



AKADEMIA TECHNICZNO-ROLNICZA  
IM. JANA I JĘDRZEJA ŚNIADECKICH  
W BYDGOSZCZY

ZESZYTY NAUKOWE NR 239

**BUDOWNICTWO  
I INŻYNIERIA  
ŚRODOWISKA  
33**

WYDZIAŁ BUDOWNICTWA  
I INŻYNIERII ŚRODOWISKA



BYDGOSZCZ – 2001







AKADEMIA TECHNICZNO-ROLNICZA  
IM. JANA I JĘDRZEJA ŚNIADECKICH  
W BYDGOSZCZY

ZESZYTY NAUKOWE NR 239



**BUDOWNICTWO  
I INŻYNIERIA  
ŚRODOWISKA  
33**

BYDGOSZCZ – 2001

REDAKTOR NACZELNY  
dr hab. inż. Janusz Prusiński, prof. nadzw. ATR

REDAKTOR DZIAŁOWY  
dr hab. inż. Tomasz Szczuraszek, prof. nadzw. ATR

OPRACOWANIE REDAKCYJNE I TECHNICZNE  
mgr Michał Górecki, Ewa Olawińska

© Copyright  
Wydawnictwa Uczelniane Akademii Techniczno-Rolniczej  
Bydgoszcz 2001

ISSN 0208-6379

Wydawnictwa Uczelniane Akademii Techniczno-Rolniczej  
ul. Ks. A. Kordeckiego 20, 85-225 Bydgoszcz, tel. (052) 3749482, 3749426  
e-mail: [wydawucz@atr.bydgoszcz.pl](mailto:wydawucz@atr.bydgoszcz.pl) <http://www.atr.bydgoszcz.pl/~wyd>

---

Wyd. I. Nakład 100 egz. Ark. aut. 6,7. Ark. druk. 7,0. Papier druk. kl. III.  
Uczelniany Zakład Małej Poligrafii ATR Bydgoszcz, ul. Ks. A. Kordeckiego 20

2002 b 122/55

## Spis treści

1. Andrzej Frydryszak, Jan Klugiewicz, Piotr Dzieweczyński - Stosowanie różnych materiałów do budowy podziemnych kanałów i rurociągów .....	5
2. Iwona Klugiewicz, Jan Klugiewicz - Stosowanie tarczowych złóż obrotowych oraz kierunki przepływu ścieków w komorze i złożu .....	23
3. Iwona Klugiewicz - Ocena wpływu herbicydu Chwastox ekstra na biodegradację ścieków w oczyszczalni z TZB .....	35
4. Grażyna Totczyk - Proces utleniania związków azotowych na złożach tarczowych .....	45
5. Marcin Gorączko - Zbiorniki wodne na obszarze Bydgoszczy .....	53
6. Marcin Gorączko - Rola sieci transportowej w kształtowaniu spływu powierzchniowego na wybranych obszarach nizinnych .....	65
7. Jadwiga Bizon-Górecka - Niezawodność działań człowieka w ergonomicznym systemie biotechnicznym .....	77
8. Maciej K. Kumor, Aleksandra Gorączko - Zmiany wilgotności naturalnej ilów ekspansywnych po usunięciu grupy drzew na podstawie obserwacji poligonowych .....	85
9. Andrzej Olchawa - Próba wyznaczenia optymalnej ilości iltu w mineralno-organicznych gruntowych materiałach kompozytowych .....	95



## STOSOWANIE RÓŻNYCH MATERIAŁÓW DO BUDOWY PODZIEMNYCH KANAŁÓW I RUROCIĄGÓW

Andrzej Frydryszak, Jan Klugiewicz, Piotr Dzieweczyński

Katedra Inżynierii Sanitarnej i Wodnej  
Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska ATR  
ul. Grodzka 18/20, 85-109 Bydgoszcz

W artykule przedstawiono zastosowanie i wymagania wobec różnych materiałów użytych do budowy podziemnych kanałów i rurociągów. Podano rys historyczny ich rozwoju ze szczególnym uwzględnieniem tendencji współczesnych.

Słowa kluczowe: kanały, rurociągi, kanalizacja, wodociągi

### 1. WPROWADZENIE

W inżynierii sanitarnej, wodnej oraz w melioracjach wodnych powszechnie stosuje się kanały i rurociągi podziemne do transportu ścieków i wody. Decyzja o zastosowaniu określonego materiału uzależniona jest od warunków w jakich będą one eksploatowane oraz czynników ekonomicznych. Każdy bowiem kanał i rurociąg może być narażony na działanie czynników mechanicznych, fizycznych, chemicznych lub biologicznych. Materiały użyte do budowy kanałów i rurociągów powinny się zatem charakteryzować:

- odpornością na ściskanie od obciążeń statycznych i dynamicznych,
- odpornością na ścieranie,
- gładkością ścian na obwodzie zwilżonym,
- szczelnością,
- małą nasiąkliwością,
- odpornością na korozję,
- odpornością na temperaturę,
- brakiem negatywnego wpływu na jakość transportowanych cieczy (np. wody wodociągowej).

Od najdawniejszych czasów ludność miast odczuwała potrzebę zbiorowego zaopatrzenia w wodę i odprowadzania zużytych wód, a czasem również odwadniania osiedli. Realizowano za pomocą kanałów otwartych, które charakteryzowało wiele mankamentów. W miarę powstawania coraz bardziej zwartej zabudowy zaczęto odprowadzać ścieki kanałami umieszczonymi pod powierzchnią terenu. Badania archeologiczne w Babilonie, Egipcie i Jerozolimie potwierdziły istnienie w miastach kanalizacji domowej oraz miejskiej.

W starożytnej Grecji i Rzymie wykonano wiele budowli kanalizacyjnych. Część z nich jest nadal eksploatowana, po innych pozostały ruiny. Główny kolektor kanalizacji Rzymu, wykonany z kamienia o przekroju prostokątnym, przesklepiony u góry ma w świetle następujące wymiary: szerokość 2,15 m, wysokość 3,19 m, spadek dna zmienny 1÷30‰. Kanał ten zachował się do czasów obecnych i został włączony do nowoczesnej kanalizacji Rzymu. Zarówno Grecy, jak i Rzymianie rozpowszechnili umiejętności techniki kanalizacyjnej na całym obszarze swych wpływów. Z upadkiem Rzymu rozwój techniki sanitarnej zostaje istotnie zahamowany i w średniowieczu obserwuje się zaniedbania w tej dziedzinie, co było także przyczyną wybuchu epidemii.

Rzeczywisty rozwój nowoczesnej kanalizacji datuje się od końca XVIII wieku. W 1843 r. został opracowany projekt kanalizacji Hamburga, a w 1876 r. opracowano pierwszy projekt kanalizacji Warszawy, zaś w 1881 r. rozpoczęto jej budowę. Odkopane w Wersalu wodociągowe rury żeliwne po 250-letniej pracy znajdowały się w bardzo dobrym stanie [1, 11].

Celem niniejszego artykułu jest omówienie materiałów stosowanych do budowy kanałów i rurociągów oraz ich właściwości eksploatacyjnych.

## 2. MATERIAŁY STOSOWANE DO BUDOWY PODZIEMNYCH KANAŁÓW

### 2.1. Kanały murowane oraz betonowe i żelbetowe prefabrykowane

Przewody kanałów podziemnych buduje się przeważnie z rur wykonywanych fabrycznie i dostarczanych na miejsce budowy jako prefabrykaty. W praktyce kanalizacyjnej poza przewodami o przekroju kołowym stosowane są inne kształty przekrojów, np. jajowe, eliptyczne, gruszkowe, paraboliczne i prostokątne, a zwłaszcza te, które zapewniają optymalne warunki hydrauliczne i wytrzymałościowe. Kanały o takich przekrojach często wykonuje się z kamieni naturalnych (sieci kanalizacyjne Rzymu, Paryża, Drezna). Kanałów nie należy wykonywać z kamieni wapiennych, lecz ze skał krzemionkowych. Obecnie nie wykonuje się kanałów kamiennych oraz z cegły kanalizacyjnej ze względu na duże koszty i pracochłonność. Przyczyną takiego stanu rzeczy należy upatrywać w rozpowszechnieniu betonu jako materiału budowlanego. W przypadku konieczności budowy kanałów o dużych przekrojach i specjalnych kształtach wykonuje się je z betonu lub żelbetu bezpośrednio w wykopie. Produkowane przez wiele fabryk rury betonowe lub żelbetowe oraz Wipro umożliwiają wykonanie kanałów z litych lub częściowych elementów. Rury o przekroju kołowym produkowane są o średnicy od 0,15 m do 2,5 m. Znajdują one szerokie zastosowanie przy budowie kanałów, zwłaszcza rury Wipro. Związane jest to z poprawą jakości wyrobów pod względem szczelności i wytrzymałości oraz udoskonalenia połączeń kielichowych wyposażonych w uszczelkę gumową typu Forsheda.

### 2.2. Kanały z rur kamionkowych

Do wyrobu kamionki stosuje się wysokogatunkowe gliny krzemionkowe (zawierające co najmniej 20 % tlenku glinu ( $Al_2O_3$ ) oraz 65 % krzemionki ( $SiO_2$ )), które przy stosunkowo niewielkim ogrzaniu (w temperaturze ok. 1350°C) stapiają się i wypalają bez



zasadniczej zmiany postaci. Jakość wyrobu w dużym stopniu zależy od temperatury i stopnia wypalania, oraz zawartości składników. Jeżeli temperatura jest zbyt niska otrzymuje się produkt porowaty, a jeżeli zbyt duża ulega on zbyt niemu zwapnieniu. Wypalane masy pokrywa się polewą z sodu, która tworzy szczelną i gładką powierzchnię. Polewę uzyskuje się z par glinokrzemianu sodu powstających po dodaniu w końcowej fazie wypalania soli kuchennej (NaCl). Gotowa rura jest całkowicie nieprzepuszczalna i nienasiąkliwa oraz odporna na działanie kwasów, a także ścieranie. Rury produkowane są o średnicy 0,2÷0,6 m. Brytyjska firma Hepworth opracowała technologię produkcji rur polegającą na wypalaniu rur w pozycji poziomej z jednoczesnym wprawieniem ich w ruch rotacyjny. Tak wyprodukowane rury uzyskują wytrzymałość 60 kN/m, tracąc jednocześnie na ciężarze. Szczelność połączeń gwarantują obejmmy łączące rury z uszczelkami gumowo-polistyrenowymi, a także kształtki umożliwiające takie połączenia z rurą PVC. Produkowane są także rury drenażowe o średnicy 100, 150, 225, 300 mm.

### 2.3. Kanały z rur żeliwnych

Rury żeliwne stosowane są głównie do systemów ciśnieniowych transportu wody oraz rurowciągów tłocznych przewodów kanalizacyjnych. Rury żeliwne rzadko stosuje się do budowy zewnętrznych sieci kanalizacyjnych. Wyjątek stanowią odcinki szczególnie narażone na działanie czynników zewnętrznych, jak nierównomierne osiadanie, duże obciążenia (np. przekraczanie szlaków kolejowych). Rury żeliwne stosowane są do budowy przewodów tłocznych z pompowni wodociągowo-kanalizacyjnych i polderowych. Produkowane są w odcinkach 6 m z kielichami o średnicy 50÷1000 mm. Wprowadzenie technologii łączenia rur za pomocą uszczelki gumowych zdecydowanie ułatwia montaż. Rury produkowane są z żeliwa szarego, sferoidalnego z wykładziną cementową grubości 5 mm wewnątrz obwodu lub bez niej.

### 2.4. Przewody z rur stalowych

Rury stalowe stosowane są głównie w sieciach wodociągowych, rzadko w kanalizacyjnych, niekiedy w budowłach specjalnych (syfony, przejścia pod torami i mostami lub na mostach, na gruntach słabonośnych itp.). Charakteryzuje je:

- duża wytrzymałość na obciążenia zewnętrzne i wewnętrzne,
- stosunkowo mały ciężar,
- możliwość stosowania połączeń spawanych,
- odporność na udarność i nierównomierne osiadanie,
- ewentualne nieszczelności powodują powolne sączenie cieczy bez gwałtownego rozpadu (jak z żeliwa),
- mała odporność na korozję.

### 2.5. Przewody i kanały z tworzyw sztucznych termoplastycznych

W Polsce rury z tworzyw sztucznych w niewielkim stopniu (4,2 % w 1991 r. i 6,6 % w 1995 r.) są stosowane przy budowie sieci wodociągowych i kanalizacyjnych w porównaniu z innymi materiałami, lecz tempo przyrostu długości sieci dynamicznie wzrasta. Biorąc pod uwagę różne tworzywa to najliczniej spotkać można PVC (90 %) a rzadziej

PE (9 %). W krajach Europy Zachodniej podobnie jak w Polsce najczęściej stosowane są rury z PVC, których udział w budowie sieci wynosi 77 %, następnie PE - 21 %, inne tworzywa sztuczne stanowią tylko 2 %. Ponadto stosowane są rury typu lekkiego, stanowiące nową generację rur z tworzyw sztucznych. Nadają się one szczególnie do odprowadzania dużych ilości ścieków i wód opadowych oraz innych wód. Rury te charakteryzują się mniejszą masą, mniejszym zużyciem energii do ich wytworzenia. Istotna jest także możliwość zagospodarowania odpadów w procesie recyklingu [8].

Rury wielowarstwowe kompozytowe produkowane są z żywic poliestrowych, włókna szklanego i piasku kwarcowego dwiema metodami:

- a) nawojową (firmy: Nordcap, Sarplast, Metalchem-Andren, Lamino-met),
- b) odlewania odśrodkowego na zimno (firma Hobas oraz jej licencjodawcy).

Podstawowymi surowcami do produkcji tych rur są:

- żywice poliestrowe nienasycone (ortofталowe, tereftalowe, winyloestrowe),
- włókna szklane (C lub E),
- piasek kwarcowy szklarski lub węgiel wapnia (wypełniacze).

W praktyce rury produkowane metodą nawojową posiadają dużo mankamentów i ulegają awarii (np. słaba wytrzymałość na obciążenia i odkształcenia), natomiast rury odlewane mają korzystniejsze właściwości i ok. 100-krotnie większą trwałość.

### 3. OBSERWACJE EKSPLOATACYJNE

Eksploatacja kanałów i rurociągów sprowadza się głównie do zapewnienia ciągłości odpływu ścieków sanitarnych lub wód deszczowych, a także ciągłości dostawy wody w systemach zbiorowego zaopatrzenia. Względy eksploatacyjne, a w szczególności możliwość czyszczenia niedrożnych odcinków kanałów decydują także o zastosowaniu określonego materiału do budowy. Do czyszczenia podziemnych przewodów najczęściej stosowane są następujące metody:

- hydrauliczna (spiętrzania, płukania ciśnieniowe),
- mechaniczna (skrobaki),
- chemiczna (kwasy, zasady),
- biologiczna (szczepy bakterii).

Jednym z najważniejszych problemów eksploatacyjnych jest awaryjność kanałów i rurociągów. Czynniki, które wpływają na awaryjność to:

- wady materiałowe,
- uszkodzenia podczas transportu,
- propagacje pęknięć,
- właściwości podłoża gruntowego (jego ruchy pionowe),
- niewłaściwe układanie rur w gruncie (obsypka),
- błędy montażowe, np. brak luzów kompensacyjnych.

#### 3.1. Rury betonowe, żelbetowe

Rurociągi z rur betonowych lub żelbetowych powszechnie stosowane w systemach kanalizacyjnych narażają najczęściej na problemy eksploatacyjne głównie za sprawą korozji betonu i stali zbrojeniowej. Budowle betonowe często narażone są na agresywne działanie różnych środowisk wodnych, gruntowych i gazowych. Na agresywne działa-

nie najbardziej podatny jest stwardniały zaczyn cementowy. Zależy to jednak od istniejącej porowatości betonu, jakości i ilości składników mieszanki betonowej oraz warunków twardnienia betonu. Mieszanka betonowa składa się z cementu, kruszywa i wody, co powoduje, że cechy betonu zależą od działań człowieka, a następnie zmieniają się z upływem czasu (hydratacja oraz zjawisko samouszczelniania się betonu, zmniejszenia nasiąkliwości i korozji). Zdolność środowiska korozyjnego do niszczącego działania na beton zależy od rodzaju i stężenia czynników korozyjnych współdziałających w sposób chemiczny, fizyczny i mechaniczny (tab. 1).

Intensywność korozji i jej wielkość zależne są od:

- cech środowiska agresywnego (stopień agresywności, stężenie czynników agresywnych, temperatura, mechanizm działania),
- cech betonu (szczelność, odporność stwardniałego zaczynu cementowego).

Ogólnie można stwierdzić, że wszystkie środowiska o odczynie kwaśnym działają niszcząco na zaczyn cementowy o charakterze zasadowym, a przez to reagujących z kwasami z nasileniem proporcjonalnym do stężenia danego kwasu i jego rodzaju. Najliczniejsza i najbardziej rozpowszechniona jest agresywność siarczanowa. W tabeli 2 zawarte są wg PN-80/B-01800 parametry określające agresywność wody w stosunku do betonu, a w tabeli 3 ocena agresywności środowisk ciekłych i stałych (wg ISO/TC 71/SC 3 N 80).

### 3.2. Rury i kształtki kamionkowe

Stosowane są do budowy kanalizacji o średnicy 200÷500 mm odprowadzającej ścieki bytowo-gospodarcze, a także ścieki przemysłowe zawierające kwasy i ługi. Rury te są wodoszczelne oraz kwasoodporne (96 %), ługoodporne (84 %), słabonasiąkliwe (6-8 %), słabościeralne (0,4-0,6 mm). Wadą rur kamionkowych jest duży ciężar, słaba odporność na wstrząsy, uderzenia i nierównomierne osiadanie. Na uwagę zasługuje, że w Polsce są nadal eksploatowane sieci kanalizacyjne wykonane z rur kamionkowych w latach 20.

Wpływ czynników na korozję betonu można ograniczyć, stosując ochronę powierzchniową lub materiałowo-strukturalną. Pierwsza (wtórna) polega na ograniczeniu lub odcięciu dostępu środowisk agresywnych do konstrukcji betonowych lub żelbetonowych np. przez powierzchniowe lub wgłębne impregnacje lub izolacje (lekką, średnią, ciężką). Ochrona materiałowo-strukturalna, to dobór składników betonu dozowanie i rewi-bracje. Istotny wpływ odgrywają także dodatki do betonu w postaci mączki mineralnej w ilości kilkudziesięciu procent w stosunku do masy cementu, dawkowane w czasie formowania mieszanki betonowej oraz domieszki w ilości kilku procent stosowane jako substancje ciekłe lub proszki [9].

### 3.3. Rury żeliwne

Do głównych mankamentów sieci z rur żeliwnych w czasie eksploatacji należy rozszczelnianie połączeń (uszczelnienia sznur - ołów) oraz korozja chemiczna i elektrochemiczna zarówno wewnątrz, jak i na zewnątrz przewodu. Wprawdzie przyjęto, że okres użytkowania rurociągów wynosi średnio 100 lat, jednak w pewnych warunkach - z powodu korozji - zostaje on znacznie skrócony. Ochroną przed korozją wewnętrzną może być usunięcie CO<sub>2</sub> z wody oraz doprowadzenie do pH = 7. W przypadku ścieków jest to praktycznie niemożliwe, bowiem prócz zmiennego pH (6÷9) ścieki zawierają siarczany, siarczki i inne związki działające korozyjnie na żeliwo. Zastosowano więc

rury żeliwne sferoidalne z wewnętrzną wykładziną cementową. Zjawisko korozji grun-  
towej jest bardziej skomplikowane i klasyfikowane jest jako: korozja chemiczna lub  
elektrochemiczna.

Tabela 1. Rodzaje wpływów mogących zmniejszać trwałość betonu [6]

Table 1. Factors which can deteriorate concrete durability [6]

Rodzaj wpływów Factor		Czynniki działające Factors in specific	Sposób działania Activity
1	2	3	4
Wpływy zewnętrzne External factors	chemiczne chemical	substancje reagujące z betonem: concrete reactants: - miękkie wody - soft water - kwasy - acids - sole (głównie siarczany) - salts (sulphate, mainly) - tłuszcze i oleje (roślinne i zwierzęce) at and oil (vegetal and animal)	korozja ługująca lub pęcznie- jąca pod wpływem wody bądź wilgotnego powietrza, gruntu i zanieczyszczeń leaching and turgescence corro- sion caused by water or humid air, soil and impurities
	fizyczne physical	wpływy klimatyczne: climatic factors: - zmienna wilgotność - changing humidity - mróz (ewentualnie + sole do odmrażania) - frost (or + defrosting salts) - wysokie temperatury podczas pożaru high temperature (e.g. during fire)	rozsadzanie betonu wskutek korozji zbrojenia, złuszczenia powierzchniowe, uszkodzenia struktury, zniszczenie betonu concrete bursting caused by reinforcement corrosion, surfa- ce peeling off, concrete de- struction
Wpływy wewnętrzne Internal factors	mechaniczne mechanical	- ścieranie - attrition - naprężenia - stresses, tensions - obciążenia zmienne, (ewentualnie - krótkotrwałe) - changing load (or transient)	erozja - erosion rysy - scratches pęknięcia - cracks
Wpływy wewnętrzne Internal factors	wadliwa jakość składników faulty components	a) cement portlandzki zawierający nadmier- ne ilości: Portland cement with excessive amo- untgts of: - SO <sub>3</sub> - MgO - wolnego CaO - free CaO - alkaliów - alkalies b) kruszywo: obecność krzemionki opalowej lub reaktywnego dolomitu aggregate: reactive dolomite or combu- stible silicon dioxide present c) cement glinowy aluminous cement	pęcznienie siarczanowe sulphative turgescence pęcznienie magnezowe magnesium turgescence pęcznienie wapniowe calcium turgescence współdziałanie z kruszywem reaktywnym interaction with reactive aggre- gate rozsadzanie i łuszczenie wsku- tek reakcji kruszywo-alkalia bursting and peeling due to aggregate - and - alkalies reaction przemiany przy rekryystalizacji glinianów uwodnionych conversions in hydrated alumi- nates recrystallisation

Tabela 2. Stopnie agresywności wody (wg PN-80/B-01800)  
 Table 2. Water aggressiveness levels (following PN-80/B-01800)

Rodzaj agresywności Aggressiveness	Wskaźnik agresywności Index of aggressiveness	Jednostki miary Units	Stopień agresywności wody Water aggressiveness level			
			$l_{a1}$	$l_{a2}$	$m_a$	$h_a$
Ługująca Alkali lye	$T_w$	°n	$6 > T_w \geq 3$	$T_w < 3$	-	-
Kwasowa Acid	H	pH	$7 > \text{pH} \geq 6,5$	$6,5 > \text{pH} \geq 5$	$5 > \text{pH} > 4,5$	$\text{PH} < 4,5$
Węglanowa Carbonate	$a\text{CO}_2$	mg/l	$5 < a\text{CO}_2 \leq 10$	$10 < a\text{CO}_2 \leq 40$	$a\text{CO}_2 > 40$	-
Magnezowa Magnesium	Mg	mg/l	$150 < \text{Mg} \leq 1000$	$1000 < \text{Mg} \leq 2000$	$\text{Mg} > 2000$	-
Amonowa Ammonium	$\text{NH}_4$	mg/l	$10 < \text{NH}_4 \leq 100$	$100 < \text{NH}_4 \leq 500$	$\text{NH}_4 > 500$	-
Siarczanowa Sulphate	$\text{SO}_4$	mg/l	$250 < \text{SO}_4 \leq 350$	$350 < \text{SO}_4 \leq 500$	$500 < \text{SO}_4 \leq 1000$	$\text{SO}_4 > 1000$

Legenda:  $l_a$  - mała,  $m_a$  - średnia,  $h_a$  - duża  
 Legend:  $l_a$  - low,  $m_a$  - medium,  $h_a$  - high

Tabela 3. Ocena agresywności środowisk ciekłych i stałych (wg ISO/TC 71/SC 3 N 80)  
 Table 3. Aggressiveness classification for solid and liquid media (following ISO/TC 71/SC 3 N 80)

Stopnie agresywności Level of aggressiveness	Charakterystyka agresywności środowisk Media aggressiveness									
	Środowiska ciekłe Liquid media					Środowiska stałe Solid media				
	pH	Twardość wody Water hardness	Agresywność CO <sub>2</sub> Aggressive- ness of CO <sub>2</sub>	SO <sub>4</sub>	Mg	NH <sub>4</sub>	Sole Sal	Wymiar kwasowości wg Baumann-Gully Baumann-Gully's acidity	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	
Slabo agresywne Low	6,5+5,5	3,0+0	30+ 50	mg/l 300+600	mg/l 1000+1500	mg/l 50+100	mg/l 10+20	> 20	mg/kg gruntu mg/kg of soil < 600	
Średnio agresywne Medium	5,0+3,0	-	50+100	600+1000	1500+3000	100+500	20+50	-	600+1000	
Silnie agresywne High	< 3,0	-	> 100	> 1000	> 3000	> 500	> 50	-	> 1000	



Korozja metali może być bowiem spowodowana składnikami chemicznymi gruntu i wody gruntowej oraz prądami błędzającymi. Dla ochrony przed korozją stosuje się powłoki izolacyjne oraz ochronę katodową. Katodą jest rurociąg, anodą uziemienie, a wytworzony potencjał ujemny skutecznie chroni rurociąg przed korozją gruntową. Warunkiem koniecznym zrealizowania ochrony katodowej przed korozją jest ciągłość elektryczna chronionego rurociągu. Pod pojęciem ciągłości elektrycznej chronionego rurociągu rozumie się spełnienie warunku  $r \geq R_p$ , gdzie  $r$  - opór wzdłużny rurociągu,  $R_p$  - opór przejścia rurociąg-ziemia. Pełną ciągłość mają rury stalowe łączone na spaw. Zastrzeżenie budzą rurociągi żeliwne kielichowe uszczelniane ołowiem, a przede wszystkim rurociągi o połączeniach dławicowych uszczelnianych gumą. Natężenie prądu błędzącego płynącego rurą jest odwrotnie proporcjonalne do oporu wzdłużnego rurociągu. Zatem rurociąg żeliwny o połączeniach dławicowych gwarantuje duży opór wzdłużny (nie zabezpiecza przed korozją ziemną pochodzącą od mikroorganizmów korozyjnych) [8].

### 3.4. Rury z tworzyw sztucznych

Rury z tworzyw sztucznych są odporne na wszystkie związki chemiczne, które w sposób naturalny występują w glebach. Są więc biologicznie obojętne, nie ulegają biodegeneracji. Nie ulegają one korozji i nie ma problemu prądów błędzających. Rury z tworzyw sztucznych nie są jednak pozbawione wad. W minionych latach istotnie pogorszyła się jakość wody (np. w rejonie zaopatrywanym przez wodociągi Hanoweru) spowodowana przez materiały pędne, ropę i bitumiczny materiał uszczelniający. Organiczne składniki przenikały drogą dyfuzji przez ścianki polietylenowych przewodów łączących domy (przyłączy wodociągowych) spowodowały intensyfikację smaku i zapachu wody. Zanieczyszczenie pochodziło ze stacji obsługi, z których benzyna i smary infiltrowały w grunt. Z tego powodu rurociągi z tworzyw sztucznych zastąpiono przewodami stalowymi. Zaletą rur z tworzyw sztucznych jest łatwość ich montażu oraz stosunkowo niska cena, co sprawia, że znajdują one coraz szersze zastosowanie w budowie kanałów podziemnych zarówno ściekowych, jak i systemów drenarskich, a także rozprowadzenia wody pitnej. Rury z tworzyw sztucznych łatwo znoszą uderzenia hydrauliczne, gdy prędkość rozchodzenia się fali uderzeniowej waha się w granicach 200÷360 m/s w zależności od rodzaju rury. Stąd też wzrost ciśnienia spowodowanego falą uderzeniową jest dwukrotnie niższy niż w przypadku rur stalowych, czy żeliwnych. W tabeli 4 podano prędkości rozchodzenia się fali uderzeniowej [3], co jest istotne przy doborze rur o określonej wytrzymałości, natomiast w tabeli 5 podstawowe dane o rurach lekkich z tworzyw sztucznych. W tabelach 6 i 7 przedstawione zostały chemiczne oraz fizyczne właściwości tworzyw sztucznych.

Tabela 4. Dopuszczalne prędkości fali uderzeniowej w [m/s] dla rur z PE [3]

Table 4. Admissible velocities of shock wave [m/s] for PE pipes [3]

Rury polietylenowe Polyethylene pipes	SDR 33 PN 3,2	SDR 26 PN 4	SDR 17,6 PN 6	SDR 11 PN 10
PE - HD	200	225	280	360
PE - MD	180	200	250	320

Tabela 5. Parametry rur lekkich z tworzyw sztucznych [10]  
Table 5. Light plastic pipes parameters [10]

Nazwa handlowa Trade name	Producent Manufacturer	Materiał Material	Zakres średnic [mm] Diameter range	Współczynnik chropowatości k [mm] Roughness coefficient	Przeznaczenie Applications
UPONAL ULTRA	UPONOR	PVC	160÷560	0,25	Kanalizacja zewnętrzna External sewage system
UPOREN PLUS	UPONOR	HDPE	117/100÷670/564	0,05	Kanalizacja deszczowa, przepusty Rain sewers, culverts
UPOROL	UPONOR	HDPE	300÷2500	0,05	Kanalizacja sanitarna i deszczowa, studzienki Sanitation and rain sewers, catch basins
SYST. RUR O PODW. ŚCIANCIE DOUBLE PARTITION PIPES	GAMRAT	PVC	200÷800	0,05	Kanalizacja sanitarna i deszczowa, przepusty drogowe Sanitation and rain sewers, culverts
WEHOLITE SPIRO	KWH PIPE	HDPE	315÷3000	0,15	Gravitacyjny transport wody i ścieków, przepusty Gravitational water and sewage transport, culverts
WEHOLITE DUO	KWH PIPE	HDPE	100÷300	0,02	Gravitacyjny transport wody i ścieków, przepusty, drenaż Gravitational water and sewage transport, culverts, drainage
PERMALOC	MABO	PVC	400÷800	0,05	Gravitacyjny transport wody i ścieków Gravitational water and sewage transport
RURY PROFILOWE PROFILE PIPES	BAUKU	HDPE	200÷3500	0,07	Kanalizacja sanitarna, deszczowa, ogólnospławna, studzienki, zbiorniki Sanitation and rain sewers, combined sewage system, tanks



Tabela 6. Odporność chemiczna ważniejszych tworzyw sztucznych stosowanych w przemyśle [10]  
 Table 6. Chemical resistance of most important kinds of plastic applied in industry [10]

Tworzywo Material	Skrót Abbreviation	Uwagi Notes	Dopuszczalna temperatura °C Admissible temperature (temperature limit)	
			stałe permanently	krótkotrwałe short-time
1	2	3	4	5
Nieplastyfikowany polichlorek winylu	PCV-U	Odporny na większość kwasów, ługów, roztworów soli i substancji organicznych rozpuszczonych w wodzie Resistant to most acids, alkali lyes, salts solutions and organic substances dissolved in water	60	90
Chlorowany polichlorek winylu	PCV-C	Odporny podobnie jak PCV-U lecz do temperatury 90°C Resistance similar to PCV-U, however up to 90°C	90	110
Kopolimer akrylonitrylu, butadienu i styrenu	ABS	Odporny na słabe kwasy i alkalia Resistant to weak acids and alkalies	60	80
Polietylen wysokiej gęstości	PE-50	Odporny na wodne roztwory kwasów, ługów i soli, jak również na ogromną liczbę rozpuszczalników organicznych. Nieodpowiedni dla stezonych kwasów utleniających Resistant to water solutions of acids, alkali lyes and salts as well as to many organic dissolvents. Not for concentrated oxidizing acids	60	80
Polipropylen stabilizowany na gorąco	PP	Odporność chemiczna podobna do PE-50 lecz odpowiedni do wyższych temperatur Resistance similar to PE-50, however for higher temperatures	90	110
Polifluorek winylidenu	PVDFSYGEF	Odporny na kwasy, roztwory soli, węglowodory alifatyczne, aromatyczne i chlorowane, alkohole i chlorowce; warunkowo odpowiedni dla ketonów, estrów, eterów zasad organicznych i ługów alkalicznych Resistant to acids, salts solutions, aromatic, aliphatic and chlorinated hydrocarbons, alcohols and halogens; under some conditions also appropriate for organic ketones, esters, ethers, alkali and alkali lyes	140	150
Polibutylen	PB	Podobnie jak PE-50, lecz może być stosowany do 90°C Resistance similar to PE-50, however can be applied up to 90°C	90	100

Tabela 7. Właściwości fizyczne tworzyw sztucznych [10]  
 Table 7. Physical properties of plastics [10]

Rodzaj właściwości Property	PVC-U	PVC-C	PE-HD	PP-H	PP-B	ABS	PVDF	ECTFE	FEP	PFA	STAL 304SS
Gęstość [g/cm <sup>3</sup> ] Density	1,38	1,50	0,93	0,915	0,912	1,03	1,78	1,69	2,15	2,15	7,85
Wytrzymałość na rozciąganie [N/mm <sup>2</sup> ] Tensile strength	55	55	0	33	33	37	40-60	42-48	21-28	24-30	
Minimalna temperatura pracy [°C] Min. working temperature	0	0	-50	0	0	-40	-40	-76	-190	-190	
Maksymalna temperatura pracy [°C] Max. working temperature	60	90	60	90	90	60	140	160	205	260	
Maks. chwil. temperatura pracy [°C] Max. transient working temperature	60	110	80	110	110	80	150				
Temperatura mięknięcia [°C] - punkt Vicat'a Softening point	>76	108	65	102	102	90	142	116	70	74	
Współczynnik rozszerzalności liniowej [mm/m · °C] Coefficient of linear expansion	0,08	0,07	0,20	0,15	0,15	0,10	0,18	0,07	0,10	0,14	
Współczynnik bezpieczeństwa Factor of safete	2,5	2,75	1,6	2,1	1,8	2,1	2				
Odporność na scieranie - ubytek [mg/1000 obr.] Abrasion resistance	12-20	20	5	15-20	15-20	60-80	5-10				500-1000

#### 4. WSPÓŁCZESNE TENDENCJE WPROWADZANIA NOWYCH MATERIAŁÓW

Do budowy podziemnych kanałów i rurociągów ceramicznych, betonowych, żelbetonowych i z tworzyw sztucznych swoje produkty oferowały [9] następujące renomowane firmy krajowe i zagraniczne:

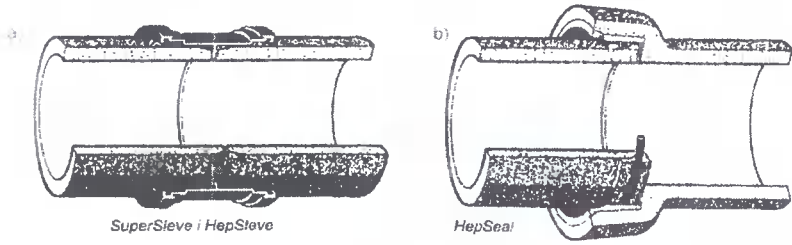
- I Euro Ceramic (Wielka Brytania),
- II Hobas (Niemcy),
- III Wavin (Holandia),
- IV Rehan (Niemcy),
- V Alsybet (Polska),
- VI Prefabet Białe Błota (Polska),
- VII Skanska Prefab (Szwecja).

W tabeli 8 zestawiono firmy, numery rysunków prezentujących elementy kanałów oraz rurociągów.

