodych Naukowców pt. Nowoczesne Trendy i Wyzwania w Inżynierii Chemicznej. Opole, 17-18.01.2019, 59-60.
13. Markowska M., Ochowiak M., Kruszelnicka I., Włodarczak S., Woziwodzki S., Matuszak M., 2019. Badania i modelowanie zmodyfikowanych separatorów wirowych, Recenzowane Materiały Konferencyjne, XIV Seminarium Naukowe na temat Małych Oczyszczalni Ścieków HABA RL, Grodzisk Wielkopolski, 15 marca 2019 roku, 23-24.
14. Krupińska A., Ochowiak M., Włodarczak S., Markowska M., Matuszak M., Szulc T., Rozpylanie wodnego roztworu Na-CMC w rozpylaczach dwufazowych o przepływie zawirowanym, Materiały konferencyjne Drugiego Seminarium Praktyczne Aspekty Inżynierii Chemicznej PAIC 2019, Zaniemyśl, 16-17.09.2019, 71-72.
15. Markowska M., Ochowiak M., Włodarczak S., Matuszak M., Analiza separacji stałych zanieczyszczeń frakcji lekkiej w zależności od lepkości fazy ciągłej w zmodyfikowanych osadnikach wirowych, Materiały konferencyjne Drugiego Seminarium Praktyczne Aspekty Inżynierii Chemicznej PAIC 2019, Zaniemyśl, 16-17.09.2019, 83-84.
16. Ochowiak M., Włodarczak S., Matuszak M., Krupińska A., Markowska M., Regulatory przepływu – konstrukcje, badania i zastosowanie, Materiały konferencyjne Drugiego Seminarium Praktyczne Aspekty Inżynierii Chemicznej PAIC 2019, Zaniemyśl, 16-17.09.2019, 91-92.
17. Włodarczak S., Krupińska A., Kachlicki T., Matuszak M., Markowska M., Krawczyk P., Rozmanowski T., Janczarek M., Ochowiak M., Influence of annealing on structure and

- corrosion resistance of Duplex and Super Duplex stainless steel, Materiały konferencyjne Drugiego Seminarium Praktyczne Aspekty Inżynierii Chemicznej PAIC 2019, Zaniemyśl, 16-17.09.2019, 141-142.
18. Markowska M., Ochowiak M., Włodarczak S., Krupińska A., Liaposhchenko O.O., Oczyszczanie wód z zanieczyszczeń o małej gęstości, Materiały III Ogólnopolskiego Seminarium Chemii Bioorganicznej, Organicznej i Biomateriałów, Poznań, 7.12.2019, 267-270.
 19. Krupińska A., Ochowiak M., Włodarczak S., Markowska M., Szulc T., Pavlenko I., Adiuwanty w zabiegach agrotechnicznych, Materiały III Ogólnopolskiego Seminarium Chemii Bioorganicznej, Organicznej i Biomateriałów, Poznań, 7.12.2019, 211-213.
 20. Ochowiak M., Doligalski M., Kasperkowiak A., Pitel J., Włodarczak S., Markowska M., Krupińska A., Olejki eteryczne w aroma- i aerozoloterapii, Materiały III Ogólnopolskiego Seminarium Chemii Bioorganicznej, Organicznej i Biomateriałów, Poznań, 7.12.2019, 271-273.
 21. Macioszek Ł., Włodarczak S., Wagner P., Matuszak M., Krupińska A., Markowska M., Detekcja i analiza niewielkich stężeń wody (do 2 g/kg) w filtrowanej oliwie z oliwek przy użyciu spektroskopii impedancyjnej, Materiały III Ogólnopolskiego Seminarium Chemii Bioorganicznej, Organicznej i Biomateriałów, Poznań, 7.12.2019, 258-260.
 22. Włodarczak S., Krupińska A., Markowska M., Macioszek Ł., Wytwarzanie emulsji O/W na bazie oleju roślinnego, Materiały III Ogólnopolskiego Seminarium Chemii Bioorganicznej, Organicznej i Biomateriałów, Poznań, 7.12.2019, 321-323.
 23. Ochowiak M., Włodarczak S., Markowska M., Krupińska A., Koncepcja i badania wirowych regulatorów przepływu wód opadowych, III International Scientific-Practical Conference Water Supply and Wastewater Disposal: Designing, Construction, Operation and Monitoring, Lwów, 23-25.10.2019, 79-80.
 24. Włodarczak S., Ochowiak M., Krupińska A., Markowska M., Rozpylanie cieczy w procesie odżelaziania wody, III International Scientific-Practical Conference Water Supply and Wastewater Disposal: Designing, Construction, Operation and Monitoring, Lwów, 23-25.10.2019, 110-111.
 25. Markowska M., Ochowiak M., Włodarczak S., Matuszak M., Oczyszczanie ścieków opadowych o różnej lepkości w zmodyfikowanych osadnikach wirowych, III International Scientific-Practical Conference Water Supply and Wastewater Disposal: Designing, Construction, Operation and Monitoring, Lwów, 23-25.10.2019, 68-69.

