

SPIS TREŚCI

Piotr HUSAK, Vyacheslav PISAREV: Klimatyzacja centralna z klimakonwektorami wentylatorowymi, uzdatniającymi mieszaninę powietrza świeżego w ilości dostatecznej do usunięcia wilgoci i powietrza recyrkulacyjnego w okresie letnim	5
Jadwiga KALETA: Proces sorpcji w usuwaniu wybranych zanieczyszczeń organicznych z roztworów wodnych	17
Witold NIEMIEC: Odpady w gospodarstwie agroturystycznym	31
Adam PIECH: Wpływ odczynu na proces sorpcji arsenu na diatomitach modyfikowanych powierzchniowo	41
Adam PIECH: Wykorzystanie diatomitów karpackich modyfikowanych powierzchniowo do usuwania arsenu z roztworów wodnych	49
Vyacheslav PISAREV, Sylwia KOZUBAL: Klimatyzacja centralna ze stropami chłodzącymi	57
Vyacheslav PISAREV, Bartosz SAŁACIŃSKI: Zmiana stanu powietrza w pomieszczeniach z klimatyzatorami autonomicznymi	67
Ryszard RAK: Metoda trójwarstwowej matrycy ryzyka	77
Bartosz SAŁACIŃSKI, Vyacheslav PISAREV: Betonowe akumulatory energii niskotemperaturowej w systemach zaopatrzenia w ciepło i ciepłą wodę użytkową	87
Bartosz SAŁACIŃSKI, Vyacheslav PISAREV: Ocena możliwości wykorzystania betonowych akumulatorów energii niskotemperaturowej w układach z pompami ciepła	97
Barbara TCHÓRZEWSKA-CIEŚLAK: Systematyka stanów i cech związanych z eksploatacją systemu zaopatrzenia w wodę	107

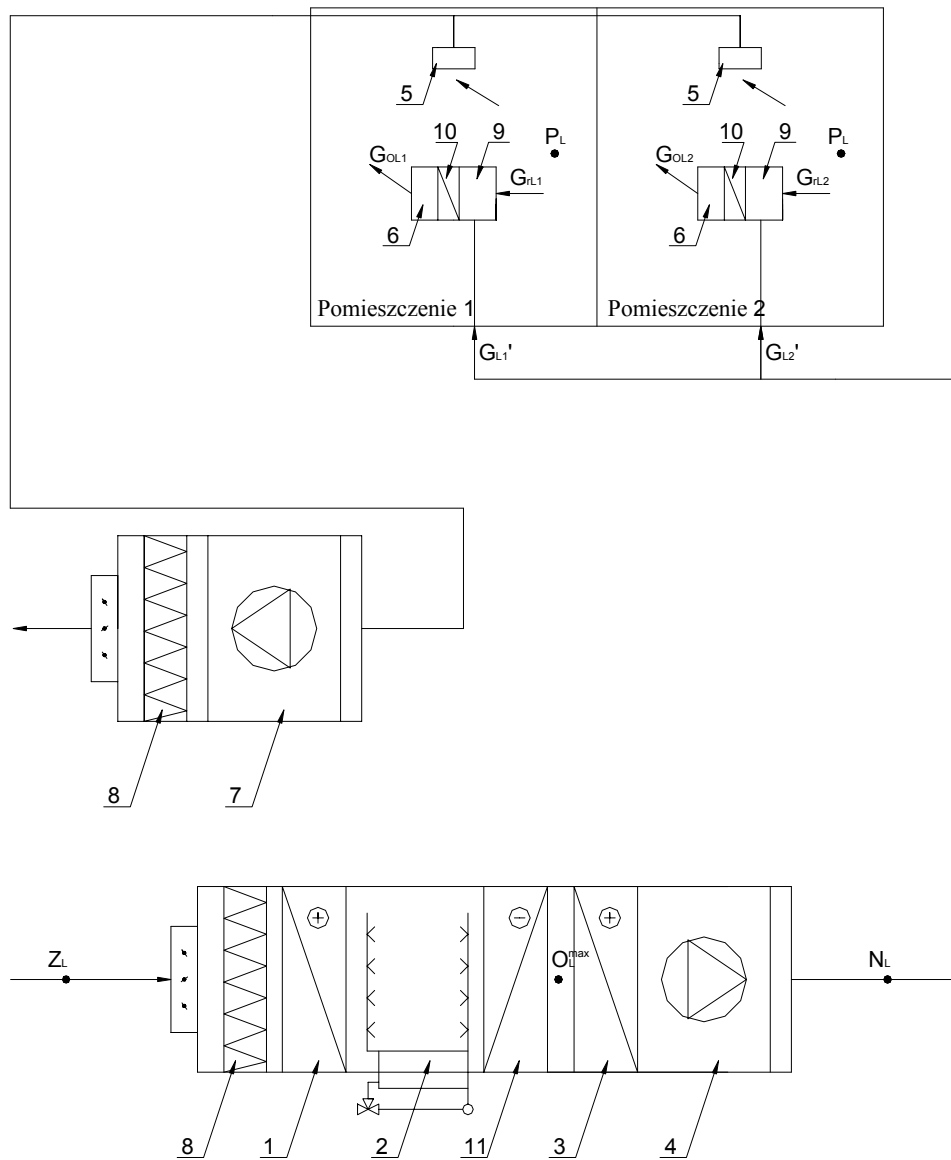
Piotr HUSAK
Vyacheslav PISAREV
Politechnika Rzeszowska

KLIMATYZACJA CENTRALNA Z KLIMAKONWEKTORAMI WENTYLATOROWYMI, UZDATNIAJĄCYMI MIESZANINĘ POWIETRZA ŚWIEŻEGO W ILOŚCI DOSTATECZNEJ DO USUNIĘCIA WILGOCI I POWIETRZA RECYRKULACYJNEGO W OKRESIE LETNIM

W pracy omówiono podstawy projektowania zmian stanu powietrza w systemie klimatyzacji centralnej z klimakonwektorami wentylatorowymi, uzdatniającymi mieszaninę powietrza z centrali klimatyzacyjnej w ilości dostatecznej do usunięcia wilgoci i powietrza recyrkulacyjnego w lecie. Ponadto przedstawiono przykład obliczeniowy zmiany stanu powietrza w systemie klimatyzacji.

1. Wstęp

Do obsługi dużych pomieszczeń, budynków o dużej powierzchni lub budynków wielopomieszczeniowych, w których występują duże zyski wilgoci, trzeba stwarzać optymalne warunki do przebywania ludzi. Dlatego można wykorzystać system klimatyzacji z centralną klimatyzacją i klimakonwektorami wentylatorowymi, uzdatniającymi mieszaninę powietrza z centrali klimatyzacyjnej w ilości dostatecznej do usunięcia wilgoci i powietrza recyrkulacyjnego (rys. 1.), co daje możliwość ograniczenia zużycia energii elektrycznej oraz zminimalizowania kosztów inwestycji. W centralach klimatyzacyjnych uzdatniamy ilość powietrza zewnętrznego zależną od zysków wilgoci tak, aby całkowicie je usunąć, lecz nie mniej niż jest to wymagane ze względu na warunki sanitarne. W każdej strefie lub pomieszczeniu zamontowano klimakonwektory, które uzdatniają mieszaninę powietrza recyrkulacyjnego i powietrza zewnętrznego uzdatnionego w centrali klimatyzacyjnej. W wyniku tego można nawiewać do pomieszczenia powietrze o odpowiednich parametrach, zależnie od indywidualnego odczucia komfortu cieplnego użytkowników pomieszczeń. Klimakonwektory wentylatorowe zapewniają niezbędny reżim obróbki mieszaniny powietrza uzdatnionego w centrali klimatyzacyjnej z powietrzem recyrkulacyjnym.