Tabela 8. Zestawienie firm produkujących elementy kanałów i rurociągów [9]

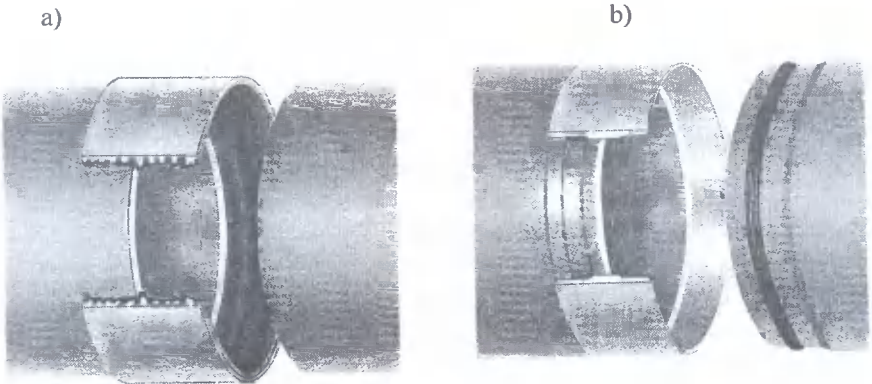
Table 8. Pipeline and drain elements manufactures list [9]

I	EURO CERAMIC
Rys. 1 Fig. 1	Połączenia rur ceramicznych: a) SuperSleve i HepSleve, b) HepSeal Ceramic pipes connections: a)SuperSleve b)HepSeal
II	HOBAS
Rys. 2 Fig. 2	Łączniki (sprzęgła) rur Hobas Hobas type pipes connectors (clutches): a) FWC clutch b) WKH clutch
III	WAVIN
Rys. 3 Fig. 3	Typy studni rewizyjnych Revisory catch basins types
IV	REHAU
Rys. 4 Fig. 4	Rury i kształtki z tworzywa Plastic pipes and fittings
V	ALSYBET
Rys. 5 Fig. 5	Asortyment rur kielichowych Flared tube assortment
VI	PREFABET BIAŁE BŁOTA
Rys. 6 Fig. 6	Schematy połączeń i uszczelnień rur: a) bez kielichowe, b) kielichowe Connections and seals diagrams: a) non pipes b) flaret tube
VII	SKANSKA PREFAB
Rys. 7 Fig. 7	Warianty połączeń rur betonowych Variants of concrete pipes connections by Skanska Prefab

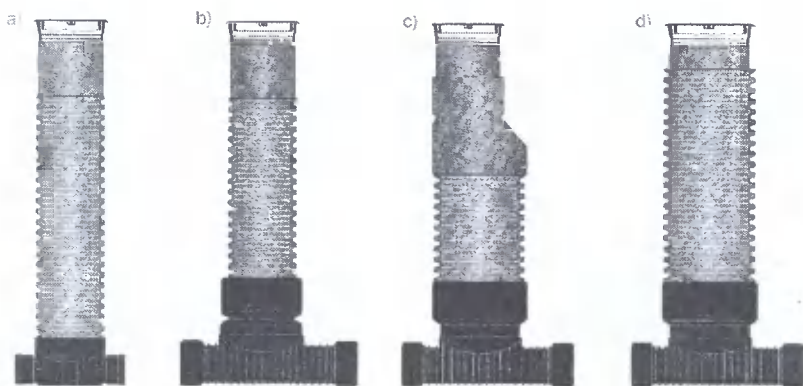


	<i>Deformacje podłużne Longitudinal deformations</i>	<i>Deformacje poprzeczne Transverse deformations</i>	<i>Wyboczenia Buckles</i>
SuperSleve/HepSleve	<p>10mm + +</p>	<p>6mm</p>	
HepSeal	<p>10mm + +</p>	<p>10mm</p>	

Rys. 1. Połączenie rur ceramicznych: a) Super Sleeve, b) HepSeal  
Fig. 1. Ceramic pipes connections: a) SuperSleve b) HepSeal



Rys. 2. Łączniki (sprzęgła) rur typu Hobas: a) sprzęgło FWC, b) sprzęgło WKH  
Fig. 2. Hobas type pipes connectors (clutches): a) FWC clutch b) WKH clutch

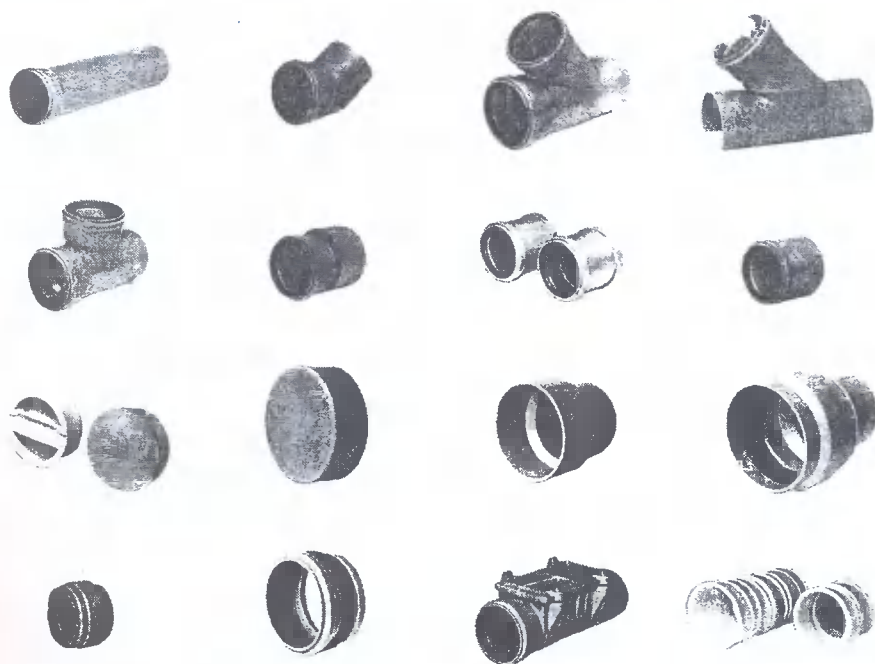


Rys. 3. Typy studni rewizyjnych:

- a) kineta 110-160 mm z PP, karbowana rura trzonowa 315 mm, rura teleskopowa 315 mm; b) kineta 200-400 mm z PP, karbowana rura trzonowa 315 mm, rura teleskopowa 315 mm; c) kineta 200-400 mm z PP, karbowana rura trzonowa 425 mm, rura teleskopowa 315 mm, d) kineta 200-400 mm z PP, karbowana rura trzonowa 425 mm, rura teleskopowa 425 mm

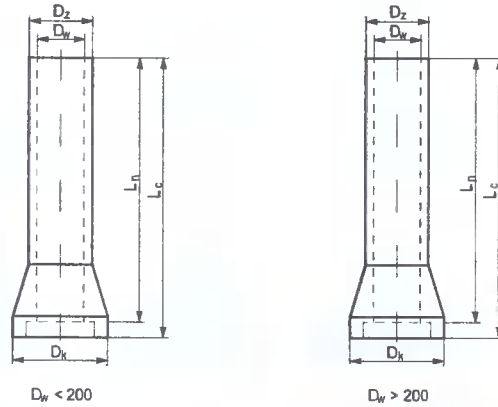
Fig. 3. Revisory catch basin types:

- a) groove 110-160 mm PP, folded grinder pipe 315 mm, telescopic pipe 315 mm, b) groove 200-400 mm PP, folded grinder pipe 315 mm, telescopic pipe 315 mm, c) groove 200-400 mm z PP, folded grinder pipe 425 mm, telescopic pipe 315 mm, d) groove 200-400 mm PP, folded grinder pipe 425 mm, telescopic pipe 425 mm



Rys. 4. Rury i kształtki z tworzywa

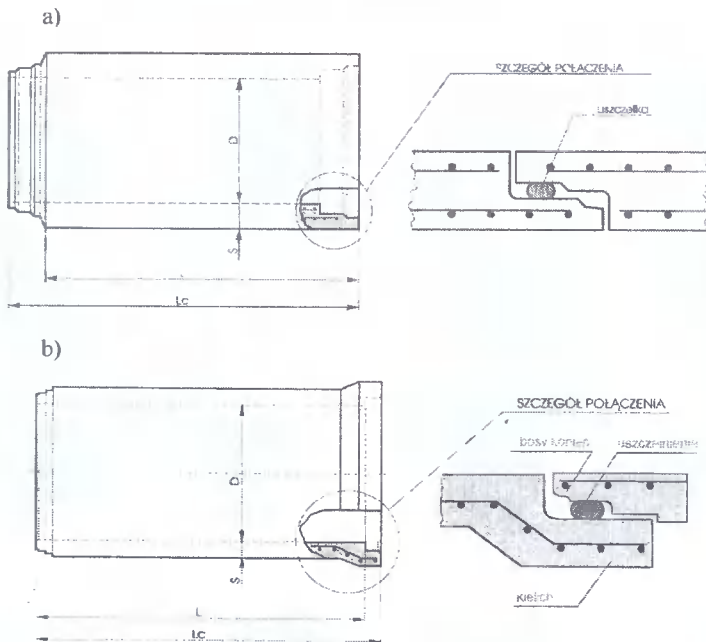
Fig. 4. Plastic pipes and moulders



Symbol	Wymiary (mm)					Masa (kg)
	D <sub>w</sub>	D <sub>z</sub>	D <sub>k</sub>	L <sub>n</sub>	L <sub>c</sub>	
ALR 20	200	264,0	347,5	1000	1068,5	76,0
ALR 30	300	288,0	487,0	1250	1349,0	176,0
ALR 40	400	516,0	643,0	1250	1349,0	280,0

Rys. 5. Asortyment rur kielichowych

Fig. 5. Faucet (cup-shaped) pipes assortment

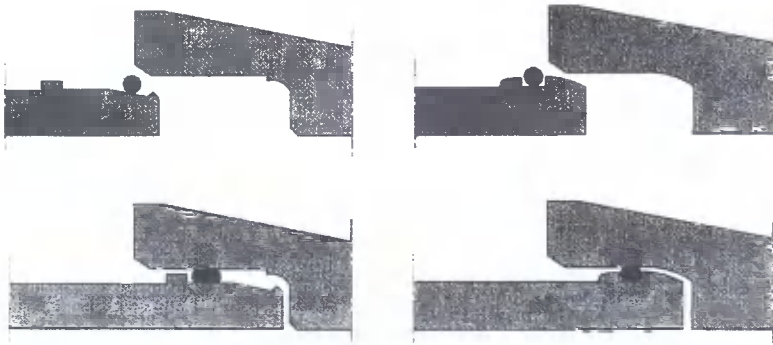


Rys. 6. Schematy połączenia i uszczelnień rur:

a) bezkielichowych, b) kielichowych

Fig. 6. Connections and seals schemes:

a) pipes without socket bell, b) socket bell pipes



Rys. 7. Warianty połączeń rur betonowych firmy Skanska Prefab  
 Fig. 7. Variants of concrete pipes connections by Skanska Prefab

## 5. PODSUMOWANIE I WNIOSKI

Na podstawie doświadczeń eksploatacyjnych, przeglądu literatury [1÷11] oraz projektów firmowych można stwierdzić, że nowoczesne rozwiązania techniczne w budowie podziemnych kanałów i rurociągów umożliwiają dobrą jakość wykonywanych prac, ograniczenie korozji rur, a także zmniejszenie kosztów budowy i eksploatacji rurociągów. Wpływają na to:

- mały ciężar rur, zwłaszcza wykonanych z tworzyw sztucznych,
- rozwiązania techniczne połączeń rur, a szczególnie dławicowe połączenia rur żeliwnych, betonowych oraz kamionkowych za pomocą pierścieni gumowych,
- zwiększenie wytrzymałości rur kamionkowych oraz betonowych,
- stosowanie dodatków i domieszek do betonów,
- stosowanie rur betonowych Wipro,
- ograniczenie infiltracji wód gruntowych i sufozji gruntu,
- małe prędkości rozchodzenia się fali uderzeniowej (300 m/s) w rurach PE i PCW.

Stosowanie rur PE w gruntach skażonych zanieczyszczeniami chemicznymi powoduje przedostawanie się zanieczyszczeń w wyniku dyfuzji do transportowanego czynnika, np. wody wodociągowej.

## LITERATURA

- [1] Błaszczak W., Roman M., Stamatello H., 1974. Kanalizacja. T. I, Arkady Warszawa, 524.
- [2] Cielenkiewicz T. Z jakich rur kanalizacja. PB 6/97, 1.
- [3] Foldery firm: Euro Ceramic, Hobas, Wavin, Rehau, Skanska Prefab, Alsybet, Prefabet, Mabo-Turlen.
- [4] Gruener M., 1983. Korozja i ochrona betonu. Arkady Warszawa, 253.

- [5] Janczewski H., 1975. Pogorszenie się fizycznej i chemicznej jakości wody w systemie jej rozprowadzania. GWiTS Nr 4.
- [6] Klugiewicz J., Małasiewicz A., Dembiński T., 1975. Badania stanu, metody projektowania i wykonawstwa sieci kanalizacyjnej w warunkach zasolonego środowiska gruntowo-wodnego miasta Ciechocinka. 96 + mapy, profile, fotografie.
- [7] Klugiewicz J., 1992. Polderyzacja terenów depresyjnych. TWWP Bydgoszcz, 452.
- [8] Klugiewicz J., Klugiewicz I., 1998. Ocena przyczyn awarii sieci wodociągowej w świetle przeprowadzonych badań. Wyd. Uczeln. ATR w Bydgoszczy, Budownictwo 213.
- [9] Klugiewicz J., Dzieweczyński P., Frydryszak A. Możliwości zastosowań różnych materiałów do budowy podziemnych rurociągów i kanałów. Maszynopis monografii na Sympozjum nt. „Zastosowanie rur Simplex  $\phi 1000 \div 2000$  w robotach inżynieryjnych i drogowych”. Organizatorzy PREFABET BIAŁE BŁOTA (Polska), DEHA (Niemcy), BAUMA (Warszawa), FORSHEDA (Szwecja), ICEPOL TRADING (Warszawa), MKT-R (Bydgoszcz), 9 grudnia 1998, 86.
- [10] Materiały II konferencji naukowo-technicznej „Materiały z tworzyw sztucznych w sieciach i instalacjach wodno-kanalizacyjnych” Politechnika Śląska w Gliwicach, Ustronie 19-20 września 1996, 314.
- [11] Wóycicki K., 1955. Kanalizacje. Bud. i Arch. Warszawa, 207.

## APPLYING VARIOUS MATERIALS TO UNDERGROUND SEWERS AND PIPELINES CONSTRUCTION

### Summary

The present paper presents the application of various materials and material requirements used in the construction of underground sewers and pipelines. A brief history of their development and current trends are offered.

Key words: sewers, pipelines, sewage system, water supply system

\*\*\*\*\*

Recenzent: prof. dr hab. inż. Tadeusz Bednarczyk  
Akademia Rolnicza w Krakowie



## STOSOWANIE TARCZOWYCH ZŁÓŻ OBROTOWYCH ORAZ KIERUNKI PRZEPIYU ŚCIEKÓW W KOMORZE I ZŁOŻU

Iwona Klugiewicz, Jan Klugiewicz

Katedra Inżynierii Sanitarnej i Wodnej  
Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska ATR  
ul. Grodzka 18/20, 85-109 Bydgoszcz

W pracy omówiono stosowanie w XX wieku złożeń tarczowych, początkowo walcowych całkowicie i częściowo zanurzonych oraz tarczowych złożeń o osi położonej nad zwierciadłem ścieków. Podano nowe informacje dotyczące wczesnego okresu stosowania tych złożeń w Kanadzie oraz właściwego funkcjonowania w klimacie arktycznym, a także w wysokich partiach Alp, gdzie panują niskie temperatury.

W drugiej części omówiono i poparto rysunkami zagadnienia dotyczące liczby stopni złożeń oraz możliwe kierunki przepływu ścieków w komorze z tarczowymi złożami, które wzbudzają wiele kontrowersji w literaturze naukowej.

Słowa kluczowe: oczyszczalnia ścieków, obrotowe tarczowe złoże biologiczne, liczba stopni, kierunek przepływu ścieków

### 1. STOSOWANIE TARCZOWYCH ZŁÓŻ OBROTOWYCH NA ŚWIECIE I W POLSCE

Złoże biologiczne są urządzeniami opartymi na technologii tlenowego rozkładu biochemicznego zanieczyszczeń organicznych zawartych w ściekach bytowo-gospodarczych, z przetwórstwa rolno-spożywczego oraz innego pochodzenia o zbliżonym składzie. W procesie oczyszczania podstawową rolę odgrywa błona biologiczna tworząca się na zewnętrznej powierzchni złożeń. Wypełnienie złożeń, na którego powierzchni kontaktowej ze ściekami rozwija się błona biologiczna jest najczęściej stacjonarne (nieruchome). W tego typu wypełnieniu ścieki przepływają w sposób ciągły (złoże zraszane i splukiwane) lub okresowy (złoże zalewane).

Złoże z ruchomą powierzchnią kontaktową zostały wynalezione na początku XX wieku. Ich twórcami byli: Weigand (1900 r. Niemcy), Trevis (1901 r. Kanada), Poujoulat (1916 r. Francja) i Doman (1925 r. USA).

Podstawowym elementem konstrukcji oczyszczalni ze złożami obrotowymi były najpierw walce wykonane z prętów wiklinowych lub żerdzi drewnianych. Były one osadzone na poziomych osiach i całkowicie zanurzone pod zwierciadłem ścieków. Obiekty te wyposażono w instalację sprężonego powietrza, która zwiększała nakłady inwestycyjne i koszty eksploatacyjne. W kolejnych rozwiązaniach konstrukcyjnych zrezygnowano więc z tego rodzaju instalacji natleniającej, bowiem ten sam efekt uzyskano w wyniku tylko

częściowego zanurzenia walca w ściekach. Wówczas podczas jego obrotu następowało samoczynne natlenianie górnej części złoża w kontakcie z powietrzem atmosferycznym i wprowadzanie tlenu do ścieków przez dolną, zanurzoną część złoża. W wyniku tego następował intensywny rozwój błony biologicznej na powierzchni porowatego materiału, z którego zbudowano złożo walcowe. Nadmierna biomasa we wnętrzu walca dość szybko wypełniała jego porowatość, bez możliwości samoczynnego jej usuwania. Następowaly więc beztlenowe procesy rozkładu substancji organicznych, czego efektem było wydzielanie się odoru i spadek skuteczności oczyszczania ścieków. Z tych powodów zaprzestano stosowania ich w Europie oraz dalszych prac konstrukcyjnych.

Drugi okres rozwoju konstrukcji obrotowych złóż biologicznych zapoczątkowano dopiero pod koniec lat pięćdziesiątych. Dzięki dostępności nowych i tanich materiałów charakteryzujących się odpowiednimi właściwościami Hans Hartmann podjął ponownie pracę nad tarczowymi złożami obrotowymi [6, 8, 10, 18, 25]. W tego rodzaju oczyszczalniach Hartmann i Pöpel upatrywali możliwości rozwoju, gdyż eliminowały dotychczasowe problemy z zatykaniem złóż biomasą i znacznie mniej zużywały energii. Nadmiar błony biologicznej okresowo zsuwa się z tarcz pod wpływem siły odśrodkowej i grawitacji ziemskiej, a w to miejsce narasta nowa błona.

W literaturze istnieją informacje uznające Kanadę za kolebkę rozwoju tarczowych złóż obrotowych, bowiem pierwszymi, którzy je stosowali w praktyce byli pracownicy Departamentu Zdrowia w Toronto, którzy w latach 1916-1921 prowadzili obserwacje ich funkcjonowania. Labone [15] stwierdził również, że dyski biologiczne pojawiły się najpierw w Ameryce Północnej i są tam uznane za skuteczny i prosty sposób oczyszczania ścieków pochodzących z małych ośrodków sezonowo czynnych oraz na alpejskich obozowiskach. Funkcjonują one właściwie również w niskich temperaturach klimatu arktycznego i w przypadkach skromnego wyposażenia placów budów w przybory sanitarne. Przykładowo podano [15], że oczyszczalnię z tarczowym złożem zamontowano na przyczepie, która chroniła środowisko i właściwie służyła 100 pracownikom budującym drogi. Jej przepustowość wynosiła  $60 \text{ m}^3/\text{d}$ , a ścieki surowe posiadały zanieczyszczenia o stężeniu  $200 \text{ mg BZT}_5/\text{dm}^3$ , a po oczyszczeniu tylko  $15\text{-}20 \text{ mg BZT}_5/\text{dm}^3$  i do  $30 \text{ mg}/\text{dm}^3$  zawiesiny.

Z badań ankietowych przeprowadzonych przez Beaka - na zlecenie resortu środowiska Kanady - wynika, że oczyszczalnie z tarczowymi złożami biologicznymi cieszą się powszechnym uznaniem dzięki dużej skuteczności oczyszczania ścieków miejskich i wiejskich oraz prostocie obsługi, niezawodności działania i małej energochłonności. W Kanadzie nader istotnym problemem jest zapewnienie oczyszczania ścieków pochodzących z małych miejscowości i osiedli. Oprócz kilku dużych aglomeracji miejskich pozostała ludność Kanady zamieszkuje w małych jednostkach osadniczych rozsianskich na ogromnym terenie. W Québecu istnieje około 1500 miejscowości, a każda z nich liczy mniej niż 5000 mieszkańców. Na północy Kanady znajdują się jeszcze mniejsze i bardziej rozproszone skupiska ludzkie. Panują tam silne mrozy. Badania wykazały, że tego rodzaju złoża nie oddają do atmosfery tyle ciepła, co inne urządzenia do biologicznego oczyszczania ścieków, które znacznie więcej tracą energii cieplnej. Ten aspekt został potwierdzony zarówno w Kanadzie, jak również w obozowiskach alpejskich, gdzie szerokość geograficzna i wzniesienie nad poziom morza wywołują zbliżone warunki termiczne.

W Niemczech od 1954 r. wytwarzano tarcze płaskie z azbestocementu, a od 1959 r. ze styropianu. Powyższe zalety stały się bodźcem do zapoczątkowania w 1957 r. produkcji tarcz o średnicy 2 i 3 m przez zachodniemiecką firmę J. Conrad Stengelina Campa-

ny. W 1960 r. tarcze te wykorzystano do budowy prototypu oczyszczalni ścieków z tarczowym złożem obrotowym.

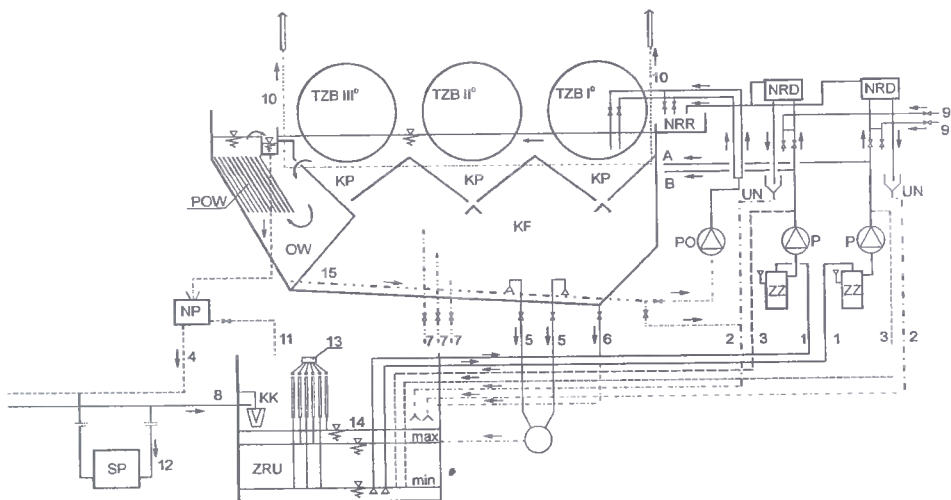
Dostrzeżona dominacja zalet w tego rodzaju oczyszczalniach przyczyniła się do ich upowszechnienia w kilku innych państwach. Głównymi propagatorami biologicznych złóż tarczowych od drugiej połowy lat sześćdziesiątych XX w. byli, min.: Hemen-sa, Welch, Torpey [19] oraz firma AMES CNORTA i jej licencjodawca z USA firma AUTOTROL CORPORATION [1].

W 1968 r. w Stanach Zjednoczonych Ameryki Północnej wprowadzono biologiczne złoża obrotowe pod handlową nazwą BIO-DISC. Pierwszą instalację w rzeczywistej wielkości zbudowała w 1969 r. firma Autotrol Corporation, udoskonalając faliste arkusze polietylenowe, z których wytwarzała tarcze do budowy złoża [1, 7].

Obrotowe złoża wzbudziły zainteresowanie również w byłej Czechosłowacji [9, 21, 22, 23, 24] i Związku Radzieckim [2, 3, 4, 17, 21]. Największe rozpowszechnienie złóż tarczowych miało miejsce w dawnej RFN, Szwajcarii, Francji, USA i Japonii. Według szacunku Forgie [8, 25] w Europie Zachodniej eksploatowano około 1000 oczyszczalni ze złożami tarczowymi, w USA - 300, Kanadzie - 200, Japonii - 785, oraz w innych państwach, w których nie jest znana liczba tego rodzaju oczyszczalni. Stosowano różne handlowe nazwy tego typu złóż: biodysk, biosurf, surfact i biospiral. Oczyszczalnia o największej przepustowości (204000 m<sup>3</sup>/d) posiadająca 80 wałów z tarczami (tzw. stopni) została zbudowana w USA (Aleksandria, Wirginia). Zaprojektowana jednak już została oczyszczalnia o przepustowości 756000 m<sup>3</sup>/dobę, lecz brak jest w literaturze informacji o jej budowie i eksploatacji.

W Polsce w drugiej połowie lat siedemdziesiątych autor niniejszego artykułu zapoczątkował rozwój nowych konstrukcji oczyszczalni ścieków z tarczowymi złożami biologicznymi (skrót TZB). Istotnym bodźcem do tego były wieloletnie obserwacje pogarszania się środowiska wodnego na pobrzeżu Morza Bałtyckiego oraz wód powierzchniowych w dolinach Odry i Wisły. Uwidoczniało się to w szczególności tam, gdzie funkcjonowały sezonowo-czynne ośrodki wypoczynkowe i rekreacyjne, z których ścieki kierowano do zbiorników bezodpływowych. Okresowo ścieki wywożono wozami asenizacyjnymi, oraz ociekającymi beczkowozami ciągniętymi przez traktory po drogach spacerowych dla wczasowiczów. Wlewane ścieki do rowów melioracyjnych, nawet w znacznym oddaleniu od linii brzegowej dość szybko dopływały do morza. Często wiejące wiatry z kierunku północno-zachodniego powodowały, że zanieczyszczenia były wyrzucane przez wodę i osadzone wzdłuż plaż [11, 12, 13, 20]. Dla poprawy stanu środowiska wodnego w sąsiedztwie ośrodków wypoczynkowych - których sens istnienia warunkowany jest najwyższą klasą czystości wód powierzchniowych - autor niniejszej pracy doskonalił konstrukcje oczyszczalni z TZB i materiał (tworzywo sztuczne z włókna i tkaniny szklanej laminowane polimalem-109), z którego wytwarzano profilowane tarcze i komory przepływowe (rys. 1, 2, 3). Materiały te sprawdziły się pod względem trwałości w ściekach surowych i przefermentowanych od strony komory fermentacyjnej. Ponadto tarcze były lekkie, cienkie. Wyprofilowane promieniście zapewniały odpowiednią sztywność i większą powierzchnię zewnętrzną w porównaniu z płaskimi tarczami, na których tworzy się błona biologiczna. Po wykonaniu dokumentacji warsztatowej z udziałem swoich dyplomantów i absolwentów z Katedry Inżynierii Sanitarnej i Wodnej Wydziału Budownictwa i Inżynierii Środowiska ATR w Bydgoszczy udało zainteresować się produkcją oczyszczalni z TZB liczne przedsiębiorstwa państwowe i spółdzielcze, które posiadały odpowiednie hale produkcyjne, urządzenia i narzędzia oraz dobrych fachowców.

Podjęta została seryjna produkcja z trzema (rzadziej dwoma) stopniami obrotowych, tarczowych złóż biologicznych, które wbudowywano w 20 - stopowe kontenery Unikon - Szczecin.



Rys. 1. Schemat technologiczny i elementy konstrukcyjne kontenerowej oczyszczalni ścieków wg patentu 141053

Oznaczenia: ZZ - zbiornik zalewowy pomp P - pompa podająca ścieki surowe, NRD - naczynie rozdzielczo-dozujące, NRR - naczynie równomiernego rozdziału, KP - komora przepływowa, KF - komora fermentacyjna, OW - osadnik wtórny, POW - pakiet osadnika wielostrumieniowego, PO - pompa recyrkulacji osadu, TZB I<sup>0</sup>, II<sup>0</sup>, III<sup>0</sup> - tarczowe złoża biologiczne, UN - urządzenie napowietrzające, NP - naczynie pomiarowe, SP - studzienka z przegrodą, KK - krata, ZRU - zbiornik retencyjno-uśredniający; przewody, 1 - doprowadzający ścieki, 2 - aerated sewage 3 - mixing sewage 4 - odprowadzający ścieki oczyszczone, 5 - usuwania osadu, 6 - spustu osadu z kontenera (KF), 7 - pobierania prób osadu, 8 - doprowadzający ścieki surowe do dolnego zbiornika retencyjno-uśredniającego, 9 - odprowadzający ścieki surowe z górnego zbiornika retencyjno-uśredniającego, 10 - odprowadzający gazy fermentacyjne, 11 - pobierania prób ścieków oczyszczonych, 12 - przelew awaryjny oczyszczalni ścieków, 13 - wskaźnik poziomu ścieków, 14 - poziom sygnalizacji przelewu, 15 - osadów czynnych

Fig. 1. Diagram of the container sewage treatment plant, according to patent No 141053

ZZ - flood reservoir of pumps, P - raw sewage lifting pump, NRD - separating-proportioning vessels, NRR - steady separating vessel, KP - overflow chamber, KF - digestive chamber, OW - secondary settlement tank, POW - multistreamed settlement package, PO - sludge recirculation pump, TZB I<sup>0</sup>, II<sup>0</sup>, III<sup>0</sup> - rotating biological contactor, UN - sewage aeration facilities, NP - measuring vessel, SP - partition well, KK - grate, ZRU - retentive-balancing tank, conduits, 1 - crude sewage supply, 2 - aerated sewage 3 - mixing sewage 4 - treated effluent discharge, 5 - sludge removal, 6 - sludge discharge from container (KF), 7 - sampling, 8 - crude sewage supply to the lower retentive-balancing tank, 9 - raw sewage disposal from upper retentive-balancing tank 10 - digestive gases discharge, 11 - treated sewage sampling, 12 - sewage treatment plant emergency spillway, 13 - sewage level indicator, 14 - spillway signalling level 15 - activated sludge

W przypadku gdy oczyszczalnia miała pracować całorocznie, wówczas była obudowana (rys. 2) płytami obornickimi izolującymi termicznie i ochronnymi blachami



przed czynnikami atmosferycznymi oraz mechanicznymi. Ponadto wyposażano je w grzejniki opasujące skosy komory fermentacyjnej. Były to grzejniki parowe, wodne lub elektryczne, które mogły być zastosowane w razie potrzeb i dostępności czynnika grzewczego w miejscu zainstalowania oczyszczalni.



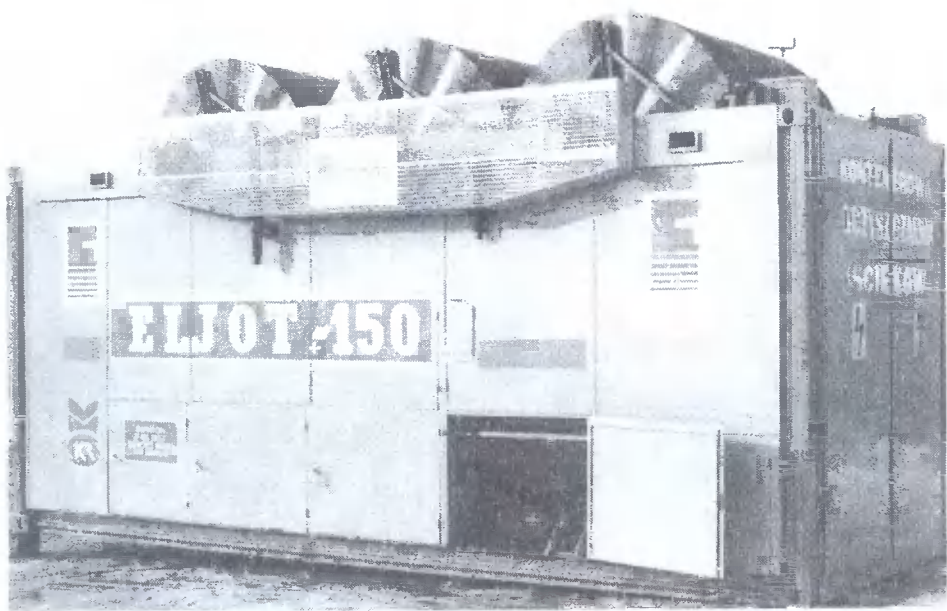
Rys. 2. Pierwsza w Polsce kontenerowa oczyszczalnia ścieków z tarczowymi złożami biologicznymi wg patentu 140858 w czasie transportu z PIPBRol w Bydgoszczy do Zarzecza koło Żywca w dniu 23 sierpnia 1983 roku

Fig. 2. The first container sewage treatment plant with rotating biological contactor, according to patent No 141053 in Poland when transported from Bydgoszcz-based PIPBRol to Zarzecze, in the vicinity of Żywiec, on August 23, 1983

Od 1980 r. pobudzona została myśl wynalazcza w Polsce. Opracowano nowe lub zmodernizowano istniejące konstrukcje [13]. Spośród 17. konstrukcji analizowanych oczyszczalni z TZB, jednak tylko kilka zostało wdrożonych do seryjnej produkcji i praktycznego stosowania.

W Polsce prawdopodobnie seryjnie wyprodukowano kilka tysięcy tego rodzaju oczyszczalni o przepustowości 20, 50, 100 i 150 m<sup>3</sup>/dobę wg patentów o numerach: 140858, 141752, 141053, 1575933 SU i 153794. Instalowano je w ośrodkach wypoczynkowych sezonowo-czynnych i stałych, obiektach wojskowych, osiedlach wiejskich oraz stosowano w przemyśle rolno-spożywczym, na budowach w kraju i za granicą.

Dotychczasowy zakres badań trzostopniowych oczyszczalni był nader skromny. W ostatnich pięciu latach w ramach prac doktorskich [14, 21] przeprowadzono poprawne metodycznie obszerne badania. Obecnie istnieje szeroki asortyment wysokiej jakości podzespołów i innych elementów do produkcji oczyszczalni z obrotowymi, tarczowymi złożami biologicznymi.



Rys.3. Widok z boku kontenerowej oczyszczalni ścieków wg patentu 141053 z wyprofilowanymi tarczami z tworzywa (włókno szklane laminowane polimalem 109)

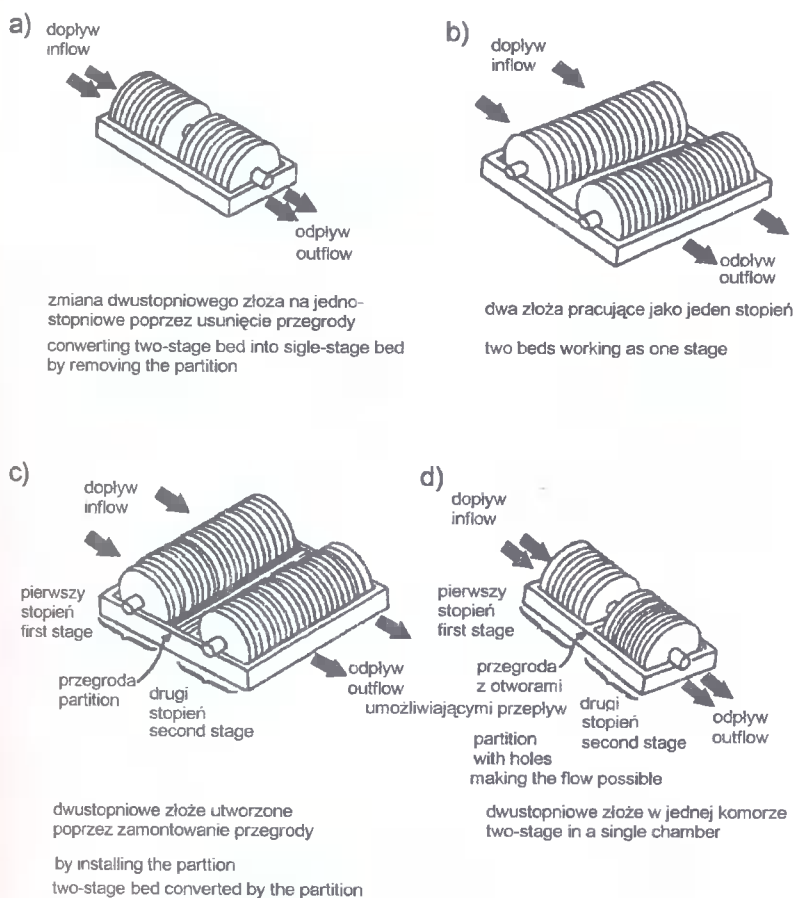
Fig. 3. The sidelong view of the container sewage treatment plant, according to a patent No 141053 with plastic modelled discs (glass fibre covered with the polimal 109)

## 2. LICZBA STOPNI ORAZ KIERUNKI PRZEPLYWU ŚCIEKÓW W KOMORZE I ZŁOŻU OCZYSZCZALNI

W literaturze profesjonalnej i dyskusjach naukowych pojawiają się kontrowersyjne informacje o liczbie stopni oraz możliwościach przepływu ścieków w komorze przepływowej i przez obrotowe, tarczowe złoża biologiczne.

W pracach [5, 16] zamieszczono schemat złożów tarczowych (rys. 4), z którego wynika, że dwa złoża pracują jako jeden stopień, gdy między nimi nie ma przegrody (rys. 4b), natomiast staje się dwustopniowym złożem poprzez zamontowanie przegrody (rys. 4c). Z tego rysunku oraz opisu nie wynika, w jaki sposób przepływają ścieki od jednego do drugiego złoża. Sposób przepływu ścieków został dokładnie zaprezentowany na rysunku 1, a z badań [14] wynika, że po każdym złożu następuje obniżenie wartości wskaźników zanieczyszczeń i spadek obciążenia powierzchni TZB ładunkiem zanieczyszczeń.

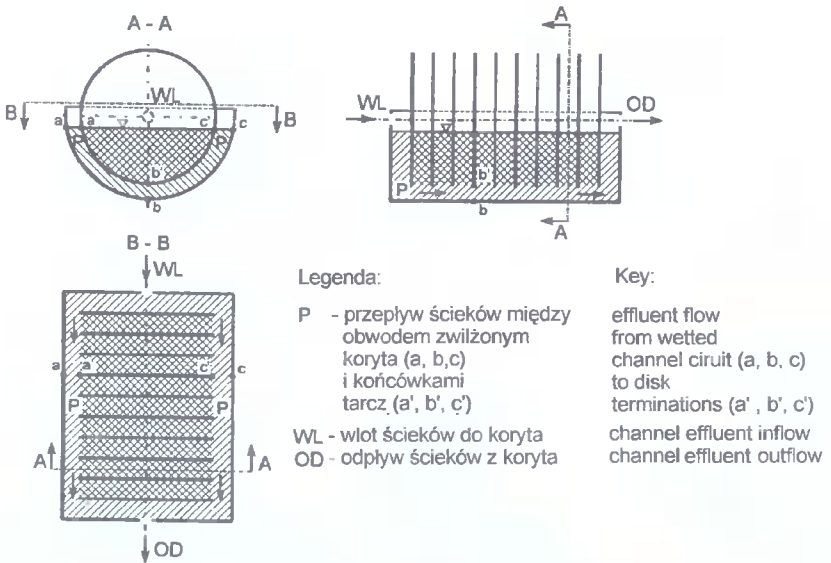
Uwzględniając schematy (rys. 4) należy stwierdzić, że przegroda między dwoma złożami (rys. 4d) może stanowić o liczbie (2) stopni. Powinien być jednak uwidoczniony sposób przepływu ścieków przez przegrodę od wskazanego strzałkami dopływu i odpływu. Jeżeli są one równoległe do osi obrotu złoża to nie znaczy, że taki jest zawsze kierunek przepływu ścieków w komorze i złożu oczyszczalni. Zagadnienie to będzie przedmiotem dalszych rozważań.



Rys. 4. Schemat układu złóż tarczowych [5]

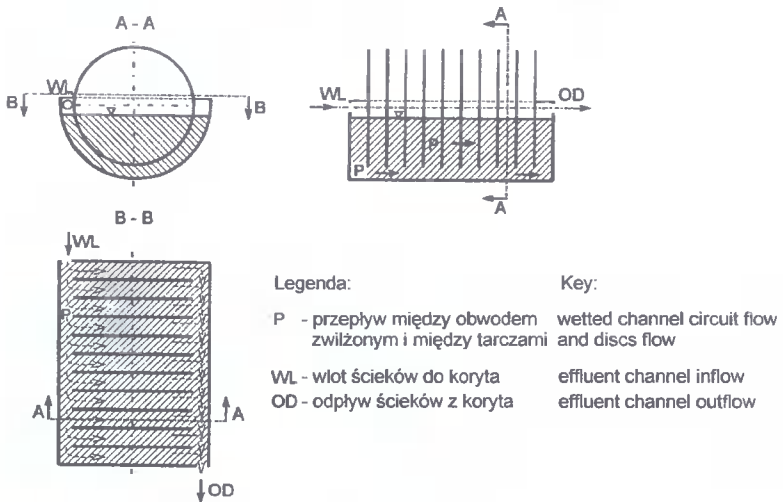
Fig. 4. Diagram of the arrangement of the rotating biological contactors

Na rysunku 5 przedstawiono złożo jednostopniowe ułożone w półcyldrycznym korycie (tzw. komorze przepływowej). Ponieważ wlot i odpływ ścieków są położone w płaszczyźnie osi obrotu, a tarcze są szczelne, dlatego dominuje przepływ między obwodem zwilżonym koryta (a, b, c) a końcówkami tarcz (a', b', c'). Jeżeli zachowa się identyczną konstrukcję, a wlot i odpływ ścieków są położone po przeciwnych stronach osi obrotu (rys. 6) wówczas wymusza się przepływ między tarczami prostopadły do osi obrotu i równoległy do niej między obwodem zwilżonym i końcówkami tarcz. Udział przepływu równoległego i prostopadłego do osi zależy od wartości oporów hydraulicznych miejscowych i na długości.



Rys. 5. Kierunek przepływu ścieków w komorze przepływowej, gdy wlot i odpływ ścieków położone są w płaszczyźnie osi jednostopniowego złoża wzdłuż komory

Fig. 5. The direction of the sewage effluent flow in the overflow chamber, while the inflow and sewage flow are put in axial plane of the one stage bed along the chamber

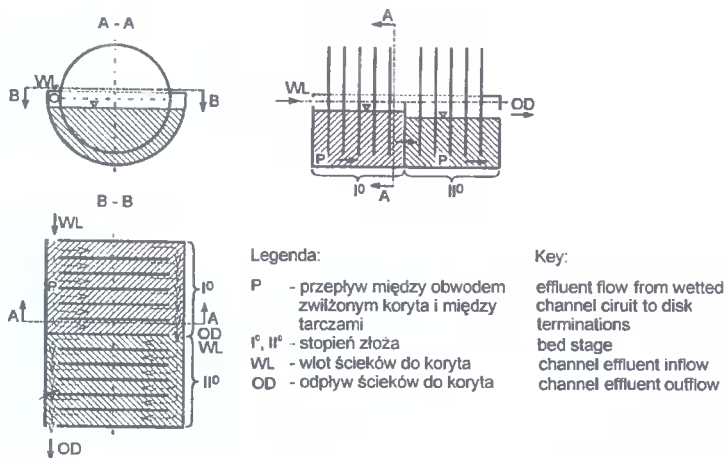


Rys. 6. Kierunek przepływu ścieków w komorze przepływowej, gdy wlot i odpływ ścieków położone są po przeciwnych stronach osi jednostopniowego złoża tarczowego

Fig. 6. The direction of the sewage effluent flow in the overflow chamber, while the inflow and sewage flow are put on the opposite sides of the axis of the are stage rotating biological contactor

Na rysunku 7 przedstawiono podobny kierunek przepływu jak na rysunku 6, lecz dla dwustopniowego złoża.

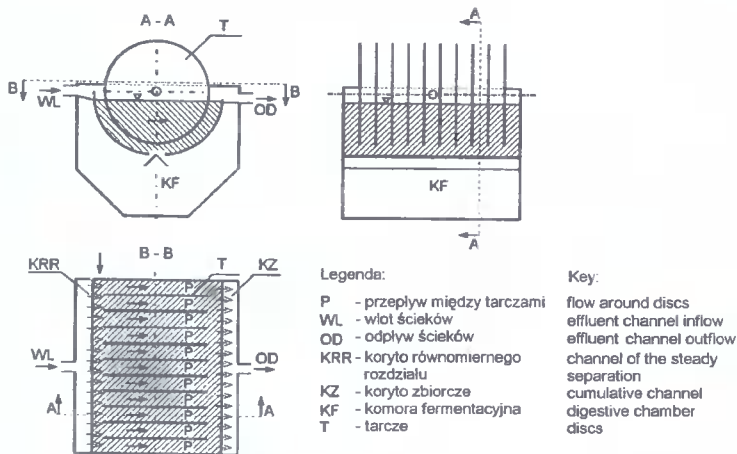




Rys. 7. Kierunek przepływu ścieków w komorach przepływowych i między tarczami, gdy wloty i odpływy ścieków położone są po przeciwnych stronach osi dwustopniowego złoża tarczowego

Fig. 7. The direction of the sewage effluent flow in the overflow chamber and between the discs, while the inflow and the sewage flow are put on the opposite sides of the axis of the two stage rotating biological contactor

W złożu jednostopniowym, którego oś obrotu jest prostopadła do kierunku strumienia, a wlot i odpływ leżą jak zaznaczono na rysunku 8, przepływ ścieków odbywa się głównie między tarczami, gdzie tworzą lokalne wiry zawieszono osadu.