Postery na konferencjach krajowych i zagranicznych:

1. Ancukiewicz M., Włodarczak S., Matuszak M., Ochowiak M., 2017. Badania zmodyfikowanego osadnika wirowego w procesie oczyszczania strumienia cieczy, Seminarium Praktyczne Aspekty Inżynierii Chemicznej, Poznań.
2. Ochowiak M., Matuszak M., Włodarczak S., Ancukiewicz M., Krupińska A., 2017. Analiza wpływu wybranych parametrów na oczyszczanie powietrza w odpylaczu komorowym wykorzystującym zjawisko ruchu wirowego, X Jubileuszowa Konferencja Naukowa Inżynierii Procesowej w Ochronie Środowiska połączonej z Mikrosymposium „Bioinżynieria 2017”, Sarbinowo.
3. Ochowiak M., Matuszak M., Włodarczak S., Ancukiewicz M., Krupińska A., 2017. Ocena pracy zmodyfikowanego osadnika wirowego do oczyszczania strumienia wody zanieczyszczonej frakcją lekką, X Jubileuszowa Konferencja Naukowa Inżynierii Procesowej w Ochronie Środowiska połączonej z Mikrosymposium „Bioinżynieria 2017”, Sarbinowo.
4. Matuszak M., Ochowiak M., Doligalski M., Włodarczak S., Krupińska A., Markowska M., 2017. Metody zwiększenia efektywności inhalacji medycznych, II Wielkopolskie Seminarium Chemii Bioorganicznej, Organicznej i Biomateriałów, Poznań 02.12.17.
5. Krupińska A., Ochowiak M., Włodarczak S., Matuszak M., Markowska M., Analiza procesu separacji w zmodyfikowanych odpylaczach komorowych, II Wielkopolskie Seminarium Chemii Bioorganicznej, Organicznej i Biomateriałów, Poznań 02.12.17.
6. Włodarczak S., Ochowiak M., Matuszak M., Krupińska A., Markowska M., Szulc T., Wpływ konstrukcji rozpylacza wirowego na charakterystykę sprayu, II Wielkopolskie Seminarium Chemii Bioorganicznej, Organicznej i Biomateriałów, Poznań 02.12.17.
7. Markowska M., Ochowiak M., Woziwodzki S., Matuszak M., Włodarczak S., Krupińska A., Analiza separacji ciecz-ciało stałe w zmodyfikowanym osadniku wirowym, II Wielkopolskie Seminarium Chemii Bioorganicznej, Organicznej i Biomateriałów, Poznań 02.12.17.
8. Markowska M., Włodarczak S., Matuszak M., Krupińska A., Ochowiak M., 2018. Wpływ położenia przegrody na sprawność oczyszczania cieczy w zmodyfikowanym osadniku wirowym, XII Ogólnopolska Konferencja Przepływów Wielofazowych, Olsztyn
9. *6e.1.* Ochowiak M., Włodarczak S., Markowska M., Krupińska A., Koncepcja i badania wirowych regulatorów przepływu wód opadowych, III Międzynarodowa Konferencja Naukowo-Techniczna „Zaopatrzenie w wodę i usuwanie ścieków – projektowanie,, budowa, eksploatacja, monitoring”, Lwów, 23-25.10.2019.