Rys. 1. Schemat systemu klimatyzacji centralnej z klimakonwektorami wentylatorowymi, uzdatniającymi mieszaninę powietrza z centrali klimatyzacyjnej w ilości dostatecznej do usunięcia wilgoci i powietrza recyrkulacyjnego: 1 – nagrzewnica, 2 – komora nawilżania, 3 – nagrzewnica wtórna, 4 – wentylator nawiewny, 5 – wywiewniki, 6 – klimakonwektory, 7 – wentylator wywiewny, 8 – filtr, 9 – komora mieszania klimakonwektora, 10 – wymiennik ciepła klimakonwektora, 11 – chłodnica

2. Projektowanie procesów zmiany stanu parametrów powietrza w systemie klimatyzacji dla lata

Przyjmujemy następujące parametry powietrza.

Dane wyjściowe:

- parametry powietrza zewnętrznego wg normy PN-76/B-03420 [1]: temperatura – t_{ZL} [°C], wilgotność względna – φ_{ZL} [%], entalpia – i_{ZL} [kJ/kg], zawartość wilgoci – x_{ZL} [g/kg],
- parametry powietrza wewnętrznego w pomieszczeniach (w przykładzie dwa różne pomieszczenia) wg normy PN-78/B-03421 [2]: temperatura we wszystkich pomieszczeniach – t_{PL} [°C], wilgotność względna we wszystkich pomieszczeniach – φ_{PL} [%],
- parametry technologiczne: zyski ciepła całkowitego odpowiednio w pomieszczeniach 1, 2 – $\Delta Q_{C,L1}$, $\Delta Q_{C,L2}$, [W], zyski wilgoci odpowiednio w pomieszczeniach 1, 2 – $W_{C,L1}$, $W_{C,L2}$, [g/h], $W_{C,L1} > W_{C,L2}$, sanitarna norma powietrza zewnętrznego odpowiednio w pomieszczeniach 1, 2 – G_{L1} , G_{L2} , [kg/h].

Na wykresie i-x (rys. 2. i 3.) budujemy punkty stanu powietrza zewnętrznego – Z_L oraz wewnętrznego – P_L . Obliczamy współczynniki kierunkowe (kąto-we) procesu uzdatniania powietrza dla wszystkich pomieszczeń ε_{Li} ze wzoru:

$$\varepsilon_{Li} = \frac{\Delta Q_{C,Li}}{W_{C,Li}} \text{ [kJ/kg]} \quad (1)$$

Budujemy linie stanu temperatury powierzchni chłodzącej chłodnicy powierzchniowej $t_{CH} = \text{const}$, przyjmując [3]:

- temperaturę wody chłodzącej w chłodnicy powierzchniowej t_w ze wzoru:

$$t_w = (3 \div 5)^\circ\text{C} \quad (2)$$

- temperaturę powierzchni chłodzącej chłodnicy powierzchniowej t_{CH} ze wzoru:

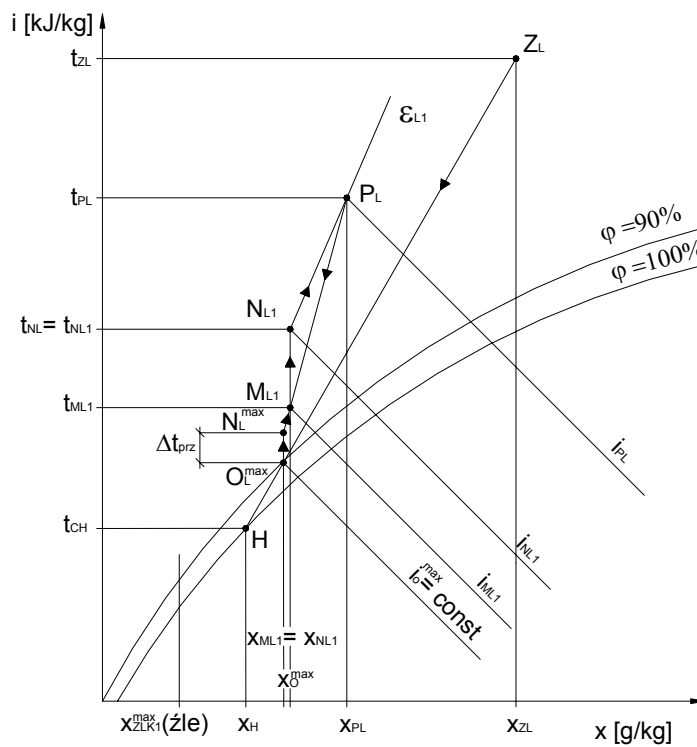
$$t_{CH} = t_w + (3 \div 5)^\circ\text{C} \quad (3)$$

Na przecięciu linii $t_{CH} = \text{const}$ i linii $\varphi = 100\%$ otrzymujemy punkt H, określający stan powietrza bezpośrednio koło powierzchni chłodnicy. Obliczamy niezbędne parametry ochłodzonego i osuszonego powietrza zewnętrznego

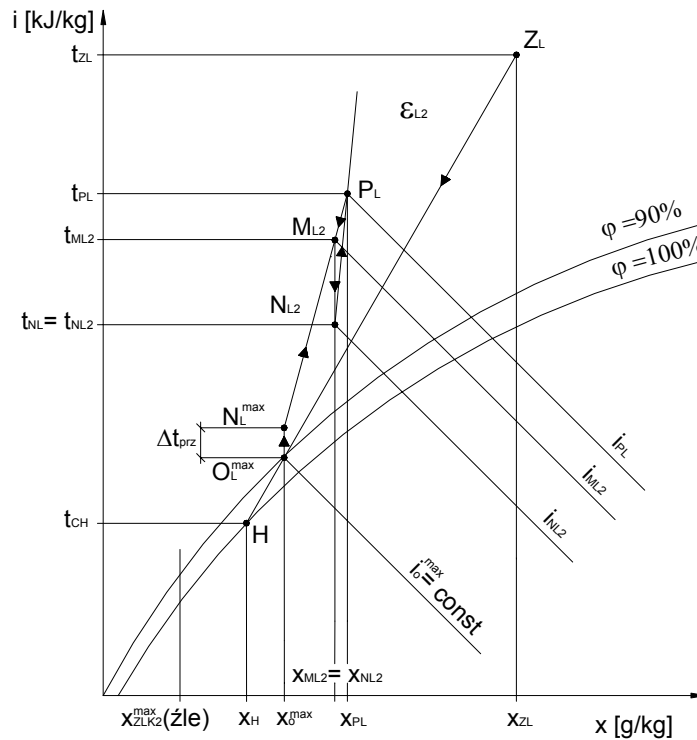
wzdłuż centrali klimatyzacyjnej, które są potrzebne do usunięcia zysków wilgoci. Zawartość wilgoci w powietrzu zewnętrznym przed klimakonwektorami obliczamy ze wzoru:

$$x_{ZLK_i}^{\max} = x_{PL} - \frac{W_{C,Li}}{G_{Li}} \quad [\text{g/kg}] \quad (4)$$