Rys. 8. Kierunek przepływu ścieków przez komorę i tarczowe złożo o osi prostopadłej do kierunku strumienia oraz wlocie i odpływie po obu stronach osi

Fig. 8. The direction of the sewage effluent flow across the chamber and the rotating biological contactor having the axis perpendicular to the stream and the inflow and the sewage flow on the both sides of the axis

W podsumowaniu powyższej analizy można stwierdzić, że praktycznie niemożliwy jest przepływ ścieków przez tarcze, chociaż będą perforowane. Tworząca się błona biologiczna dość szybko pokrywa zewnętrzne powierzchnie czyniąc tarcze nieprzepuszczalne dla ścieków. Kierunek przepływu ścieków (równoległy do tarcz i prostopadły do osi obrotu) należy więc uznać za dominujący.

### 3. PODSUMOWANIE

Z pracy wynika, że w całym XX wieku stosowano złoża biologiczne, których powierzchnia kontaktowa ze ściekami była obrotowa początkowo w postaci walców całkowicie zanurzonych w ściekach, a potem częściowo (które źle funkcjonowały), by następnie stosować tarcze częściowo zanurzone. Rozwiązanie to zapewnia na nich szybki rozwój błony biologicznej i usuwanie jej nadmiaru oraz dobre efekty oczyszczania przy niskich kosztach.

Oczyszczalnie te znalazły duże uznanie w świecie oraz zastosowanie nawet w mroźnych rejonach arktycznych i alpejskich.

Z przeprowadzonej analizy wynika, że podejmowano próby określenia kryteriów do ustalania liczby stopni złożeń i kierunku przepływu ścieków. Za dominujący kierunek przepływu ścieków należy uznać równoległy do tarcz.

### LITERATURA

- [1] Antonie R.L., 1976. Fixed biological surfaces-wastewater treatment. The Rotaring Biological Contactor CRC PRESS Cleraland, Ohio.
- [2] Dimitrijewski N.T., 1977. Njekotoryje woprosy tjeorii i rosczjota diskowych wraszczajuczszichsja biologiczeskich filtrow. Wodosnabzenije i sanitarnaja tiechnika 2.
- [3] Dimitrijewski N.T., 1980. Modiel massopjerjedaczi dlja diskowego wraszczajuczszjegosja biologiczeskogo filtra i jego gidrawuliczeskaja rjealizacija, Stroitelstwo i architektura 12.
- [4] Dmitrijewskij N.T. Tuardado H., 1983. Optymalizacija konstruktivnogo rieszenija diskowego wraszczajuczszjegosja. Stroitelstwo i architektura 11.
- [5] Dymaczewski Z., Oleszkiewicz J.A., Sozański M.M., 1997. Poradnik eksploatatora oczyszczalni ścieków. Wydawnictwo PZITS Poznań.
- [6] Fridman A.A. i in., 1979. Effect of disk rotation speed on biological contactor Journal WPCF, 51.
- [7] Gasidło B., Mucharska A., 1983. Aktualny stan teorii i praktyki złożeń tarczowych. Materiały II Sympozjum Naukowo-Szkoleniowego „Bioblok”. Wydawnictwo PZITS Poznań.
- [8] Hartmann H., 1961. Die biologische Reinigung von Abwasser mit Hilfe von Tauchtropfkörper. Wasser und Boden 9.

- [9] Hrašeova A., 1983. Čistění koncentrovaných průmyslových odpadních vod v rotačním diskovém reaktoru. Vodní hospodářství, 4.
- [10] Kincannon D.F. at all, 1984. Rottating Biological Contaktor scale - up and design. First International Conference on Fixed - Film Biological Processes, Arlington, Virginia.
- [11] Klugiewicz J., Jurecki L., 1985. Kontenerowa oczyszczalnia ścieków z tarczowymi złożami biologicznymi. Materiały IV Krajowej Konferencji PZITS. Słupsk.
- [12] Klugiewicz J., 1989. Zblokowane oczyszczalnie ścieków z tarczowymi złożami biologicznymi. Budownictwo Rolnicze 3.
- [13] Klugiewicz J., Klugiewicz I., 1998. Przegląd rozwoju polskich konstrukcji oczyszczalni ścieków z tarczowymi złożami biologicznymi. Wyd. Uczeln. ATR w Bydgoszczy, Budownictwo 30, 65-78.
- [14] Klugiewicz I., 2000. Ocena wpływu wybranych herbicydów na biodegradację ścieków w oczyszczalniach z tarczowymi złożami obrotowymi. Rozprawa doktorska, Politechnika Poznańska.
- [15] Labone R., 1976. La verite sur les disques biologiques. Internationale dokumentation über das scheibentauchkörperverfahren, Schuler - Stengelin GmbH Co, KG.
- [16] Magrel L., 2000. Uzdatnianie wody i oczyszczanie ścieków. Wydawnictwo Ekonomia i Środowisko Białystok.
- [17] Opatken E.J., 1984. An alternative RBC desing-second order kinetics. Proceedings: Second International Conference on Fixed - Film Biological Processes, Arlington, Virginia.
- [18] Srinivasaraghavan R. at all, 1980. Performance evolution of air driver RBC process for municipal waste treatment. Proceedings: First National Symposium on RBC Technology. Champion, Pensiylwania.
- [19] Torpey W.N., 1971. Rotating disca with biological grawths prepare wastewater for disposal ar reuse. Jornal WPCF 11.
- [20] Totczyk G., Klugiewicz J., 1992. Zarys rozwoju i warunki stosowania oczyszczalni ścieków z tarczowymi złożami biologicznymi. Materiały konferencyjne nt. „Budownictwo i ochrona środowiska”. WBiIŚ ATR Bydgoszcz.
- [21] Totczyk G., 1996. Ocena efektywności technologicznej zblokowanych oczyszczalni ścieków z tarczowymi złożami biologicznymi. Rozprawa doktorska, Politechnika Białostocka.
- [22] Wanner J., 1981. Čistění odpadních vod v biofilmových reaktorach s rotujicimi disky. Vodní hospodářství 7.
- [23] Wanner J., 1981. Nitrifikace odpowiednich vod s vysokym obsahem N - NH<sub>4</sub> v rotacnim diskovem reaktoru. Vodni hospodářství 11.
- [24] Wanner J., 1982. Denitrifikace odpadních vod v rotacnim discovem reaktoru. Vodni hospodářství 5.
- [25] Wenda R., 1984. Badania sprawności hydraulicznej i technologicznej złoza tarczowego oraz weryfikacja wybranych modeli procesu rozkładu substancji organicznej. Rozprawa doktorska, Politechnika Warszawska.

## USAGE OF THE ROTATING BIOLOGICAL CONTACTOR AND THE DIRECTIONS OF SEWAGE EFFLUENT FLOW IN THE CHAMBER AND THE BED

### Summary

In the study they described the usage of the rotating biological contactors for the XX century, which at the beginning, were completely or partly dripping rollers and rotating biological contactor with the axis put above the surface of the sewage. They also gave new information concerning the early period of the usage of these beds in Canada, their function in arctic climate and the higher parts of the Alps where there is low temperature.

The second part of the study presents and illustrates the number of the stages of the beds and possible directions of the sewage effluent flow in the chamber with rotating biological contactor, which cause a lot of controversies in the professional literature.

Key words: sewage treatment plant, rotating biological contactor, number of the stages, the directions of the sewage effluent flow

\*\*\*\*\*

Recenzent: prof. dr hab. inż. Krzysztof Kuczewski  
Akademia Rolnicza we Wrocławiu

## OCENA WPŁYWU HERBICYDU CHWASTOX EKSTRA NA BIODEGRADACJĘ ŚCIEKÓW W OCZYSZCZALNI Z TZB

Iwona Klugiewicz

Katedra Inżynierii Sanitarnej i Wodnej  
Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska ATR  
ul. Grodzka 18/20, 85-109 Bydgoszcz

W artykule przedstawiono wyniki badań nad wpływem różnych dawek herbicydu Chwastox extra na biodegradację ścieków w oczyszczalni z tarczowymi złożami obrotowymi. Wyniki opracowano statystycznie w postaci krzywych, ich równań i wartości współczynników korelacji. Opracowano metodę obliczania wielkości dawek (stężeń) substancji aktywnej MCPA, które nie spowodują przekroczenia dopuszczalnych wskaźników zanieczyszczeń ustanowionych rozporządzeniem [11].

Słowa kluczowe: herbicydy, MCPA, oczyszczalnie, tarczowe złoża biologiczne

### 1. WSTĘP

Odprowadzanie i oczyszczanie ścieków z małych jednostek osadniczych liczących do 500, a nawet do 2000 mieszkańców jest w naszym kraju równie istotnym, co słabo rozwiązany problem sanitarnym. Powodem tego stanu był stosunkowo szybki rozwój systemów wodociągowych przyczyniających się do wzrostu ilości ścieków, a zbyt powolny systemów kanalizacyjnych, w tym sieci kanałów i oczyszczalni ścieków.

Dla małych i rozproszonych jednostek osadniczych systemy kanalizacyjne charakteryzują duże jednostkowe nakłady inwestycyjne i wysokie koszty eksploatacyjne. Ponadto są one narażone na dużą nierównomierność odpływu (współczynniki nierównomierności  $N_h$ ,  $N_d$ ) i stężenia różnych zanieczyszczeń, w tym herbicydów powstałych w czasie mycia sprzętu, odzieży. Dość często do pierwszych oczyszczalni, które powstają na takich terenach dowożone są ścieki z okolicznych gospodarstw i małych zakładów rolno-spożywczych, co powoduje gwałtowny wzrost obciążeń hydraulicznych i ładunków zanieczyszczeń [4, 6].

W końcu XIX w. złoża biologiczne zalewane i zraszane uważano za najważniejszą metodę oczyszczania ścieków. Do budowy wypełnień tych złóż stosowano podręczne, naturalne materiały, np. kamień, tufy wulkaniczne, cegłę, które początkowo zalewano ściekami okresowo, a następnie upowszechniono metodę zraszania. Materiał wypełnienia udoskonalano w celu zmniejszenia jego ciężaru i zwiększenia powierzchni na której tworzy się błona biologiczna. Dopływ ścieków na złożę odbywa się po uprzednim ich rozdeszczowaniu.

Możliwości w tym zakresie znacznie wzrosły po wprowadzeniu tworzyw sztucznych, z których produkowano różnorodne kształtki i pakiety do wypełnień, gwarantujące większą efektywność oczyszczania [10]. W procesie oczyszczania ścieków zraszane złoża zużywają mniej energii niż osad czynny. W Polsce na przełomie lat 70. i 80. XX w. skonstruowano obrotowe, tarczowe złoża biologiczne, które wdrożono w kilkunastu przedsiębiorstwach do seryjnej produkcji w wersji kontenerowej [5] pod nazwą ELJOT, OK, KOS. W oczyszczalniach tych zastosowano wyprofilowane tarcze z włókna szklanego laminowanego polimalem 109. Na tarczach stosunkowo szybko tworzy się błona biologiczna, która systematycznie regeneruje się i oczyszcza ścieki, zużywając znacznie mniej energii niż poprzednio wymienione oczyszczalnie. Ponadto nie są one wrażliwe na wahania dopływu ścieków i zawartego w nich ładunku zanieczyszczeń. Wielu autorów [3, 7, 10, 12] wypowiadało się na temat niebezpieczeństwa wynikającego z obecności w ściekach surowych zanieczyszczeń refrakcyjnych (pestycydów, metali ciężkich, niektórych substancji powierzchniowo czynnych). Uważano, że szybkość wzrostu mikroorganizmów jest spowalniana wskutek inhibującego działania niektórych substancji znajdujących się w ściekach [7]. Inni autorzy uważają, że mogą one przerwać procesy biologicznego oczyszczania. Herbicydy, migrując ze ściekami do wody lub gleby przedostają się do organizmów roślinnych i zwierzęcych, a następnie bezpośrednio lub pośrednio do organizmu człowieka. Mogą one spowodować poważne choroby, a nawet śmierć. W dostępnej literaturze nie spotkano wyników badań nad wpływem herbicydów na biodegradację ścieków w oczyszczalniach z TZB, dlatego autorka [6] prowadziła wieloletnie badania w ramach badań własnych BW-25/94 Katedry Inżynierii Sanitarnej i Wodnej ATR w Bydgoszczy.

Celem niniejszej pracy jest przedstawienie fragmentu uzyskanych wyników badań.

## 2. MATERIAŁY I METODA BADAŃ

Badania prowadzono na stanowisku, którego schemat przedstawiono na rysunku 1. Składało się ono z modelu oczyszczalni ścieków według patentu 141053 oraz instalacji transportującej ścieki i osady. Model został zbudowany w skali 1:5 (z wyjątkiem odstępu między tarczami) w stosunku do najpowszechniej produkowanych oczyszczalni kontenerowych o nazwie handlowej Eljot lub OK-1.

Zakres i metody oznaczania wskaźników fizyczno-chemicznych i mikrobiologicznych były następujące:

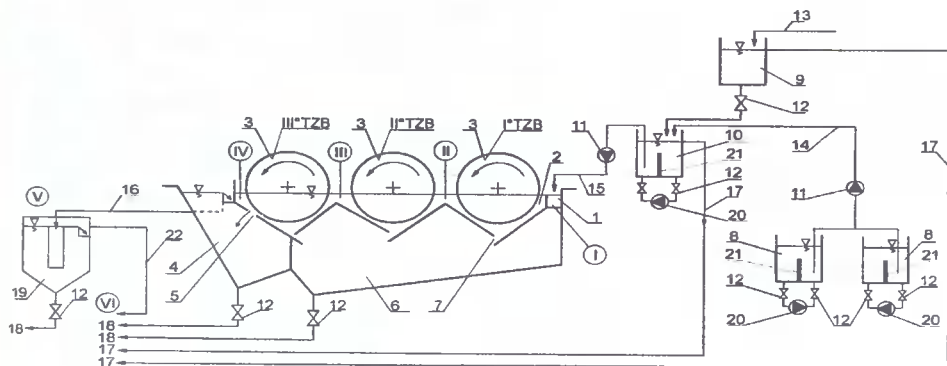
- pH - PN-90/C-04540.01,
- BZT<sub>5</sub> - PN-84/C-04578.05,
- ChZT - PN-74/C-04578,
- azot amonowy - metodą Nessleryzacji,
- azot azotynowy - PN-73/C-04576,
- azot azotanowy - PN-82/C-04576.08,
- tlen rozpuszczony - PN-72/C-04545.02,
- fosfor ogólny - PN-89/C-04537.02,
- oznaczenie substancji MCPA - metodą chromatografii.

Na podstawie wstępnych badań przyjęto następujące parametry procesu:

- przepustowość  $Q = 0,36 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$
- czas zatrzymania  $t_z = 4,4 \text{ h}$ ,



- obciążenie hydrauliczne: po I° TZB-0,168; po II° TZB-0,058 i po III° TZB-0,043  $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ ,
- prędkość obrotowa TZB 6 obr.  $\cdot \text{min}^{-1}$ ,
- prędkość obwodowa tarczy  $V = 0,0942 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ .



Rys. 1. Schemat stanowiska badawczego modelu oczyszczalni ścieków z TZB:

1 - koryto z przelewem pilastym, 2 - komora przepływowa, 3 - obrotowe tarczowe złoża biologiczne TZB, 4 - osadnik wtórny nr 1, 5 - przelew zatopiony, 6 - komora fermentacji, 7 - szczelina z zamknięciem przeciwigazowym, 8 - zbiornik koncentratu, 9 - zbiornik wody wodociągowej, 10 - komora mieszania, 11 - pompy perystaltyczne, 12 - zawory, 13 - przewód wody wodociągowej, 14 - przewody koncentratu, 15 - przewód ścieków surowych, 16 - przewody odprowadzające ścieki z osadnika nr 1, 17 - przewód przelewowy, 18 - przewody odprowadzające osady, 19 - osadnik nr 2, 20 - pompy wirowe odśrodkowe, 21 - przegroda, 22 - odpływ ścieków oczyszczonych z osadnika nr 2, I-VI - miejsca poboru próbek ścieków

Fig. 1. RBC sewage-treatment-plant research-station model diagram:

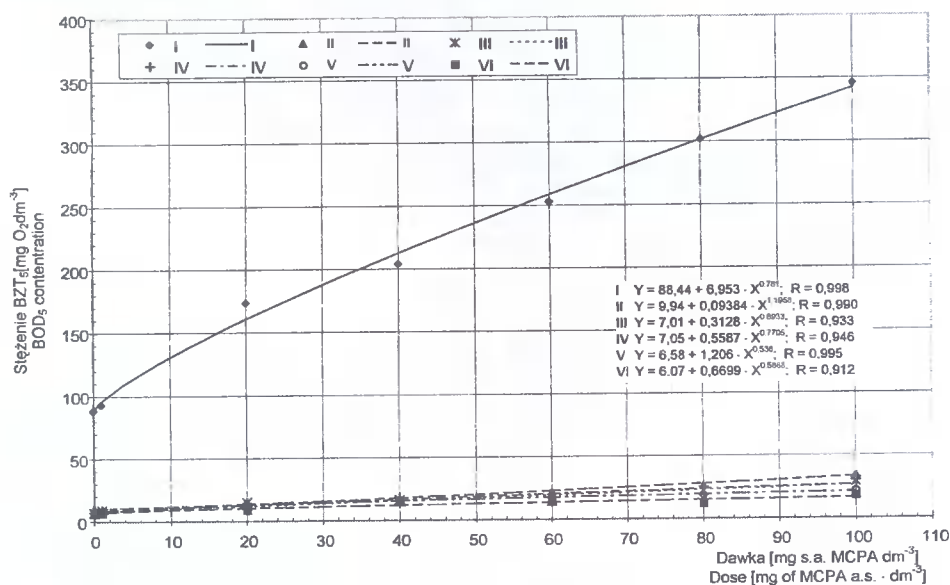
1 - saw-tooth flow chamber, 2 - flow chamber, 3 - rotating biological contactor (RBC), 4 - secondary settlement tank no. 1, 5 - drowned overflow, 6 - digestive chamber, 7 - anti-gas-shutdown gap, 8 - concentrate tank, 9 - tap water tank, 10 - mixing chamber, 11 - peristaltic pumps, 12 - valves, 13 - tap water conduit, 14 - concentrate conduit, 15 - raw sewage conduit, 16 - sewage discharge conduits from settlement tank no. 1, 17 - overflow conduit, 18 - sludge disposal conduits, 19 - settlement tank no. 2, 20 - centrifugal rotodynamic pumps, 21 - partition, 22 - treated effluent outflow from settlement tank no. 2, I-VI - sewage sampling places

Zastosowany w badaniach herbicyd Chwastox ekstra pochodził z Zakładów Chemicznych „Organika-Sarzynia” w Nowej Sarzynie. Jego substancją aktywną był MCPA - kwas 4-chloro-2-metylofenoksyoctowy ( $\text{C}_9\text{H}_9\text{ClO}_3$ ), który zaliczany jest do II klasy toksyczności. W postaci czystej chemicznie herbicyd ten jest substancją krystaliczną o masie cząsteczkowej 200,6. Produkt techniczny posiada żółtawą barwę i zapach chlorowanych fenoli. Herbicydy fenoksyłowe stosowane są w rolnictwie od 1944 r. i stanowią obecnie ok. 50 % wszystkich herbicydów stosowanych w Polsce. Substancja MCPA została wpisana przez Bogacką i Taylor [2] na listę substancji stanowiących potencjalne zagrożenia dla ekosystemów wodnych i użytkowników wód.

## 3. WYNIKI I Dyskusja

## 3.1. Biochemiczne zapotrzebowanie na tlen

Ścieki surowe pobrane z punktu (I) przedstawionego na rysunku 1 bez substancji aktywnej (dawka 0 mg s.a. MCPA · dm<sup>-3</sup>) posiadały średnie stężenie 88,44, a przy dawce 100 mg s.a. MCPA · dm<sup>-3</sup>, aż 346 mg O<sub>2</sub> · dm<sup>-3</sup> (wzrost o 291,23 %). Z obliczeń statystycznych wynika, że nie trzeba uściślać granic stężeń po III° TZB (badano trzystopniową oczyszczalnię). Na rysunku 2 przedstawiono krzywe regresji oraz ich równania i wartości współczynnika korelacji (R). Z rozwiązania równań wyznaczono wartość dopuszczalnej dawki mg s.a. MCPA · dm<sup>-3</sup> wynoszącej 88,814 dla II° TZB, które nie spowodują przekroczenia wartości 150 mg O<sub>2</sub> · dm<sup>-3</sup> [11]. Dla pozostałych krzywych (III, IV, V i VI) dopuszczalne dawki są większe od rozpatrywanej, górnej granicy 100 mg s.a. MCPA · dm<sup>-3</sup>, dlatego ekstrapoluje się je do teoretycznych wartości: 122,804; 124,3; 253,434 i 434,027, pod warunkiem aktualności krzywych. Mamy bowiem do czynienia z żywymi organizmami, na które nie działaliśmy tak wysokimi dawkami.



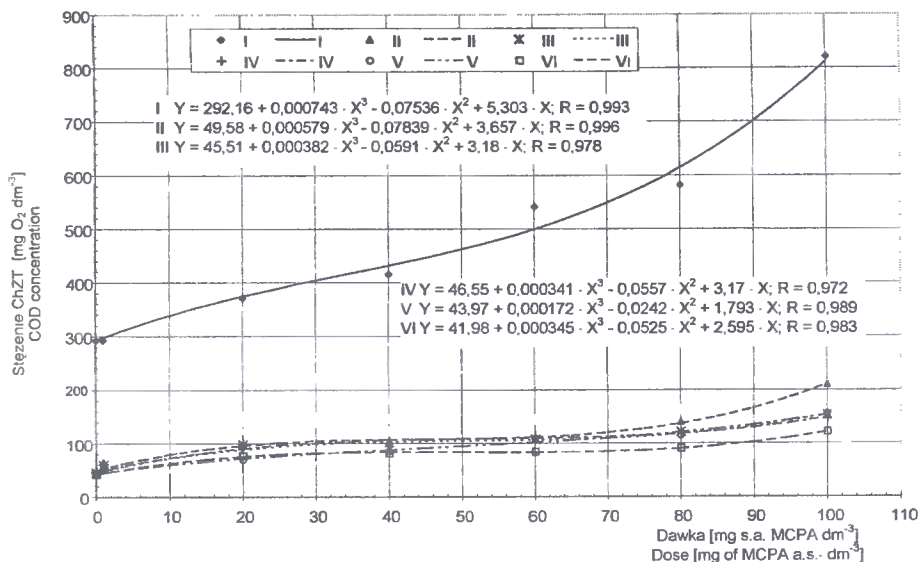
Rys. 2. Wpływ dawek substancji aktywnej MCPA przy ciągłym dozowaniu na średnie stężenia BZT<sub>5</sub>

Fig. 2. Effect of continuous doses of MCPA active substances on mean concentration of BOD<sub>5</sub>



### 3.2. Chemiczne zapotrzebowanie na tlen

Średnie stężenie ChZT w ściekach surowych (I) bez substancji aktywnej MCPA (dawka 0 mg s.a. MCPA · dm<sup>-3</sup>) wynosiło 292,16 mg O<sub>2</sub> · dm<sup>-3</sup>, a dawka 20 i następne, aż do 100 mg s.a. MCPA · dm<sup>-3</sup> co spowodowało wzrost do 820,5 mg O<sub>2</sub> · dm<sup>-3</sup> (tj. o 180,84 %). W ściekach oczyszczonych przy dawce 100 mg s.a. MCPA · dm<sup>-3</sup> przekroczone wartość dopuszczalną 150 mg O<sub>2</sub> · dm<sup>-3</sup> po I° i II° TZB oraz po 1 osadniku. Z obliczeń statystycznych (rys. 3) ustalono, że w ściekach oczyszczonych tylko krzywa (II) określająca stężenie po I° TZB przekracza wartość 150 mg O<sub>2</sub> · dm<sup>-3</sup> przy dawce 88,814 mg s.a. MCPA · dm<sup>-3</sup>, a pozostałe nie są większe od dopuszczalnych wartości stężenia ChZT - wg rozporządzenia [11].

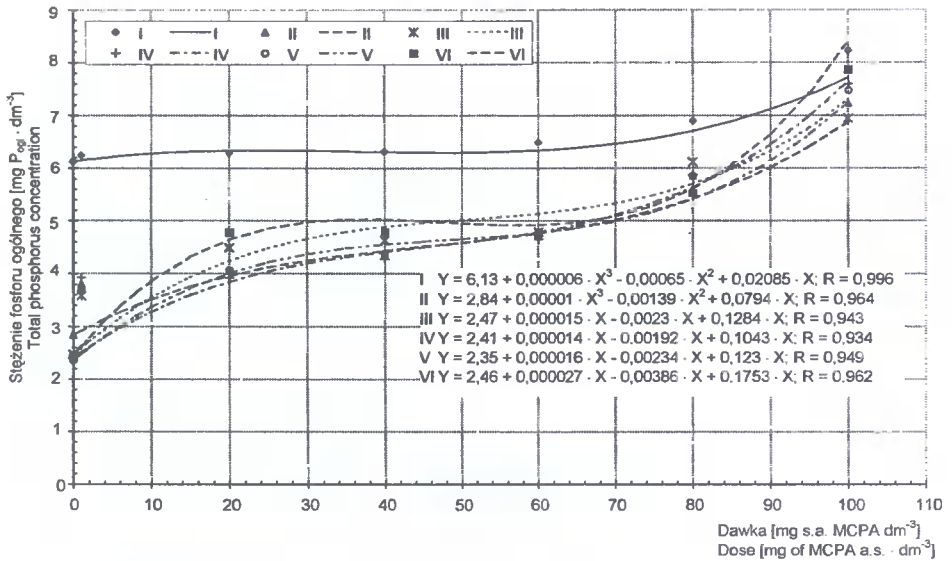


Rys. 3. Wpływ dawek substancji aktywnej MCPA przy ciągłym dozowaniu na średnie stężenia ChZT

Fig. 3. Effect of continous doses of MCPA active substances on mean concentration of COD

### 3.3. Fosfor ogólny

Bez substancji aktywnej ścieki surowe (I) zawierały 6,13mg Pogl · dm<sup>-3</sup>, natomiast 8,23 mg Pogl · dm<sup>-3</sup> przy dawce 100 mg s.a. MCPA · dm<sup>-3</sup>. Ścieki oczyszczone przekroczyły stężenia dopuszczalne 5 mg Pogl · dm<sup>-3</sup> dopiero dla dawek 80÷100 mg s.a. MCPA · dm<sup>-3</sup>. Wyznaczone statystycznie krzywe (rys. 4) i równania po ich rozwiązaniu umożliwiły uściślenie granic dopuszczalnych dawek mg s.a. MCPA · dm<sup>-3</sup>, które wynoszą: 69,49 (I° TZB), 48,68 (II° TZB), 67,24 (III° TZB), 70,51(osadnik 1) i 67,12 (osadnik 2).



Rys. 4. Wpływ dawek substancji aktywnej MCPA przy ciągłym dozowaniu na średnie stężenia fosforu ogólnego

Fig. 4. Effect of continuous doses of MCPA active substances on mean concentration of total phosphorus

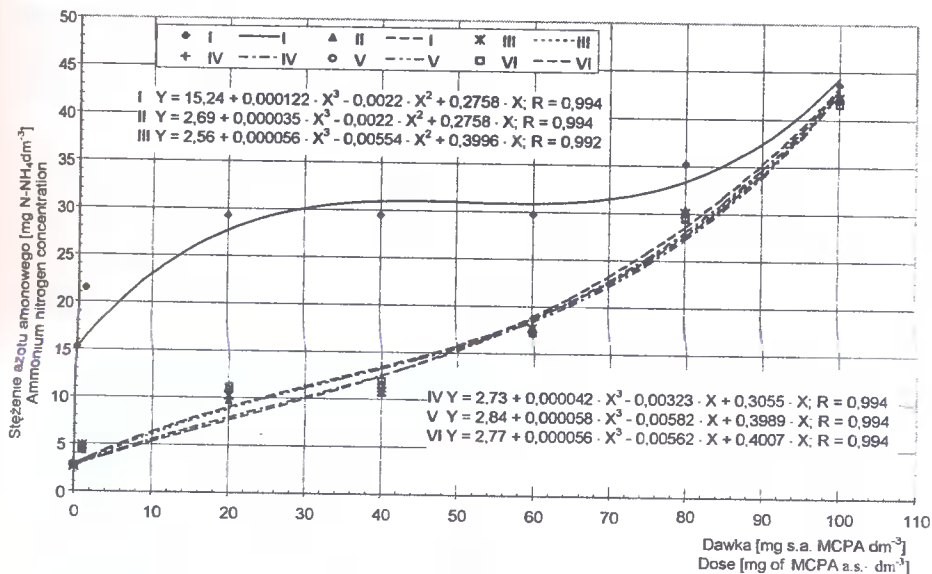
### 3.4. Przemiany azotu

W ściekach surowych (I) stężenie azotu amonowego wynosiło  $15,24 \text{ mg N-NH}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$  przy dawce  $0 \text{ mg s.a. MCPA} \cdot \text{dm}^{-3}$  i wzrosło dość intensywnie, by osiągnąć wartość  $43,64 \text{ mg N-NH}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$  przy dawce  $100 \text{ mg s.a. MCPA} \cdot \text{dm}^{-3}$ . Z obliczeń statystycznych uzyskano (rys. 5) krzywe i ich równania (przy  $R = 0,9614 \div 0,9939$ , a więc korelacja bardzo silna). Dla wartości dopuszczalnej [11] wstawionej za rzędne  $Y = 6 \text{ mg N-NH}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$ , rozwiązując równania obliczono wartości odciętych  $x$  odpowiadające dopuszczalnym dawkom  $\text{mg s.a. MCPA} \cdot \text{dm}^{-3}$ : 13,08 (I° TZB), 9,81 (II° TZB), 11,98 (III° TZB), 9 (osadnik 1) i 9, 12 (osadnik 2).

Analizując przebieg krzywej (I) na rysunku 5 można wyróżnić trzy przedziały wartości dawek:

- $0-20 \text{ mg s.a. MCPA} \cdot \text{dm}^{-3}$ , gdy wartości stężeń intensywnie wzrastają,
- $20-70 \text{ mg s.a. MCPA} \cdot \text{dm}^{-3}$ , gdy wartości stężeń są nieznacznie rosnące,
- $70-100 \text{ mg s.a. MCPA} \cdot \text{dm}^{-3}$ , gdy wartości stężeń intensywnie rosną.

W ściekach oczyszczonych stwierdzono podobny wzrost stężeń azotu amonowego wraz ze wzrostem dawek, gdy osiąga ona  $100 \text{ mg s.a. MCPA} \cdot \text{dm}^{-3}$ , wówczas stężenia azotu amonowego w ściekach oczyszczonych zbliżają się do wartości stężeń w ściekach surowych. Jednocześnie towarzyszy temu zmniejszenie zawartości azotu azotanowego w ściekach oczyszczonych. Świadczy to o zahamowaniu procesu nityfikacji.



Rys. 5. Wpływ dawek substancji aktywnej MCPA przy ciągłym dozowaniu na średnie stężenia azotu amonowego

*Fig. 5. Effect of continous doses of MCPA active substances on mean concentration of ammonium nitrogen*

W ściekach surowych stężenie azotu azotynowego wynosiło 0,15 mg N-NO<sub>2</sub> · dm<sup>-3</sup> (przy dawce 0 mg s.a. MCPA · dm<sup>-3</sup>) oraz 0,22 mg N-NO<sub>2</sub> · dm<sup>-3</sup> (przy dawce 1 mg s.a. MCPA · dm<sup>-3</sup>). W ściekach surowych nastąpił wzrost stężeń po III<sup>o</sup>TZB (I-IV) odpowiednio 0,29 i 0,35, a po osadniku 2 (I-VI) dalszy wzrost do 0,4 i 0,6 mg N-NO<sub>2</sub> · dm<sup>-3</sup>. Efektem tego były przyrosty azotu azotanowego do 176,36 % przy dawce 1 mg s.a. MCPA · dm<sup>-3</sup> oraz tylko 8,82 % przy dawce 100 mg s.a. MCPA · dm<sup>-3</sup>. Wpływ wzrastających dawek substancji aktywnej MCPA na stężenie azotu azotanowego w ściekach surowych jest nieznaczny. Przy dawce 0 mg s.a. MCPA · dm<sup>-3</sup> stężenie wynosi 0,19 mg N-NO<sub>3</sub> · dm<sup>-3</sup>, a przy dawkach 1÷40 mg s.a. MCPA · dm<sup>-3</sup> wynosi ok. 0,38 mg N-NO<sub>3</sub> · dm<sup>-3</sup>, natomiast przy dawce 100 mg s.a. MCPA · dm<sup>-3</sup> obniża się do 0,15 mg N-NO<sub>3</sub> · dm<sup>-3</sup>. W ściekach bez substancji aktywnej wzrasta stężenie do 0,19 (I) i 4,46 (V) oraz spada do 4,09 (VI) po osadniku 2. Przy dawce > 20 mg s.a. MCPA · dm<sup>-3</sup> obniża się stężenie do wartości 0,15 mg N-NO<sub>3</sub> · dm<sup>-3</sup>, a więc poniżej stężeń w ściekach surowych. Przyrosty azotu azotanowego największe są przy dawkach 0 i 40 mg s.a. MCPA · dm<sup>-3</sup>, a przy wyższych znacznie się obniżają.

#### 4. WNIOSKI

Na podstawie przeprowadzonych badań stwierdzono, że substancja aktywna MCPA, najszerszej stosowanego w Polsce herbicydu pod nazwą Chwastox ekstra, wpływa na wzrost stężeń wskaźników zanieczyszczeń w ściekach surowych i oczyszczonych oraz w różnym stopniu zmniejsza efekty oczyszczania.

W tabeli 1 przedstawiono wyznaczone wartości dopuszczalnych stężeń substancji aktywnej (MCPA) w różnych punktach ciągu technologicznego, które nie powodują przekroczenia dopuszczalnych wskaźników zanieczyszczeń określonych rozporządzeniem MOŚZNiL.

Tabela 1. Porównanie wartości dopuszczalnych stężeń substancji aktywnych w różnych punktach ciągu technologicznego określonych wg dopuszczalnych stężeń różnych wskaźników zanieczyszczeń [11]

Table 1. Comparison of maximum concentration values of active substances at various points of technological series according to permissible concentrations of various pollutant indicators [11]

Wskaźniki zanieczyszczeń wg stężeń Pollution indicator according to concentrations	Punkty ciągu technologicznego, w których pobierano próbki ścieków Points of technological series at which sewage was sampled				
	II (I° TZB)	III (II° TZB)	IV (III° TZB)	V (1 osadnik)	VI (2 osadnik)
	II (I° RBC)	III (II° RBC)	IV (III° RBC)	V (settlement tank 1)	V (settlement tank 2)
	mg s.a. MCPA · dm <sup>-3</sup>				
BZT <sub>5</sub> BOD <sub>5</sub>	88,814	Wartości > 100 mg s.a. MCPA · dm <sup>-3</sup> Values > 100 mg of MCPA a.s. · dm <sup>-3</sup>			
ChZT COD	85,124	Wartości > 100 mg s.a. MCPA · dm <sup>-3</sup> Values > 100 mg of MCPA a.s. · dm <sup>-3</sup>			
Pogł Total phosphorus	69,49	48,68	67,24	70,51	67,12
N-NH <sub>4</sub> Ammonium nitrogen	13,08	9,81	11,98	9,00	9,12

Na podstawie badań chromatograficznych obecności substancji aktywnej MCPA w ściekach surowych (I) stwierdzono, że przy dawce 12 mg s.a. · dm<sup>-3</sup> nastąpiło 100 % jej usunięcie ze ścieków oczyszczonych po drugim osadniku.

## 5. LITERATURA

- [1] Bartoszewski K., 1993. Metody oczyszczania małych ilości ścieków. Gospodarka ściekami i odpadami w gminach. I Krajowa Konferencja Szkoleniowa. Poznań.
- [2] Bogacka i in., 1990. Opracowanie wytycznych ochrony wód przed zanieczyszczeniem pestycydami. Materiały IMGW Gdańsk.
- [3] Hartman L., 1996. Biologiczne oczyszczanie ścieków. Instalator Polski Warszawa.
- [4] Heidrich Z., 1998. Przydomowe oczyszczalnie ścieków. COIB Warszawa.
- [5] Klugiewicz J., Klugiewicz I., 1998. Przegląd rozwoju polskich konstrukcji oczyszczalni ścieków z tarczowymi złożami biologicznymi. Wyd. Uczeln. ATR w Bydgoszczy, Budownictwo 30, 65-78.
- [6] Klugiewicz I., 2000. Ocena wpływu wybranych herbicydów na biodegradację ścieków w oczyszczalniach z tarczowymi złożami obrotowymi. Praca doktorska, Politechnika Poznańska.

- [7] Łomotowski W., Szpindor A., 1999. Nowoczesne systemy oczyszczania ścieków. Arkady Warszawa.
- [8] Magrel L., 2000. Uzdatnianie wody i oczyszczanie ścieków. Wydawnictwo Ekonomii i Środowiska Białystok.
- [9] Piotrowski I., Roman M., 1974. Urządzenia do oczyszczania ścieków. PWN Warszawa.
- [10] Praca zbiorowa, 1997. Poradnik eksploatatora oczyszczalni ścieków. PZITS Poznań.
- [11] Rozporządzenie Ministra Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z dnia 5.11.1991 r. w sprawie klasyfikacji wód oraz warunków, jakim powinny odpowiadać ścieki wprowadzone do wód i ziemi (Dz. U. nr 116, poz. 503).
- [12] Zdybiewska M.W., 1982. Wpływ pestycydów na zanieczyszczenie środowiska wodnego, sposoby ich unieszkodliwiania. Nowa Technika w Inżynierii Sanitarnej 15, Arkady Warszawa.

## EVALUATION OF THE EFFECT OF 'CHWASTOX EXTRA' HERBICIDE ON SEWAGE BIODEGRADATION IN RBC SEWAGE TREATMENT PLANT

### Summary

The article presents the results of research into the effect of different doses of 'Chwastox extra' herbicide on sewage biodegradation in sewage treatment plant with rotating biological contactor. The results have been statistically verified in a form of curves, their equations and coefficients of correlation. A method is offered to determine doses of MCPA active substance which would not exceed the maximum pollutant indicators specified in the Decree of the Minister of Environmental Protection, Natural Resources and Forestry [11].

Key words: herbicides, MCPA, sewage treatment plants, rotating biological contactor

\*\*\*\*\*

Recenzent: prof. dr hab. inż. Marian Michalczewski  
Akademia Rolnicza w Krakowie



## PROCES UTLENIANIA ZWIĄZKÓW AZOTOWYCH NA ZŁOŻACH TARCZOWYCH

Grażyna Totczyk

Katedra Inżynierii Sanitarnej i Wodnej,  
Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska ATR  
ul. Grodzka 18/20, 85-107 Bydgoszcz

Celem tego artykułu jest określenie efektów utleniania związków azotowych na 3-stopniowym TZB oraz przedstawienie procesu ich przemian na drodze przepływu (oczyszczania) ścieków w zależności od czasu zatrzymania w komorze przepływowej.

Słowa kluczowe: oczyszczanie ścieków, tarczowe złoża biologiczne (TZB), utlenianie związków azotowych, nityfikacja

### 1. WSTĘP

Zblokowane oczyszczalnie ścieków, w których wykorzystano tarczowe złoża biologiczne (TZB) rozpowszechniono w naszym kraju na początku lat osiemdziesiątych. Zastosowano je do oczyszczania małych ilości ścieków pochodzących głównie z ośrodków wypoczynkowych lub zakładów przetwórstwa rolno-spożywczego. Obecnie, w związku z większymi wymaganiami stawianymi ściekom oczyszczonym, oczyszczalnie te często modernizuje się w celu zwiększenia ich sprawności technologicznej. Warunkiem niezbędnym pozytywnego zakończenia prac modernizacyjnych jest znajomość optymalnych parametrów pracy oczyszczalni z TZB. Z tego względu podjęto badania mające na celu określenie możliwości intensyfikacji procesów biochemicznych zachodzących w powyższych oczyszczalniach.

Skuteczność usuwania zanieczyszczeń organicznych, w zależności od wybranych parametrów eksploatacyjnych, przedstawiono w publikacji [5].