10. Włodarczak S., Ochowiak M., Krupińska A., Markowska M., Rozpylanie cieczy w procesie odżelaziania wody, III Międzynarodowa Konferencja Naukowo-Techniczna „Zaopatrzenie w wodę i usuwanie ścieków – projektowanie, budowa, eksploatacja, monitoring”, Lwów, 23-25.10.2019.
11. Markowska M., Ochowiak M., Włodarczak S., Matuszak M., Oczyszczanie ścieków opadowych o różnej lepkości w zmodyfikowanych osadnikach wirowych, III Międzynarodowa Konferencja Naukowo-Techniczna „Zaopatrzenie w wodę i usuwanie ścieków – projektowanie, budowa, eksploatacja, monitoring”, Lwów, 23-25.10.2019.
12. Ochowiak M., Włodarczak S., Matuszak M., Krupińska A., Markowska M., Regulatory przepływu – konstrukcje, badania i zastosowanie, Drugie Seminarium Praktyczne Aspekty Inżynierii Chemicznej PAIC 2019, Zaniemyśl, 16-17.09.2019.
13. Włodarczak S., Krupińska A., Kachlicki T., Matuszak M., Markowska M., Krawczyk P., Rozmanowski T., Janczarek M., Ochowiak M., Influence of annealing on structure and corrosion resistance of Duplex and Super Duplex stainless steel, Drugie Seminarium Praktyczne Aspekty Inżynierii Chemicznej PAIC 2019, Zaniemyśl, 16-17.09.2019.
14. Markowska M., Ochowiak M., Włodarczak S., Krupińska A., Liaposhchenko O.O., Oczyszczanie wód z zanieczyszczeń o małej gęstości, III Ogólnopolskie Seminarium Chemii Bioorganicznej, Organicznej i Biomateriałów, Poznań, 7.12.2019.
15. Ochowiak M., Doligalski M., Kasperkowiak A., Pitel J., Włodarczak S., Markowska M., Krupińska A., Olejki eteryczne w aroma- i aerozoloterapii, III Ogólnopolskie Seminarium Chemii Bioorganicznej, Organicznej i Biomateriałów, Poznań, 7.12.2019.
16. Krupińska A., Ochowiak M., Włodarczak S., Markowska M., Szulc T., Pavlenko I., Adiuwanty w zabiegach agrotechnicznych, III Ogólnopolskie Seminarium Chemii Bioorganicznej, Organicznej i Biomateriałów, Poznań, 7.12.2019.
17. Macioszek Ł., Włodarczak S., Wagner P., Matuszak M., Krupińska A., Markowska M., Detekcja i analiza niewielkich stężeń wody (do 2 g/kg) w filtrowanej oliwie z oliwek przy użyciu spektroskopii impedancyjnej, III Ogólnopolskie Seminarium Chemii Bioorganicznej, Organicznej i Biomateriałów, Poznań, 7.12.2019.
18. Włodarczak S., Krupińska A., Markowska M., Macioszek Ł., Wytwarzanie emulsji O/W na bazie oleju roślinnego, III Ogólnopolskie Seminarium Chemii Bioorganicznej, Organicznej i Biomateriałów, Poznań, 7.12.2019.

Działalność organizacyjna:

1. Komitet Organizacyjny i Naukowy Seminarium Młodych Naukowców pt. Nowoczesne Trendy i Wyzwania w Inżynierii Chemicznej, 17-18.01.2019, Opole.
2. Przewodniczący Komitetu Organizacyjnego i członek Komitetu Naukowego Drugiego Seminarium Praktyczne Aspekty Inżynierii Chemicznej, 16-17.09.2019, Zaniemyśl.

Sumaryczny IF: **21,664**