Jeżeli zyski wilgoci $W_{C,Li}$ (są zbyt duże) nie mogą być usunięte powietrzem zewnętrznym, a wielkość $x_{ZLK_i}^{\max}$ jest mniejsza od wielkości x_H , to na przecięciu się linii $Z_L H$ z linią $\varphi = (90 \div 95)\%$ otrzymujemy parametry powietrza zewnętrznego częściowo osuszonego i ochłodzonego w centrali klimatyzacyjnej (punkt O_L^{\max}). Z przekształconego wzoru (4) obliczamy nową wydajność powietrza zewnętrznego G_{Li}' , potrzebną do usunięcia wilgoci $W_{C,Li}$ przy przyjmowanej zawartości wilgoci w punkcie O_L^{\max} . Zakładamy ogrzewanie powietrza w wenty-



Rys. 2. Przemiany na wykresie i-x dla pomieszczenia 1 w okresie letnim (wymiennik ciepła w klimakonwektorze pracuje jako nagrzewnica)



Rys. 3. Przemiany na wykresie i-x dla pomieszczenia 2 w okresie letnim (wymiennik ciepła w klimakonwektorze pracuje jako chłodnica), ($\varepsilon_{L2} > \varepsilon_{L1}$)

latorze nawiewnym centrali klimatyzacyjnej i w przewodach $\Delta t_{prz} = 1 \div 1,5^\circ\text{C}$, [4], odkładamy odpowiedni odcinek do góry wzdłuż linii $x_o^{\max} = \text{const}$ od punktu O_L^{\max} i otrzymujemy punkt N_L^{\max} (parametry powietrza przed klimakonwektorami). Zakładamy dopuszczalną różnicę temperatur pomiędzy temperaturą w pomieszczeniu a temperaturą nawiewu Δt_L dla różnych pomieszczeń, ze względu na zastosowany system rozdziału powietrza w pomieszczeniu według [5] $\Delta t_L = 6 \div 12^\circ\text{C}$, natomiast według [3] $\Delta t_L = 2 \div 8^\circ\text{C}$:

$$\Delta t_L = t_{PL} - t_{NL} [^\circ\text{C}] \quad (5)$$

Obliczamy temperatury powietrza nawiewanego dla wszystkich pomieszczeń t_{NL1} , t_{NL2} . Dla uproszczenia analizy przyjmujemy $\Delta t_{L1} = \Delta t_{L2}$ i $t_{NL1} = t_{NL2} = t_{NL}$. Prowadzimy prostą procesu ε_{Li} dla każdego pomieszczenia przez punkt P_L i na przecięciu z linią $t_{NL} = \text{const}$ otrzymujemy parametry powietrza nawiewanego przez klimakonwektor. Otrzymanym punktom N_{L1} , N_{L2} odpowiadają zawartości wilgoci x_{NL1} i x_{NL2} . Linia $N_L^{\max} P_L$ charakteryzuje proces mieszania

się powietrza zewnętrznego uzdatnionego w centrali klimatyzacyjnej z powietrzem wewnętrznym (recyrkulacyjnym). Na przecięciu linii $x_{NL1} = x_{ML1} = \text{const}$ ($i_{x_{NL1}} = x_{ML2} = \text{const}$) z linią $N_L^{\text{max}} P_L$ znajdujemy parametry mieszaniny powietrza zewnętrznego uzdatnionego w centrali i powietrza recyrkulacyjnego, punkty M_{L1} , M_{L2} ($x_{ML1} = x_{NL1}$, $x_{ML2} = x_{NL2}$). Obliczamy niezbędną wydajność powietrza nawiewanego dla każdego pomieszczenia G_{OLi} ze wzoru:

$$G_{OLi}(\Delta Q_{C,Li}) = \frac{\Delta Q_{C,Li}}{i_{PL} - i_{NLi}} \text{ [kg/h]} \quad (6)$$

lub ze wzoru:

$$G_{OLi}(W_{C,Li}) = \frac{W_{C,Li}}{x_{PL} - x_{NLi}} \text{ [kg/h]} \quad (7)$$

Obliczamy niezbędną wydajność powietrza recyrkulacyjnego (wewnętrznego) dla każdego pomieszczenia ze wzoru:

$$G_{rLi} = G_{OLi} - G_{Li}' \text{ [kg/h]} \quad (8)$$

Sumaryczną wydajność powietrza zewnętrznego obliczamy ze wzoru:

$$G_L' = \sum G_{Li}' \text{ [kg/h]} \quad (9)$$

Moc cieplną potrzebną do ogrzania mieszaniny powietrza zewnętrznego uzdatnionego w centrali klimatyzacyjnej i powietrza recyrkulacyjnego w klimakonwektorach w pomieszczeniu 1 obliczamy ze wzoru:

$$Q_{OL1} = G_{OL1} \cdot (i_{NL1} - i_{ML1}) \text{ [kW]} \quad (10)$$

Moc chłodniczą potrzebną do ochłodzenia mieszaniny powietrza zewnętrznego uzdatnionego w centrali klimatyzacyjnej i powietrza recyrkulacyjnego w klimakonwektorach w pomieszczeniu 2 obliczamy ze wzoru:

$$Q_{chL2} = G_{OL2} \cdot (i_{ML2} - i_{NL2}) \text{ [kW]} \quad (11)$$

Wydajność chłodu potrzebną do ochłodzenia ogólnej ilości powietrza nawiewanego i powietrza w pomieszczeniach obliczamy ze wzoru:

$$Q_{ch} = Q_{chZ} + Q_{chL2} \text{ [kW]} \quad (12)$$

a powietrza zewnętrznego ze wzoru:

$$Q_{chZ} = \sum G_L' \cdot (i_{ZL} - i_o^{\max}) \text{ [kW]} \quad (13)$$

3. Przykład projektowania parametrów powietrza w systemach klimatyzacji

Przyjmujemy następujące parametry powietrza.