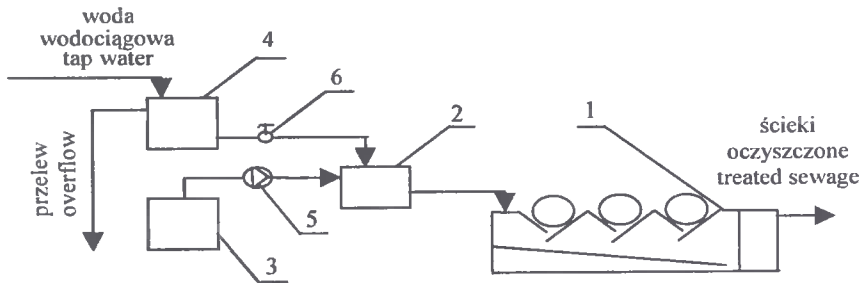
### 2. METODYKA BADAŃ

Badania prowadzono na modelu zablokowanej oczyszczalni ścieków typu Eljot. Składa się on z trzech podstawowych, współpracujących ze sobą urządzeń:

- 3-stopniowego złoża tarczowego umieszczonego w komorze przepływowej,
- osadnika wtórnego, pionowego z pakietem wielostrumieniowym,
- komory fermentacyjnej umieszczonej bezpośrednio pod komorą przepływową.



W badaniach zastosowano ścieki preparowane, które pod względem chemicznym odzwierciedlały skład typowych ścieków miejskich, z wyjątkiem substancji zawieszonych oraz ilości rozpuszczonego tlenu. Dokładny opis przygotowywania ścieków preparowanych, ich skład i charakterystykę zawarto w pracy [4]. Schemat stanowiska badawczego przedstawiono na rysunku 1.



Rys. 1. Schemat stanowiska badawczego z modelem zblokowanej oczyszczalni ścieków pracującej w oparciu o 3-stopniowe tarczowe złożo biologiczne (TZB): 1 - model oczyszczalni, 2 - komora mieszania, 3 - zbiornik substratu, 4 - zbiornik przelewowy, 5 - pompa, 6 - zawór  
Fig. 1. Three-degree RBC research station model diagram: 1 - refinery model, 2 - mixing chamber, 3 - substrate reservoir, 4 - overflow container, 5 - pump, 6 - valve

Ścieki preparowane, doprowadzane do modelu oczyszczalni (1) przygotowywano w komorze mieszania (2). W komorze tej zachodziło rozcieńczanie stężonego substratu wodą wodociągową i mieszanie uzyskiwanego roztworu. Stężony substrat przepompowywano ze zbiornika (3) za pomocą pompy perystaltycznej (5), natomiast woda wodociągowa dopływała grawitacyjnie ze zbiornika przelewowego (4). Żądane stężenia substratu w ściekach preparowanych i natężenia przepływu ścieków uzyskiwano poprzez zmianę wydajności pompy (5) poprzez zmianę stopnia dławienia dopływu wody wodociągowej zaworem (6). Nadmiar wody wodociągowej ze zbiornika przelewowego (4) i ścieki oczyszczone w modelu (1) odprowadzano do kanalizacji.

Badania miały na celu określenie efektów utleniania związków azotowych na 3-stopniowym złożu tarczowym (TZB) oraz poznanie przebiegu procesu ich przemian na drodze przepływu ścieków w zależności od czasu zatrzymania w komorze przepływowej. Z tego względu powyższe zagadnienia przeanalizowano dla każdego z trzech stopni TZB oraz całego modelu oczyszczalni.

### 3. WYNIKI BADAŃ

Badania realizowano w trzech seriach różniących się między sobą czasem zatrzymania ścieków w komorze przepływowej oraz stężeniami zanieczyszczeń w ściekach surowych (preparowanych).

Czasy zatrzymania ścieków wynosiły:

- w 1 serii  $t_z = 8,8$  h,
- w 2 serii  $t_z = 4,4$  h,
- w 3 serii  $t_z = 2,2$  h.

Natężenia przepływu ścieków dla przyjętych czasów zatrzymania, w kolejnych seriach badawczych były równe: 0,18; 0,36; 0,72 m<sup>3</sup>/d, a obciążenia hydrauliczne po-

wierzchni TZB wynosiły: 0,013; 0,026; 0,052  $\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$  Uzyskane podczas badań obciążenia hydrauliczne TZB mieściły się w zakresie wartości zalecanych [1, 3] dla przebiegu procesu usuwania BZT<sub>5</sub> z jednocześnie zachodzącą nityfikacją.

W ściekach surowych stężenia zanieczyszczeń wyrażonych BZT<sub>5</sub> zmieniano w przedziałach wartości:

w 1 serii	110,3÷454,7 $\text{mgO}_2/\text{dm}^3$ ,
w 2 serii	118,0÷433,3 $\text{mgO}_2/\text{dm}^3$ ,
w 3 serii	83,18÷369,6 $\text{mgO}_2/\text{dm}^3$ .

Chemiczne zapotrzebowanie na tlen ścieków surowych wynosiło:

w 1 serii	260,0÷780,0 $\text{mgO}_2/\text{dm}^3$ ,
w 2 serii	280,0÷960,0 $\text{mgO}_2/\text{dm}^3$ ,
w 3 serii	220,0÷780,0 $\text{mgO}_2/\text{dm}^3$ .

Zakres zmian obciążenia powierzchni TZB ładunkiem zanieczyszczeń wyrażonych wartością BZT<sub>5</sub> wynosił 1,43÷19,12  $\text{gO}_2/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ , natomiast obciążenie powierzchni TZB ładunkiem ChZT 3,36÷40,34  $\text{gO}_2/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ .

Badania przeprowadzono przy stałej prędkości obrotowej TZB wynoszącej ~3,5 obr./min.

W trakcie badań prowadzono codzienne oznaczenia analityczne ścieków surowych, oczyszczonych oraz po kolejnych stopniach złoża tarczowego, które obejmowały: BZT<sub>5</sub>, ChZT, stężenie azotu amonowego, azotynowego, azotanowego i ogólnego Kjeldahla. Ponadto prowadzono badania kontrolne warunków przebiegu procesów biochemicznych oznaczając: temperaturę, odczyn i stężenie rozpuszczonego tlenu w ściekach oraz okresowe badania bakteriologiczne błony porastającej tarczy złoża i osadu zawieszonego w komorze przepływowej. Systematycznie sprawdzano również stabilność założonego natężenia przepływu ścieków.

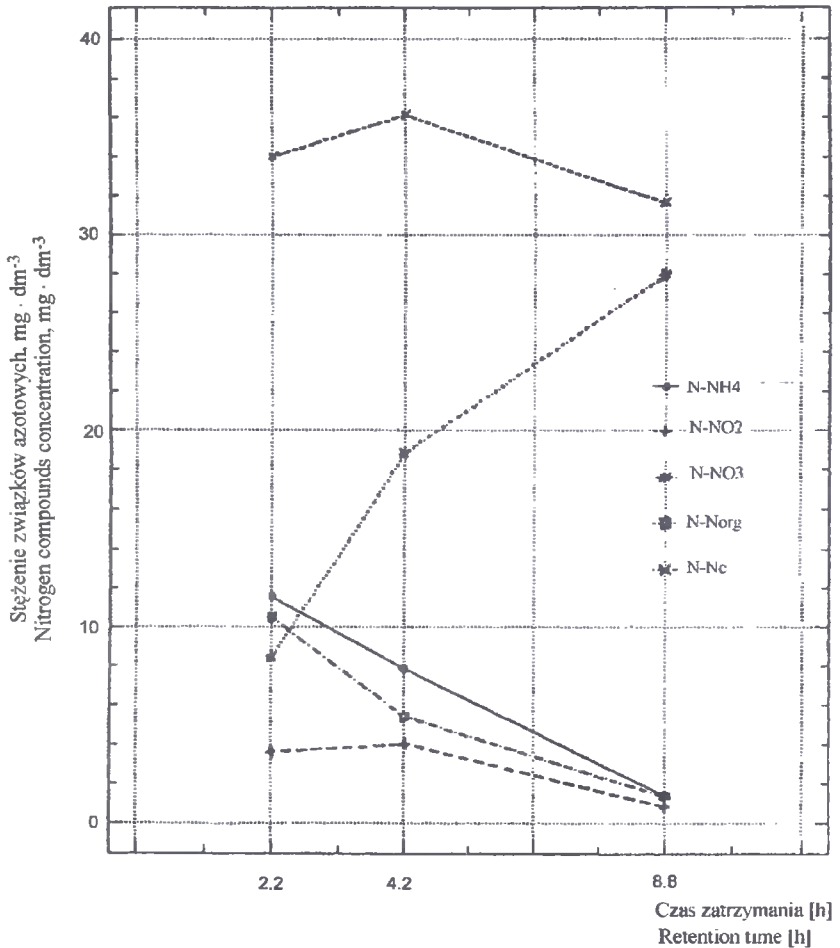
Uzyskane wyniki oznaczeń analitycznych wszystkich form związków azotowych występujących w ściekach surowych, po kolejnych stopniach TZB oraz w ściekach oczyszczonych zestawiono w tabeli 1. Powyższe wyniki przedstawiają zmiany stężeń związków azotowych na drodze przepływu (oczyszczania) ścieków w zależności od czasu zatrzymania w komorze przepływowej.

#### 4. Dyskusja wyników

Badania przebiegu procesu utleniania związków azotowych w zależności od czasu zatrzymania ścieków w komorze przepływowej modelu oczyszczalni wykazały, że pełna amonifikacja oraz nityfikacja zachodziły przy najdłuższym czasie zatrzymania ( $t_z = 8,8$  h), któremu odpowiadało najmniejsze obciążenie hydrauliczne powierzchni TZB ( $O_h = 0,013 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ ). Uzyskano wówczas redukcję 92,5 % azotu organicznego i 94,8 % azotu amonowego w stosunku do stężeń w ściekach surowych wynoszących odpowiednio 18,96  $\text{mgN-N}_{\text{org}}/\text{dm}^3$  i 28,15  $\text{mgN-NH}_4/\text{dm}^3$ .

Ponieważ szybkość wzrostu bakterii Nitrobacter, odpowiedzialnych za przebieg procesu utleniania azotynów do azotanów jest większa niż bakterii Nitrosomonas [2, 4] uczestniczących w pierwszej fazie nityfikacji, więc azotyny nie kumulowały się w ściekach. Ich ilość w odpływie z modelu badawczego wynosiła średnio 0,85  $\text{mgN-NO}_2/\text{dm}^3$ , a azotanów 27,95  $\text{mgN-O}_3/\text{dm}^3$ . Należy zaznaczyć, że w omawianym przy-

padku (czas zatrzymania  $t_z = 8,8$  h) średnia wartość obciążenia TZB ładunkiem zanieczyszczeń organicznych była najmniejsza i wynosiła  $3,76 \text{ gBZT}_5/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ .



Rys. 2. Stężenia związków azotowych w ściekach oczyszczonych w zależności od czasu zatrzymania w komorze przepływowej

Fig. 2. Concentration of nitrogen compounds in treated sewage depending on retention time in flow chamber

Długi czas zatrzymania ścieków i niskie obciążenie powierzchni ładunkiem zanieczyszczeń wyrażonych wartością  $\text{BZT}_5$  stwarzały korzystne warunki dla rozwoju bakterii *Nitrosomonas* i *Nitrobacter* odpowiedzialnych za przebieg procesu utleniania azotu amonowego do azotanów.

Dla pozostałych dwóch przebadanych wartości czasu zatrzymania proces przemian azotowych przebiegał częściowo (tab. 1). Stwierdzono, że niższe efekty procesów amonifikacji i nityfikacji spowodowane były, oprócz skróconego czasu zatrzymania, także zwiększonym (wskutek wzrostu przepływu ścieków) obciążeniem powierzchni TZB ładunkiem zanieczyszczeń do wartości wynoszącej średnio  $9,98 \text{ gBZT}_5/\text{m}^2 \cdot \text{d}$  w drugiej

serii badawczej i  $19,12 \text{ gBZT}_5/\text{m}^3 \cdot \text{d}$  w serii trzeciej. Warunki te sprzyjały większemu rozwojowi bakterii heterotroficznych, których szybkość wzrostu jest około dziesięciokrotnie większa niż bakterii autotroficznych (*Nitrosomonas* i *Nitrobacter*) uczestniczących w przemianach związków azotowych [2]. Duży przyrost heterotrofów powodował wypieranie z błony biologicznej nitryfikantów.

Tabela 1. Średnie wartości stężeń związków azotowych występujących w ściekach  
Table 1. Mean values of nitrogen compounds concentration in sewage

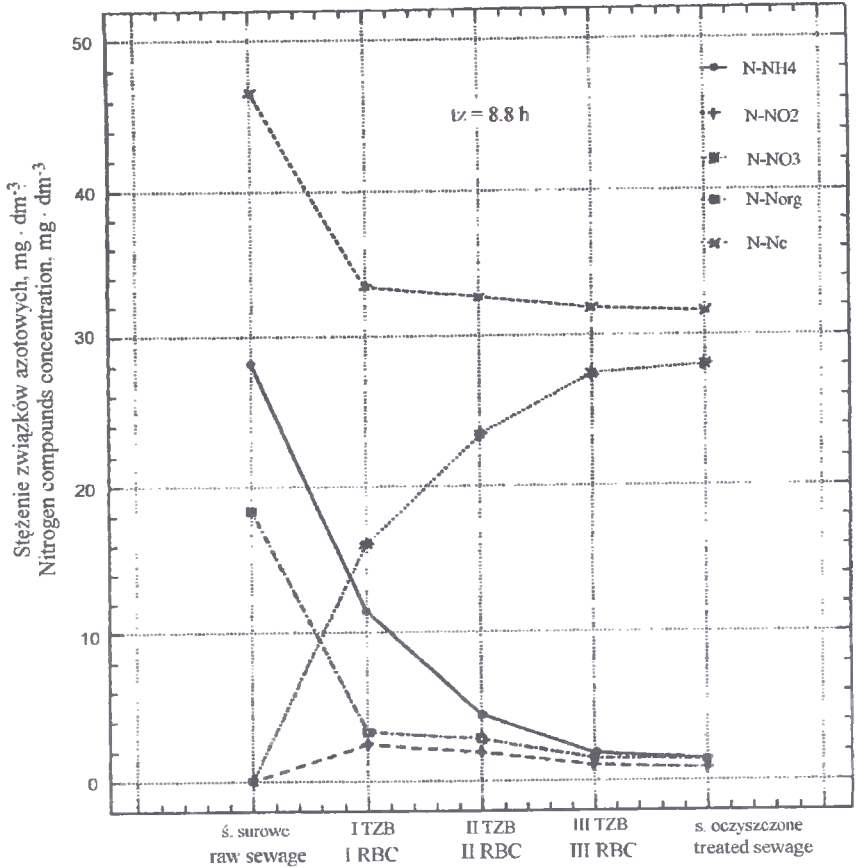
Rodzaj związku Compound	Stężenia związków azotowych [ $\text{mg}/\text{dm}^3$ ] Nitrogen compounds concentration				
	Ścieki - Sewage				
	surowe raw	po I° TZB after I° RBC	po II° TZB after II° RBC	po III° TZB after III° RBC	oczyszczone treated
czas zatrzymania $t_z = 8,8$ [h] retention time $t_z = 8,8$ [h]					
N-NH <sub>4</sub>	28,15	11,50	4,45	1,85	1,45
N-NO <sub>2</sub>	0,01	2,45	1,95	1,05	0,85
N-NO <sub>3</sub>	0,01	16,10	23,40	27,45	27,95
N-N <sub>org</sub>	18,40	3,32	2,86	1,52	1,38
N-N <sub>ki</sub>	46,55	14,82	7,31	3,37	2,83
N-N <sub>c</sub>	46,57	33,37	32,66	31,87	31,63
czas zatrzymania $t_z = 4,4$ [h] retention time $t_z = 4,4$ [h]					
N-NH <sub>4</sub>	30,95	13,45	11,85	8,35	7,85
N-NO <sub>2</sub>	0,01	5,00	5,05	4,35	4,05
N-NO <sub>3</sub>	0,02	10,85	13,30	17,60	18,76
N-N <sub>org</sub>	19,79	9,922	7,83	6,58	5,45
N-N <sub>ki</sub>	50,74	23,37	19,68	14,93	13,30
N-N <sub>c</sub>	50,77	39,22	38,03	36,88	36,11
czas zatrzymania $t_z = 2,2$ [h] retention time $t_z = 2,2$ [h]					
N-NH <sub>4</sub>	26,50	15,00	13,50	12,10	11,50
N-NO <sub>2</sub>	0,01	3,80	3,30	3,65	3,60
N-NO <sub>3</sub>	0,01	6,35	7,75	8,15	8,40
N-N <sub>org</sub>	18,96	12,02	11,08	10,52	10,47
N-N <sub>ki</sub>	45,46	27,02	24,58	22,62	21,97
N-N <sub>c</sub>	45,48	37,17	35,63	34,42	33,97

Średnie wartości stężeń różnych związków azotowych występujących w ściekach oczyszczonych - w zależności od czasu zatrzymania - przedstawiono na rysunku 2.

Wyniki badań przebiegu procesu utleniania związków azotowych na drodze przepływu ścieków przedstawiono w tabeli 1, natomiast na rysunku 3 pokazano ich interpretację graficzną dla czasu zatrzymania wynoszącego 8,8 h.

Analiza przebiegu procesów biochemicznych na drodze oczyszczania dla wszystkich przebadanych czasów zatrzymania ścieków, wykazała, że na pierwszym stopniu TZB zachodził największy ubytek azotu organicznego oraz azotu amonowego. Na przykład dla czasu zatrzymania  $t_z = 8,8$  h, przy obciążeniu powierzchni złoża ładunkiem zanieczyszczeń równym  $11,27 \text{ gBZT}_5/\text{m}^3 \cdot \text{d}$  wartości te wynosiły odpowiednio  $16,65 \text{ mgN-NH}_4/\text{dm}^3$  i  $13,20 \text{ mgN-N}_c/\text{dm}^3$ , co stanowi 59,15 % i 28,34 % w stosunku do zawartości w ściekach

surowych. Związane to było z intensywnym przebiegiem reakcji utleniania zanieczyszczeń organicznych. Równocześnie następował rozkład azotowych związków organicznych z wydzielaniem do ścieków azotu amonowego, który następnie był asymilowany przez biomasa intensywnie przyrastającą na pierwszym stopniu TZB.



Rys. 3. Zmiany zawartości związków azotowych na drodze przepływu ścieków dla czasu zatrzymania w komórce przepływowej  $t_z = 8,8$  [h]

Fig. 3. Changes in nitrogen compounds concentration for sewage flow over the for retention time in the flow chamber  $t_z = 8,8$  [h]

Na drugim i trzecim stopniu TZB zachodziły głównie procesy utleniania azotu amonowego i azotynowego do azotanów. Sprzyjały temu niższe niż pierwszego stopnia TZB obciążenia powierzchni ładunkiem związków organicznych, gdyż wynosiły one (dla czasu zatrzymania 8,8 h) odpowiednio  $0,42 \text{ gBZT}_5/\text{m}^2 \cdot \text{d}$  oraz  $0,36 \text{ gBZT}_5/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ .

Dopływające do II stopnia TZB ścieki zawierały niewielkie ilości azotu organicznego, ale stężenie azotu amonowego było nadal wysokie i wynosiło  $11,50 \text{ mgN-NH}_4/\text{dm}^3$ . Ze względu na korzystne warunki dla rozwoju bakterii nityfikacyjnych na II stopniu złoza zachodziły głównie procesy nityfikacji. Następowało dalsze utlenianie azotu amonowego, powodując obniżenie jego stężenia do wartości  $4,45 \text{ mgN-NH}_4/\text{dm}^3$  w ściekach po II stopniu TZB i wzrost stężenia azotanów do  $23,40 \text{ mgN-NO}_3/\text{dm}^3$ .

Na III stopniu TZB zachodziło dalsze utlenianie azotu amonowego. Jednak ze względu na jego niskie stężenie w ściekach dopływających szybkość procesu zmniejszyła się prawie trzykrotnie w stosunku do I stopnia TZB. Przyjmując, że miarą intensywności przebiegu nитryfikacji związków azotowych na kolejnych dwóch stopniach TZB jest przyrost azotanów w ściekach należy stwierdzić, że przy  $t_z = 8,8$  h na I stopniu TZB jej intensywność wynosiła 57,6 %, a na kolejnych stopniach wzrosła o dalsze 42,40 %.

## 5. WNIOSKI

Na podstawie przeprowadzonych badań własnych i studiów literaturowych sformułowano następujące wnioski:

1. Intensyfikacja procesów przemian związków azotowych zachodzących w zblokowanych oczyszczalniach z TZB zależy od wielkości parametrów technologicznych i warunków eksploatacyjnych.
2. Efekty procesu utleniania organicznych związków azotowych uzależnione były przede wszystkim od czasu zatrzymania ścieków w komorze przepływowej, a nитryfikacji także od obciążenia powierzchni TZB ładunkiem związków organicznych.
3. Na pierwszym stopniu TZB przebiegały głównie procesy biodegradacji i amonifikacji związków organicznych. Następne stopnie złoża uczestniczyły w dalszym utlenianiu związków azotu amonowego - nитryfikacji.
4. Intensyfikacja procesów przemian związków azotowych zachodzących w zblokowanych oczyszczalniach z TZB zależy od wielkości parametrów technologicznych i warunków eksploatacyjnych.
5. Intensyfikacja procesów przemian związków azotowych zachodzących w zblokowanych oczyszczalniach z TZB zależy od wielkości parametrów technologicznych i warunków eksploatacyjnych.
6. Efekty procesu utleniania organicznych związków azotowych uzależnione były przede wszystkim od czasu zatrzymania ścieków w komorze przepływowej, a nитryfikacji także od obciążenia powierzchni TZB ładunkiem związków organicznych.
7. Na pierwszym stopniu TZB przebiegały głównie procesy biodegradacji i amonifikacji związków organicznych. Następne stopnie złoża uczestniczyły w dalszym utlenianiu związków azotu amonowego - nитryfikacji.

## LITERATURA

- [1] Gasidło B., Mucharska A., 1983. Aktualny stan teorii i praktyki złożeń tarczowych. Materiały z II Sympozjum Naukowo-Szkoleniowego „Bioblok”. Wydawnictwo PZITS Poznań.
- [2] Praca zbiorowa pod redakcją Kowala A.L., 1990. Odnowa wody. Podstawy teoretyczne procesów. Wydawnictwo Politechniki Wrocławskiej.
- [3] Spagińska E., Tabernacki J., 1977. Złoże biologiczne zanurzone (tarczowe). Biuletyn Techniczny Centralnej Techniki Sanitarnej.

- [4] Totczyk G., 1996. Ocena efektywności technologicznej zblokowanych oczyszczalni ścieków z tarczowymi złożami biologicznymi. Praca doktorska, Białystok.
- [5] Totczyk G., 1997. Możliwości intensyfikacji efektywności technologicznej zblokowanych oczyszczalni ścieków z TZB. Materiały konferencyjne IX Konferencji Naukowo-Technicznej z cyklu „Problemy gospodarki wodno-ściekowej w regionach rolniczo-przemysłowych. Rajgród.

## NITROGEN COMPOUNDS OXIDISING ON ROTATING BIOLOGICAL CONTACTORS

### Summary

The present paper aimed at defining the effects of nitrogen compounds oxidising on the three-stage RBC and presenting their changes due to sewage treatment depending on the flow time in the flow-chamber.

Key words: sewage treatment, rotating biological contactor, nitrogen compounds oxidation

\*\*\*\*\*

Recenzent: prof. dr hab. inż. Marek Lebidowski  
Politechnika Łódzka



## ZBIORNIKI WODNE NA OBSZARZE BYDGOSZCZY

Marcin Gorączko

Katedra Inżynierii Sanitarnej i Wodnej,  
Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska ATR  
ul. Grodzka 18/20, 85-109 Bydgoszcz

Na podstawie analizy map topograficznych w skali 1:25 000 i 1:10 000 przeprowadzono wstępną inwentaryzację zbiorników wodnych w granicach administracyjnych Bydgoszczy. Na tym etapie skupiono się na określeniu ich ilości, rozmieszczenia, powierzchni ogólnej oraz genezy, a także charakteru połączenia z siecią hydrograficzną (podział zbiorników na przepływowe i bezodpływowe).

Słowa kluczowe: limnologia, hydrologia urbanistyczna, Bydgoszcz

### 1. WSTĘP

Mimo położenia na styku dwóch Pojezierzy: Pomorskiego i Wielkopolskiego, obszar zajęty przez Bydgoszcz (około 175 km<sup>2</sup>) stanowi wyjątkową „pustkę jeziorną”, nie tylko w skali lokalnej, ale także w obrębie całego obszaru młodo glacialnego. Bydgoszcz i okolice zostały wyróżnione między innymi przez Majdanowskiego [1], który wartość wskaźnika jeziorności<sup>1</sup> charakteryzującego ten teren zawarł w przedziale 0,0-0,1 % oraz Choińskiego [2], na którego mapie zróżnicowania jeziorności w obrębie polskich zlewni rejon Bydgoszczy przedstawiono jako obszar bezjeziorny. Do zbiorników położonych najbliżej miasta należą: Jezioro Jezuickie (w odległości 3 kilometrów na południe od miasta), Jezioro Jezuickie Małe (5 kilometrów na południowo-zachód) oraz Jezioro Borówno (położone 9 kilometrów w kierunku północnym) [3, 4]. Istnieją przynajmniej dwie przyczyny takiego stanu.

Zasadnicze elementy rzeźby obszaru Bydgoszczy tworzyły się w wyniku erozyjnej działalności spływających od północy wód proglacialnych i wód fluwialnych z południa w jednej z faz postojowych zlodowacenia wistuliańskiego [5, 6]. Erozja spowodowała znaczną redukcję utworów czwartorzędowych, miejscami nastąpiło ich całkowite usunięcie i ekshumacja osadów trzeciorzędowych. Zniszczeniu musiały więc ulec także ewentualne rynny polodowcowe i zagłębienia wytopiskowe. Efektem działalności erozji rzecznej tamtego okresu było powstanie rozległej formy dolinnej - Pradoliny Toruńsko-Eberswaldzkiej, w obrębie której położona jest przeważająca część miasta.

Za równie istotny należy uznać czynnik antropogeniczny. Mimo zaawansowanych prac regulacyjnych na Brdzie wykonywanych zwłaszcza pod koniec XIX wieku (posze-

---

<sup>1</sup> W<sub>j</sub> - stosunek powierzchni jezior do ogólnej powierzchni analizowanego obszaru

rzanie lub zwięzanie koryta rzecznego, ścinanie zakoli i rozwój infrastruktury portowej), oraz na podstawie współczesnego przebiegu rzeki nadal można stwierdzić, że w naturalnym stanie rzeka ta przejawiała tendencję do meandrowania. Niewątpliwie w przeszłości powszechnym elementem krajobrazu przyrzecznego były starorzecza. Fakt, iż żadne z nich nie zachowało się do chwili obecnej związany jest z koncentracją osadnictwa, a następnie urbanizacji właśnie w strefie bezpośrednio przylegającej do Brdy. Nieuregulowana rzeka o niestabilizowanych brzegach stanowiła przeszkodę dla dalszego rozwoju miasta.

Wobec powyższego wody limniczne na obszarze Bydgoszczy należy obecnie utożsamiać ze sztucznymi zbiornikami wodnymi, powstałymi w wyniku działalności człowieka - elementem najczęściej pomijanym w opracowaniach dotyczących środowiskowych aspektów zagospodarowania przestrzeni miejskiej Bydgoszczy.

## 2. CEL, ZAKRES I METODY PRACY

Opracowanie ma charakter wstępnej inwentaryzacji zbiorników wodnych we współczesnych granicach administracyjnych miasta Bydgoszczy. Skupiono się na określeniu ich ilości, rozmieszczenia i genezy oraz wyznaczeniu ich powierzchni ogólnej. Ponadto zasygnalizowano kwestię roli zbiorników wodnych w sieci hydrograficznej (podział na zbiorniki przepływowe i bezodpływowe).

Podstawą opracowania była przede wszystkim analiza najnowszych dostępnych w 1999 r. map topograficznych w skali 1:25 000 [1]<sup>2</sup>. Materiał wyjściowy w postaci zdjęcia topograficznego w skali 1:10 000 wykonano w latach 1973-77 (rys. 1). Tak więc, w niektórych miejscach mapy te mogą być obecnie już niezbyt aktualne.

Powierzchnie zbiorników określono na podstawie map topograficznych, przeważnie w skali 1:10 000 [2, 3]. W przypadku zbiorników o powierzchni większej niż 1 ha i o regularnych kształtach użyto map topograficznych w skali 1:25 000.

Przy określaniu genezy zbiorników pomocne okazały się między innymi niemieckie mapy topograficzne w skali 1:25 000 [4, 5], mapa geomorfologiczna w skali 1:50 000 [6], mapa geologiczno-inżynierska w skali 1:10 000 [7] oraz mapa geologiczna w skali 1:50 000 obejmujące obszar opracowania [8]. W wybranych przypadkach posłużono się podkładami geodezyjnymi [9]

## 3. ROZMIESZCZENIE ZBIORNIKÓW WODNYCH

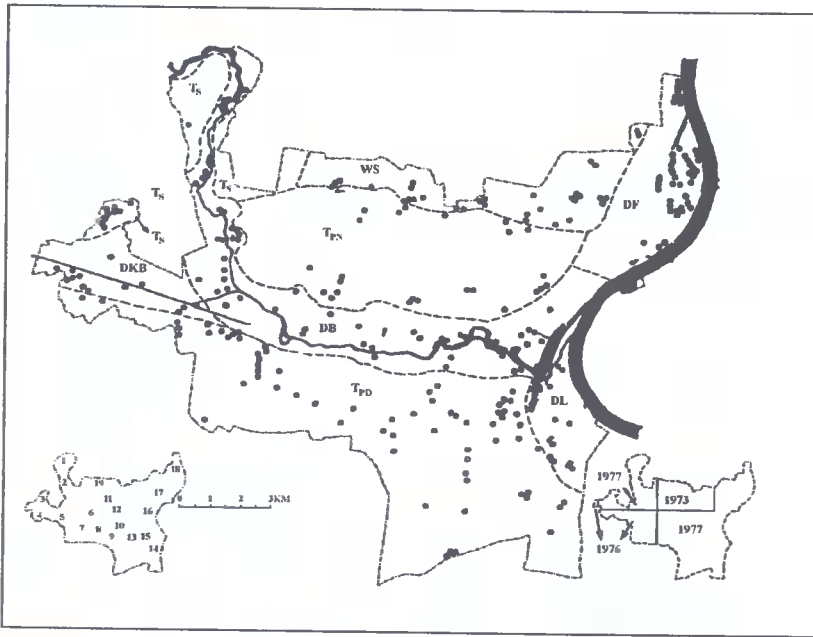
Pierwotnie Bydgoszcz rozwijała się w dolinie Brdy, w miejscu gdzie rzeka w swoim biegu, opuszczając obszar Pojezierza Pomorskiego, kieruje się na wschód ku Wiśle. Stopniowo jednak, w miarę postępu urbanizacji, obszar miejski wkraczał na obszary wyżej położone, przede wszystkim na powierzchnie teras pradolinnych. Współcześnie zauważa się tendencję rozwoju miasta w następujących kierunkach:

- północnym (w granicach miasta znalazła się krawędziowa strefa Wysoczyzny Świeckiej,
- północno-wschodnim (dzielnica Fordon),
- w górę biegu Brdy (dzielnice: Piaski, Smukała),

<sup>2</sup> kursywą i wytłuszczonym drukiem oznaczono źródła danych

- w kierunku zachodnim, wzdłuż Kanału Bydgoskiego (dzielnice: Miedzyń, Prądy i Osowa Góra).

Największa ilość zbiorników wodnych występuje na terasach pradolinnych położonych na południe od Brdy (rys. 1 - symbol  $T_{pd}$ ).



Rys. 1. Rozmieszczenie zbiorników wodnych na obszarze Bydgoszczy:

Jednostki fizyczno - geograficzne:  $T_{PD}$  - Terasy Pradolinne na południe od Brdy, DB - Dolina Brdy, DKB - Dolina Kanału Bydgoskiego, WS - Wysoczyzna Świecka, DL - Dolina Łęgnowska, DF - Dolina Fordońska,  $T_S$  - Terasa Sandrowa Brdy,  $T_{PN}$  - Terasy Pradolinne na północ od Brdy;

Dzielnice: 1 - Smukała, 2 - Piaski, 3 - Osowa Góra, 4 - Prądy, 5 - Miedzyń, 6 - Stare Miasto, 7 - Błonie, 8 - Szwederowo, 9 - Glinki, 10 - Wyżyny, 11 - Bielawy, 12 - Bartodzieje, 13 - Kapuściska, 14 - Łęgnowo, 15 - Czersko Polskie, 16 - Brdujście, 17 - Fordon, 18 - Mariampol, 19 - Myślęcinek

Fig. 1. Wasserreservoirs in der Stadt Bydgoszcz:

Geografische Regionen:  $T_{PD}$  - Terrassen von Urstromtal in Sud Brda-Fluss Tal, DB - Brda Tal, DKB - Tal von Bydgoski Kanal, WS - Świecie Flachmorane, DL - Łęgnowo Tal, DF - Fordon Tal,  $T_S$  - Sander Terasse von Brda-Fluss,  $T_{PN}$  - Terrassen von Urstromtal in Nord Brda-Fluss Tal;

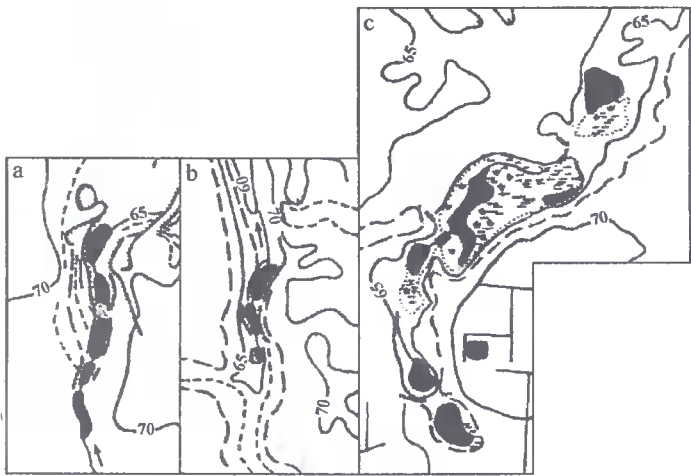
Stadtteilen: 1 - Smukała, 2 - Piaski, 3 - Osowa Góra, 4 - Prądy, 5 - Miedzyń, 6 - Stare Miasto, 7 - Błonie, 8 - Szwederowo, 9 - Glinki, 10 - Wyżyny, 11 - Bielawy, 12 - Bartodzieje, 13 - Kapuściska, 14 - Łęgnowo, 15 - Czersko Polskie, 16 - Brdujście, 17 - Fordon, 18 - Mariampol, 19 - Myślęcinek

Mimo niekorzystnych warunków gruntowych (piaski i piaski wydymowe) zinventaryzowano tutaj 67 zbiorników. Duże ich zagęszczenie zaznacza się zwłaszcza w rejonie Zakładów Chemicznych „Zachem”. Są to najczęściej zbiorniki sztuczne, magazynujące wodę do celów przeciwpożarowych, produkcyjnych lub stanowiące jedno z ogniw w procesie oczyszczania ścieków. Zbiornikiem o największej powierzchni położonym na terasach był staw pozostały po eksploatacji gliny zwalowej (1,50 ha), położony w dzielnicy

cy Glinki przy ul. Kujawskiej. Z materiałów Wydziału Gospodarki Nieruchomościami i Geodezji UM w Bydgoszczy wynika, że powierzchnia tego zbiornika w ostatnich latach znacznie się zmniejszyła i w styczniu 1999 roku wynosiła 0,56 ha [9].

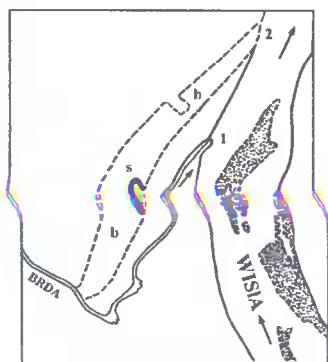
Do charakterystycznych obiektów należą zespoły stawów zlokalizowane w strefie krawędzowej terasy pradolinnej przechodzącej ku Brdzie w stok o stosunkowo dużym nachyleniu (rys. 2). Stawy te najczęściej związane są z przegrodzeniem cieków i ich spiętrzeniem. Można tu wyróżnić przede wszystkim „Dolinę Pięciu Stawów” biegnącą wzdłuż ul. Stromej oraz zespół 6 stawów w zaawansowanym stadium zarastania w Czersku Polskim. Inne zbiorniki, zwłaszcza bliżej Śródmieścia pokrywają się ze strefami płytkiego występowania iłłów, co wiąże ich genezę z eksploatacją tego surowca.

W Dolinie Brdy latach 1976-77 występowało 59 zbiorników wodnych. Przede wszystkim znajduje się tutaj największy zbiornik w Bydgoszczy - zbiornik zaporowy Smukała. Wybudowany w latach międzywojennych, stanowi jeden z elementów Kaskady Brdy [7].



Rys. 2. Stawy w dolinkach erozyjnych w obrębie terasy pradolinnej na południe od Brdy: a - „Dolina Pięciu Stawów”, b - Stawy na Miedzyńiu, c - Stawy w Czersku Polskim  
 Fig. 2. Teichen in Terrassenhang von Urstromtal in Sud Brda-Fluss: a - „Funf Teichen Tal” b - Teich in Miedzyń, c - Teich in Czersk Polski

Obszar Doliny Brdy, to strefa płytkiego zalegania iłłów. Stwierdzono tutaj występowanie 5 średniej wielkości stawów poeksploatacyjnych, z których największy jest „Balaton” położony na osiedlu Bartodzieje, w rejonie ulic Cegielnianej i Ceramicznej. Jego powierzchnia wynosi ponad 2 ha. Eksploatacja iłłów w tym wyrobisku zakończyła się na początku lat 60. w wyniku wyeksploatowania zasobów. W latach 70. gdy Bartodzieje przekształcono w osiedle mieszkaniowe, staw już jako „Balaton” zaadaptowano do celów rekreacyjnych. Powstało kąpielisko, a zbocza wyrobiska obsadzono krzewami. Brak korzystnych warunków do wymiany wody, mimo obfitego zasilania podziemnego, spowodował jednak szybkie zanieczyszczenie zbiornika i obecnie jedynymi działaniami podejmowanymi na tym akwenie są sporadyczne akcje zarybiania oraz pielęgnacja roślinności nadbrzeżnej i przybrzeżnej.



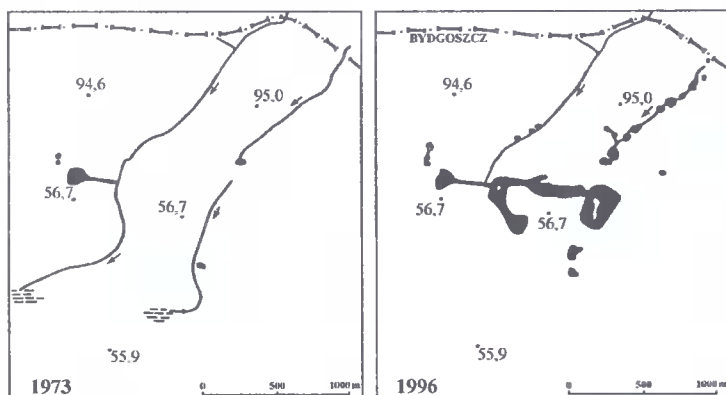
Rys. 3. Dawne starorzecze w okolicach Brdyujścia:  
1 - dawne główne ujście Brdy, 2 - współczesne główne ujście Brdy, b - baseny portowe, s - starorzecze

Fig. 3. Die Ehemalige Altwasser nahe bei Brdyujście:  
1 - Die ehemalige Brda Mündung, 2 - Die aktuelle Brda Mündung; b - Hafenbecken, s - Die Altwasser

Z analizy niemieckich map [4, 10] z ubiegłego wieku wynika, że jedno z ostatnich starorzeczy na obszarze zawartym we współczesnych granicach administracyjnych miasta znajdowało się 0,75 km od ujścia Brdy na jej lewym brzegu. W 1876 roku jego powierzchnia wynosiła około 1,1 ha. Zostało ono zlikwidowane w wyniku lokalizacji basenów portowych na Brdzie, przekształcających całą strefę jej ujścia (rys. 3).

Dolina Kanału Bydgoskiego obejmuje dno Pradoliny Toruńsko-Eberswaldzkiej. O ile na zachód od granic miasta występuje szereg zbiorników o znacznych powierzchniach (np. Staw Kardynalski koło Ślesina), dokumentujących eksploatację torfów, to na terenie Bydgoszczy znajduje się jedynie fragment jednego stawu potorfowego w dzielnicy Prądy o powierzchni około 1,2 ha. Łącznie zinwentaryzowano tutaj 12 zbiorników, głównie sztucznych na terenach zakładów przemysłowych, ale także jeden spiętrzony na cieku Flis.

Jak już wspomniano, miasto w swoim rozwoju w kierunku północnym wkroczyło na obszar Wysoczyzny Świeckiej, obejmując jej krawędziową strefę. Na podstawie map topograficznych w skali 1:25 000 z lat 1973-77 zinwentaryzowano tutaj 33 zbiorniki wodne. Najczęściej były to akwenty powstałe na skutek spiętrzenia cieków spływających z wysoczyzny. W późniejszych latach liczba zbiorników zdecydowanie wzrosła w związku z lokalizacją w rejonie Myślęcinka Leśnego Parku Kultury i Wypoczynku (LPKiW) co przedstawia rysunek 4.



Rys. 4. Stawy w Myślęcinku (1973, 1996)

Fig. 4. Teichen in Myślęcinek (1973, 1996)

O ile przed lokalizacją Parku liczba zbiorników na tym terenie wynosiła 5 obiektów, to ilość ich zwiększono do ponad 20 - głównie poprzez dalsze spiętrzanie cieków. Na terenie LPKiW znajduje się obecnie 14-hektarowy zespół stawów. Największy z nich - Jezioro Myślęcinińskie o powierzchni 10,2 ha - położony jest już na terasie pradolinnej u podnóża zbrocza. Jest to zbiornik o sztucznym polietylenowym dnie [8]. W przyszłości, w związku z realizacją projektu utworzenia w tym miejscu parku wodnego należy się liczyć ze znaczącym zwiększeniem powierzchni wodnej.

W obrębie miasta znajduje się stosunkowo niewielki fragment zmeliorowanej Doliny Łęgnowskiej. Co prawda na jej terenie zinwentaryzowano tylko 11 zbiorników, ale są to obiekty o stosunkowo dużych powierzchniach - zwłaszcza Centralny Zbiornik Uśredniający (tab. 1).

Tabela 1. Zestawienie zbiorników wodnych na obszarze Bydgoszczy o powierzchni > 1 ha  
Tabelle 1. Wasserreservoirs in Bydgoszcz mit Fläche 1 ha

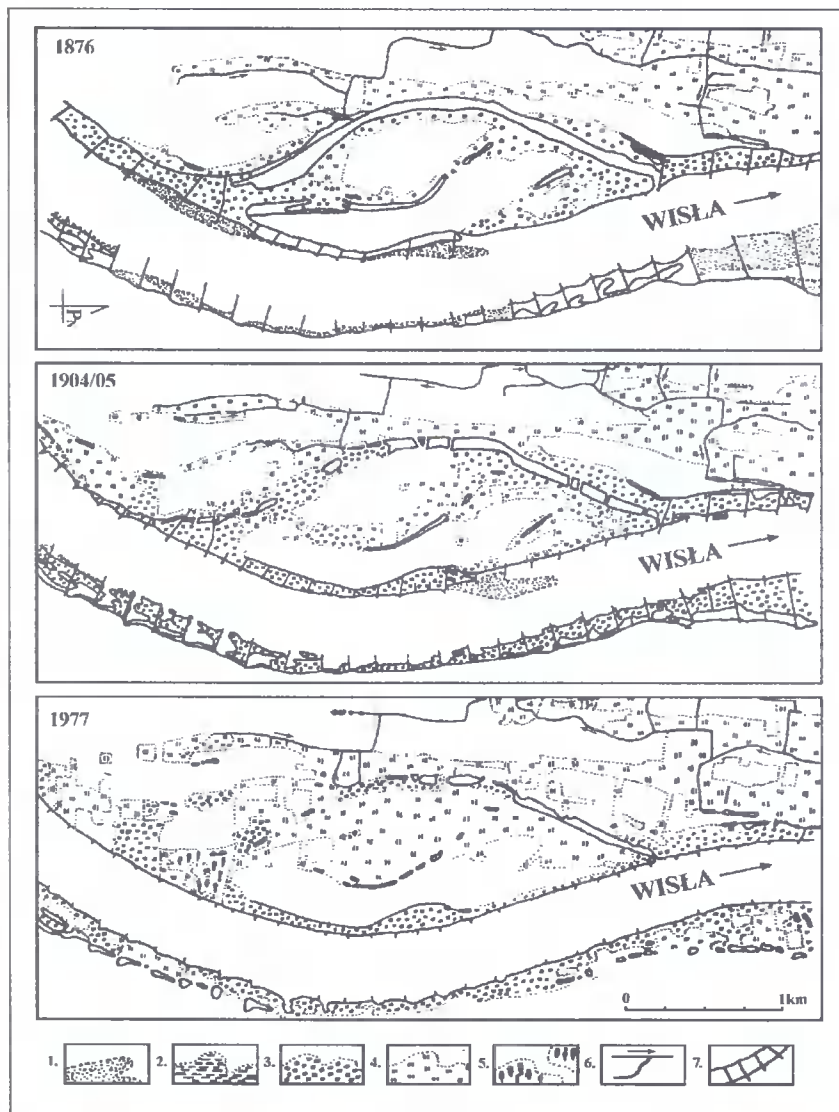
Lp. No.	Zbiornik, lokalizacja Wasserreservoir, lokalization	Powierzchnia Wasserfläche	Geneza Geneze	Użytkowanie Bestimmung
1	Zbiornik Smukała Stausee Smukała	43,4*	Zaporowy Stauung	Re
2	Centralny Zbiornik Uśredniający Central Bettungs Stausse	6,75	Basen retencyjny Künstlich	O
3	Jezioro Płatnowskie Teich in Płatnów	3,25	Wyrobiskowy Rohrstoffförderung	R. S
4	Staw przy ul. Nad Wisłą Teich - Nad Wisłą Str.	2,44	Wyrobiskowy Rohrstoffförderung	N
5	Staw „Balaton” na Bartodziejach Teich „Balaton” in Bartodzieje	2,29	Wyrobiskowy Rohrstoffförderung	S
6	I Zbiornik wodny w „Zachemie” I Wasserbecken in „Zachem”	1,83	Basen retencyjny Künstlich	R
7	I Zbiornik przy ul. Łęgnowskiej I Wasserbecken Łęgnowska Str.	1,63	Basen retencyjny Künstlich	R
8	Staw w Myślęcinku Teich in Myślęcinek	1,53	Zaporowy Stauung	S
9	Staw przy ul. Kujawskiej Teich - Kujawska Str.	1,50	Wyrobiskowy Rohrstoffförderung	R
10	II Zbiornik wodny w „Zachemie” II Wasserbecken in „Zachem”	1,36	Basen retencyjny Künstlich	R
11	Staw przy ul. Nadrzecznej Teich - Nadrzeczna Str.	1,32	Wyrobiskowy Rohrstoffförderung	N
12	Staw na wschód od Fordonu Teich in west Fordon	1,10	Przykorytowy Altwasser	N
13	Staw w dzielnicy Prądy Teich in Prądy	1,04*	Wyrobiskowy Rohrstoffförderung	H
14	II Zbiornik przy ul. Łęgnowskiej II Wasserbecken - Łęgnowska Str.	1,01	Basen retencyjny Künstlich	R

H - staw hodowlany, R - zbiornik retencyjny, Re - zbiornik retencyjny do celów energetycznych, S - zbiornik sportowo - rekreacyjny, O - oczyszczanie ścieków, N - nieużytek, \*w granicach administracyjnych miasta

H - Fishenteich, R - Speicherbecken, Re - Wasserkraftwerk, S - Freibad, O - Abwasserreinigung, N - Ödland, \*in Stadtgrenzen



Obszarem o największym zagęszczeniu zbiorników wodnych w Bydgoszczy jest Dolina Fordońska, a właściwie będąca jej częścią Równina Strzelecka. Obejmuje ona okresowo zalewane terasy Wisły. Mimo stosunkowo niewielkiej powierzchni (16 km<sup>2</sup>) zinwentaryzowano tutaj 45 zbiorników wodnych. Ich geneza związana jest z prowadzonymi w tym rejonie pracami regulacyjnymi na Wiśle (rys. 5).



Rys. 5. Zmiany hydrograficzne w obrębie dawnej kępy wiślanej w Fordonie:

1 - odsypy piaszczyste, 2 - mokradło, 3 - zarośla, 4 - łąka, 5 - las liściasty, 6 - rów odwadniający, 7 - ostrogi

Fig. 5. Hydrografische Veränderungen von alte Flussinsel in Fordon:

1 - Sandbanken, 2 - Moor, 3 - Gebüsch, 4 - Wiese, 5 - Laubwald, 6 - Entwässerungsgraben, 7 - Bühnenköpfen



Pierwotnie obszar ten stanowił zespół kęp wiślanych [11]. Regulacja Wisły prowadzona od II połowy XIX wieku powodowała systematyczne zwężanie koryta rzeczno, a tym samym przyłączanie kęp do strefy brzegowej. Mapa topograficzna w skali 1:25 000 z lat 70. ubiegłego wieku (1876 ?) przedstawia zespół kęp oddzielony od brzegu długą rozwidlającą się zatoką rzeczno. W późniejszym okresie w miarę przyrostu strefy brzegowej wymuszonej funkcjonowaniem ostróg [9] oraz lokalizacji szeregu dróg na groblach zatoka ta ulegała wypłyceciu i podziałowi na szereg przepływowych odcinków. W latach 1876-1904 ilość zbiorników wzrosła z 12 do 37. Na podstawie analizy mapy topograficznej w skali 1:25 000, dokumentującej stan z 1977 roku, stwierdzono ponowne wydłużenie zatoki rzeczno na skutek usunięcia części grobli. Jej długość jednak była i tak mniejsza o 60 % w stosunku do sytuacji z drugiej połowy XIX wieku. Szereg zbiorników występujących tutaj w latach 1904-1905 zanikło (nawiązują do nich obszary zabagnione), inne zmniejszyły swoje powierzchnie. Utworzono kilka zbiorników przepływowych na trasie rowów melioracyjnych.

Uogólniając można stwierdzić, że ostatnie stulecie to okres systematycznego przekształcania w łód tego fragmentu koryta Wisły.

Do obszaru Doliny Fordońskiej zaliczono także trzy stawy powstałe w wyniku prac regulacyjnych na prawym brzegu Wisły oraz zbiornik wyrobiskowy na terenie cegielni w Fordonie przy ul. Nad Wisłą.

Wśród obszarów charakteryzujących się małą ilością zbiorników wodnych można wyróżnić terasy sandrowe Brdy z 12. zbiornikami, małymi i najczęściej okresowymi, występującymi w miejscu dawnej eksploatacji kruszywa na Osowej Górze [10].

Przede wszystkim jednak określenie „obszar charakteryzujący się małą ilością zbiorników wodnych” jest najbardziej właściwe w przypadku teras pradolinnych położonych na północ od Brdy. Jest to zalesiony obszar piaszczysty, miejscami zwydmiony, zatem o niekorzystnych warunkach gruntowych dla retencji wody. Pierwotnie w piaskach terasy kończyły bieg ciekii spływające na południe z Wysoczyzny Świeckiej. Pomimo znacznej powierzchni tego obszaru (około 54 km<sup>2</sup>) w latach 70. XX wieku występowało tutaj jedynie 25 zbiorników wodnych. Ponadto były one położone na obrzeżach tej jednostki morfologicznej. W jej południowej części, w strefie kontaktowej z Doliną Brdy, występowały stawy wyrobiskowe związane z eksploatacją iłó. Na północy były to zbiorniki zlokalizowane, podobnie jak wspomniane Jeziorko Myślęcińskie, u podnóża Wysoczyzny Świeckiej. Wyjątek stanowiły istniejące w latach 80-tych stawy w piaskowni na północ od Bielaw oraz dwa najprawdopodobniej powyrobiskowe zagłębienia śródleśne, funkcjonujące jedynie w latach mokrych.

#### 4. GENEZA I CHARAKTER POŁĄCZEŃ Z SIECIĄ HYDROGRAFICZNĄ

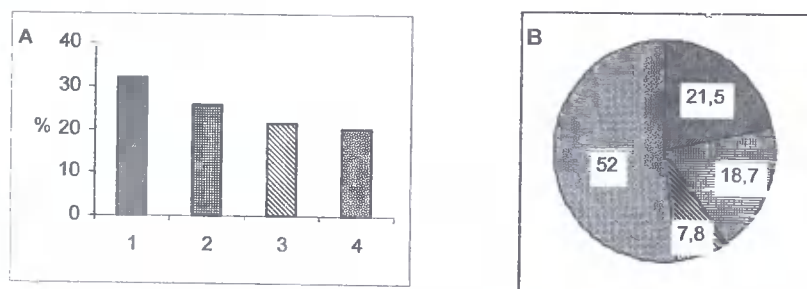
Genetycznie zbiorniki występujące na obszarze Bydgoszczy podzielono na cztery zasadnicze grupy:

- a) wyrobiskowe (poeksploatacyjne) - reprezentowane są przez grupę 85 zbiorników. Znajdują się one najczęściej w dawnych kopalniach iłó a także w zagłębieniach powstałych na skutek eksploatacji gliny zwalowej, kruszywa, piasku, żwiru i torfu,

- b) baseny retencyjne (o sztucznym dnie) - reprezentowane przez 68 zbiorników. Najczęściej są one związane ze strefami przemysłowym jako np. zbiorniki do celów produkcyjnych, oczyszczania wody, przeciwpożarowych, baseny itd.,
- c) przykorytowe - do tej kategorii zaliczono 57 zbiorników. Występują one w zasięgu dawnych koryt rzecznych, odcięte na skutek prac regulacyjnych, także fragmenty dawnych portów rzecznych odgradzonych gołbami,
- d) zaporowe - wyróżniono 54 zbiorników. Powstały one na skutek przegrodzenia i spiętrzenia najczęściej niewielkich cieków.

Istotnym zagadnieniem jest charakter połączeń zbiorników wodnych z innymi elementami sieci wodnej. Przeważają zbiorniki bezodpływowe - 171 obiektów, nad przepływowymi - 93 obiekty (do tej kategorii zaliczono także zbiorniki odpływowe).

Podział ten ma jedynie charakter orientacyjny, ponieważ nie uwzględnia kontaktu z wodami podziemnymi, a zwłaszcza połączeń zbiorników z siecią kanalizacyjną deszczową i jako taki zapewne wymagać może uzupełnienia.



Rys.6. Typy genetyczne zbiorników wodnych na obszarze Bydgoszczy A oraz ich udział w powierzchni ogólnej B: 1 - wyrobiskowe, 2 - sztuczne, 3 - przykorytowe, 4 - zaporowe

Fig.6. Genese von Wasserreservoiren A und Teilung in Gesamte Oberfläche B: 1 - Rohrstoffförderung, 2 - Künstlich, 3 - Altwasser, 4 - Stauung

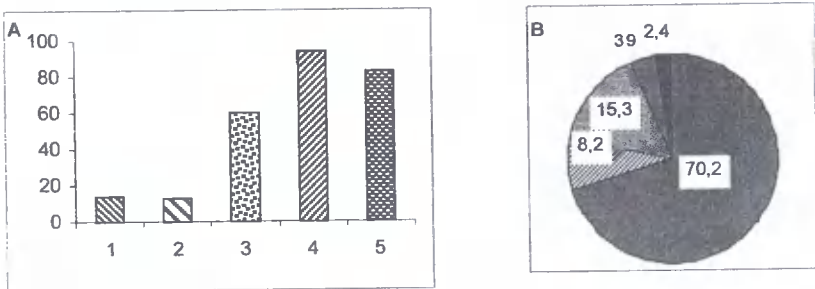
## 5. CHARAKTERYSTYKA ILOŚCIOWA I POWIERZCHNIOWA

Na podstawie analizy map topograficznych w skali 1:25 000 z lat 1973-77 stwierdzono, że na obszarze miasta w tym okresie występowały 264 zbiorniki wodne. Ich całkowita powierzchnia wynosiła 100,41 ha (czyli 0,57 % powierzchni miasta w obecnych granicach administracyjnych). Powierzchnia ta może być porównywana z obszarem Bydgoszczy (Stare Miasto wraz z przedmieściami) w 1800 roku, gdy obejmował on około 175 ha, przy zaludnieniu 4691 mieszkańców [11].

W strukturze ilościowej zaznacza się wyraźna dominacja zbiorników bardzo małych. Zbiorniki o powierzchni mniejszej niż 0,1 ha stanowią 67 % ogólnej liczby obiektów. Z drugiej strony udział tej grupy w powierzchni całkowitej zajętej przez zbiorniki wodne wynosi tylko 6,3 % (rys. 7).

Na obszarze Bydgoszczy występowało 14 zbiorników wodnych o powierzchni większej niż 1 ha (tab. 1), co stanowi niewiele ponad 5 % ogólnej liczby zbiorników. Natomiast ich udział w powierzchni wodnej wynosił aż 70,2 %.

Obecnie podstawowym źródłem aktualnych danych o powierzchni zajętej przez zbiorniki wodne w Bydgoszczy są coroczne sprawozdania opracowywane przez Wydział Gospodarki Nieruchomościami i Geodezji Urzędu Miejskiego w Bydgoszczy [9].



Rys. 7. Zestawienie zbiorników wodnych pod względem wielkości A i udziału w powierzchni ogólnej B: 1 -  $\geq 1$  ha, 2 - 0,99 - 0,50 ha, 3 - 0,49 - 0,1 ha, 4 - 0,09-0,05 ha, 5 -  $< 0,05$  ha

Fig. 7. Oberfläche von wasser reservoiren A und Teilung in Gesamtme Oberfläche B: 1 -  $\geq 1$  ha, 2 - 0,99 - 0,50 ha, 3 - 0,49 - 0,1 ha, 4 - 0,09-0,05 ha, 5 -  $< 0,05$  ha

Końcowe zestawienia nie są jednak w pełni porównywalne z wynikami analizy treści map topograficznych ze względu na specyfikę kwalifikacji działek do poszczególnych kategorii użytkowania. Na przykład w styczniu 1999 roku, powierzchnię zajęłą przez kategorię „wody stojące” określono na 26 ha. Tak niska wartość jest głównie efektem zaliczenia zbiornika zaporowego Smukała na Brdzie do wód płynących, pominięcia sztucznych zbiorników wodnych oraz tych obiektów, które kwalifikator uznał za okresowe lub zarastające. Niewątpliwie jednak materiał ten ma podstawowe znaczenie w przypadku analizy powierzchni dla wybranych zbiorników.

## 6. WNIOSKI

Opracowanie ma charakter wstępnej inwentaryzacji zbiorników wodnych na obszarze Bydgoszczy. Jego celem było ilościowe i przestrzenne oszacowanie zjawiska, głównie w oparciu o źródła kartograficzne dokumentujące sytuację z lat 70. XX wieku.

Na podstawie dotychczasowych ustaleń można stwierdzić, że w latach 1973-77 powierzchnia zajmowana przez zbiorniki wodne (stawy, sadzawki, osadniki, retencyjne zbiorniki przemysłowe, baseny odkryte itd.) wynosiła około 0,57 % powierzchni miasta. Najliczniej reprezentowane były zbiorniki małe ( $< 0,5$  ha). Powierzchniowo przeważały zbiorniki o powierzchni większej niż 1 ha, w tym zwłaszcza zaporowy zbiornik Smukała. Zbiorniki wodne (264 obiekty) na obszarze miasta Bydgoszczy, to antropogeniczne najczęściej bezodpływowe (171) zbiorniki wyrobiskowe (85) po eksploatacji łąk, kruszywa, piasku, żwiru i torfu, albo baseny retencyjne (68), głównie w strefach przemysłowych.

W rozmieszczeniu przestrzennym zbiorników wodnych zaznacza się dość wyraźna rejonizacja. Obszarami o największym zagęszczeniu jest: rejon dawnej kępy wiślanej w Dolinie Fordońskiej, południowa terasa pradolinna na południe od Brdy, a zwłaszcza strefa przemysłowa w południowo-wschodniej części miasta, Dolina Brdy na całej dłu-

gości oraz obszar Leśnego Parku Kultury i Wypoczynku w Myślicinku. Obszarem o najmniejszej retencji powierzchniowej wody jest terasa pradolinna na północ od Brdy.

Dalsze badania będą kontynuowane w dwóch zasadniczych kierunkach:

1. Analiza zmienności występowania zbiorników wodnych w okresie obejmującym przynajmniej ostatnie 150 lat na podstawie pruskich, niemieckich i polskich źródeł kartograficznych.
2. Przeprowadzenie pełnej i aktualnej inwentaryzacji zbiorników wodnych na obszarze Bydgoszczy z uwzględnieniem takich aspektów jak: określenie zdolności retencyjnych (batymetria, charakter zasilania i okres wymiany wody), podatności na degradację oraz roli w gospodarce wodnej miasta.

## LITERATURA

- [1] Majdanowski S., 1954. Jeziora Polski. Przegł. Geogr., T. XXVI, z. 2, Warszawa, 17-50.
- [2] Choiński A., 1995. Zarys limnologii fizycznej Polski. Wyd. Nauk. UAM Poznań.
- [3] Choiński A., 1991. Katalog jezior Polski. Cz. I, Pojezierze Pomorskie. Wyd. Nauk. UAM Poznań.
- [4] Choiński A., 1995. Katalog jezior Polski. Cz. III, Pojezierze Wielkopolsko-Kujawskie i jeziora na południe od linii zasięgu zlodowacenia bałtyckiego. Wyd. Nauk. UAM Poznań.
- [5] Galon R., 1968. Nowe fakty i zagadnienia dotyczące genezy pradoliny Noteci-Warty i dolin z nią związanych. Przegł. Geogr., T. XL, z. 4, Warszawa, 791-810.
- [6] Kozłowski I, Kozłowska M., 1992. Objasnienia do szczegółowej mapy geologicznej Polski 1:50 000. Ark. Bydgoszcz-Wschód (319). PIG Warszawa.
- [7] Pietrucień Cz., 1967. Stosunki hydrograficzne w rejonie Zalewu Koronowskiego. Zesz. Nauk. Mat-Przyr., z. 14a, UMK Toruń.
- [8] Dysarz R., Wiśniewski H., 1996. Przyrodnicze i edukacyjne walory Leśnego Parku Kultury i Wypoczynku. WSP Bydgoszcz.
- [9] Babiński Z., 1992. Współczesne procesy korytowe Dolnej Wisły. IGiPZ PAN, Prace Geograficzne, 157, Wrocław-Warszawa-Kraków.
- [10] Dysarz R., 1996. Położenie miasta na tle regionów fizyczno-geograficznych. [W:] Środowisko przyrodnicze Bydgoszczy. TANAN Bydgoszcz, 11-37.
- [11] Umiński J., 1996. Bydgoszcz i okolice. Przewodnik. Sport i Turystyka Warszawa.

## ŹRÓDŁA DANYCH

- [1] Mapa topograficzna Polski 1:25 000, Ark. Bydgoszcz Miasto, Bydgoszcz, Osielko i Smukała Dolna, Główny Geodeta Kraju. Warszawa, 1991
- [2] Mapa topograficzna Polski 1:10 000, Ark. Bydgoszcz, Bydgoszcz Stare Miasto, Warszawa, 1978.

- [3] Mapa topograficzna Polski 1:10 000, Ark. Bydgoszcz-Emilianowo, Warszawa, 1987.
- [4] Karte des Deutschen Reiches 1:25 000, Ark. Bromberg, Berlin (ok. 1876?), Bibl. IG UMK.
- [5] Karte des Deutschen Reiches 1:25 000, Ark. Bromberg, Berlin 1909, Arch. Państw. w Bydgoszczy.
- [6] Churski Z., 1968. Mapa geomorfologiczna 1:50 000. Ark. Bydgoszcz-Wschód, IG PAN Warszawa.
- [7] Grzebalski Z., Bronikowski J., 1974. Mapa geologiczno-inżynierska miasta Bydgoszczy. 1:10 000, Urząd Woj. Bydgoszcz.
- [8] Kozłowski I., Kozłowska M., 1992. Szczegółowa mapa geologiczna Polski 1:50 000, Ark. Bydgoszcz-Wschód (319), PIG Warszawa.
- [9] Materiały z Wydz. Gosp. Nier. i Geod. UM w Bydgoszczy
- [10] Situations Plan der unter Brahe 1:25 000, Bromberg 1879, WiMBP w Bydgoszczy.
- [11] Czacharowski A., (red.), 1997. Bydgoszcz. Atlas historycznych miast polskich. T. II, z. 1, UMK Toruń.

## WASSERRESERVOIRS IN BYDGOSZCZ

### Zusammenfassung

Auf dem Stadtraum von der Stadt Bydgoszcz, etwa 175 km<sup>2</sup>, findet man keine Seen, obwohl die Stadt inmitten von Seenplatten liegt. Nach Majdański (1954) und Choiński (1998) der Anteil unter Wasser bleibt nur 0-0.1 % der Gesamtfläche.

Die existierende Wasserretention hängt mit den von Menschen geschaffenen Reservoirs zusammen. Nach eine Bestandsaufnahme, das anhand von topografischen Karten 1:25 000 entstand, dass sich in 1973-77 auf dem Gebiet der Stadt 264 verschiedene Art. Von Wasserreservoirs (Wasserbecken, Teiche, Setzteiche) befanden. Ihre Fläche betrug 100.41 ha, d.h. 0.57 % der gesamte Stadtfläche. Es waren hauptsächlich Wasserbecken, die infolge der Rohrstoffforderung (Tonforderung) entstanden sind. Feuerwasserbecken, Speicherbecken, Altwasser, das infolge der hydrotechnischen Arbeiten auf der Wisła Fluss entstanden sind sowie Staubecken als Folge der Flusskorrektur.

Diese Wasserreservoirformen bilden die Hauptwasserfläche des Stadtgebiets und die Rolle dieser Aquens in der Wasserwirtschaft der Stadt Bydgoszcz kann sein zu bestimmen.

Schlüsselwörter: Limnologie, Urban Hydrologie, Bydgoszcz

\*\*\*\*\*

Recenzent: prof. dr hab. Adam Choiński  
Uniwersytet Adama Mickiewicza w Poznaniu



## ROLA SIECI TRANSPORTOWEJ W KSZTAŁTOWANIU SPŁYWU POWIERZCHNIOWEGO NA WYBRANYCH OBSZARACH NIZINNYCH

Marcin Gorączko

Katedra Inżynierii Sanitarnej i Wodnej  
Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska ATR  
ul. Grodzka 18/20, 85-109 Bydgoszcz

Podstawą pracy są wyniki obserwacji spływów powierzchniowych prowadzone w okresie od października 1998 roku do marca 1999 roku na dwóch obszarach badawczych we wschodniej części dorzecza Odry. Wskazują one na co najmniej epizodyczne funkcjonowanie w obrębie zlewni nizinnych sztucznych systemów odpływu powierzchniowego, których podstawowymi elementami są powierzchnie dróg kołowych i torowisk kolejowych, a także towarzyszące im często przydrożne urządzenia odwadniające.

Słowa kluczowe: spływ powierzchniowy, odwodnienie budowli komunikacyjnych, hydrologia urbanistyczna

### 1. WSTĘP

Gdyby przyjąć przeciętną szerokość współczesnej drogi o twardej nawierzchni i torowiska jako 10 m, to wszystkie szlaki komunikacyjne obejmą obszar 2682 km<sup>2</sup>, czyli około 0,85 % powierzchni kraju. Wartość ta pozornie niewielka, faktycznie oznacza, że obszar równy łącznej powierzchni miast Warszawy, Krakowa, Szczecina, Łodzi, Wrocławia, Gdańska, Poznania, Bydgoszczy, Katowic i Torunia, przeznaczono na lokalizację obiektów, których jedynym zadaniem jest umożliwienie połączenia pomiędzy poszczególnymi punktami w terenie. Ponadto udział obszarów zajętych przez szlaki komunikacyjne w powierzchni kraju znacznie wzrośnie gdy weźmie się pod uwagę także drogi gruntowe, których całkowita długość wielokrotnie przekracza długość dróg bitych. Należy także pamiętać, że prędzej czy później pojawią się nowe elementy sieci komunikacyjnej - autostrady i drogi ekspresowe - obiekty o szerokości samych jezdni ponad 30 metrów.

Wydaje się jednak, iż większe znaczenie niż zajęcie przez obiekty komunikacyjne nawet znacznej powierzchni ma fakt, że drogi jako liniowe obiekty antroposfery tworzą na powierzchni terenu charakterystyczną sieć. Dzieli ona powierzchnię terenu (zlewnię) na szereg izolowanych poligonów. Nasuwa się więc pytanie: Czy sieć transportowo-komunikacyjna nie znajduje się w konflikcie z przebiegiem procesów hydrologicznych, a w szczególności ze spływem odbywającym się po powierzchni zlewni?

Problem wpływu sieci transportowej na kształtowanie spływu powierzchniowego był w literaturze dotychczas jedynie sygnalizowany. Za wstępnie rozpoznaną można uznać rolę dróg polnych w intensyfikacji spływu powierzchniowego na obszarach wyżynnych i podgórskich [1, 3, 4, 7, 8, 9, 10].

W przypadku obszarów nizinnych (91 % powierzchni Polski) brak nawet takich opracowań.

## 2. CEL, ZAKRES I METODY PRACY

Podstawowym elementem składowym sieci transportowej jest droga, rozumiana jako wydzielony pas łączący poszczególne punkty terenu, przystosowany do komunikacji. Pojęcie drogi może być tożsame z pojęciem budowli komunikacyjnej gdy w celu uzyskania możliwie korzystnych warunków do komunikacji dochodzi do wymiany gruntu, albo pokrycia trasy materiałem nieprzepuszczalnym.

Z drugiej strony droga może powstać w pewnym sensie w sposób pierwotny - poprzez sam fakt częstego przemieszczania się ludzi, zwierząt, pojazdów (chodzenia, jeżdżenia) po tej samej trasie, co prowadzi do wyraźnego wyodrębnienia w krajobrazie strefy komunikacyjnej, charakteryzującej się brakiem roślinności i mechanicznym zagęszczeniem miejscowego gruntu. Wychodząc z powyższego założenia drogą można nazwać zarówno wielopasmową autostradę, szlak kolejowy, ale także pospolitą ścieżkę.

Podstawą wyznaczenia obiektu badań było spełnianie przez obiekty jednej określonej funkcji - komunikacji.

Badania [5], których celem było określenie roli sieci transportowej w kształtowaniu spływu powierzchniowego na obszarach nizinnych, prowadzono dwuetapowo.

W pierwszym etapie przeprowadzono analizę dostępnych materiałów kartograficznych, przede wszystkim map topograficznych w skali 1:10 000 i 1:25 000, map geobowo-rolniczych w skali 1:25 000 oraz map hydrograficznych w skali 1:200 000 obejmujących obszary opracowania. Zgodnie z zasadami kartowania hydrograficznego [2, 11] skoncentrowano się na elementach terenu pozwalających na jakościową ocenę spływu powierzchniowego (rzeźba, budowa geologiczna a zwłaszcza litologia i przepuszczalność gruntu oraz rodzaj pokrywającej go szaty roślinnej). Efektem tego było wyznaczenie potencjalnych linii naturalnego spływu powierzchniowego.

Równolegle prowadzono analizę przebiegu elementów sieci transportowej (drogi kołowe z uwzględnieniem rodzaju nawierzchni, linie kolejowe, przydrożne urządzenia odwadniające, tj. rowy, przepusty oraz nasypy i wykopy drogowe). Kolejną czynnością było wyznaczenie na podkładach kartograficznych stref konfliktowych, to znaczy takich, w których istniała potencjalna możliwość zaburzenia przebiegu spływu powierzchniowego w wyniku lokalizacji dróg.

Drugi etap polegał zasadniczo na weryfikacji wcześniej przyjętych założeń teoretycznych w terenie.

Badania terenowe prowadzono na dwóch obszarach badawczych wchodzących w skład dorzecza Odry. Reprezentują one bezleśne tereny rolnicze o przewadze osadnictwa rozproszonego i słabo przepuszczalnym podłożu.

Na pierwszym obszarze badawczym (zlewnia w okolicach Ślesina koło Nakła nad Notecią) obserwacje trwały od października 1998 roku do marca 1999 roku. Na drugim



obszarze badawczym (rejon skrzyżowania linii kolejowych Gdynia-Herby i Poznań-Kutno) obserwacje prowadzono od marca do maja 1999 roku.

Okres obserwacyjny charakteryzował się bardzo sprzyjającymi warunkami hydro-meteorologicznymi do uruchamiania spływu powierzchniowego do których należały:

- długotrwałe deszcze jesienne na początku listopada,
- stosunkowo długie okresy zalegania pokrywy śnieżnej o znacznej grubości kilkakrotnie przerywane odwilżami (najbardziej gwałtowna od 13 grudnia),
- przemarznięcie gruntu,
- kilkudniowe deszcze wiosenne i wiosenne ulewy od marca do maja.

Duże znaczenie dla dynamiki spływu powierzchniowego miał też fakt, iż badania prowadzono w okresie wytłumienia wegetacji roślinnej.

### 3. CHARAKTERYSTYKA OBSZARÓW BADAWCZYCH

#### 3.1. Zlewnia w okolicach Ślesina koło Nakła nad Notecią

Badany obszar wchodzi w skład Pojezierza Krajeńskiego (rys. 1). Położony pomiędzy Nakłem nad Notecią a Bydgoszczą, reprezentuje południowy, brzegowy fragment tego pojezierza. Należy on do przykrawędziowej strefy Pradoliny Toruńsko-Eberswaldzkiej.



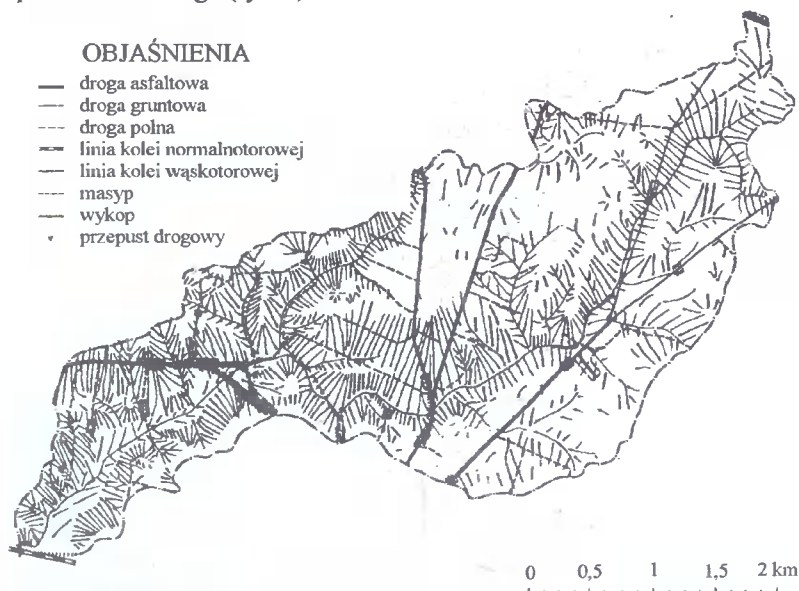
Rys. 1. Lokalizacja zlewni w pobliżu Ślesina (obszaru badawczego nr 1) [6]

Fig. 1. Location of the drainage basin in the vicinity of Ślesin (investigated area No.1) [6]

Przy określaniu granic obszaru badań kierowano się kryteriami hydrologicznymi, dlatego obszar ten jest zlewnią. Powierzchnia zlewni wynosi 10,5 km<sup>2</sup> i odwadniana jest

przez ciek płynący rowem. Zlewnia ma charakter zlewni cząstkowej. Za jej granicę przyjęto ujście doliny głównej (płyynie nią wspomniany ciek). Pokrywa się ona z przebiegiem linii kolejowej Bydgoszcz-Krzyż. Po przekroczeniu tej granicy ciek łączy się z gęstą siecią rowów odwadniających dno Pradoliny Toruńsko-Eberswaldzkiej.

Badana zlewnia jest obszarem o urozmaiconej rzeźbie. Jej najbardziej charakterystycznymi elementami są parowy - formy denudacyjno-erozyjne rozcinające wysoczyznę morenową. Parowy występują gromadnie, efektem czego cały ten teren jest gęsto rozczłonkowany. Parowy tworzą wyraźny system. W jego skład wchodzi dolina główna o długości ponad 8 km (obecność cieku na długości 5 km, na pozostałym obszarze w wyniku melioracji ciek zanikł) oraz ponad 80 dolinek różnego rzędu. Na obszarze zlewni na odcinku stu, dwustu metrów, deniwelacje sięgają 20., 30. metrów, szczególnie w jej dolnej części. Tam też występują najkorzystniejsze warunki do uruchamiania spływu powierzchniowego (rys. 2).



Rys. 2. Przebieg dróg na tle naturalnych linii spływu powierzchniowego na obszarze badawczym nr 1

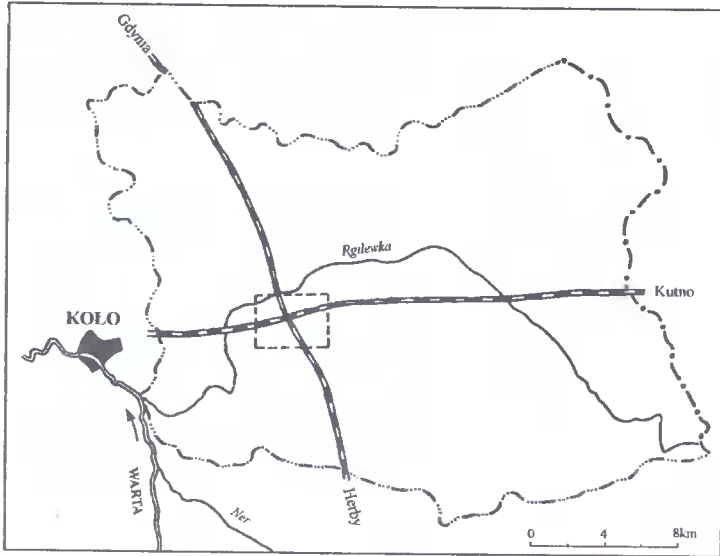
Fig. 2. No. 1 roads, railways and natural run-off lines

Łącznie długość dróg na obszarze zlewni wynosi 30 km, co po uwzględnieniu jej powierzchni daje wskaźnik około  $2,85 \text{ km/km}^2$ . Największą gęstość mają drogi gruntowe i polne, których długość wynosi prawie 22 km. Ich drożnia w zależności od intensywności użytkowania znajduje się w różnym stanie. Generalnie na powierzchni tych dróg występują liczne koleiny. Droga asfaltową o najwyższej klasie technicznej jest odcinek 1,4 km drogi krajowej nr 10 (Szczecin-Warszawa). Droga ta na obszarze zlewni biegnie w zasadzie niezależnie od powierzchni terenu - w wykopach i na nasypach. Na całej długości towarzyszą jej przydrożne urządzenia odwadniające (rowy, przepusty, wypusty).

Jak już wspomniano, na przepuszcie w nasypie linii kolejowej Bydgoszcz-Krzyż zamknięto badaną zlewnię cząstkową. Linia kolejowa przebiega w tym miejscu od 1851 roku.

### 3.2. Rejon skrzyżowania linii kolejowych Herby-Gdynia i Poznań-Kutno

Drugi obszar badawczy położony jest na Wysoczyźnie Kłódawskiej około 8 km na wschód od Koła (rys. 3). Geomorfologicznie Wysoczyzna Kłódawska stanowi morenową równinę denudacyjną. W efekcie deniwelacje na odcinkach 1 km osiągają najwyżej 15 metrów i to tylko lokalnie.



Rys. 3. Lokalizacja węzła kolejowego w okolicach Koła (obszaru badawczego nr 2) [6]  
 Fig. 3. Location of railway junction in the vicinity of Koło (investigated area No. 2) [6]

Granice obszaru wyznaczono w taki sposób, aby jego kartograficzny obraz miał charakter arkusza. W ten sposób wyniki badań analizowano pod kątem możliwości ewentualnego uzupełnienia istniejących map hydrograficznych o treść związaną z rolą dróg w kształtowaniu spływu powierzchniowego. Powierzchnia obszaru wynosi 11 km<sup>2</sup>. Wchodzi on w skład dorzecza Rgilewki (Rgilówki) - prawego dopływu Warty.

Najbardziej charakterystyczny przebieg na drugim obszarze badawczym mają linie kolejowe. Krzyżują się tutaj dwie trasy: Poznań-Kutno i magistrala węglowa Herby-Gdynia. Skrzyżowanie to ma cechy węzła kolejowego. Właśnie lokalizacja tak specyficznej budowli przesądziła o wyborze obszaru badawczego.