Dane wyjściowe: okres letni – Rzeszów, strefa klimatyczna II, lipiec, godzina obliczeniowa 15⁰⁰

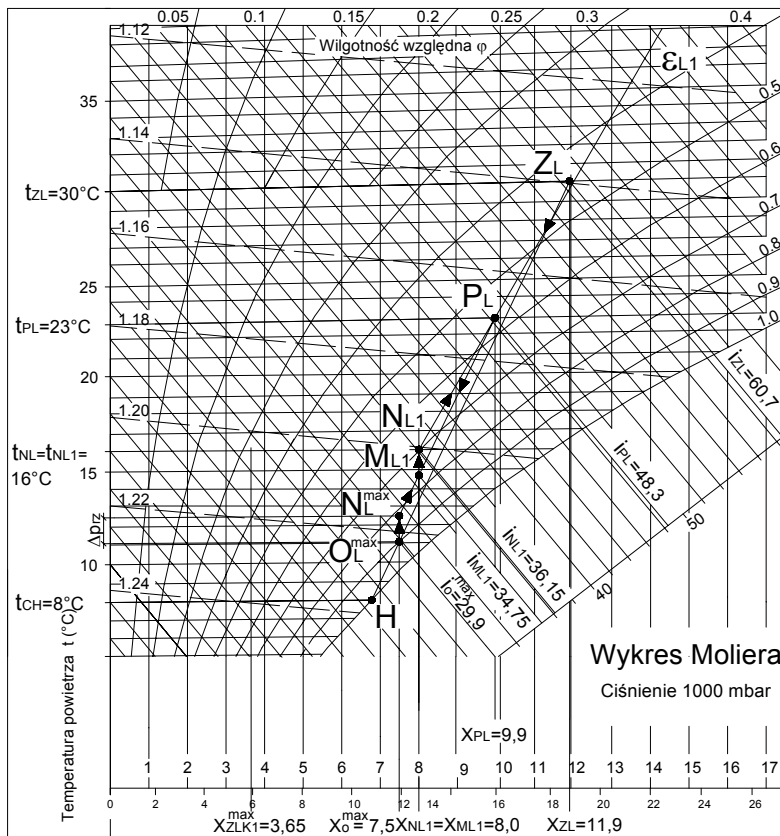
- parametry powietrza zewnętrznego wg normy PN-78/B-03420 [1]: temperatura powietrza na termometrze suchym – $t_{SL} = 30^\circ\text{C}$, wilgotność względna – $\phi_{ZL} = 45\%$, entalpia – $i_{ZL} = 60,7 \text{ kJ/kg}$, zawartość wilgoci – $x_{ZL} = 11,9 \text{ g/kg}$, t_{ZL} – temperatura powietrza zewnętrznego w okresie lata, którą będziemy przyjmować do dalszych obliczeń, $t_{ZL} = t_s = 30^\circ\text{C}$,
- parametry powietrza wewnętrznego w pomieszczeniach (w przykładzie dwa różne pomieszczenia) PN-76/B-03421 [2]: W celu zapewnienia komfortu cieplnego, w strefie przebywania ludzi należy zapewnić utrzymanie na odpowiednim poziomie następujących parametrów: temperatury powietrza wewnętrznego – $t_{PL} = 20 \div 23^\circ\text{C}$ (we wszystkich pomieszczeniach przyjmujemy $t_{PL} = 23^\circ\text{C}$, wilgotności względnej – $\phi_{PL} = 40 \div 70\%$ (we wszystkich pomieszczeniach przyjmujemy $\phi_{PL} = 55\%$),
- parametry technologiczne: zyski ciepła całkowitego odpowiednio w pomieszczeniach 1, 2 – $\Delta Q_{C,L1} = 4115 \text{ W}$, $\Delta Q_{C,L2} = 3440 \text{ W}$, zyski wilgoci odpowiednio w pomieszczeniach 1, 2 – $W_{C,L1} = 2500 \text{ g/h}$, $W_{C,L2} = 2000 \text{ g/h}$, sanitarna norma powietrza zewnętrznego odpowiednio w pomieszczeniach 1, 2 – $G_{L1} = 50 \text{ kg/h}$, $G_{L2} = 400 \text{ kg/h}$.

Na wykresie i - x (rys. 4. i 5.) budujemy punkty stanu powietrza zewnętrznego – Z_L oraz wewnętrznego – P_L . Obliczamy współczynniki kierunkowe (kątowe) procesu uzdatniania powietrza dla wszystkich pomieszczeń, ε_{Li} ze wzoru (1) dla pomieszczenia numer 1 (rys. 4.):

$$\varepsilon_{L1} = \frac{\Delta Q_{C,L1}}{W_{C,L1}} = \frac{4115 \text{ W}}{2500 \text{ g/h}} = 5926 \text{ kJ/kg,}$$

i dla pomieszczenia numer 2 (rys. 5.):

$$\varepsilon_{L2} = \frac{\Delta Q_{C,L2}}{W_{C,L2}} = \frac{3440 \text{ W}}{2000 \text{ g/h}} = 6190 \text{ kJ/kg.}$$



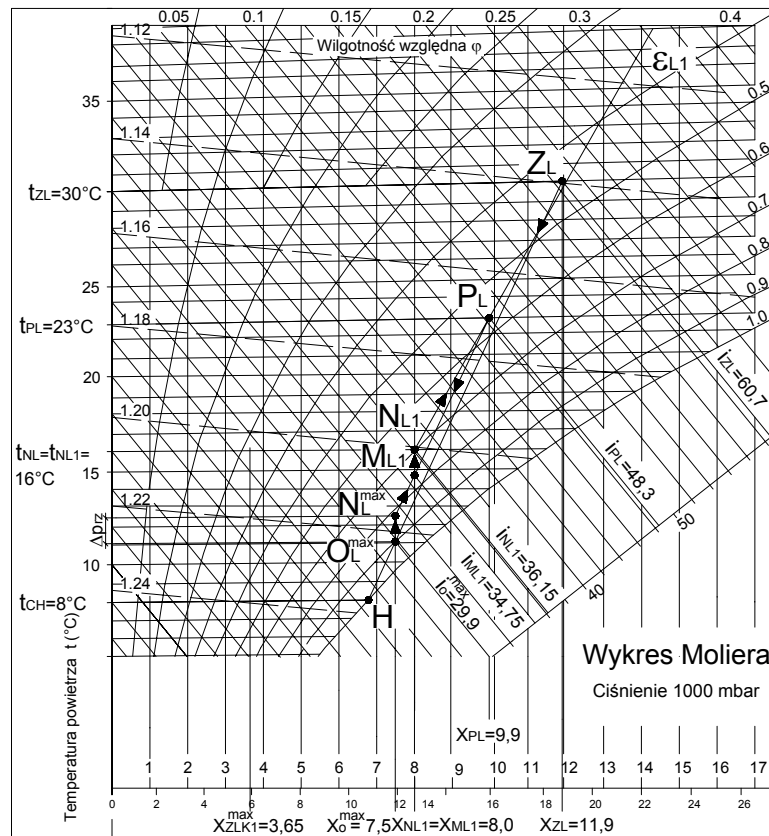
Rys. 4. Przemiany na wykresie i-x dla pomieszczenia 1 w okresie lata