Linie kolejowe krzyżują się w sposób bezkolizyjny - linia Herby-Gdynia biegnie na wiadukcie, natomiast linia Poznań-Kutno prostopadle do niej w wykopie. Transport w kierunkach prostopadłych umożliwiają łącznice - elementy łukowe tras stanowiące uzupełnienie prostych odcinków.

Między głównymi liniami kolejowymi a łącznicami znajdują się cztery, bardzo charakterystyczne, izolowane obszary, przypominające poligony. Ich powierzchnia wynosi od 5 ha do 22 ha.

Całkowita długość linii kolejowych na obszarze badawczym wynosi ponad 10 km. Generalnie ich przebieg nie jest zgodny z powierzchnią terenu, ponieważ na odcinku 6,8 km bieżą one nasypami (maksymalna wysokość nasypu na wiadukcie ponad 6 metrów), a na odcinku 1,7 km w wykopie. Linia kolejowa to najczęściej dwa biegnące

w przeciwnych kierunkach toru na nasypie. Jednak na odcinku 2,3 km szerokość linii kolejowej jest większa, niekiedy znacznie. Dotyczy to w szczególności równi stacyjnych stacji Barłogi.

Wzdłuż linii kolejowych zlokalizowano urządzenia odwadniające. Na trasie Poznań-Kutno biegnącej w wykopie są to ścieki o przekroju opływowym i trapezowym. Linie prowadzone na nasypie odwadniane są przez rowy, dotyczy to także łącznic. W przypadku odcinków, na których występują więcej niż dwa tory, oprócz rowów przydrożnych, między torami stosowane są dodatkowo ścieki o przekroju trapezowym. Specjalnego odwadniania wymagają również stacyjne.

Z liniami kolejowymi związana jest także duża liczba przepustów i mostów, których celem jest dostosowanie tak rozległej budowli jaką jest węzeł kolejowy do istniejącej sieci hydrograficznej.

Całkowita długość dróg utwardzonych na obszarze badawczym wynosi 16,3 km. Najczęściej są to drogi asfaltowe lecz zdarzają się też drogi brukowane. Wszystkie drogi znajdujące się w obrębie arkusza stanowią drogi lokalne. Wzdłuż wszystkich dróg asfaltowych i niektórych dróg brukowanych prowadzone były rowy odwadniające.

Długość pozostałych dróg wynosi 23,4 km, z tego 6,7 km przypada na drogi gruntowe. Długość dróg polnych porównywalna jest z długością dróg asfaltowych. Część z nich pełni ważniejszą rolę w sieci transportowej łącząc odcinki innych dróg, pozostałe, zakończone „ślepo”, są drogami dojazdowymi na pole.

Łączna długość dróg na drugim obszarze badawczym wynosi 50 km. Wskaźnik gęstości sieci drogowej równy około 3,84 km drogi na km<sup>2</sup>. Lokalnie wartość tego wskaźnika jest znacznie większa, np. w obrębie węzła kolejowego może on przekraczać 8 km drogi na km<sup>2</sup>.

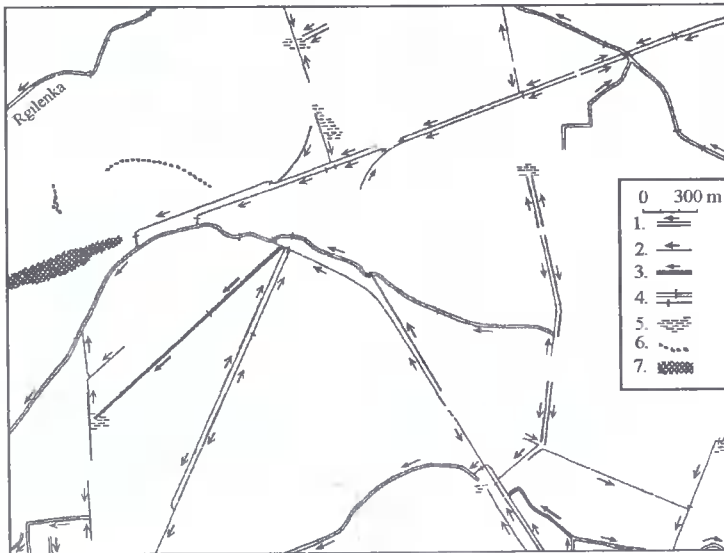
#### 4. WYNIKI OBSERWACJI I WSTĘPNE SFORMUŁOWANIE WNIOSKÓW

Dla hydrologii droga oraz jej najbliższe otoczenie stanowią strefę wzmoczonego spływu powierzchniowego. Mechaniczne zagęszczenie gruntu, usunięcie roślinności, a w skrajnym przypadku pokrycie gruntu materiałami trudno przepuszczalnymi powodują, że strefa ta charakteryzuje się wysokimi wartościami współczynnika spływu.

Spływ powierzchniowy w obrębie dróg odbywa się zgodnie z ich spadkami poprzecznymi i podłużnymi. W przypadku dróg asfaltowych najczęściej odbywa się on urządzeniami odwadniającymi, rzadziej żłobinami przy krawędzi jezdni. Na nasypach kolejowych woda przenika w głąb budującej górną część nasypu podsypki, następnie po osiągnięciu warstwy nieprzepuszczalnej zgodnie z jej nachyleniem spływa do rowów biegnących wzdłuż nasypu. W przypadku dróg gruntowych spływ odbywa się po ich powierzchni, a dokładniej siecią kolein i wybojów. Stanowią one zespół różnej wielkości, głębokości i orientacji zagłębień w powierzchni drogi, mających wpływ na przemieszczanie się wody. W miarę gromadzenia się w nich wody, dochodzi do przekroczenia progów pomiędzy izolowanymi dotychczas zagłębieniami. Uzyskują one kontakt hydrologiczny i od tego momentu zgromadzona w nich woda spływa koleinami zgodnie z nachyleniem drogi. Po ustaniu deszczu przez pewien czas ma miejsce przepływ wody systemem kolein. Następnie wobec braku zasilania coraz to nową wodą opadową poszczególne zagłębienia tracą kontakt hydrologiczny. Woda zgromadzona w izolowanych już zagłębieniach zanika w wyniku parowania z szybkością uzależnioną głównie

od objętości tej wody. Drogi gruntowe, co można stwierdzić, analizując ich przekrój poprzeczny są najczęściej wcięciami terenowymi. Ich głębokość waha się od kilku centymetrów do nawet kilkunastu metrów (wąwozy drogowe) względem przyległego terenu. Będąc jednocześnie obiektami liniowymi, często o znacznym nachyleniu dna, stanowią dogodne miejsce do uruchamiania spływu powierzchniowego.

Sieć drogowych linii spływu powierzchniowego może być uważana za sztuczny podsystem sieci hydrograficznej. Głównym elementem tej sieci są urządzenia odwadniające towarzyszące drogom. Najczęściej mają one większą gęstość niż naturalna sieć hydrograficzna. Zwykle też są z nią połączone (wypusty do rzek, potoków i innych cieków, wypusty do zbiorników wodnych, wypusty do obcych urządzeń odwadniających). Na obszarze badawczym nr 2 całkowita długość przydrożnych rowów i ścieków jest dwukrotnie większa niż długość naturalnych cieków i rowów melioracyjnych (rys. 4).



Rys. 4. System odwadniający obszar badawczy nr 2:

1 - spływ wody ciekami i rowami melioracyjnymi, 2 - spływ wody przydrożnymi urządzeniami odwadniającymi, 3 - spływ rowem melioracyjnym połączonym z rowami przydrożnymi, 4 - przepusty, 5 - obszary stagnacji wody, 6 - teren stacji

Fig. 4. No. 2 run-off system:

1 - water-course and drainage ditch flow, 2 - wayside ditches flow, 3 - drainage ditch-and-wayside ditches flow, 4 - culverts, 5 - water-logged areas, 6 - railway station area

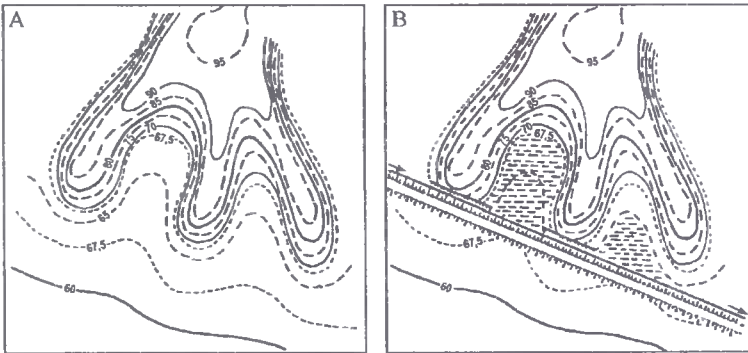
Na obszarach o większych deniwelacjach (zlewnia w okolicach Ślesina koło Nakła nad Notecią) rośnie znaczenie linii spływu na powierzchni dróg gruntowych. Spływy te mogą bezpośrednio zasilać naturalne ciek. Mogą też być przejmowane przez urządzenia odwadniające dróg o wyższej kategorii technicznej.

Funkcjonowanie drogowych linii spływu (przydrożne urządzenia odwadniające i powierzchnie dróg) najczęściej ma charakter epizodyczny (ulewy i odwilże). Podczas ulewy na objętym przez nią obszarze wszystkie drogowe linie spływu uaktywniają się prawie jednocześnie. W czasie roztopów, a szczególnie odwilży funkcjonują jedynie



niektóre odcinki dróg i urządzeń odwadniających. Jest to uzależnione od ich nasłonecznienia, obecności i grubości pokrywy śnieżnej. W okresie zimowym łatwiej jest więc wyodrębnić poszczególne spływy. Na powierzchni drogi asfaltowej spływ najszybciej ustaje po ulewie, wkrótce po jej zakończeniu, ale już podczas wytapiania się pokrywy śnieżnej linia spływu może być aktywna przez kilka dni. Najdłużej spływ odbywa się w rowach przydrożnych drenujących warstwy wodonośne gruntu. W sytuacji najbardziej skrajnej może trwać cały rok - niektóre odcinki rowów wzdłuż linii kolejowej Bydgoszcz-Krzyż oraz w rejonie węzła kolejowego na drugim obszarze badawczym. Aktywność poszczególnych odcinków sieci drogowych linii spływu, podobnie jak w przypadku sieci hydrograficznej, związana jest stabilnością zasilania.

Przegrodzenie drogami linii naturalnego spływu może powodować spiętrzenie i stagnację wody przed przeszkodą (budowlę drogową), albo na jej powierzchni w zagłębieniach kolein i wybojów (drogi gruntowe). Stagnacja może mieć charakter: krótkotrwały (na powierzchni dróg gruntowych), okresowy (tworzenie się okresowego rozlewiska na wiosnę w obrębie węzła kolejowego na obszarze badawczym nr 2 powoduje, że zajęty przez nie obszar nie może być użytkowany jako grunt orny), trwałe (trwałe zawilgocenie terenu wzdłuż linii kolejowej Bydgoszcz-Krzyż na obszarze badawczym nr 1, o czym świadczy występująca tam roślinność charakterystyczna dla obszarów podmokłych - rys. 5).

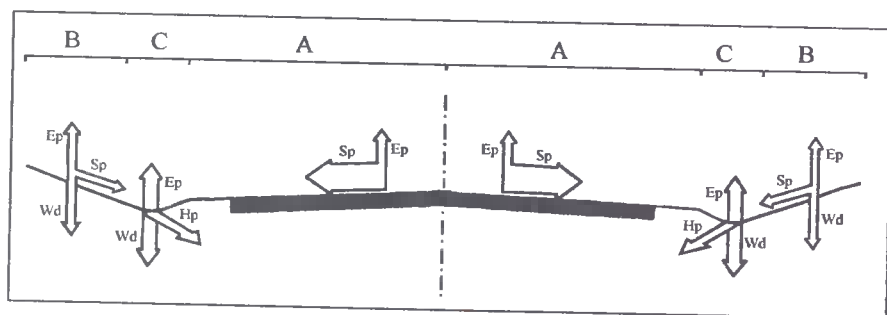


Rys. 5. Powstanie obszarów stagnacji spływającej po stoku wody [6] na skutek przegrodzenia naturalnych linii spływu nasypem kolejowym

Fig. 5. Water-logged areas due to blocking natural run-off lines by railway embankment

Mają więc bezpośredni wpływ na określanie powierzchni poszczególnych zlewni. Jednak w przeciwieństwie do kanałów i urządzeń melioracyjnych na mapach hydrograficznych drogi nie stanowią treści hydrograficznej, a są uwzględniane (i to nie zawsze) jedynie dla lepszej orientacji w terenie. Uwzględnienie zmian przebiegu działu wodnego związanych wynikających z lokalizacji dróg spowodowało zwiększenie powierzchni obszaru badawczego nr 1 (zlewnia o  $A = 10,5 \text{ km}^2$ ) w stosunku do powierzchni wyjściowej o około 8 %. Dodatkowo wpływ budowli drogowej (szczególnie drogi asfaltowej rys. 6) na podstawowe elementy bilansu wodnego, tzn. zintensyfikowanie spływu na nieprzepuszczalnej powierzchni jezdni od osi drogi ku pobocząm i w rowach przydrożnych, przy jednoczesnym obniżeniu zwierciadła wody gruntowej

wskazuje wyraźnie, że obiekty takie posiadają szereg cech predysponujących do spełnienia roli antropogenicznego działu wodnego.



Rys. 6. Schemat lokalnego wpływu drogi na podstawowe elementy bilansu wodnego [6]:

A - strefa intensywnego spływu powierzchniowego i parowania (nieprzepuszczalna powierzchnia jezdni), B - strefa naturalnej infiltracji, parowania i spływu powierzchniowego, C - strefa intensywniejszego parowania i infiltracji albo intensywnego odpływu w zależności od stanu technicznego rowów, Ep - parowanie terenowe, Sp - spływ powierzchniowy, Wd - infiltracja opadów, Hp - odpływ powierzchniowy

Fig. 6. Diagram of the local effect of the road on basic water balance components [6]:

A - intensive run-off and evaporation zone, B - natural infiltration, evaporation and run-off zone, C - the zone of more intensive evaporation and infiltration, or intensive outflow depending on technical conditions of the road ditches, Ep - evaporation, Sp - run-off, Wd - infiltration, Hp - surface outflow

W pewnym sensie dział taki funkcjonuje nawet w zimie - woda w postaci śniegu na sposób mechaniczny jest usuwana z jezdni, w zasadzie w kierunku zgodnym z jej nachyleniem (akcja odśnieżania). Drogowe linie spływu podobnie jak kanały i rowy melioracyjne utrudniają wyznaczenie przebiegu działów wodnych w oparciu o topografię terenu i naturalną sieć hydrograficzną

## 5. PODSUMOWANIE

Oddziaływanie sposobu użytkowania zlewni na kształtowanie stosunków wodnych jest obecnie kwestią bezdyskusyjną. O ile jednak potrafimy określić konsekwencje zalesienia, zabudowania zlewni, albo jej rolniczego użytkowania, trudno jednoznacznie odpowiedzieć na pytanie w jakim zakresie środowisko wodne przekształcone zostaje przez utworzoną na powierzchni zlewni sieć drogową. Najprawdopodobniej wynikiem liniowego charakteru obiektów drogowych (nieznaczny udział w powierzchni całkowitej zlewni) jest fakt, iż problem ten analizowany był zwykle na marginesie innych zagadnień.

Na podstawie badań prowadzonych na dwóch obszarach stwierdzono, że wpływ sieci drogowej może przejawiać się, m.in. w intensyfikacji spływu powierzchniowego oraz modyfikowaniu jego kierunku, drenażu przypowierzchniowej warstwy wodonośnej, tworzeniu stref stagnacji wody na zapleczu obiektów komunikacyjnych, zmianie przebiegu topograficznego działu wodnego a także zmniejszeniu retencyjności zlewni poprzez wzrost, niekiedy kilkakrotnie, gęstości okresowej sieci odwadniającej.



Wyniki krótkotrwałych, ograniczonych do sześciu miesięcy obserwacji, wydają się zachęcać do podjęcia systematycznych i kompleksowych badań pozwalających na uchwycenie ogólniejszych prawidłowości. Według autora dalsze badania powinny zmierzać w kierunku zawiązania współpracy naukowej między hydrologami w celu uwzględnienia jak najszerszej grupy cech zlewni, decydujących o przebiegu procesów hydrologicznych w jej obrębie oraz inżynierów drogowców, którzy powinny być świadomi rzeczywistych rozmiarów ingerencji lokalizowanych dróg w środowisko naturalne, tak aby w miarę możliwości ingerencję tę ograniczać.

## LITERATURA

- [1] Czyżowska E., 1996. Skutki geomorfologiczne i sedymentologiczne gwałtownej ulewy w dolinie Kalinki 15 IX 1995 r. (Wyżyna Miechowska). *Przeł. Geolog.*, vol. 44, 8, Warszawa, 813-816.
- [2] Dynowska I., Tłałka A., 1982. *Hydrologia*. PWN Warszawa-Poznań.
- [3] Froelich W., Słupik J., 1980. Drogi polne jako źródła dostawy wody i zwietrzelin do koryta ciekłu. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.* 235, Warszawa, 267-279.
- [4] Froelich W., Słupik J., 1986. Rola dróg w kształtowaniu spływu i erozji w karpaczkich zlewniach fliszowych. *Przeł. Geogr.* 58, zesz. 1-2, PWN Warszawa, 167-85.
- [5] Gorączko M., 1999. Rola dróg w kształtowaniu spływu powierzchniowego na podstawie wybranych obszarów. Praca magisterska, *Bibl. Inst. Geogr. UMK Toruń*.
- [6] Gorączko M., 2000. Hydrologiczne skutki przebiegu tras komunikacyjnych. *Drogownictwo* 4/2000, SITK NOT Warszawa, 124-126.
- [7] Nowocień E., 1996. Dynamika rozwoju wąwozów drogowych na obszarach leśnych. *Pam. Puł.*, *Prace IUNG* 107, Puławy, 101-111.
- [8] Rodzik J., Janicki G., Zgłobicki W., 1996. Reakcja agrosystemu zlewni lessowej na epizodyczny spływ podczas gwałtownej ulewy. [W:] *Ogólnopolskie Sympozjum Naukowe pt.: Ochrona agrosystemów zagrożonych erozją. Cz. I*, Puławy, 201-214.
- [9] Słupik J., 1973. Rola stoku w kształtowaniu odpływu w Karpatach fliszowych. *Prace Geogr.* 142, zesz. 2, IGiPZ PAN Warszawa.
- [10] Słupik J., 1976. Zastosowanie zdjęć lotniczych w określaniu wpływu bruzd i dróg polnych na strukturę bilansu wodnego stoków górskich. *Prac. Nauk. UŚ* 126, *Fotointerpretacja w geografii. T. 11*, Katowice, 31-36.
- [11] Tłałka A., Wit-Jóźwik K., 1978. Kartowanie hydrograficzne jako metoda badania stosunków wodnych. *Zesz. Nauk. UJ, Prace Geogr.* 45, Kraków, 39-54.

## EFFECT OF TRANSPORT NETWORK ON RUN-OFF MECHANISM IN SELECTED LOWLANDS

### Summary

The present paper offers the results of run-off observations from October 1998 to March 1999 in two control areas in eastern parts of the Odra river basin. At least sporadic occurrence of artificial surface run-offs has been observed; roads and railways, often accompanied by drainage systems.

Key words: runoff, road and railway drainage, urban hydrology

\*\*\*\*\*

Recenzent: prof. dr hab. Marek Grześ,  
Uniwersytet Mikołaja Kopernika w Toruniu



## NIEZAWODNOŚĆ DZIAŁAŃ CZŁOWIEKA W ERGONOMICZNYM SYSTEMIE BIOTECHNICZNYM

Jadwiga Bizon-Górecka

Zakład Organizacji, Zarządzania i Technologii Budowy  
Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska ATR  
ul. Grodzka 18/20, 85-109 Bydgoszcz

Niezawodność człowieka, działającego w ramach systemu biotechnicznego związana jest z kontekstem jego systemowego działania. Nie może więc być oceniana w oderwaniu od układu biotechnicznego. Artykuł przedstawia czynniki i uwarunkowania niezawodności człowieka w interakcji z obiektami technicznymi. Czynniki tej interakcji zaprezentowano w układzie cykliczno-spiralnym.

Słowa kluczowe: niezawodność, system biotechniczny

### I. WPROWADZENIE

Na rynku odbiorcy poszukują dostawców wyrobów lub usług spełniających ich wymagania. Są one funkcją wielu czynników, wśród których wymienić można m.in.: jakość, niezawodność, cenę.

Z uwagi na stwierdzoną przydatność teorii niezawodności w organizacji systemów produkcyjnych istnieje potrzeba ustalania jednoznacznych charakterystyk niezawodnościowych. Szczególnie ważną w organizacji systemów produkcyjnych jest relacja: „niezawodność - wydajność”. Rozpoznanie tej zależności jest ważne dla zarządzania czasem, jak też dążenia do zapewnienia bezpieczeństwa i komfortu pracy ludzi, bowiem w znaczącej większości procesów produkcyjnych, pracę realizują systemy biotechniczne. Człowiek, jako podmiot pracy pozostaje w ścisłej interakcji z obiektami technicznymi. Procesy produkcyjne przebiegają według określonych reguł działania w warunkach zmienności charakterystyk czynników i warunków produkcji, co świadczy o konieczności ich postrzegania w ujęciu dynamicznym. Mogą być one rozpatrywane jako ergotransformacyjne systemy biotechniczne. Najważniejszą cechą każdego obiektu oraz systemu technicznego i biotechnicznego jest niezawodność.

Ergotransformacyjne systemy biotechniczne, składające się z elementów biologicznych i technicznych funkcjonują w przestrzeni technologii, organizacji i zarządzania. Są one realizowane przez procesy ergotransformacyjne o charakterze materialno-produkcyjnym i informacyjnym oraz procesy informacyjno-sterujące.

Systemy biotechniczne odznaczają się tym, że ich struktury niezawodnościowe są zazwyczaj mieszane i to najczęściej o charakterze złożonym (iteracyjne, progowe, mостkowe itp.). Określenie całkowitej niezawodności takiej struktury wymaga wcześniejszego wyznaczenia niezawodności cząstkowych odpowiadających poszczególnym typom struktur niezawodnościowych. Osobliwością systemów biotechnicznych jest to, że mają one zmienną, a właściwie rozmytą strukturę niezawodnościową.

Projektowanie i eksploatacja biotechnicznych systemów produkcyjnych muszą uwzględniać problemy niezawodności pracujących w nich ludzi. Charakterystyki niezawodnościowe winny odzwierciedlać wszelkie straty produkcyjne zarówno jawne, jak i ukryte. Ważne jest więc rejestrowanie zarówno faktów przerywania pracy (które uwzględnia np. współczynnik gotowości), jak też innych strat czasu, np. spowodowanych wykonaniem złej jakościowo produkcji, czy też spowolnieniem procesu pracy. Powinna istnieć możliwość lokalizacji miejsc powstawania zakłóceń produkcyjnych. Szczegółowe badania pracy ujawniają też wszelkie ryzykogenne zagrożenia występujące w systemie biotechnicznym, co wykazano w pracy [2]. Inżynieria niezawodności i ryzyka ma więc szczególną rolę w systemach zarządzania ryzykiem w przedsiębiorstwie, a człowiek w systemie biotechnicznym powinien mieć pozycję szczególną.

## 2. DEFINIOWANIE NIEZAWODNOŚCI DZIAŁAŃ CZŁOWIEKA

Niezawodność człowieka winna być rozpatrywana w kontekście bezwładności jego działania - w odniesieniu do pracy fizycznej i intelektualnej. Według Ratajczaka [3] niezawodność człowieka jest rozumiana jako jego zdolność do spełniania wymagań z minimalnym prawdopodobieństwem popełnienia błędów w określonych warunkach i w określonym czasie. Analizując błędy człowieka należy wg Bartkowiak [1] uwzględnić unikalną cechę człowieka - jego świadomość, która warunkuje jego podmiotowość. Ona właśnie oraz zdolność do kierowania własnym zachowaniem sprawia, że człowiek sam potrafi analizować własne błędy i uczyć się na błędach zarówno własnych, jak i cudzych. Klasyfikacje błędów, przytoczone w pracy [1] dokonywane mogą być:

- podejściem podmiotowym - opartym na naturze człowieka. Są to błędy z przyczyn: fizjologicznych, psychologicznych i demograficznych,
- podejściem czynnościowym, zależnie od etapu wykonywanych zadań. Błędy mogą występować na etapie: odczuwania trudności, formułowania problemu, formułowania próbnych rozwiązań, racjonalnej analizy wybranych możliwości. Są to błędy orientacyjne, decyzyjne i wykonawcze,
- podejściem funkcjonalnym, obejmującym analizę wzajemności działań. W takim ujęciu błędy można rozróżnić jako: błędy indywidualne, czyli nie związane z innymi obiektami oraz błędy współdziałania, które negatywnie wpływają na pozostałe elementy systemu.

Analiza błędów popełnianych przez człowieka nie może być jedynym elementem w ocenie niezawodności jego działania. Ta bowiem łączy się z wykonywaniem zadań w określonym czasie, w którym następować może kompensacja utraty spowodowanej popełnieniem błędów, np. poprzez zwiększenie tempa pracy wskutek zadziałania mechanizmów odpowiedzialności i wzajemnego zaufania.

Należy też uwzględnić zależności wewnątrz systemu oraz fakt, że człowiek w społecznych warunkach środowiska pracy może liczyć na pomoc innej osoby.

Dlatego w przypadku definiowania niezawodności człowieka należy zwrócić uwagę nie tylko na sam fakt popełniania błędów, ale i inne czynniki występujące w procesie pracy.

Niezawodność człowieka można więc ogólnie określić, jako prawdopodobieństwo spełnienia przez niego stawianych mu wymagań w zadanym czasie.

### 3. NIEZAWODNOŚĆ SYSTEMU A NIEZAWODNOŚĆ DZIAŁAŃ CZŁOWIEKA

Rozmyty charakter struktur niezawodnościowych systemów biotechnicznych skłania do poszukiwania charakterystyk niezawodnościowych, określających je nie tylko od strony technicznej, ale też z punktu widzenia efektywności ich pracy. Przy czym, przez efektywność systemu należy rozumieć stopień realizacji jego funkcji.

Funkcją tą może być, np. wartość oczekiwana wydajności zakładanej w danych warunkach i w określonym czasie (np. zmiany roboczej).

Prawdopodobieństwo jej osiągnięcia stanowi syntetyczną, z punktu widzenia tak określonej efektywności, miarę niezawodności systemu.

W poszukiwaniu tej miary jako podstawowy parametr przyjęto wydajność systemu produkcyjnego.

Wobec powyższego niezawodność systemu produkcyjnego zdefiniować można jako prawdopodobieństwo uzyskania wydajności rzeczywistej ( $W_r$ ) nie mniejszej od planowanej ( $W_{pl}$ ) w określonych warunkach i w określonym czasie, czyli:

$$N = P(W_{pl} \leq W_r) \quad (1)$$

przy czym, jako wydajność planowaną rozumieć należy wydajność wyznaczoną przez normy pracochłonności ustalone w rzeczywistych warunkach, a wydajność rzeczywista jest faktycznym efektem produkcyjnym.

Korzenie tych poszukiwań tkwią w stosowaniu współczynników bezpieczeństwa, lub wykorzystania czasu roboczego. Należy tutaj nadmienić, że współczynniki wykorzystania czasu roboczego stosowane w organizacji produkcji są bliskie niezawodnościowym miarom systemu produkcyjnego. Miary niezawodnościowe odróżnia od stopnia wykorzystania czasu podejście metodologiczne w zakresie szacowania ich wartości. Istotą wyliczeń poziomu niezawodności systemu biotechnicznego jest wyznaczenie planowanej wydajności i oszacowanie ilościowe strat czasu pochodzących z konkretnych źródeł. Algorytm ustalania poziomu niezawodności - według takiego podejścia - zaprezentowano w pracy [2].

Poszukiwania wartości oszacowania prawdopodobieństwa spełnienia stawianych systemowi produkcyjnemu wymagań, w zakresie osiągania zadanej wydajności, składają się do rozważań na temat występowania ewentualnych zakłóceń powodujących straty czasu roboczego (uszkodzenia systemu).

Należy jednak zwrócić uwagę na szczególną rolę człowieka w systemie biotechnicznym. Bowiem z pełnieniem jego funkcji wiążą się unikalne zdolności, pozwalające zakładać, że człowiek pełni rolę koordynatora w działaniu systemu i chroni go przed negatywnym wpływem otoczenia.

#### 4. UWARUNKOWANIA I CZYNNIKI NIEZAWODNOŚCI CZŁOWIEKA W PROCESIE PRACY

Uwarunkowania niezawodności człowieka w procesie pracy tkwią w nim samym oraz środowisku pracy, a szczególnie w interakcji człowiek-objekty techniczne.

Doskonalenie systemów biotechnicznych winno odbywać się w układzie cykliczno-spiralnym, w którym wykorzystuje się informacje o cechach psychofizycznych człowieka, warunkach otoczenia i interakcjach człowiek - element techniczny.

Wzajemne wpływy człowieka i obiektu technicznego determinuje jego **poziom jakości technologicznej** w fazie pracy. Pod pojęciem tej jakości rozumie się przystosowanie obiektu do łatwego obsługiwanie, umożliwiającego jednocześnie wykonanie produkcji zgodnej z postawionymi wymaganiami.

Przyjęte **metody organizacji pracy** jako sposób zorganizowania działań ludzi, współbieżnych z wykonywaniem pracy przez techniczne obiekty ma wpływ znaczący na relacje człowiek - maszyna. Poszczególne odcinki zadań mogą być realizowane w sposób indywidualny - przez pojedynczych pracowników, grupowy - kilka osób wykonuje niezależnie analogiczne zadania oraz zespołowy - zespół pracowniczy charakteryzuje się wykonywaniem zadań w sposób zależny, po podzieleniu pracy na odcinki o zależnościach materialnych i czasowych.

**Charakter produkcji** który związany jest ze skalą wytwarzania oraz rytmicznością procesów, to również determinanta rozpatrywanych relacji.

Istotną rolę odgrywa **materialne środowisko pracy**. Czynniki środowiskowe w strefie pracy wpływają na jej wyniki i samopoczucie pracowników. Nieodpowiednie warunki powodują większe zmęczenie i sprzyjają powstawaniu błędów i spowolnieniu produkcji. Do zasadniczych czynników środowiskowej uciążliwości pracy zalicza się: ukształtowanie przestrzeni pracy, oświetlenie, hałas, wibrację, pole elektryczne i magnetyczne, promieniowanie, mikroklimat, zanieczyszczenie powietrza, itp.

Ukształtowanie przestrzeni pracy winno być dostosowane do rozmiarów antropologicznych człowieka i jego potrzeb biologicznych, ale też wynikających z jego cech psychofizycznych, gdyż spędza w środowisku pracy dużo czasu.

Oświetlenie strefy pracy powinno być zgodne z PN-E/57-02030. Ocenę uciążliwości pracy spowodowanej niedostatecznym oświetleniem rozpatruje się w aspekcie zaangażowania wzroku.

Hałas w miejscu pracy nie tylko utrudnia ją, ale też wywołuje negatywne skutki w organizmie pracownika, m.in. powoduje ogólne jego osłabienie. Ze względu na techniczne trudności pomiaru hałasu, w ocenie tej uciążliwości, jako jego miernik przyjmuje się słyszalność rozmów.

Wibracja powoduje ciężkie i nieodwracalne skutki w organizmie człowieka, prowadząc do choroby wibracyjnej. Najbardziej niebezpieczne są drgania o kierunku zgodnym z osią ciała. Dążyć należy do pełnej ochrony pracowników przed działaniem wibracji.

Pole elektryczne i magnetyczne oraz promieniowanie w miejscu pracy winno odpowiadać wymaganiom odpowiednich norm

Wpływ klimatu na uciążliwość pracy zależy głównie od efektywnej temperatury w strefie pracy, wielkości wysiłku dynamicznego pracownika oraz promieniowania cieplnego. Ze względu na to, że wielkość promieniowania cieplnego należy ustalać za pomocą specjalnej aparatury oraz fakt zwiększania się uciążliwości w wysokich temperaturach, w ocenie wpływu klimatu na uciążliwość pracy bierze się pod uwagę głównie temperaturę efektywną i wysiłek dynamiczny.



Uciążliwości wynikające z zanieczyszczeń powietrza pyłami lub substancjami toksycznymi ocenia się zależnie od ich zawartości w powietrzu w stosunku do dopuszczalnej ich koncentracji, określonej przez aktualne normy.

**Spoleczne środowisko pracy** ma znaczący wpływ na przebieg pracy, a w szczególności dotyczy to psychicznej regulacji człowieka, pozwalającej unikać błędów działania i współdziałania.

Nastawienie człowieka do wykonywanej pracy i stopień jego zaangażowania stymuluje też **system motywacyjny**.

Stopień trudności wykonywanych działań pozostaje w ścisłej zależności z zabezpieczeniem stanowisk pracy w **procedury i instrukcje** wykonania zadań.

Sprawność wykonywania zadań na stanowiskach produkcyjnych pozostaje w ścisłej zależności z **wiedzą i umiejętnościami człowieka**, a także jego **warunkami fizycznymi** oraz innymi **indywidualnymi uwarunkowaniami**.

Priorytetowym zadaniem w toku organizowania stanowisk pracy jest zabezpieczenie odpowiednich **warunków bhp**. Odpowiedzialność za ich przestrzeganie regulują odpowiednie przepisy branżowe, np. w budownictwie stosowne zapisy umieszczono w prawie budowlanym. Wymagania bezpieczeństwa - w tym stosowanie środków ochrony osobistej - tylko pozornie powodują czasem przedłużenie czasu wykonania niektórych czynności. Bowiem uwzględnienie prawdopodobieństwa powstania wypadków, stosowanie odpowiednich zabezpieczeń podnosi niezawodność funkcjonowania procesów w dłuższych okresach czasu.

Źródłem zakłóceń produkcyjnych mogą być awarie **sprzętu pomocniczego i instalacji zasilających** stanowiska pracy. Ważną też rolę odgrywa jakość oprogramowania, wspomagającego procesy pracy, co podkreśla Sikorski w pracy [4].

Obiekty techniczne wymagają stosowania zgodnego z wymaganiami **utrzymania i serwisowania**. Przestrzeganie terminów napraw i remontów gwarantuje przebieg życia obiektów technicznych zgodnie z planowanym i ogranicza ich awaryjność.

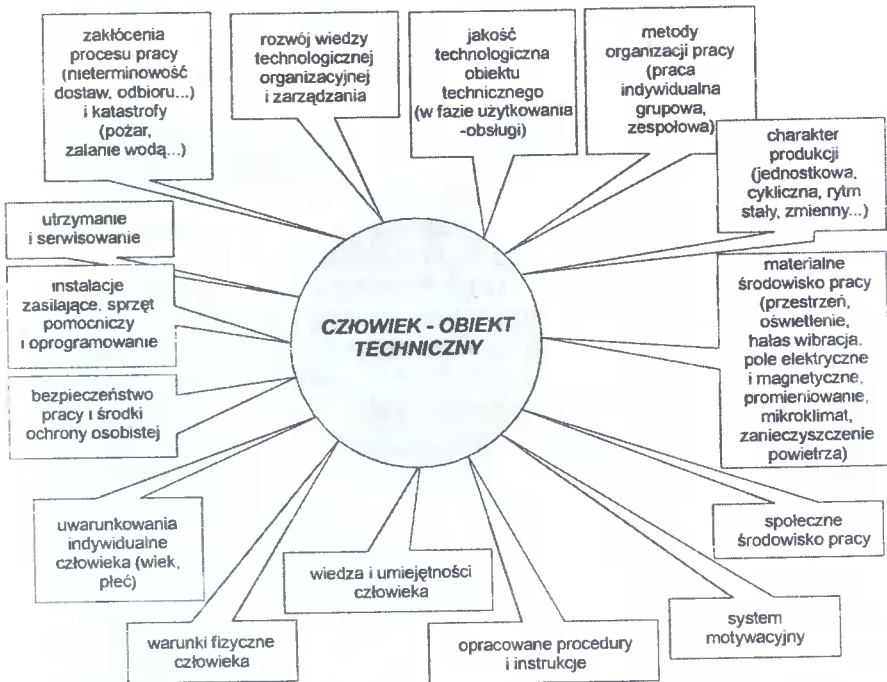
Na poziom niezawodności systemów biotechnicznych znaczący wpływ mogą mieć **zakłócenia procesu pracy** wynikające z obecności czynników zewnętrznych w stosunku do systemów biotechnicznych.

Istotnym czynnikiem wpływającym na relacje w systemach biotechnicznych jest **rozwój wiedzy w dziedzinach związanych z technologią, organizacją i zarządzaniem** danych procesów. Pojawiające się nowe rozwiązania implikują proces unowocześniania systemów, co wymaga ponownego „dostrajania” obiektów technicznych i człowieka w celu podniesienia niezawodności systemu biotechnicznego.

Właśnie takie sytuacje wymuszają konieczność ponownego rozpatrywania cyklu w układzie człowiek - obiekt techniczny w celu skokowego osiągnięcia wzrostu efektywności pracy układu przez podniesienie niezawodności funkcjonowania systemu.

Istota niezawodności człowieka obejmuje również problemy adaptacji człowieka do zmieniających się warunków otoczenia, co jest przedmiotem psychologicznej teorii regulacji.

Rozpatrywane relacje ilustruje rysunek 1.



Rys. 1. Cykliczno-spiralny układ interakcji człowiek - obiekt techniczny w systemie biotechnicznym

Źródło: Opracowanie własne

Fig.1. Cyclic and spiral configuration of the interaction between human and the technical object in the biotechnical system

Przedstawiona spirala interakcji może ułatwić systematyczne podejście do projektowania, monitorowania oraz usprawniania systemów biotechnicznych występujących w procesach produkcyjnych. W prowadzeniu tych zabiegów istotną rolę odgrywa dobór podejść, metod i technik zarządzania systemami biotechnicznymi [5].

## 5. PODSUMOWANIE

Traktowanie procesów produkcyjnych jako systemów biotechnicznych sugeruje stosowanie sposobu określania ich niezawodności opartego na wyznaczaniu wydajności teoretycznej i badaniu strat czasu. Sposób ten może być zastosowany w dowolnie złożonych systemach biotechnicznych.

Jego uniwersalny charakter wynika też z możliwości zbierania danych do wyznaczania niezawodności. W zależności od poziomu ufności - na którym zamierza się określić niezawodność - dane mogą być generowane w sposób przybliżony na podstawie sprawozdawczości strat czasu pracy lub w sposób bardziej dokładny na bazie obserwacji bezpośrednich, np. fotografii dnia pracy (pozwalających ustalić strukturę czasu pracy).

Bliższe rozpoznanie przyczyn powstawania zakłóceń ujawnia kierunki działań na rzecz podwyższenia niezawodności systemów biotechnicznych, a w konsekwencji poprawienia wskaźników technologiczno-ekonomicznych procesów produkcyjnych.

Człowiek w procesie pracy musi mieć zapewnione warunki, w których może działać na najwyższym poziomie niezawodności z optymalnym zachowaniem bezpieczeństwa.

Jego relacje z obiektami technicznymi wymagają rozważań na tle ogólnej teorii systemów i psychologicznej teorii regulacji. Niezawodność człowieka stanowi bowiem część niezawodności funkcjonowania układu biotechnicznego i wobec występujących interakcji musi być rozpatrywana na tle całego systemu.

## LITERATURA

- [1] Bartkowiak G., 1999. Psychologia zarządzania. Akademia Ekonomiczna w Poznaniu.
- [2] Bizon-Górecka J., 1996. Niektóre problemy inżynierii niezawodności systemów biotechnicznych w produkcji budowlanej. Wyd. Uczeln. ATR w Bydgoszczy, Budownictwo 28, 41-48.
- [3] Ratajczak Z., 1988. Niezawodność człowieka w pracy. PWN Warszawa.
- [4] Sikorski M., 1997. Ocena jakości użytkowej oprogramowania wspomagającego zarządzanie przedsiębiorstwem. Mat. III Międzynarodowej Konferencji „Interakcja człowiek-komputer w rekonstrukcji procesów gospodarczych. Wyd. Uniwersytetu Gdańskiego.
- [5] Stoner J., Wankel Ch., 1992. Kierowanie. PTE Warszawa, 1992.

## RELIABILITY OF HUMAN ACTIVITY IN THE ERGONOMIC BIOTECHNICAL SYSTEM

### Summary

The present paper presents the reliability of human activity in the biotechnical system which must be evaluated as its part. The factors and conditions, in a cyclic-and-spiral configuration, are offered for human reliability in the work process interacting with technical objects.

Key words: reliability, biotechnical system

\*\*\*\*\*

Recenzent: prof. dr hab. inż. Kazimierz M. Jaworski  
Politechnika Warszawska



ZMIANY WILGOTNOŚCI NATURALNEJ  
IŁÓW EKSPANSYWNYCH  
PO USUNIĘCIU GRUPY DRZEW  
NA PODSTAWIE OBSERWACJI POLIGONOWYCH

Maciej K. Kumor, Aleksandra Gorączko

Katedra Geotechniki,  
Wydział Budownictwa i Inżynierii Środowiska ATR  
ul. Kaliskiego 7, 85-796 Bydgoszcz

W artykule przedstawiono wyniki wieloletnich obserwacji zmian wilgotności podłoża ekspansywnego zbudowanego z iłów trzeciorzędowych, poddanego oddziaływaniu dużej grupy drzew. Badania wykonano w skali naturalnej, na poligonie doświadczalnym Katedry Geotechniki Wydziału Budownictwa i Inżynierii Środowiska ATR, zlokalizowanym w Bydgoszczy przy ulicy Toruńskiej. Szczegółową analizą objęto zwłaszcza proces odbudowy wilgotności naturalnej w podłożu w okresie kilku lat po usunięciu roślinności. Podjęto także próbę analitycznego opisu redystrybucji wilgotności w funkcji głębokości i czasu, z uwzględnieniem cech geotechnicznych podłoża gruntowego.

Słowa kluczowe: grunty ekspansywne, iły trzeciorzędowe, pęcznienie, skurcz, wilgotność naturalna, roślinność, drzewa liściaste

## 1. WPROWADZENIE

Jak wykazały liczne obserwacje, istnieje wyraźny związek między przebiegiem procesów fizjologicznych roślinności (zwłaszcza wyższej), a stanem równowagi wilgotnościowej gruntów ekspansywnych [2, 4, 10, 11].

Intensywny pobór wody z gruntu przez rośliny powoduje znaczne przesuszenie podłoża w zasięgu strefy korzeniowej. Zjawisko to - potęgowane dodatkowo występowaniem klimatycznych długotrwałych okresów posusznych - może być podstawową przyczyną skurczu ekspansywnego podłoża budowlanego, wskazywanego jako częsty powód nierównomiernych osiadań fundamentów budowli.

Równie istotny wpływ na stabilność wilgotnościową podłoża budowlanego i fundamentów mają zjawiska zachodzące po usunięciu roślinności. Następuje wówczas przyrost wilgotności w podłożu, a w rezultacie zmiana fazy skurczu na fazę pęcznienia iłu. Powoduje to inwersję kierunku przemieszczeń fundamentów konstrukcji.

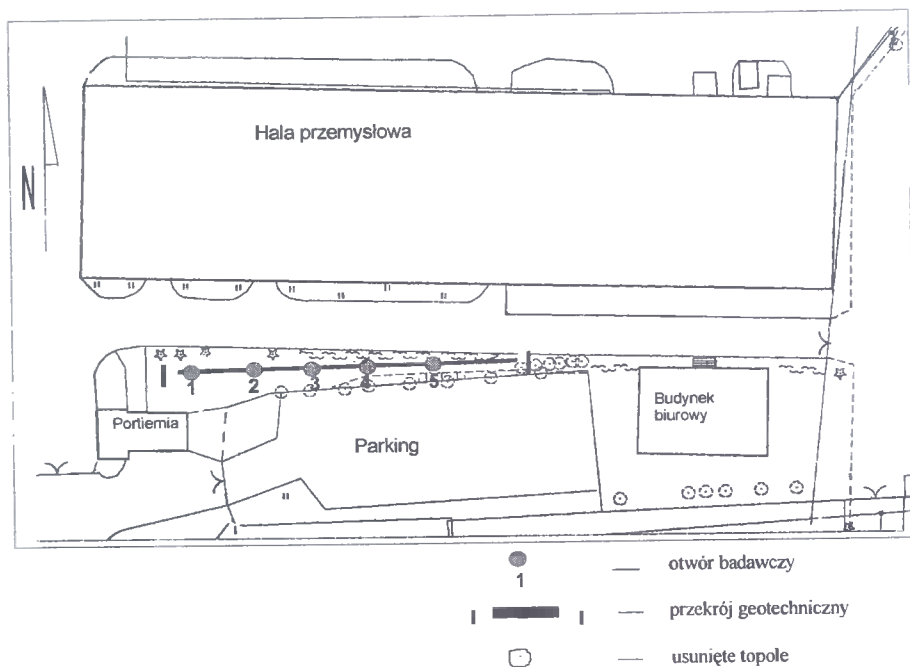
W artykule przedstawiono wyniki analizy zmian wilgotności zachodzących w podłożu gruntowym po usunięciu drzew liściastych, przeprowadzonej na podstawie wieloletnich obserwacji podłoża zbudowanego z iłów trzeciorzędowych. W okresie badaw-

czym podjęto także próbę analitycznego opisu procesu redystrybucji wilgotności w powiązaniu z właściwościami geotechnicznymi podłoża oraz strukturą opadów atmosferycznych dla obszaru Bydgoszczy.

## 2. CHARAKTERYSTYKA TERENU BADAŃ

Poligon badawczy zlokalizowany jest w Bydgoszczy przy ul. Toruńskiej 145, na terenie zakładu produkcyjnego (rys. 1).

Jest to teren średniej nadzalewowej terasy erozyjnej Brdy (terasa III wg Galona [1]). W wyniku niszczącej działalności rzeki nastąpiło odsłonięcie osadów trzeciorzędowych, tak że bezpośrednio pod cienką warstwą nasypu antropogenicznego, na głębokości około 1 metra pod poziomem terenu, zalegają ły mio-plioceniczne serii poznańskiej. Na stropie łytu wykazującym łagodne deniwelacje okresowo gromadzi się woda, pochodząca z opadów atmosferycznych. Na obszarze tym nie występują wody gruntowe pierwszego poziomu wód czwartorzędowych. Szczegółowy opis poligonu zawiera praca magisterska autorki [2].



Rys. 1. Plan sytuacyjny poligonu badawczego  
Fig. 1. Experimental field site plan

Pierwsze oznaczenie wilgotności naturalnej podłoża przeprowadzone zostało w 1995 r. w związku z poważnymi uszkodzeniami obiektów budowlanych na terenie zakładu. Stwierdzono wówczas znaczne przesuszenie podłoża ilastego, spowodowane przez rozwijające się w pobliżu drzewa. W okresie tym na terenie poligonu znajdował się duży zespół (142 sztuki) dojrzałych, 25-letnich topoli. Kolejne badanie, wykonane

krótko (8 miesięcy) po usunięciu wszystkich drzew, wykazało natomiast gwałtowny przyrost wilgotności podłoża.

Regularne obserwacje - prowadzone od 1995 r. do chwili obecnej - pozwalają na pełną analizę procesu odbudowy wilgotności naturalnej w podłożu ekspansywnym.

### 3. WYNIKI BADAŃ

#### 3.1. Zakres badań

Oznaczenie wilgotności naturalnej podłoża gruntowego poligonu badawczego prowadzono corocznie, w latach 1995-1999. Oznaczenia wykonywano za każdym razem dla próbek pobranych w stałych punktach wytyczonych geodezyjnie w 1995 r. Grunt pobierano z pięciu otworów badawczych do głębokości ok. 5 m zakończonych w łożach trzeciorzędowych, umieszczonych równolegle do osi nasadzeń drzew. Badania obejmowały także oznaczenia parametrów fizycznych i ekspansywnych iltu.

Analizę zmian wilgotności przeprowadzono dla reprezentatywnego otworu badawczego O3 (rys. 1).

#### 3.2. Wyniki badań wilgotności naturalnej

Wilgotność naturalna podłoża ilastego przed usunięciem drzew kształtowała się na poziomie  $w_n = 25 \div 30$  %, przy czym najniższe wartości występowały w warstwie przypowierzchniowej. W ciągu ośmiu miesięcy po wycięciu topoli nastąpił wzrost wilgotności przeciętnie o  $\Delta w_n = 3 \div 4$  %. Zmiany te sięgnęły do głębokości ponad 3,0 m p.p.t. Największy przyrost wilgotności dochodzący do  $\Delta w_n = 9$  %, wystąpił w strefie stropowej iltu.

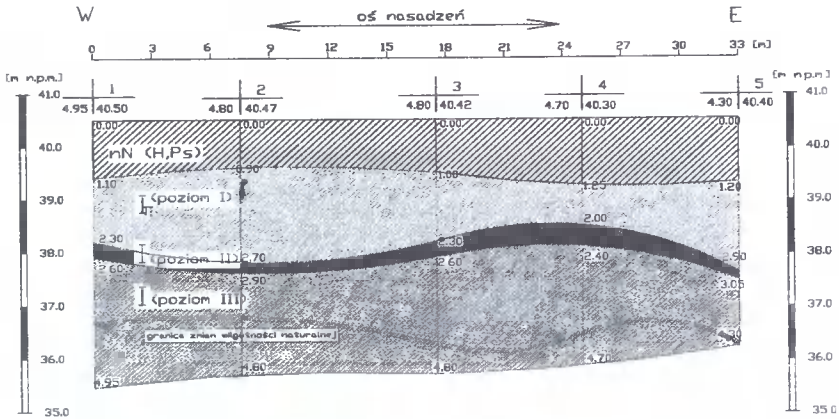
Kolejne serie badań wykazały systematyczny przyrost wilgotności naturalnej. W 1999 roku wilgotność naturalna podłoża kształtowała się na średnim poziomie  $\Delta w_n = 30 \div 40$  %. Oznacza to bezwzględny średni przyrost w stosunku do stanu z 1995 roku nawet o  $\Delta w_n = 6 \div 10$  %. Zasięg strefy o podwyższonej wilgotności osiągnął głębokość 4.0-4.5 m p.p.t. Jako granicę przesuszającego wpływu korzeni drzew przyjęto obszar, gdzie nie zaobserwowano istotnego praktycznie wzrostu wilgotności podłoża.

Uzyskane dotychczas wyniki pozwalają sądzić, że poziom wilgotności iltów ekspansywnych podłoża w dalszym ciągu przesuwa się w kierunku wyższych wartości i mimo upływu 4 lat od usunięcia drzew stan podłoża nie jest jeszcze stabilny.

#### 3.3. Parametry fizyczne podłoża

Na rozpatrywanym obszarze badawczym podłoże gruntowe cechuje się strefową zmiennością parametrów geotechnicznych w zależności od głębokości zalegania. Po generalizacji właściwości fizycznych próbek wyróżniono 3 podstawowe poziomy sedymentacyjne - I, II, III (rys. 2, tab.1).





Rys. 2. Uogólniony przekrój geotechniczny podłoża wzdłuż osi usuniętych drzew  
Fig. 2. Geotechnical section along the cut-trees line

Tabela 1. Wartości parametrów geotechnicznych  
Table 1. Geotechnical parameters values

Parametry geotechniczne Geotechnical parameters	Zakres wartości Range value		
	Poziom I Level I ~1,00÷2,2 0m p.p.t.	Poziom II Level II ~2,20÷2,60 m p.p.t.	Poziom III Level III ~2,60÷5,00 m p.p.t.
$w_p$ [%]	22,6÷31,4	33,0÷38,9	28,8÷34,0
$w_L$ [%]	73,5÷98,1	116,2÷128,1	100,9÷121,0
$w_s$ [%]	12,2÷13,8	13,4÷14,4	13,1÷13,7
$f_i$ [%]	45,0÷65,5	70,8÷89,1	67,2÷80,9
$f_{\pi}$ [%]	53,7÷43,6	16,7÷27,3	17,5÷31,1
$\rho_s$ [ $Mg \cdot m^{-3}$ ]	2,69	2,73	2,71
$P_c$ [kPa] <sup>a)</sup>	405	2015	1232

<sup>a)</sup> wartości wyznaczone w aparacie GEONOR dla próbek sproszkowanych w stanie powietrzno-suchym

<sup>a)</sup> values determined with GEONOR apparatus for powdered air-drained samples

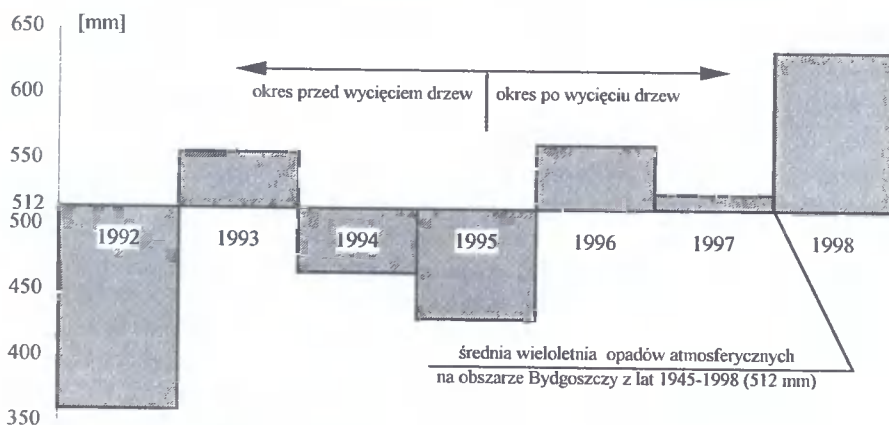
Największe zróżnicowanie parametrów ma miejsce w strefie stropowej iltu, tj. 1,0-2,2 m p.p.t. (poziom I). W poziomie I występuje ilt i ilt pylasty o stosunkowo małej zawartości frakcji iltowej i niskich wartościach granic plastyczności i płynności. W warstwie przypowierzchniowej bardzo wyraźnie zaznaczają się wpływy klimatyczne. Ze względu na niską zawartość frakcji iltowej, a także naturalne zaburzenia makrostruktury gruntu (liczne pionowe spękania strukturalne, kongrecje żelaziste i wapienne) woda opadowa, okresowo retencjonowana na stropie iltu ma ułatwione możliwości infiltracji w głąb. Jest to strefa przemywana i zdegradowana. W poziomie I zaobserwowano bardzo intensywny wzrost wilgotności naturalnej po usunięciu drzew.

Ił poziomu II charakteryzuje się ekstremalnie wysokimi wartościami podstawowych parametrów geotechnicznych ( $f_i$ ,  $w_p$ ,  $w_L$ ,  $p_c$  - tab. 1). Jest to odbiciem składu mineralogicznego iłu. Posiada on znaczną zdolność retencyjną, magazynując infiltrującą wodę. Jest to cienkie przewarstwienie (ok. 0,4 m), stanowiące stosunkowo pojemny rezerwuuar wilgotności ważnej dla procesów życiowych korzeni drzew. Można sądzić, iż występowanie takiego układu litologicznego, a więc strefy podwyższonej wilgotności na niedużej głębokości ogranicza zasięg strefy możliwego przesuszenia gruntu przez drzewa w kierunku pionowym, powodując tym samym rozwój systemów korzeniowych głównie w planie, zgodnie z przebiegiem stropu warstwy II.

W poziomie III zalegają iły charakteryzujące się pośrednimi właściwościami parametrów geotechnicznych. Jest to strefa, w której wraz ze wzrostem głębokości następuje stabilizacja warunków wilgotnościowych.

### 3.4. Wpływ opadów atmosferycznych

Szybki przyrost wilgotności naturalnej, zwłaszcza w strefie stropowej iłu, po usunięciu drzew wykazuje zależność od struktury opadów w ciągu ostatnich kilku lat. Na rysunku 3 pokazano, jak kształtowała się wysokość opadów w latach bezpośrednio poprzedzających wycinkę drzew oraz w latach późniejszych, aż do chwili obecnej. Stwierdzono, iż w ciągu 4 lat poprzedzających wycinkę topoli - w okresie intensywnej wegetacji drzew - poziom opadów atmosferycznych był niski (zwłaszcza w latach 1992 i 1995), co pogłębiło proces przesuszenia iłów przez korzenie roślin. Natomiast wzrost sumarycznych opadów po wycięciu drzew w 1995 roku był jedną z przyczyn dużej dynamiki procesu odbudowy wilgotności podłoża.



Rys. 3. Sumy roczne opadów atmosferycznych dla Bydgoszczy w latach 1992-1998  
Fig. 3. Annual rainfall in Bydgoszcz over 1992-1998

#### 4. MODELOWANIE ZMIAN WILGOTNOŚCI W PODŁOŻU

Wyniki badań oraz ich analiza wykazały, że zmiany wilgotności w podłożu ekspansywnym, jakie zachodzą po wycięciu drzew można wyrazić w sposób ogólny za pomocą wieloparametrowej funkcji:

$$F(w, t, D, L, f_i, w_L, M, S, K) = 0$$

gdzie:

- w - wilgotność podłoża po wycięciu drzew,
- t - czas,
- D - głębokość poniżej stropu iłu,
- L - odległość od osi nasadzeń,
- $f_i$  - zawartość frakcji iłowej,
- $w_L$  - granica płynności,
- M - skład mineralny iłu,
- S - struktura iłu,
- K - czynniki klimatyczne (np. opady).

Zakres przeprowadzonych badań poligonowych pozwala na analityczny opis zjawiska jako funkcji  $F(w, D, t) = 0$ . Wstępnie przyjęto funkcję opisaną równaniem ogólnym:

$$Y = A \cdot X_1 + B \cdot X_2 + C$$

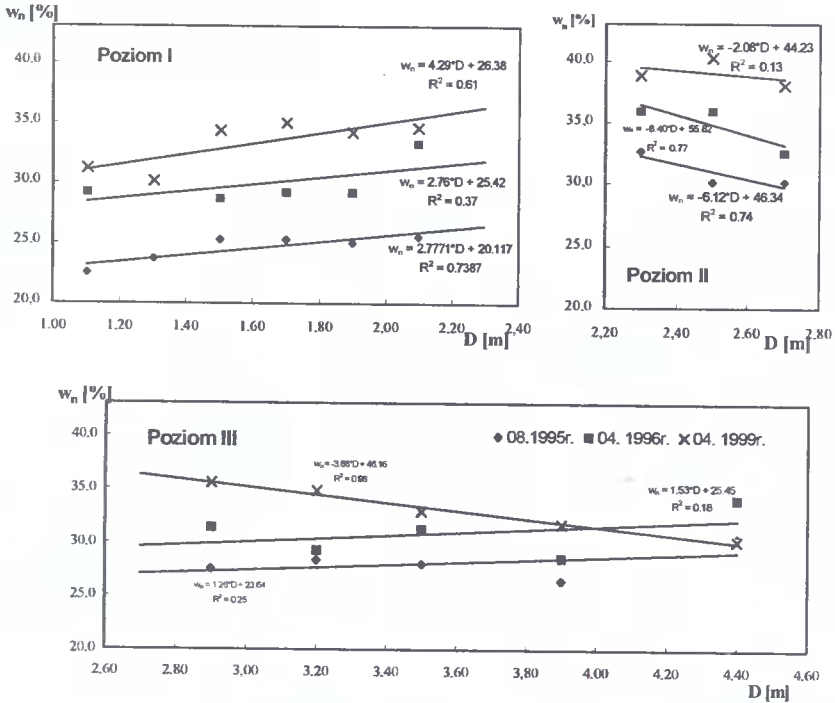
gdzie:

- Y - zmienna zależna: wilgotność iłów ekspansywnych [ $w_n$ ] po wycięciu drzew,
- X - zmienne niezależne:  $X_1$  - głębokość [D],  $X_2$  - czas [t]

Poprzez wprowadzenie trzech przedziałów zmienności funkcji, odpowiadających wydzielonym poziomom litologicznym (rys. 2) uwzględniono wpływ zmiennych, opisujących zawartość frakcji iłowej, granic konsystencji, składu mineralogicznego, struktury iłów oraz wpływu opadów.

##### 4.1. Zależność wilgotności naturalnej od głębokości

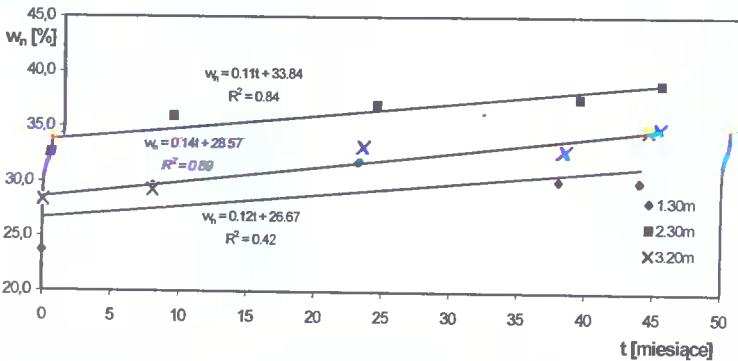
Założono, że rozkład wilgotności naturalnej dla poszczególnych poziomów (I, II, III) opisują funkcje liniowe. Jako dolną granicę strefy aktywnej poziomu III przyjęto średnią głębokość  $D = 4,6$  m p.p.t., poniżej której nie zaobserwowano istotnego przyrostu wilgotności w czasie. Z przedstawionych na rysunku 4 zależności wynika, że przyjęta liniowa zależność wilgotności naturalnej od głębokości opisuje stan rzeczywisty z różną dokładnością. Jest to wynikiem dużej nieregularności rozkładu danych doświadczalnych, co sprawia, że aproksymacja rozkładów wilgotności niezależnie od założonej funkcji stanowi znaczne przybliżenie.



Rys. 4. Zależność wilgotności naturalnej od głębokości  
 Fig. 4. Relationship between the natural water content and depth

#### 4.2. Zmiana wilgotności w czasie

Proces przyrostu wilgotności naturalnej w podłożu po usunięciu drzew opisano funkcją liniową (rys. 5). Wykres przedstawia zmiany wilgotności na wybranych głębokościach przykładowego otworu badawczego.



Rys. 5. Zależność wzrostu wilgotności naturalnej od czasu  
 Fig. 5. Relationship between the increase in natural water content and time

Generalnie założony liniowy wzrost wilgotności w czasie zbliżony jest do rzeczywistego. Wyniki badań wykazują jednak pewne osłabienie tempa wzrostu wilgotności. Należy przypuszczać, że tendencja ta może się pogłębiać w miarę upływu czasu.

#### 4.3. Zależność zmian wilgotności od czasu i głębokości

O doborze funkcji liniowej do aproksymacji obu zmiennych cząstkowych zdecydował fakt dość dokładnego odwzorowania stanu rzeczywistego przy jednoczesnej jej prostocie. Współczynniki równania wyznaczono dla poszczególnych przedziałów (poziomów I, II, III) metodą najmniejszych kwadratów.

Postać funkcji  $w_n = F(D, t)$  dla poszczególnych poziomów (I, II, III):

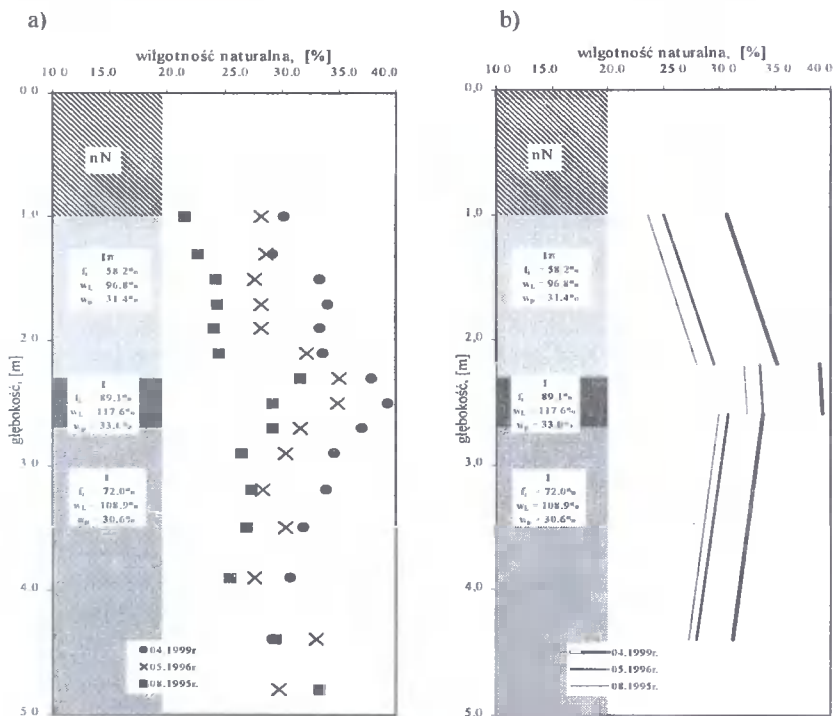
Poziom I (~1,00÷2,20m p.p.t.):  $w_n = 3,73 \cdot D + 0,16 \cdot t + 20,37$   $R^2 = 0,74$

Poziom II (~2,20÷2,60m p.p.t.):  $w_n = 0,74 \cdot D + 0,15 \cdot t + 31,10$   $R^2 = 0,79$

Poziom III (~2,60÷4,60m p.p.t.):  $w_n = -1,54 \cdot D + 0,09 \cdot t + 34,54$   $R^2 = 0,50$

Dysponując tak zdefiniowaną funkcją  $w_n = F(D, t)$  można dla poszczególnych punktów przestrzeni i czasu wyznaczyć wartość wilgotności iłu ekspansywnego w założonych warunkach geotechnicznych. Należy jednak pamiętać o uproszczeniach wynikających z przyjętego modelu.

Rysunek 6 przedstawia wykonany według powyższego schematu, rzeczywisty a) i modelowy b) rozkład wilgotności naturalnej dla wybranego otworu badawczego (O3).



Rys. 6. Rozkład wilgotności naturalnej dla przykładowego otworu badawczego:

a) rozkład rzeczywisty, b) rozkład modelowy

Fig. 6. Distribution of natural water content for a sampled hole:

a) real distribution, b) model distribution

## 5. PODSUMOWANIE

Przeprowadzona analiza procesów, zachodzących w podłożu ekspansywnym po wycięciu 142 topoli wykazała, że przesuszające oddziaływanie strefy korzeniowej dużej grupy drzew na podłoże ilaste może osiągać znaczne głębokości. Zaobserwowano zasięg strefy przesuszonej do głębokości ok. 4,0-4,5 m p.p.t. W naszym klimacie wpływ czynników atmosferycznych na podłoże ilaste nie sięga tak głęboko, a więc drzewa stanowią główną przyczynę naruszenia jego równowagi wilgotnościowej. Na zasięg przestrzenny strefy oddziaływania roślinności na podłoże znaczący wpływ ma geneza, budowa geologiczna i właściwości geotechniczne podłoża. Występująca stosunkowo płytko warstwa iłu o dużej retencyjności ( $I_p \approx 85\%$ ) może być przyczyną ograniczenia rozwoju strefy korzeniowej drzewa w głąb, pobudzając jej wzrost w planie.

Po usunięciu roślinności zachodzi powolny proces odbudowy wilgotności iłu trwający kilka lat. W warunkach poligonowych ciągły wzrost wilgotności zaobserwowano jeszcze po 4 latach od wycięcia drzew, przy czym najbardziej dynamicznie proces ten zaznacza się w przypowierzchniowej strefie podłoża (do ok. 2,5 m p.p.t.), stabilizując się na głębokości około 4,0-4,5 m p.p.t. Tempo i charakter zmian wilgotności związane są z właściwościami fizycznymi i mineralogicznymi iłu. Istotny jest zwłaszcza skład granulometryczny (wysoka zawartość frakcji ilastej) i granice konsystencji.

Znaleziona funkcja, opisująca zmiany wilgotności podłoża o wzorze ogólnym:

$$Y = A \cdot D + B \cdot t + C$$

charakteryzuje liniową zależność wilgotności od czasu oraz głębokości przy uwzględnieniu zróżnicowania właściwości geotechnicznych badanego iłu. Przedstawione funkcje, opisujące zmiany wilgotności w przestrzeni i czasie można stosować do analizy podobnych sytuacji geotechnicznych. W przypadku, gdy doszło lub może dojść do wycięcia dużej grupy drzew, na podstawie opisanych zależności można przyjąć zbliżony przebieg procesu odbudowy wilgotności iłów oraz zasięg zachodzących zmian. Warunkiem koniecznym jest, aby parametry fizyczne iłów podłoża kształtowały się podobnie jak parametry wykorzystane do opracowania modelu.

## LITERATURA

- [1] Galon R., 1953. Morfologia doliny i zandru Brdy. *Studia Societatis Scientiarum Torunensis*, vol. 1, nr 6, Toruń, 121-172.
- [2] Graczkowska A., 1999. Analiza współpracy układu fundament-podłoże-drzew. Praca magisterska 2713/B/Dz pod kier. prof. ATR dr hab. inż. M.K. Kumora, ATR Bydgoszcz.
- [3] Greń J., 1975. *Statystyka matematyczna. Modele i zadania*. PWN Warszawa.
- [4] Jeż J., 1995. *Przyrodnicze aspekty bezpiecznego budownictwa*. Wydawnictwo Politechniki Poznańskiej.
- [5] Kumor M.K., 1992. Charakterystyczne parametry geotechniczne serii poznańskiej rejonu Bydgoszczy. [W:] *Geologiczno-inżynierskie problemy serii poznańskiej*, *Acta Universitatis Wratislaviensis 1354*, *Prace Geologiczno-Mineralogiczne XXVI* Wrocław, 67-90.



- [6] Kumor M. K., 1994. Geotechniczna charakterystyka iłów trzeciorzędowych serii poznańskiej podłoża budowlanego Bydgoszczy. Materiały seminarium pt. Iły poznańskie - praktyczne aspekty budownictwa na gruntach ekspansywnych. Bydgoszcz, 1-18.
- [7] Kumor M. K., Wojciechowski E., 1986. Właściwości geotechniczne strefy przypowierzchniowej iłów plioceńskich w Bydgoszczy. Wyd. Uczeln. ATR w Bydgoszczy, Budownictwo 21, 59-65.
- [8] Madej J., Najder J., Werno M., 1966. Awary budynków mieszkalnych w dzielnicy Bielawki w Bydgoszczy. Inżynieria i Budownictwo 6/66, Warszawa.
- [9] Szpakowski K., 1998. Wpływ drzew liściastych na zmiany parametrów fizycznych iłów poznańskich w Bydgoszczy. [W:] Współczesne problemy geologii inżynierskiej w Polsce. J. Liszkowski (red.), WIND - J. Wojewoda, Wrocław, 167-172.
- [10] Szpakowski K., Dłużewski W., Krajewski S., 1997. Wpływ drzew na zmiany wilgotności ekspansywnych. [W:] Problemy geotechniczne w regionie bydgoskim - konferencja środowiskowa. Bydgoszcz, 65-77.
- [11] Zawalski A., Woziwodzki Z., 1998. Wpływ drzew na budynki posadowione na gruntach ekspansywnych. [W:] Ekologia a Budownictwo - X Ogólnopolska Interdyscyplinarna Konferencja Naukowo-Techniczna. Bielsko-Biała, 283-292.
- [12] Zawalski A., Woziwodzki Z., 1995. Dyskusja oceny zagrożenia przez drzewostan budynków posadowionych na podłożu ekspansywnym na przykładzie awarii szkół. Zesz. Nauk. Politechniki Poznańskiej, Budownictwo Łądowe 40, 353-371.

## NATURAL WATER CONTENT CHANGES IN EXPANSIVE CLAY HAVING CUT DOWN A GROUP OF TREES IN GROUND OBSERVATIONS

### Summary

The present paper presents a multi-year observations of changes in expansive clay water content as affected by a considerably large group of deciduous trees. The research was conducted in the experimental field of the Department of Geotechnics, Faculty of Civil and Environmental Engineering of the University of Technology and Agriculture in Bydgoszcz. A thorough analysis covered, first of all, the process of natural water content restoration over a few years after cutting down the trees. An attempt has been made to provide an analysis of water content redistribution, including depth and time and geotechnical expansive clay.

Key words: expansive soil, tertiary clay, expansion, shrinkage, natural water content, flora, deciduous trees

\*\*\*\*\*

Recenzent: prof. dr hab. inż. Jan Jeż  
prof. Politechniki Poznańskiej



## PRÓBA WYZNACZENIA OPTYMALNEJ ILOŚCI IŁU W MINERALNO-ORGANICZNYCH GRUNTOWYCH MATERIAŁACH KOMPOZYTOWYCH

Andrzej Olchawa

Zakład Inżynierii Wodno-Melioracyjnej IMUZ O/Żuławski  
ul. Giermków 4, 82-300 Elbląg

W pracy przedstawiono eksperymentalny sposób wyznaczania ilości iłów mineralnych, które dodane do gruntów organicznych utworzą z całością substancji organicznej kompleksy organiczno-mineralne. Metoda oparta jest o właściwości desorpcyjne nowoutworzonych kompleksów organiczno-mineralnych, iłów monomineralnych oraz gruntów organicznych. Oszacowane w drodze eksperymentu ilości iłów są bliskie wartościom obliczonym na podstawie mikrostrukturalnych właściwości materiałów wykorzystanych w badaniach.

Słowa kluczowe: grunt organiczny, iły monomineralne, kompleksy organiczno-mineralne, optymalne ilości

### 1. WSTĘP

Mineralizacja substancji organicznej jest jedną z podstawowych przyczyn stosunkowo szybkiej degradacji budowli ziemnych wykonanych z gruntów organicznych [3, 7, 24]. Jest to szczególnie istotny problem na obszarze Żuław Elbląskich, gdzie prawie wszystkie nasypy obwałowań przeciwpowodziowych należące do III i IV klasy wykonane zostały z miejscowych gruntów organicznych, a do bieżących prac odtworzeniowych i modernizacyjnych wykorzystuje się miejscowe grunty organiczne. Zastosowanie miejscowych gruntów organicznych do budowy bądź modernizacji obwałowań pozwala na znaczne ograniczenie kosztów inwestycji. Transport gruntów mineralnych spoza obszaru Żuław, a często również koszty związane z koniecznością budowy dróg technologicznych stanowią znaczące składowe wydatków na inwestycje. Szacunkowy wzrost kosztów wynosiłby około 300 % [18].

Jedną z metod ograniczających proces biodegradacji substancji organicznej w masowym gruncie bądź elemencie konstrukcji, (np. szczelnym rdzeniu) takich obwałowań może polegać na modyfikacji mineralnej części szkieletu gruntu organicznego. Wspomniana modyfikacja polega na wprowadzeniu do masywu gruntu organicznego pewnej ilości iłów [11, 12, 19]. W wyniku modyfikacji iłami powstają gruntowe materiały kompozytowe [4].

Ze względu na warunki eksploatacji oraz ze względu na koszty wykonania modyfikacji gruntu organicznego bardzo istotnym problemem jest określenie optymalnego ilościowego stosunku iltu i gruntu organicznego. W gruntowych materiałach kompozytowych, w których ilość iltu jest mniejsza od ilości optymalnej, część substancji organicznej w dalszym ciągu będzie ulegać procesom mikrobiologicznego rozkładu. Wraz ze zwiększającą się ilością iltu w materiale kompozytowym wzrastać będzie ciśnienia pęcznienia oraz zmniejszać się będzie jego wytrzymałość na ścinanie. Stąd istotnym jest, aby ilość iltu w materiale kompozytowym była nie większa od tej, która zapewni ograniczenie procesu biodegradacji substancji organicznej. Zmodyfikowane iltami grunty organiczne będą charakteryzowały się specyficznymi właściwościami desorpcyjnymi. Właściwości te wykorzystane będą dla opracowania prostej metody do oszacowania optymalnych ilości iltów monomineralnych dodawanych do gruntów organicznych celem spowolnienia procesu przeobrażeń substancji organicznej. Opracowanie metody opartej na właściwościach desorpcyjnych materiałów kompozytowych jest celem i przedmiotem niniejszej pracy.

## 2. FIZYCZNA OCHRONA SUBSTANCJI ORGANICZNEJ W GRUNTACH

Substancja organiczna w gruncie ma różnorodny i złożony skład. Występują w niej materiały roślinne i zwierzęce o różnych fazach rozkładu oraz wielkocząsteczkowe związki o specyficznych właściwościach [5, 28, 36]. W polskiej literaturze gleboznawczej obumarłe substancje organiczne dzieli się, za [14], na dwie podstawowe grupy:

- nieswoiste substancje próchniczne stanowiące około 10-15 % ogólnej substancji organicznej obejmujące produkty częściowego lub daleko posuniętego rozkładu resztek organicznych,
- swoiste substancje organiczne stanowiące pozostałą część ogólnej substancji organicznej składającej się z bezpostaciowych substancji organicznych dających się wyekstrahować roztworami alkalicznymi lub rozpuszczalnikami organicznymi. Szczegółowy opis związków chemicznych należących do obu wymienionych grup zawierają prace [5, 28].

W gruntach organicznych zachodzą procesy przemiany związków organicznych. Przyjmuje się, że około 75 do 80 % substancji organicznej ulega procesom mineralizacji, a od 20 do 25 % przekształca się w próchnicę [5, 20]. W gruntach organicznych część substancji organicznej tworzy z częściami mineralnymi szkieletu gruntowego różnego typu połączenia nazywane kompleksami bądź związkami organiczno-mineralnymi [9, 20, 33]. Połączenia te mogą zachodzić zarówno między minerałami ilastymi a swoistymi związkami próchnicznymi, jak też między minerałami ilastymi a nieswoistymi związkami próchnicznymi. Dzięki takim połączeniom, mającym formę kompleksów lub najczęściej mikroagregatów, substancja organiczna jest fizycznie chroniona (physically protected organic matter) przed procesami mikrobiologicznego rozkładu [13, 24, 30]. Substancja organiczna obecna w kompleksach organiczno-mineralnych lub w mikroagregatach (powstałych przez otulenie (coated) substancji organicznej cząstkami minerałów ilastych), uważana jest za najbardziej odporną na procesy biodegradacji [1, 35]. W dłuższych okresach (od kilku do kilkudziesięciu lat) względny ubytek masy substancji organicznej jest tym mniejszy, im większy jest udział frakcji iltowej w budowie mineralnej części szkieletu gruntu organicznego [7, 12, 13]. Aktualnie w literaturze przed-

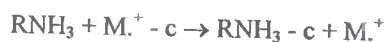
miotowej brak jest zadowalającej mikrobiologicznej i biochemicznej interpretacji zjawiska fizycznej ochrony substancji organicznej w gruntach. Niektórzy autorzy zwracają uwagę na sorpcję enzymów pozakomórkowych przez minerały ilaste jako proces wpływający na zmniejszenie przeżywalności drobnoustrojów i osłabienie wpływu tych enzymów na rozkład związków organicznych w gruntach [12]. Według innych, fizyczna ochrona substancji organicznej jest następstwem nowo utworzonej stabilnie biologicznej substancji powstałej z metabolizmu pozakomórkowego [30].

### 3. POŁĄCZENIA KOMPLEKSOWE MINERAŁÓW ILASTYCH I ZWIĄZKÓW ORGANICZNYCH

Swoista substancja próchniczna występująca w gruntach jest w większości elektroujemnym polimerem [10], który tworzy z cząstkami minerałów ilastych połączenia organiczno-mineralne [9, 15, 26, 27, 31, 34].

Połączenia takie mogą tworzyć się:

1. Przez wymianę kationów nieorganicznych na organiczne. W połączeniu takim kation organiczny neutralizuje ujemnie naładowaną powierzchnię cząstki minerału ilastego:



gdzie:

$\text{RNH}^+$  - kation organiczny,

$\text{M}^+$  - kation wymienny o dowolnej wartościowości,

-c - symbolizuje ujemnie naładowaną cząstkę minerału ilastego.

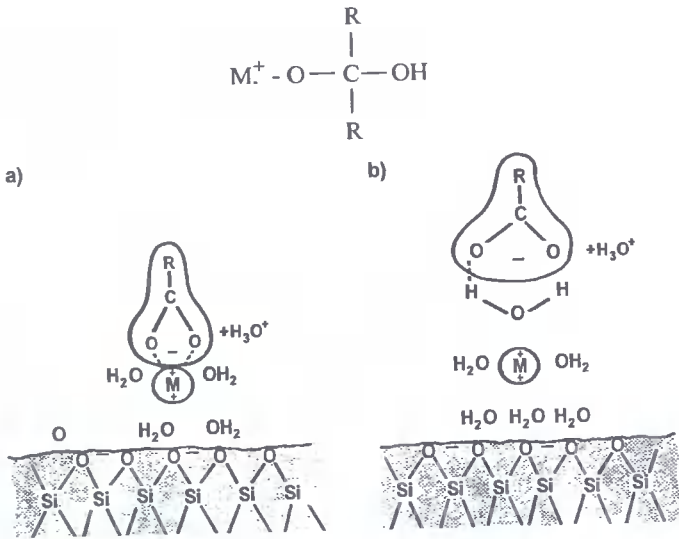
2. Poprzez protanację obojętnych elektrycznie drobin substancji próchnicznych zaadsorbowanych na powierzchni cząstki minerału ilastego. Źródłem protonów może tu być jon wodorowy  $\text{H}^+$  zajmujący pozycje wymienne, woda związana z kationem wymiennym metalu. Przekazanie protonu może również nastąpić z innego kationu będącego już na powierzchni cząstki minerału ilastego:



gdzie:

R - grupa alkilowa, pozostałe oznaczenia jak wyżej.