Budujemy linie stanu temperatury powierzchni chłodzącej chłodnicy powierzchniowej $t_{CH} = \text{const}$, przyjmując [3] temperaturę wody chłodzącej w chłodnicy powierzchniowej ze wzoru (2) $t_w = 4^{\circ}\text{C}$ i temperaturę powierzchni chłodzącej chłodnicy powierzchniowej ze wzoru (3):

$$t_{CH} = t_w + (3 \div 5) = 4 + 4 = 8^{\circ}\text{C}.$$

Na przecięciu linii $t_{CH} = \text{const}$ i linii $\phi = 100\%$ otrzymujemy punkt H, określający stan powietrza bezpośrednio koło powierzchni chłodnicy. Zawartość wilgoci w powietrzu zewnętrznym przed klimakonwektorami obliczamy ze wzoru (4) dla pomieszczenia numer 1:

$$x_{ZLK1}^{\max} = x_{PL} - \frac{W_{C,L1}}{G_{L1}} = 9,9 \text{ g/kg} - \frac{2500 \text{ g/h}}{400 \text{ kg/h}} = 3,65 \text{ g/kg},$$



Rys. 5. Przemiany na wykresie i-x dla pomieszczenia 2 w okresie lata

a dla pomieszczenia numer 2:

$$x_{ZLK2}^{\max} = x_{PL} - \frac{W_{C,L2}}{G_{L2}} = 9,9 \text{ g/kg} - \frac{2000 \text{ g/h}}{50 \text{ kg/h}} = -30,1 \text{ g/kg.}$$

Z przekształconego wzoru (4) obliczamy nową wydajność powietrza ze-wnętrznego G_{L1}' , G_{L2}' , potrzebną do usunięcia wilgoci $W_{C,L1}$, $W_{C,L2}$, przy przyjmowanej zawartości wilgoci w punkcie O_L^{\max} dla pomieszczenia numer 1:

$$G_{L1}' = \frac{W_{C,L1}}{x_{PL} - x_o^{\max}} = \frac{2500}{9,9 - 7,5} = 1042 \text{ kg/h,}$$

a dla pomieszczenia numer 2:

$$G_{L2}' = \frac{W_{C,L2}}{x_{PL} - x_o^{\max}} = \frac{2000}{9,9 - 7,5} = 834 \text{ kg/h.}$$

Zakładamy ogrzewanie powietrza w wentylatorze nawiewnym centrali klimatyzacyjnej i w przewodach $\Delta t_{prz} = 1 \div 1,5^\circ\text{C}$ [5] i odkładamy odpowiedni odcinek do góry wzdłuż linii $x_o^{\max} = \text{const}$, od punktu O_L^{\max} i otrzymujemy punkt N_L^{\max} (parametry powietrza przed klimakonwektorami). Zakładamy dopuszczalną różnicę temperatur pomiędzy temperaturą w pomieszczeniu a temperaturą nawiewu Δt_L , przyjmując $\Delta t_L = 7^\circ\text{C}$. Stąd ze wzoru (5):

$$t_{NL} = t_{PL} - \Delta t_L = 23 - 7 = 16^\circ\text{C.}$$

Obliczamy temperatury powietrza nawiewanego dla wszystkich pomieszczeń t_{NL1} , t_{NL2} . Dla uproszczenia analizy przyjmujemy $\Delta t_{L1} = \Delta t_{L2}$ i $t_{NL1} = t_{NL2} = t_{NL}$. Prowadzimy prostą procesu ε_{Li} dla każdego pomieszczenia przez punkt P_L i na przecięciu z linią $t_{NL} = \text{const}$ otrzymujemy parametry powietrza nawiewanego wzdłuż klimakonwektora. Otrzymanym punktem N_{L1} , N_{L2} odpowiadają wartości wilgoci x_{NL1} i x_{NL2} . Linia $N_L^{\max} P_L$ charakteryzuje proces mieszania się powietrza zewnętrznego, uzdatnionego w centrali klimatyzacyjnej z powietrzem wewnętrznym (recyrkulacyjnym). Na przecięciu linii $x_{NL1} = x_{ML1} = \text{const}$ (i $x_{NL1} = x_{ML2} = \text{const}$) z linią $N_L^{\max} P_L$ znajdujemy parametry mieszaniny powietrza zewnętrznego, uzdatnionego w centrali i powietrza recyrkulacyjnego, punkty M_{L1} , M_{L2} ($x_{ML1} = x_{NL1}$, $x_{ML2} = x_{NL2}$). Obliczamy niezbędną wydajność powietrza nawiewanego dla każdego pomieszczenia ze wzorów (6) i (7) dla pomieszczenia numer 1:

$$G_{OL1}(\Delta Q_{C,L1}) = \frac{\Delta Q_{C,L1}}{i_{PL} - i_{NL1}} = \frac{3440 \text{ W}}{(48,3 - 36,15) \text{ kJ/kg}} = 1019 \text{ kg/h}$$

lub

$$G_{OL1}(W_{C,L1}) = \frac{W_{C,L1}}{x_{PL} - x_{NL1}} = \frac{2000 \text{ g/h}}{(9,9 - 8,0) \text{ g/h}} = 1053 \text{ kg/h (różnica 3.3%),}$$

a dla pomieszczenia numer 2:

$$G_{OL2}(\Delta Q_{C,L2}) = \frac{\Delta Q_{C,L2}}{i_{PL} - i_{NL2}} = \frac{4115 \text{ W}}{(48,3 - 35,8) \text{ kJ/kg}} = 1185 \text{ kg/h}$$

lub

$$G_{OL2}(W_{C,L2}) = \frac{W_{C,L2}}{x_{PL} - x_{NL2}} = \frac{2500 \text{ g/h}}{(9,9 - 7,85) \text{ g/h}} = 1219,5 \text{ kg/h}$$

(różnica 2.9%).

Obliczamy ze wzoru (8) niezbędną wydajność powietrza recyrkulacyjnego (wewnętrznego) pomieszczenia numer 1:

$$G_{rL1} = G_{OL1} - G_{L1}' = 1053 - 1042 = 177,5 \text{ kg/h,}$$

a dla pomieszczenia numer 2:

$$G_{rL2} = G_{OL2} - G_{L2}' = 1219,5 - 834 = 384,5 \text{ kg/h.}$$

Sumaryczną wydajność powietrza zewnętrznego obliczamy ze wzoru (9):

$$G_L' = \sum G_{Li}' = 1053 + 1219,5 = 2272,5 \text{ kg/h.}$$

Moc cieplną potrzebną do ogrzania mieszaniny powietrza zewnętrznego, uzdatnionego w centrali klimatyzacyjnej, i powietrza recyrkulacyjnego w klimakonwektorach obliczamy ze wzoru (10) dla pomieszczenia numer 1:

$$\begin{aligned} Q_{OL1} &= G_{OL1} \cdot (i_{NL1} - i_{ML1}) = 1053 \text{ kg/h} (36,15 - 34,75) \text{ kJ/kg} = \\ &= 400 \text{ W} = 0,4 \text{ kW,} \end{aligned}$$

a dla pomieszczenie numer 2:

$$\begin{aligned} Q_{OL2} &= G_{OL2} \cdot (i_{NL2} - i_{ML2}) = 1219,5 \text{ kg/h} (35,8 - 31,8) \text{ kJ/kg} = \\ &= 1350 \text{ W} = 1,35 \text{ kW.} \end{aligned}$$