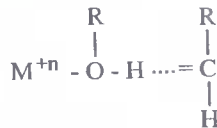
3. Poprzez adsorpcję na powierzchni cząstek minerałów ilastych elektrycznie obojętnych, lecz polarnych molekuł substancji organicznej. Adsorpcja ta następuje w wyniku powstania wiązań wodorowych pomiędzy atomami tlenu lub grupami wodorotlenowymi sieci jonowej pakietów cząstek minerałów ilastych a grupami funkcyjnymi molekuł cząstki próchnicy, takimi jak np.  $-\text{OH}$ ,  $-\text{COOH}$ ,  $=\text{C}=\text{O}$ .
4. Poprzez tzw. „mostek kationowy”. Połączenia takie powstają w warunkach nasycenia minerałów ilastych kationami wymiennymi. Kation wymienny odgrywa rolę „mostka” pomiędzy powierzchnią cząstki ilastej a anionem cząstki substancji próchnicznej (rys. 1). Proces powstawania takiego wiązania wymaga wyparcia molekuł wody z warstwy otaczających kation wymienny przez atomy tlenu anionowych grup, np. fenolanowych, karboksylowych cząstki próchnicznej:



Rys. 1. Połączenie molekuly organicznej z powierzchnią minerału ilastego poprzez mostek kationowy: a) mostek wodny, b) wg [9]

Fig. 1. Interaction of organic molecule with clay mineral surface through cation bridge: a) water bridge, b) after [9]

5. Poprzez tzw. „mostek wodny”. Podobnie jak w przypadku połączenia poprzez „mostek kationowy” połączenia takie powstają w warunkach nasycenia minerałów ilastych kationami wymiennymi (rys. 1). Połączenie pomiędzy organicznym anionem a kationem wymiennym następuje poprzez wodorowe wiązanie atomami tlenu grup funkcyjnych cząstek próchnicy a cząsteczkami molekuł wody z pierwszej warstwy otaczających kation wymienny:

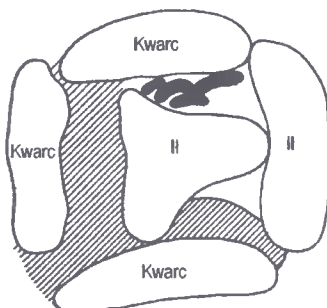


Znanych jest kilka typów połączeń pomiędzy cząstkami minerałów ilastych a substancją organiczną [33]:

- połączenie polegające na pokryciu tylko zewnętrznej powierzchni pęczniejących wewnątrzkrystalicznie (jak np. montmorillonit), jak i niepęczniejących wewnątrz krystalicznie minerałów ilastych (np. kaolinitu) drobinami lub jonami organicznymi metali,
- połączenia polegające na pokryciu wewnętrznych powierzchni pęczniejących wewnątrzkrystalicznie minerałów ilastych - kompleksy wewnątrzkrystaliczne. Połączenia takiego typu mogą powstać tylko w warunkach, gdy stężenie jonów wodorowych w cieczy porowej wyrażone wartością pH jest mniejsze od 5,5 [25].

W maszywie gruntowym połączenia pomiędzy substancją organiczną a minerałami ilastymi oraz minerałami nieilastymi, lecz zaliczanymi do frakcji iłowej przyjmują naj-

częściej formę wodoodpornych mikroagregatów strukturalnych o średnicy od 20 do  $50 \cdot 10^{-6}$  m [8, 11, 36]. Schemat mikroagregatu wg [9] przedstawiono na rysunku 2.



Rys. 2. Schemat mikroagregatu powstałego w wyniku połączenia substancji organicznej z cząstkami minerałów ilastych i kwarcem [8]

Fig. 2. Scheme of microagregate resulting from interaction between organic matter and clays (after [8])

#### 4. CHARAKTERYSTYKA MATERIAŁU BADAWCZEGO

Materiały kompozytowe były mieszaniną dwóch materiałów - gruntu organicznego z obszaru Żuław oraz jednego z dwóch, uznanych za wzorcowe monomineralnych iltów szczegółowo rozpoznanych w literaturze [16, 17]:

- 1) kaolinu z Sedlec (KS), składającego się głównie z kaolinitu i domieszek ły szczków,
- 2) iltu montmorillonitowego (B), powstałego w wyniku sedymentacji grawitacyjnej bentonitu z Miłowic, który jest iltym zbudowanym z montmorillonitu i ilitu ze śladowymi ilościami kaolinitu, skalenia i kwarcu. W rzeczywistości montmorillonit jest minerałem mieszanopakietowym o niewielkiej ilości illitu w stosunku do montmorillonitu.

Właściwości iltów monomineralnych znane są z szeregu opracowań, np. [17, 22]. W cytowanych pracach kaolin z Sedlec (Czechy) traktowany jest jako wzorcowy ilt monomineralny zbudowany z kaolinitu. Zawartość kaolinitu waha się w granicach 80-90 %, a obecność innych minerałów nie wpływa zasadniczo na cechy kaolinitowe kaolinu [17]. W świetle badań dyfraktometrycznych [23] ilt montmorillonitowy (B) stanowi idealny grunt monomineralny. Cechy fizyczne iltów monomineralnych przedstawiono w tabeli 1.

Wartości zewnętrznej Se, jak i całkowitej powierzchni właściwej St iltu kaolinitowego i iltu montmorillonitowego obliczono na podstawie wilgotności desorpcyjnej iltów oraz odpowiednich współczynników przeliczeniowych wyprowadzonych i szczegółowo omówionych w pracy [21].

Grunty organiczne, będące bazowymi składnikami materiałów kompozytowych są gruntami reprezentatywnymi dla gruntów wykorzystywanych do bieżących modernizacji i prac odtworzeniowych obwałowań przeciwpowodziowych jeziora Drużno i ujściowych ścieków wpadających do jeziora. Według podziału rodzimych gruntów organicznych stosowanego wg PN-86/B-02480 są to namuły gliniaste (Nmg). Należy do nich materiał:

- wydobyty z dna rzeki Tyny (T), a następnie wbudowany w modernizowany nasyp w miejscowości Raczki Elbląskie (polder 19),
- wydobyty z pobliskiego kanału materiałowego w miejscowości Nowe Dolno (ND), a następnie wbudowany w korpus rozbudowywanego nasypu obwałowania (polder 26),
- pobrany z dna rzeki Bawłewki w miejscowości Markusy (M), a następnie wbudowany w modernizowany nasyp obwałowania rzeki Bawłewki (polder 23).

Tabela 1. Cechy fizyczne iłu montmorillonitowego i kaolinitowego  
Table 1. Physical properties of montmorillonite and kaolinite clays

II Type of clay	w <sub>p</sub>	w <sub>L</sub>	Se	St	σ	Zawartość frakcji, % Content of fraction			Gęstość właściwa szkieletu Dry density	W <sub>opt</sub>
	%	%	m <sup>2</sup> /g	m <sup>2</sup> /g	C/m <sup>2</sup>	2-0,05 mm	0,05-0,002 mm	< 0,002 mm	Mg/m <sup>3</sup>	%
Montmorillonitowy Montmorillonit	45	32,5	86,2	478	0,17	1	2	97	2,69	-
Kaolinitowy Kaolinite	34	68,5	1,8	19,8	0,57	1	36	63	2,63	22,8

Se - zewnętrzna powierzchnia właściwa, Se - total surface area

St - całkowita powierzchnia właściwa, St - external surface area

Cechy fizykochemiczne gruntów organicznych zestawiono w tabeli 2.

Tabela 2. Właściwości fizyczne gruntów organicznych z obszaru Żuław  
Table 2. Physical properties and organic matter content of some Żuław region soils

Miejsce pobrania gruntów Site of sampling	pH w In KCl	ρ <sub>s</sub>	w <sub>ko</sub>	I <sub>om</sub>	W <sub>opt</sub>	Zawartość frakcji, % Content of fraction, %		
		g/cm <sup>3</sup>	%	%	%	2 - 0,05 mm	0,005-0,002 mm	< 0,002 mm
Tyna (T)	6,6	2,53	49,4	4,8	23,5	32	62,5	5,5
Nowe Dolno(ND)	6,1	2,45	61,3	9,6	33,4	44	54	2
Markusy (M)	6,5	2,34	82,9	18,8	51,2	38	49,5	12,5

Materiały kompozytowe zostały wykonane przez staranne wymieszanie dwóch składników, tj. gruntu organicznego i monomineralnego iłu. Materiały złożone z tego samego gruntu organicznego i tego samego iłu różniły się wzajemną ilością obydwu składników. Skład materiału kompozytowego wyrażony został poprzez stosunek masy szkieletu iłu monomineralnego  $m_c$  do masy szkieletu gruntu organicznego  $M_{s0}$ . Stosunek  $k = (m_c/M_{s0}) \times 100$  % wynosił: 0,5, 1, 2, ..., 14.

Wilgotność gruntu organicznego podczas mieszania była równa wilgotności naturalnej  $W_n$ . Wszystkie wykonane materiały kompozytowe doprowadzono do wilgotności powietrznie suchej, co odpowiada rzeczywistym warunkom eksploatacji materiałów



w tzw. I strefie poprzecznego przekroju korpusu, tj. strefie najbardziej narażonej na procesy degradacji [23]. Następnie dodano do nich wodę destylowaną w takiej ilości, aby ich wilgotność była większa o kilka procent od wilgotności desorpcyjnej obliczonej wg wzoru (1) dla  $k = 12$  lub  $14$ .

Tabela 3. Wilgotność desorpcyjna gruntów organicznych i łu w warunkach względnej prężności pary  $p/p_0 = 0,95$

Table 3. Desorption water content of organic soils and the clays at relative humidity  $p/p_0 = 0.95$

Grunty organiczne			WD (0,95) [%]		
			II		
Tyna (T)	Nowe Dolno (ND)	Markusy (M)	montmorillonitowy	montmorillonitowy K <sup>+</sup>	kaolinit
4,73	4,12	9,45	27,11	16,02	3,95

Oznaczenia materiałów kompozytowych są następujące: pierwsza litera (litery) oznacza miejsce pobrania gruntu organicznego, druga litera łu monomineralny będący drugim składnikiem kompozytu. Na przykład TB oznacza, że kompozyt składa się z gruntu organicznego z Tyny (T) oraz łu montmorillonitowego (B).

Z każdego materiału kompozytowego wykonano po 30 naważek o masie około 1 g, które umieszczono w eksykatorze nad 10% roztworem  $H_2SO_4$ . Względna prężność pary w tych warunkach wynosiła  $p/p_0 = 0,95$ , gdzie  $p$  - prężność pary nad roztworem w temperaturze 293 K;  $p_0$  - prężność pary nad wodą destylowaną w temperaturze 293 K. Czas przebywania naważek w tych warunkach był równy czasowi potrzebnemu do uzyskania równowagi termodynamicznej między wodą w materiałach kompozytowych a parą wodną. Za stan równowagi uważa się brak ubytku masy badanej próbki. Wyniki średnich z oznaczonych po tym czasie wartości wilgotności desorpcyjnych  $WD(0,95)$  zestawiono w tabeli 4. Średnie wartości  $WD(0,95)$  obliczono tylko z tej liczby próbek, dla których wartość wskaźnika zmienności wilgotności desorpcyjnej była mniejsza lub równa 5 %, tj.  $v \leq 5$  % [2].

## 5. ZAŁOŻENIA DOTYCZĄCE WŁAŚCIWOŚCI FIZYCZNYCH MATERIAŁÓW KOMPOZYTOWYCH I MONOMINERALNYCH ŁÓW

- Największa ilość łu monomineralnego, która w całości utworzy w materiale kompozytowym największą możliwą liczbę kompleksów mineralno-organicznych jest ilością optymalną  $k_c$ .
- Wilgotność desorpcyjna materiałów kompozytowych  $WD(0,95)_k$ , w których utworzyły się kompleksy organiczno-mineralne w wyniku dodania łu monomineralnych do gruntów organicznych będzie zawsze mniejsza od wilgotności  $WD(0,95)_k$  wyrażonej wzorem:

$$WD(0,95)_k = [WD(0,95)_{os} + 0,01 \cdot k \cdot WD(0,95)_c] / (1 + 0,01 \cdot k) \quad (1)$$



gdzie:

$WD(0,95)_{os}$  - wilgotność desorpcyjna gruntu organicznego w warunkach względnej prężności pary  $p/p_0 = 0,95$  i w temperaturze 293 K [%],

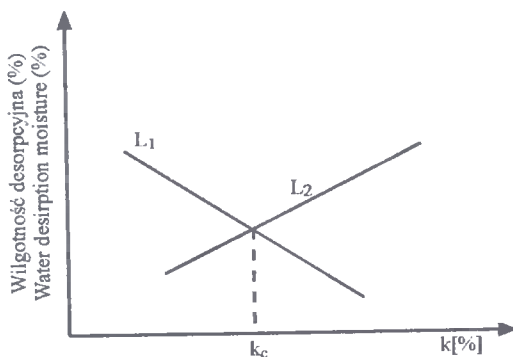
$WD(0,95)_c$  - j.w., lecz dotyczy iłu monomineralnego, pozostałe oznaczenia jak wyżej.

Wzór (2) wyraża wartość wilgotności desorpcyjnej materiału kompozytowego, w którym nie tworzą się kompleksy organiczno-mineralne między substancją organiczną a iłami monomineralnymi.

- c. Optymalną ilość iłów monomineralnych potrzebną do utworzenia z wolną substancją w gruntach organicznych określa wartość  $k_c$ , którą wyznacza punkt przecięcia dwóch aproksymowanych prostych o równaniach kierunkowych  $L_1 \equiv WD(0,95) = m_1 \cdot k + b_1$  i  $L_2 \equiv WD(0,95) = m_2 \cdot k + b_2$ . Na prostej  $L_1$  będą znajdowały się wartości wilgotności desorpcyjne tych materiałów kompozytowych, w których miejsce wody na powierzchni cząstek iłów monomineralnych zajmie substancja organiczna. Na prostej  $L_2$  znajdują się wilgotności tych materiałów kompozytowych, w których część masy dodanych do gruntu iłów nie tworzy już kompleksów organiczno-mineralnych. Na powierzchni tych iłów, w warunkach względnej prężności pary  $p/p_0 = 0,95$  występuje pewna liczba warstw molekuł wody. Wartość  $k_c$  wyznacza wzór:

$$k_c = (b_2 - b_1) / (m_1 - m_2) \quad (2)$$

Założenie przyjęte w punkcie c przedstawiono schematycznie na rysunku 3.



Rys. 3. Schemat wyznaczenia wartości  $k_c$

Fig. 3. Illustration for calculation of  $k_c$

- d. Liczbę warstw molekuł wody na zewnętrznej powierzchni cząstki kaolinitu w warunkach względnej prężności pary wodnej  $p/p_0 = 0,95$  wyraża wzór [22]:

$$n = WD(0,95)_c / \epsilon_w \cdot \Theta \cdot \rho \quad (3)$$

gdzie:

$\Theta$  - średnica molekuły wody równa 0,272 nm,

$\rho$  - gęstość wody na powierzchni cząstki przyjęto  $1,00 \cdot 10^6 \text{ Mg/m}^3$  (sorpcja z fazy ciekłej),

$WD(0,95)_c$  - wilgotność desorpcyjna kaolinu (tab. 3). Stąd liczba warstw molekuł wody na zewnętrznej powierzchni kaolinitu wynosi  $n = 7,3$ .

- e. Liczbę warstw molekuł wody na zewnętrznej powierzchni cząstki montmorillonitu w warunkach względnej prężności pary wodnej  $p/p_0 = 0,95$  wyraża wzór [31]:

$$n = WD(0,95)^{K^+} / Se \cdot \Theta \cdot \rho \quad (4)$$

gdzie:

$WD(0,95)^{K^+}$  - wilgotność desorpcyjna iltu montmorillonitowego po wymianie naturalnego kompleksu wymiennego na jon  $K^+$  (tab. 3).

Wymiana naturalnego kompleksu wymiennego na kation potasowy oznacza, że woda występuje jedynie na powierzchni zewnętrznej cząstki montmorillonitu [21]. Stąd liczba warstw molekuł wody na zewnętrznej powierzchni kaolinitu wynosi  $n = 6,8$ .

- f. Masę molekuł organicznych sorbowanych na zewnętrzną powierzchnię 1 g iltu monomineralnego wyraża wzór:

$$MS = Se \cdot \Theta \cdot \rho_{om} \cdot n \quad (5)$$

gdzie:

$\rho_{om}$  - gęstość molekuly organicznej,

$\Theta$  - średnica molekuly wody, pozostałe oznaczenia jak wyżej.

- g. Powierzchnię iltu Sc potrzebną do utworzenia w 1 g materiału kompozytowego mikroagregatów (w wyniku otulenia substancji organicznej - ang. coated) o cechach geometrycznych sfery o średnicy d, określa wzór:

$$Sc = 6 \cdot I_{om} \cdot d^{-1} \cdot \rho^{-1} \cdot 10^{-6} \cdot 1 \text{ g} \cdot f \quad (6)$$

gdzie:

$I_{om}$  - zawartość części organicznych w materiale kompozytowym w częściach jedności,

d - jw. w [m],

f - współczynnik zależny od sposobu tworzenia się mikroagregatów,

$f = f_{max} = 2$ - przy całkowitej wzajemnej separacji utworzonych mikroagregatów (tworzenie się kompleksów organiczno-mineralnych na połowie zewnętrznej powierzchni właściwej cząstek minerałów ilastych),

$\rho$  - gęstość objętościowa substancji organicznej w  $[\text{Mg/m}^3]$ . W obliczeniach przyjęto  $1,25 \text{ Mg/m}^3$  [11].

- h. Połączenia substancji organicznej z cząstkami montmorillonitu zachodzą tylko na zewnętrznej powierzchni cząstki ze względu na stężenie jonów wodorowych w cieczech porowych gruntów organicznych -  $\text{pH} > 5,5$  (tab. 2).

## 6. ANALIZA WYNIKÓW

Średnie wartości wyznaczonej eksperymentalnie wilgotności desorpcyjnych WD(0,95) dla materiałów kompozytowych zestawiono w tabeli 4.

Tabela 4. Wilgotności desorpcyjne materiałów kompozytowych w warunkach względnej prężności pary  $p/p_0 = 0,95$   
Table 4. Water desorption content of composite materials at relative humidity  $p/p_0 = 0,95$

Wilgotność desorpcyjna w warunkach względnej prężności pary $p/p_0 = 0,95$ ( $t = 293K$ ) Desorption water content at relative humidity $p/p_0 = 0,95$															
$100 \times k$	0,5	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
TB	4,85	5,02	5,22	5,47	5,62	5,84	6,21	6,55	6,69	6,72	7,02	7,01	-	-	-
TK	4,73	4,71	4,69	4,67	4,66	4,66	4,66	4,66	4,65	4,64	4,64	4,63	4,63	4,62	4,63
NDB	4,25	4,34	4,50	4,70	4,83	5,11	5,38	5,50	5,71	6,11	6,21	6,25	-	-	-
NDK	4,08	4,08	4,04	4,00	3,97	3,92	3,92	3,86	3,86	3,86	3,85	3,86	3,86	-	-
MB	9,47	9,51	9,55	9,60	9,70	9,86	9,96	10,31	10,42	10,70	10,91	10,97	-	-	-
MK	9,48	9,41	9,26	9,25	9,11	9,01	8,95	8,84	8,76	8,70	8,60	8,53	8,49	8,44	8,40

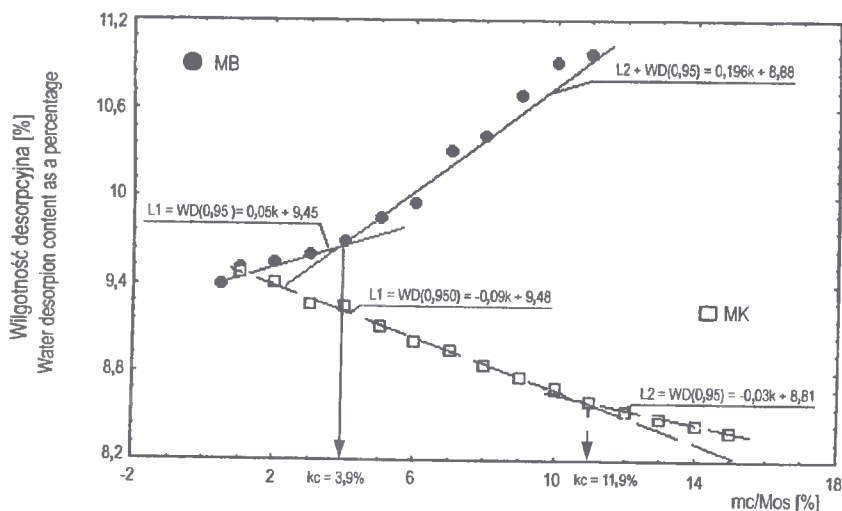
Obliczone - z zastosowaniem procedury najmniejszych kwadratów, wartości estymowanych współczynników równań  $L_1$  i  $L_2$  - przedstawiono w tabeli 5, gdzie zestawiono wartości współczynników determinacji wielokrotnej  $R^2$  oraz wartości  $k_c$  obliczonych wg wzoru (2).

Tabela 5. Wartości estymatorów równań prostych  $L_1$  i  $L_2$   
Table 5. Coefficients of model fittings of  $L_1$  and  $L_2$  functions

Materiały kompozytowe Composite materials	$L_1$			$L_2$			$k_c$ [%]
	$m_1$	$b_1$	$R^2$ [%]	$m_2$	$b_2$	$R^2$ [%]	
TB	0,30	4,70	94,7	0,21	0,48	100	1,1
TK	-0,025	4,74	96,4	-0,005	4,68	96,1	5,1
NDB	0,16	4,17	99,6	0,211	4,05	93,7	2,4
NDK	-0,032	4,10	97,4	0,00	3,87	99,8	7,8
MB	0,0498	9,45	98,7	0,196	8,88	97,4	3,9
MK	-0,088	9,48	99,2	-0,029	8,81	90,3	11,2

Rysunek 4 przedstawia położenie eksperymentalnych wartości WD(0,95) materiałów kompozytowych MB i MK względem aproksymowanych prostych  $L_1$  i  $L_2$ .

W celu zbadania ilościowych związków między optymalną zawartością ilów monomineralnych w materiałach kompozytowych a podstawowymi parametrami charakteryzującymi składniki materiału zastosowano analizę regresji, której procedurę szczegółowo opisano w pracach [6, 10].



Rys. 4. Położenie eksperymentalnych wartości wilgotności desorpcyjnych względem aproksymowanych prostych  $L_1$  i  $L_2$ . Materiały MB i MK

Fig. 4. The lines of regression models with observed values of water desorption moisture

Zbadano funkcyjną zależność pomiędzy wartościami  $k_c$  a zawartością części organicznych w gruntach i zewnętrzną powierzchnią cząstek minerałów ilastych. Zależność tę opisano wzorem ogólnym  $k_c = k_c(I_{om}, Se)$ . Zbadano model liniowy stopnia pierwszego o równaniu:

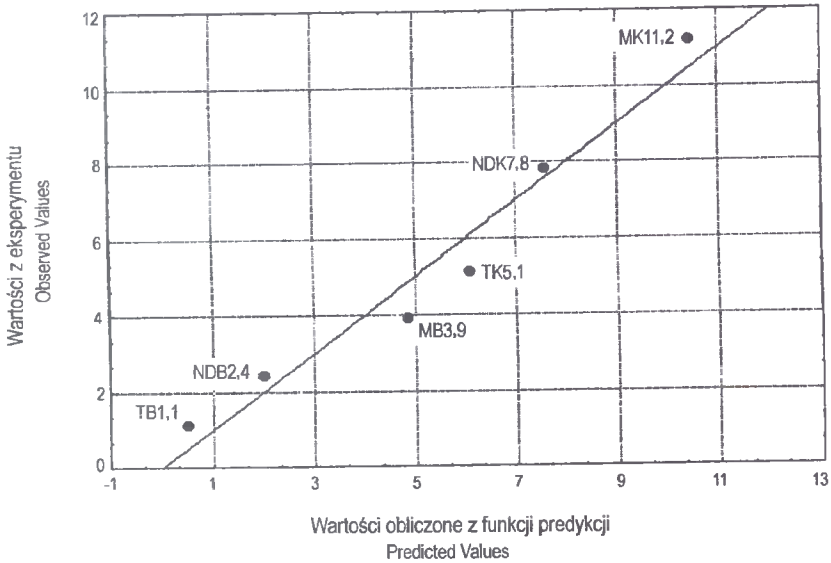
$$k_c = A \cdot I_{om} + B \cdot Se + C \quad (7)$$

Parametrami modelu, wyrażonego funkcją (5) były wartości  $k_c$  wszystkich materiałów kompozytowych, wartości współczynników równania regresji zostały wyznaczone przy współczynniku determinacji wielokrotnej  $R^2 = 92,2\%$ . Po podstawieniu współczynników regresji równanie (7) ma postać:

$$k_c = 0,31 \cdot I_{om} - 0,083 \cdot Se + 6,24 \quad (8)$$

Na rysunku 5 przedstawiono położenie eksperymentalnych wartości  $k_c$  względem wartości obliczonych na podstawie równania (8).

Obliczona na podstawie wzorów (3) i (4), wilgotności desorpcyjnej składników materiałów kompozytowych (tab. 3) oraz wilgotności desorpcyjnej tych materiałów kompozytowych, w których zawartość łąw jest mniejsza od optymalnej, tj.  $k < k_c$  (tab. 4) średnia liczba warstw molekuł wody na zewnętrznej powierzchni kaolinitu wynosi 0,8, a na zewnętrznej powierzchni montmorillonitu 1,5. Świadczy to o braku całkowitego wyparcia wody przez molekuły substancji organicznej z zewnętrznej powierzchni cząstek minerałów ilastych.



Rys. 5. Położenie eksperymentalnych wartości  $k_c$  względem wartości obliczonych  
 Fig. 5. Predicted values vs. observed values

Optymalne ilości iłó w materiałach kompozytowych są ilościami o jeden rząd wielkości mniejszymi w porównaniu z ilościami frakcji iłowej zdolnymi do stałej ochrony (fixed capacity) tej samej ilości substancji organicznej w modelu Hassinka i Whitmore'a [12]. Zakładając prawdziwość teorii o ochronie substancji organicznej w następstwie tworzenia się kompleksów organicznych rozbieżność ta może wynikać co najmniej z dwóch przyczyn. Pierwsza może wynikać z faktu, że w modelu tym nie uwzględnia się podstawowego parametru charakteryzującego ily, tj. powierzchni właściwej. Powierzchnia właściwa jest podstawowym parametrem decydującym o ilości możliwych do utworzenia kompleksów organiczno-mineralnych. Grunty o podobnej zawartości frakcji iłowej mogą znacznie różnić się pomierzoną powierzchnią właściwą. Przykładem może być stosunek frakcji iłowej ılu montmorillonitowego do tej samej frakcji ılu kaolinitowego (tab. 1). Wartość tego stosunku wynosi 1,53, zaś stosunek zewnętrznych powierzchni właściwych jest blisko trzykrotnie większy i wynosi 4,53. Drugą przyczyną może być fakt, że obecna w gruntach organicznych frakcja ıłowa tworzy kompleksy organiczne z częścią substancji organicznej.

Zgodnie ze wzorem (5) i właściwościami kwasu huminowego (HA) w środowisku wodnym w, którym  $\text{pH} \approx 7$  [27, 28], masa jednej warstwy cząstek kwasu zaadsorbowana na 0,01 g (tj. ilości ılu montmorillonitowego w 1 g w materiale kompozytowego TB1.1) zewnętrznej powierzchni właściwej cząstek ılu montmorillonitowego wynosi około 0,09 g (9 %), tj. około 4,7 % organicznego C. Wartość ta jest większa od zawartości węgla organicznego w materiale kompozytowym TB1.1, która wynosi około 2,8 % [20].

Ilości ıłów potrzebnych do utworzenie w jednostkowej masie materiałów kompozytowych największej możliwej i wzajemnie oddzielonej liczby mikroagregatów o średnicach  $10^{-6}$  m lub  $10^{-5}$  m [11, 35] zestawiono w tabeli 6 i graficznie przedstawiono na

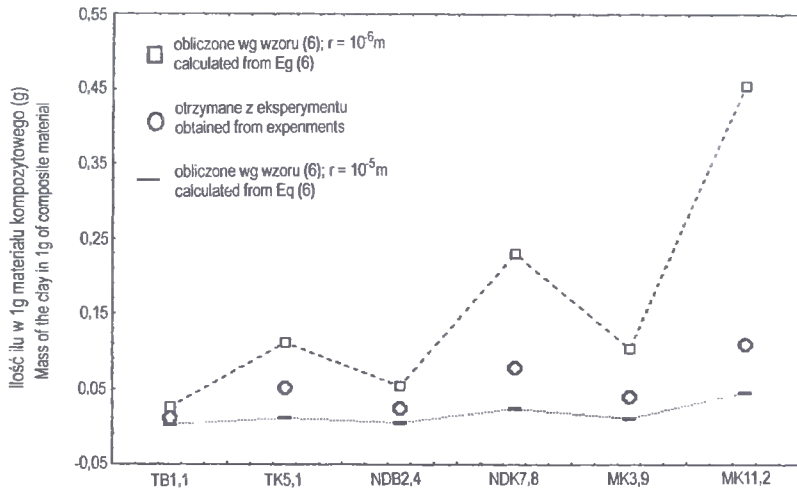
rysunku 6. Wartości w tabeli obliczono na podstawie wzoru (7) i wartości zewnętrznej powierzchni właściwej łów.

Tabela 6. Ilości łów w 1 g materiału kompozytowego  
Table 6. Mass of the clays in 1 g of the composite material

Materiały kompozytowe The composite materials	Uzyskane z eksperymentu The experimental values [g]	Obliczone wg wzoru (6) Calculated from Eq. (6) [g]	
		$r = 10^{-5} \text{ m}$	$r = 10^{-6} \text{ m}$
TB 1,1	0,0108	0,025	0,002
TK 5,1	0,0510	0,111	0,0112
NDB 2,4	0,0230	0,053	0,005
NDK 7,8	0,0780	0,230	0,023
MB 3,9	0,0390	0,104	0,010
MK 11,2	0,1120	0,455	0,045

Z przedstawionych analiz widać, że ilości łów w materiałach kompozytowych obliczonych na podstawie wzorów (5) i (6) są bliskie ilościom łów zdefiniowanym jako ilości optymalne i oszacowanym w drodze eksperymentu.

W praktycznej realizacji materiałów kompozytowych do oszacowania optymalnej ilości łów wystarczy w drodze eksperymentu wyznaczyć wartości par  $k_{c,i}$ ,  $WD(0,95)$  i dla np.  $i = 1,2,3$  oraz np.  $i = 10, 11, 12$ . Na podstawie tych danych można metodą najmniejszych kwadratów wyznaczyć równania prostych L1 i L2, a następnie wyznaczyć ich punkt wspólny (rys. 3).



Rys. 6. Ilości łów w 1 g materiałów kompozytowych  
Fig. 6. Mass of the clays in the composite materials

Pomimo, że do badań eksperymentalnych wykorzystano ły monomineralne, to przedstawiony sposób szacowania optymalnej ilości łów dodawanych do gruntów organicz-

nych może być stosowany przy wykorzystywaniu iłów pobranych z ich naturalnych złożów. Iły w swych naturalnych złożach są mieszaniną różnych minerałów ilastych występujących obok siebie w różnych proporcjach i towarzyszą im w większych lub mniejszych ilościach minerały nieilaste. Wilgotności desorpcyjne tych iłów będą na ogół większe od wilgotności desorpcyjnej iłu kaolinitowego i zawsze mniejsze od wilgotności desorpcyjnej iłu montmorillonitowego, czyli obydwu iłów wykorzystanych w eksperymencie.

## 7. PODSUMOWANIE

Optymalne ilości iłów w materiałach kompozytowych obliczone na podstawie mikrostrukturalnych właściwości składników materiałów są bliskie wartościom oszacowanym w drodze eksperymentu.

Oszacowanie optymalnej ilości iłów dodawanych do gruntów organicznych celem utworzenia przez nie wraz z substancją organiczną kompleksów organiczno-mineralnych możliwe jest na podstawie wilgotności desorpcyjnej materiałów kompozytowych o różnym stosunku masy szkieletu iłu do masy szkieletu gruntu organicznego.

Metoda ma również zastosowanie w przypadku wykonywania materiałów kompozytowych z wykorzystaniem iłów pochodzących z naturalnych złożów.

Podstawową zaletą metody jest łatwość i możliwość zastosowania jej w każdym laboratorium gruntoznawczym bądź gleboznawczym, bowiem metoda nie wymaga specjalistycznej aparatury. Do jej wad zaliczyć należy stosunkowo dużą czasochłonność badań oraz pracochłonność związaną z koniecznością przygotowania dużej liczby próbek o jednakowym stosunku masy szkieletu iłu do masy szkieletu gruntu organicznego. Konieczność ta wynika ze stosunkowo dużego rozproszenia wyznaczonych eksperymentalnie wartości wilgotności desorpcyjnej materiałów kompozytowych, co wymaga zawsze wyeliminowania z obliczeń kilku wartości wilgotności desorpcyjnej.

Na Żuławach metoda może być przydatna w ocenie ekonomicznej zasadności zastosowania do prac modernizacyjnych obwałowań materiałów kompozytowych złożonych z miejscowych gruntów organicznych i iłów ze złóż Wysoczyzny Elbląskiej.

## LITERATURA

- [1] Anderson D.W., Paul E.A., 1984. Organo-mineral complexes and their study by radiocarbon. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 48, 298-301.
- [2] Benjamin J.R., Cornell C.A., 1974. Rachunek prawdopodobieństwa, statystyka matematyczna i teoria decyzji dla inżynierów. WNT Warszawa.
- [3] Borys M., 1993. Niskie nasypy z miejscowych gruntów organicznych dla potrzeb budownictwa wodno-melioracyjnego. Wyd. IMUZ, Falenty.
- [4] Brandt A. (red.), 1974. Własności mechaniczne i struktura kompozytów betonowych. Ossolineum Wrocław-Warszawa-Kraków-Gdańsk.
- [5] Dobrzański B., Zawadzki S., 1981. Gleboznawstwo. PWRiL Warszawa.
- [6] Draper N.R., Smith H., 1973. *Applied Regression Analysis*. John Wiley & Sons. Inc.
- [7] Franzluebbbers A.J., Haney R.L., Hons F.M., Zuberer D.A., 1996. Determination of Microbial Biomass and Nitrogen Mineralization following of Dried Soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 60, 1133-1139.
- [8] Gołębiowska J., 1982. Mikrobiologia rolnicza. PWRiL Warszawa.



- [9] Greenland D.J., 1971. Interactions between humic and fulvic acids and clays. *Soil Science* 1(111), 34-41.
- [10] Groot de M.H., 1986. *Probability And Statistics*. Addison-Wesley Publishing Company.
- [11] Hassink J., 1995. Decomposition Rate Constant of Size and Density Fractions of Soil Organic Matter. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 59, 1631-1635.
- [12] Hassink J., Whitmore A.P., 1997. A Model of the Physical Protection of Organic Matter in Soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61, 131-139.
- [13] Jenkinson D.S., 1990. The turnover of organic carbon and nitrogen in soil. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B* 329, 361-368.
- [14] Konanowa M., 1955. *Zagadnienia próchnicy glebowej*. PWRiL Warszawa.
- [15] Kowda W.A., 1984. *Podstawy nauki o glebach*. PWRiL Warszawa.
- [16] Kulesza-Wiewióra K., 1990. *Badanie składu mineralnego metodą rentgenostrukturalną*. [W:] *Metody badań gruntów spoistych*, pod redakcją B. Grabowskiej-Olszewskiej. Wyd. Geologiczne Warszawa.
- [17] Kumor M.K., 1989. Zmiany mikrostruktury iłów monomineralnych i iłu plicieńskiego pod wpływem cyklicznego przemrażania i odmrażania. *Wyd. Uczeln. ATR w Bydgoszczy, Rozprawy* 34.
- [18] Liziński T., Olchawa A., 1997. Efekt ekonomiczny modernizacji nasypu przeciwpowodziowego wykonanej według technologii konsolidacji dynamicznej. *Wiadomości Melioracyjne i Łąkarskie* 1.
- [19] Mortland M.M., 1970. Clay-Organic Complexes and Intractions. *Advances in Agronomy*. 22, 75-117.
- [20] Myślińska E., 1990. *Substancja organiczna*. [W:] *Metody badań gruntów spoistych*, pod redakcją B. Grabowskiej-Olszewskiej. Wyd. Geologiczne. Warszawa.
- [21] Olchawa A., 1994. Określenie powierzchni właściwej gruntów ilastych na podstawie wilgotności desorpcyjnej. *Wiadomości IMUZ*, t. XVIII, z. 1.
- [22] Olchawa A., 1997. *Badanie retencji wodnej w modelowych iłowych*. Konferencja Sekcji Geotechniki Komitetu Inżynierii Lądowej i Wodnej PAN „Problemy geotechniczne w regionie bydgoskim”. Bydgoszcz, 29-41. **(co jest modelowe iłowe?)**
- [23] Olchawa A., Kumor M.K., 2000. *Wpływ cyklicznych przemrożeń na pęcznienie i skurcz mrozowy gruntowych materiałów kompozytowych: grunt organiczny - popiół lotny, grunt organiczny - ił monomineralny*. *Rozprawy (w druku)*. **(u kogo?)**
- [24] Parton W.J., Schimel D.S., Cole C.V., Ojima D.S., 1987. Analysis of Factors Controlling. Soil Organic Matter Levels in Great Plains Grasslands. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 51, 1173-1179.
- [25] Perston C.M., Schnitzer M., 1984. Effects of chemical modifications and extractants on the carbon - 13 NMR spectra of humic materials. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 48, 305-311.
- [26] Saiani G.R., Mc Lean A.A., 1966. Adsorption flocculation reactions of a soil polysaccharide with kaolinite. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 30, 697-699.
- [27] Schnitzer M., Ripmeester J.A., Kodma H., 1988. Characterization of organic matter associated with a soil clay. *Soil Science* 6(145), 448-454.
- [28] Schnitzer M., 1991. Soil Organic Matter - The Next 75 Years. *Soil Science* 1(151), 41-58.

- [29] Sensi N., Rizzi F.F., Dellini P., Acquafredda P., 1996. Fractal Dimension of Humic Acids in Aqueous Suspension as a Function of pH and Time. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 60, 1773-1780.
- [30] Soerensen L.H., 1981. Carbon-nitrogen relationships during the humification of cellulose in soils containing different amounts of clay. *Soil Biol. Biochem.* 13 313-321.
- [31] Sommerauer A., Sussmann D.L., Stumm W., 1968. The role of complex formation in the flocculation of negatively charged soils with anionic polyelectrolytes. *Kolloid Z.* 225, 147-154.
- [32] Stepkowska E., 1972. Woda związana z fazą krystaliczną minerałów ilastych. *Rozprawy Hydrotechniczne* 31, 69-116.
- [33] Stoch L., 1974. *Minerały ilaste*. Wyd. Geologiczne Warszawa.
- [34] Theng B.H., Churchman G.J., Newman R.H., 1986. The occurrence of interlayer complexes in two New Zealand soils. *Soil Science* 142, 262-266.
- [35] Tisdall J.M., Oades J.M., 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soil. *J. Soil Sci.* 33, 141, 163.
- [36] Uggła H., 1979. *Gleboznawstwo rolnicze*. PWN Warszawa.

## EXPERIMENTAL APPROACH TO ESTIMATION OF THE OPTIMUM CONTENT OF MONOMINERAL CLAYS IN CLAY-ORGANIC SOIL COMPOSITE MATERIALS

### Summary

The paper presents the experimental method for estimating the minimum amount of monomineral clays which interacts with the total amount of soil organic matter to form clay-organic complexes. The method is based on desorption properties of pure clays, organic soils and clay-organic complexes. The results of the method are close to the results calculated for microstructural properties of the materials used in the experiment.

**Keywords:** organic soil, monomineral clays, clay-organic complexes, clay optimum content

\*\*\*\*\*

Recenzent: prof. dr hab. inż. Adam Niedzielski  
Akademia Rolnicza w Poznaniu



ISSN 0208-6379