Wydajność chłodu, potrzebną do ochłodzenia ogólnej ilości powietrza zewnętrznego, obliczamy ze wzoru (13):

$$\begin{aligned} Q_{chZ} &= G_L' \cdot (i_{ZL} - i_o^{\max}) = 2272,5 \text{ kg/h} (60,7 - 29,9) \text{ kJ/kg} = \\ &= 19500 \text{ W} = 19,5 \text{ kW.} \end{aligned}$$

LITERATURA

- [1] PN-78/B-03420 Parametry obliczeniowe powietrza zewnętrznego.
- [2] PN-76/B-03421 Parametry obliczeniowe powietrza wewnętrznego w pomieszczeniach przeznaczonych do stałego przebywania ludzi.
- [3] Ананьев В.А. и другие, *Системы вентиляции и кондиционирования. Теория и практика*. Евроклимат, 2002, 414 с.
- [4] Malicki M., *Wentylacja i klimatyzacja*, PWN, Warszawa 1974.
- [5] Корбут В.П., *Методические указания к практическим занятиям по дисциплине „Кондиционирование воздуха и холодоснабжение”*, КИСИ, Киев 1990, 74 с.

THE CENTRAL AIR-CONDITIONING SYSTEM WITH A FAN COIL WHICH TRAT AIR MIXTURE FROM THE AIR-CONDITIONING UNIT IN AMOUNT SUFFICIENT TO REMOVE HUMIDITY AND RECIRCULATION AIR FOR A SUMMER**S u m m a r y**

In this study the basics of designing changes of air condition in the central air-conditioning system with a fan coil which treat air mixture from the air-conditioning unit in amount sufficient to remove humidity and recirculation air for a summer was analysed. Furthermore, an computational example of changes of air condition in the air-conditioning system was presented.

Wpłynęło do Oficyny Wydawniczej w czerwcu 2007 r.

Jadwiga KALETA
Politechnika Rzeszowska

PROCES SORPCJI W USUWANIU WYBRANYCH ZANIECZYSZCZEŃ ORGANICZNYCH Z ROZTWORÓW WODNYCH

W artykule przedstawiono możliwości zastosowania procesu sorpcji do usuwania wybranych zanieczyszczeń organicznych z roztworów wodnych, takich jak: substancje humusowe, detergenty, pestycydy, wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne oraz zanieczyszczenia ropopochodne. Oceniono również skuteczność procesu sorpcji stosowanego w oczyszczaniu wody i ścieków.

1. Wstęp

Zanieczyszczenia i domieszki organiczne, występujące w wodach ujmowanych do picia, mają ujemny wpływ na zdrowie konsumentów. Niektóre z nich są prekursorami zanieczyszczeń wtórnych, powstających podczas uzdatniania wody.

Najbardziej uciążliwe związki organiczne, występujące w środowisku wodnym, to: pestycydy, substancje powierzchniowo czynne, fenol i jego związki, wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne, zanieczyszczenia olejowe oraz substancje humusowe. Konieczność usuwania tych związków z wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi jest rzeczą bezdyskusyjną. O wadze problemu świadczy fakt, że zarówno w normatywach polskich, jak i standardach Unii Europejskiej ich dopuszczalne stężenia w wodzie przeznaczonej do picia są bliskie zera.

Pomimo wieloletnich badań problem skutecznego usuwania zanieczyszczeń organicznych z wody nie doczekał się kompleksowego rozwiązania.

Wysokoefektywne usuwanie substancji organicznych z wody osiąga się poprzez włączenie do ciągu technologicznego procesu adsorpcji, procesu biosorpcji poprzedzonego ozonowaniem oraz procesów membranowych. Proces adsorpcji jest procesem najbardziej popularnym i na ogół jednym z ostatnich elementów ciągu technologicznego uzdatniania wody do picia. Fizyczne i chemiczne cechy adsorbentów mają duży wpływ na jego przebieg. Powszechnie znanymi i stosowanymi adsorbentami są węgle aktywne, jednak ich wysoka cena jest

powodem poszukiwania innych, tańszych, a zarazem skutecznych adsorbentów, takich jak: zeolity naturalne, a wśród nich klinoptylolity, diatomity, bentonity, materiały mineralno-węglowe, karbonizaty i półkoksiki. Prawidłowe stosowanie adsorbentów w technologii wody wymaga dokładnej znajomości procesu adsorpcji. W badaniach laboratoryjnych należy wyznaczyć zdolność adsorpcyjną stosowanych adsorbentów oraz ustalić wpływ różnych czynników na przebieg procesu adsorpcji.

2. Zastosowanie procesu sorpcji w uzdatnianiu wód

Proces adsorpcji na adsorbentach porowatych stosuje się głównie w celu usunięcia z wód powierzchniowych rozpuszczonych zanieczyszczeń organicznych, które w niewystarczającym stopniu są usuwane w procesach koagulacji, sedimentacji i filtracji. Zastosowania adsorpcji wymagają również niektóre wody podziemne. Adsorpcja jest procesem zalecanym po utlenianiu chemicznym, ponieważ zmniejsza stężenie „wtórnych” zanieczyszczeń.

Węgiel aktywny jest od lat powszechnie stosowanym adsorbentem. W większości przypadków węgiel aktywny, stosowany w postaci granul, ziaren lub proszków, otrzymywany jest z naturalnych prekursorów, takich jak: węgiel kamienny lub brunatny, drewno, pestki owoców, łupiny orzechów itp., bądź też ostatnio z surowców sztucznych, np. tworzyw sztucznych czy żywic fenolowo-formaldehidowych lub styreno/diwinylobenzenowych [1].

Pyliste węgle aktywne są stosowane w układzie porcjowym, pozostałe zaś w warunkach przepływowych, tj. stanowią jedną z warstw złożów filtracyjnych lub samodzielne złoża sorpcyjne w wydzielonych kolumnach sorpcyjnych.

Oprócz węgli aktywnych do sorpcji niektórych zanieczyszczeń stosuje się żele kwasu krzemowego (silikażele), aktywny tlenek glinu oraz naturalne materiały, takie jak: bentonity, glinki, zeolity (wśród nich najpopularniejszy klinoptylolit), diatomity [2, 3, 4].

W ostatnich latach nastąpił bardzo burzliwy rozwój badań poświęconych otrzymywaniu nowych nanoporowatych, uporządkowanych adsorbentów krzemionkowych i węglowych. Adsorbenty te, charakteryzujące się bardzo jednorodną mikro- lub mezoporowatą strukturą, mogą, jak się wydaje, w niektórych przypadkach konkurować z węglem aktywnym. W wyniku procesu samorzutnego uporządkowania makrocząsteczek można otrzymywać adsorbenty o ściśle zdefiniowanej strukturze porowatej i pożądanymi właściwościami. W ten sposób można otrzymywać materiały o dużej powierzchni właściwej (bliskiej $1000 \text{ m}^2/\text{g}$) i objętości porów dochodzącej do $1,0 \text{ cm}^3/\text{g}$. Porównując węgle aktywne i adsorbenty krzemionkowe, można stwierdzić, że węgle wykazują mikroporowatość i pewną mezoporowatość, natomiast adsorbenty krzemionkowe charakteryzują się głównie mezoporowatością [1].

Odpowiednim surowcem wyjściowym do produkcji niektórych gatunków węgla aktywnych okazały się przezroczyste butelki po napojach wykonane z PET, które w postaci drobno zmielonego granulatu gotowano w roztworze $\text{Fe}_2(\text{C}_{12}\text{O}_4)_3$. Następnie impregnowany prekursor przemywano wodą destylowaną i suszono. Proces zwęglania prowadzono w piecu rurowym ze stopniowym podwyższaniem temperatury do 900°C . Próby przetrzymywano w końcowej temperaturze karbonizacji przez 1 godzinę. Zwęglanie prowadzono w atmosferze azotu oraz azotu nasycanego parą wodną.

Powierzchnie właściwe otrzymanych w ten sposób węgla wynosiły 481-532 m^2/g , objętość mikroporów 0,105-0,140 cm^3/g , a mezoporów 0,033-0,034 cm^3/g . Takie rozwiązanie pozwala na produkowanie tanich adsorbentów oraz może w pewnym stopniu rozwiązać problem uciążliwych odpadów [5].

W wyniku procesu sorpcji następuje skuteczne zmniejszenie wielu szkodliwych zanieczyszczeń organicznych, takich jak: wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne, substancje powierzchniowo czynne, pestycydy, fenole i chlorofenole, substancje humusowe. W mniejszym stopniu eliminowane są trihalometany (głównie chloroform) oraz lotne związki organiczne [6].

Skuteczność sorpcji zależy od rodzaju i stężenia sorbatów, odczynu pH roztworu adsorbentu, czasu sorpcji, rodzaju sorbenta, a w przypadku pylistego węgla aktywnego od jego dawki [7].

Dla większości zanieczyszczeń stopień ich sorpcji zwiększa się wraz z obniżeniem wartości odczynu pH oczyszczanej wody oraz z wydłużeniem jej czasu kontaktu z węglem aktywnym. W przypadku stosowania węgla pylistych efektywność procesu sorpcji wzrasta wraz ze wzrostem dawki sorbentu.

Oprócz stężenia sorbatów o stopniu ich usuwania decyduje powinowactwo z węglem aktywnym, określane jako tzw. energia sorpcji. Ogólnie lepiej sorbowane są substancje charakteryzujące się mniejszą rozpuszczalnością i większą masą cząsteczkową. Poprzedzenie sorpcji procesem utleniania chlorem zmniejsza efekty oczyszczania wody, a obecność chloru pozostałego w wodzie dopływającej do sorbentu może powodować jego utlenienie.

Sorpcja na węglach aktywnych spełnia swe zadanie, jeżeli nie następuje desorpcja zanieczyszczeń. Taka sytuacja może mieć miejsce, gdy zatrzymane zanieczyszczenia charakteryzują się mniejszym powinowactwem z sorbentem niż zanieczyszczenia obecne w dopływającej wodzie oraz gdy gwałtownie zmniejszy się stężenie sorbatów w oczyszczanej wodzie. Zjawisku temu można przeciwdziałać, stosując wysokie złoża sorpcyjne (front sorpcji zanieczyszczeń łatwo sorbowalnych przesuwają się wolniej niż trudno sorbowalnych) lub realizując sorpcję w układzie wielostopniowym (szeregowe połączenie filtrów sorpcyjnych).

W badaniach prowadzonych z użyciem wody infiltracyjnej „Na Grobli” we Wrocławiu, którą po napowietrzeniu i filtracji przez katalityczne złożo piaskowe kierowano do złoża wypełnionych granulowanymi węglami aktywnymi: WD-ekstra (produkcji polskiej, na bazie węgla kamiennego) i PICOBIOL (pro-

dukowany we Francji na bazie węgla drzewnego), wykazano, że lepszymi właściwościami sorpcyjnymi wykazał się węgiel WD-ekstra, który umożliwił usunięcie ogólnego węgla organicznego (OWO) w 20%, a jego pojemność sorpcyjna wynosiła 19 mg C/g złoża, natomiast te same parametry dla węgla POCOBIOL wynosiły 50% i około 9 mg C/g złoża [8].

Zastosowany w wodociągu szczecińskim po procesach wstępnego ozonowania, koagulacji prowadzonej w pulsatorach i filtracji pospiesznej węgiel aktywny Chemviron F 400 powodował dodatkowo usunięcie związków organicznych (utlenialność uzdatnionej wody obniżyła się dodatkowo o około 33%), [9].

W Zakładzie Wodociągu Praskiego wykonano badania na stacji modelowej, pracującej w systemie ciągłym. Wodę infiltracyjną napowietrzano, filtrowano na filtrach pośpiesznych, stosowano ozonowanie pośrednie i filtrację na granulowanych węglach aktywnych. Stosując taką technologię, uzyskano średnie obniżenie następujących wskaźników: utlenialności 45%, absorpcji 67% i OWO 46% [10].

3. Proces sorpcji w usuwaniu wybranych zanieczyszczeń organicznych z wody

3.1. Substancje humusowe (SH)

Proces adsorpcji zależy w dużej mierze od masy cząsteczkowej usuwanych związków. Przy adsorbowaniu dużych cząstek, jakimi są substancje humusowe (SH), może wystąpić efekt blokowania mikroporów adsorbenta. W związku z powyższym węgle o dużym udziale mezo- i makroporów lepiej usuwają SH, a kwasy fulwowe (o mniejszej masie cząsteczkowej) są lepiej sorbowalne niż kwasy humusowe. O dużym powinowactwie SH z węglami aktywnymi świadczy fakt, że konkurują one z innymi adsorbatami, powodując czasami znaczną desorpcję niektórych związków organicznych, występujących głównie w ilościach śladowych w wodzie. Wstępne utlenianie chemiczne powoduje rozfrakcjonowanie i transformację SH, w wyniku czego powstają formy podatne na proces adsorpcji i biodegradacji [11, 12, 13, 14].

Zdolność SH do dysocjacji wskazuje na zależność procesu adsorpcji od odczynu pH. Niższe wartości pH faworyzują adsorpcję.

Pojemność sorpcyjna węgla aktywnego Norit S.A. przy odczynie pH w zakresie 4,0-7,0 wynosiła 90-80 mgSH/g węgla, a przy odczynie pH > 8,0 zmalała do 20 mgSH/g węgla [15].

Dobrymi właściwościami sorpcyjnymi w stosunku do SH wykazał się dolomit, a zwłaszcza dolomit prażony i półprażony. Obróbka termiczna dolomitu, polegająca na jego dekarbonizacji poprzez wydzielenie dwutlenku węgla (CO₂), powoduje wytworzenie szeregu porów i zwiększenie powierzchni właściwej.

Substancje humusowe wiążą się ze składnikami złoża poprzez tworzenie kompleksów z jonami wapnia i magnezu. Najlepszą skuteczność usuwania SH z zastosowaniem dolomitów uzyskiwano przy odczynach lekko kwaśnych (pH około 6,0) i alkalicznych (pH = 9,5-10,5), [16].

Adsorbentem dużej części naturalnej materii organicznej, szczególnie tej, która jest bogata w struktury aromatyczne i grupy karboksylowe, okazały się tlenki żelaza (w różnych formach). W praktyce do tego celu stosuje się filtrację przez piasek kwarcowy pokryty tlenkami żelaza (wpracowany). Są to jednak metody, które nie wyszły poza krąg badań laboratoryjnych z uwagi na konieczność stosowania niskiego odczynu (pH < 4,0).

Złoże marmurkowe impregnowane polielektrolitami kationowymi skutecznie sorbowało SH i w zależności od odczynu pH jego pojemność sorpcyjna wahała się od 20 mgSH/g złoża (pH = 9,5) do 120 mgSH/g złoża (pH = 7,5), [17].

Do sorpcji SH stosowano również glinę (kaolinit) modyfikowaną jonami glinu. Powstawanie kompleksów SH z aluminium polepszało właściwości sorpcyjne glinki. Największą zdolność adsorpcyjną, wynoszącą 13 mg SH/g glinki, uzyskiwano w odczynie pH = 3,0. Inne badania wykazały, że glinka poddana obróbce za pomocą kwasu siarkowego skuteczniej usuwała SH niż glinka „surowa” [18].

Substancje humusowe mogą w pewnych warunkach stanowić konkurencyjne adsorbaty. Adsorpcja cezu na mineralnych glinkach (illit, montrimoryllonit) została znacznie obniżona w oczyszczanej wodzie w obecności naturalnej materii organicznej [19].

Aktywny tlenek glinu, który powstaje poprzez odwodornienie wodorotlenku glinu $\text{Al}(\text{OH})_3$ w temperaturach 300-600°C w środowisku alkalicznym, działa jak kationit i w tej formie nie może być wykorzystywany do usuwania SH, natomiast przy odczynie pH < 8,2 działa jak anionit słabo zasadowy. Największą efektywność wymiany jonowej uzyskiwano w zakresie odczynu pH = 5,0-6,0. Skutecznymi w usuwaniu SH okazały się również silnie zasadowe anionity, pracujące w cyklu chlorkowym (regenerowane 10% solanką (NaCl) z dodatkiem 2% wodorotlenku sodu (NaOH), [20].

3.2. Substancje powierzchniowo czynne (SPC)

Skutecznym procesem w usuwaniu wielu zanieczyszczeń organicznych, wśród nich i SPC, jest sorpcja na węglu aktywnym. Efektywność procesu sorpcji zależy od wielu czynników. W przypadku SPC na uwagę zasługuje obecność w uzdatnianej wodzie kationów dwuwartościowych, szczególnie jonów wapnia Ca^{+2} , które reagując z powierzchnią sorbentu, zwiększają jego pojemność sorpcyjną. Drugim sorbentem obok węgla aktywnego, używanym do sorpcji SPC, jest aktywny tlenek glinu [20]. Jako sorbenty stosowano również z powodzeniem mineralne glinki [21].

Do usuwania anionowych i kationowych SPC stosowano pylisty węgiel aktywny. Pojemność adsorpcyjna węgla wynosiła 1,1 mmol/g dla SPC anionowego i 0,5 mmol/g w przypadku SPC kationowego. Drobinę pylistego węgla usuwane były w procesie mikrofiltracji. Uzyskane efekty oczyszczania były następujące: SPC anionowe – zmniejszenie 34-38%, SPC kationowe – zmniejszenie 68-98% [22].

Podane efekty potwierdziły inne badania, które wykazały, że w procesie adsorpcji na węglu aktywnym anionowe i niejonowe SPC były usuwane w zakresie 31,7-67,4% [23].

SPC o charakterze jonowym mogą być usuwane w procesie wymiany jonowej. Anionowe SPC typu ABS były skutecznie usuwane na silnie zasadowych anionitach, pracujących w cyklu wodorotlenowym. Wymiana w cyklu chlorkowym była mniej efektywna. Również gorsze rezultaty uzyskano, stosując anionity słabo zasadowe. W przypadku detergentów typu LAS efektywność zarówno anionitów słabo, jak i silnie zasadowych była zadowalająca i oscylowała wokół 82% [20].

3.3. Pestycydy

Proces sorpcji stosowany do usuwania pestycydów był realizowany najczęściej z zastosowaniem granulowanego węgla aktywnego na złożach o wysokości od 0,4 do 4,0 m, co przy stosowanych najczęściej prędkościach filtracji (3-17 m/h) zapewniało czas kontaktu 5-24 min. [24, 25].

Na skuteczność sorpcji pestycydów wpływała ich rozpuszczalność; pestycydy fosforoorganiczne (lepiej rozpuszczalne) były gorzej usuwane od chloroorganicznych (trudno rozpuszczalnych), [26].

Podczas filtracji przez złożę wypełnione granulowanym węglem aktywnym z prędkością około 8 m/h skuteczność usuwania metoksychloru i lindanu dochodziła do 84%, natomiast malation, etion i trition nie były sorbowane [27].

Proces sorpcji wprowadzono do układu technologicznego uzdatniania wody ujmowanej z rzek Touluse i Choisy-le-Roi we Francji. Średnie stężenie pestycydów zawartych w wodach tych rzek, oscylujące wokół wartości 4 mg/m³, zostało obniżone do poziomu 0,1 mg/m³ (zmniejszenie 97,5%) przy zachowaniu czasu kontaktu 10-14 min. [28].

Przeprowadzone badania z zastosowaniem pylistego węgla aktywnego wykazały, że stopień usuwania pestycydów hydrofilowych był wprost proporcjonalny do dawki adsorbenta. W celu obniżenia stężenia np. alachloru z wartości 10 mg/m³ do 1 mg/m³ zastosowano dawkę pylistego węgla aktywnego wynoszącą 46 g/m³ [29].

Nieco lepszymi sorbentami od węgla aktywnych okazały się filtry wypełnione włóknami węglowymi. Filtrując roztwór wyjściowy o stężeniu pestycydów 2,5 mg/m³ z prędkością 3 m/h (czas kontaktu 10 min.), uzyskano punkt

przebiecia złoża ($0,1 \text{ mg/m}^3$) po przejściu około 250 dm^3 na 1 g wypełnienia, w przypadku węgla aktywnego przebiecie nastąpiło znacznie szybciej, po 20 dm^3 na 1 g [30].

Do sorpcji lindanu i malationu ze ścieków o stężeniu 25 mg/m^3 stosowano popioły powstałe po spaleniu wyłoków z trzciny cukrowej (produktów odpadowych w przemyśle cukrowniczym). Przy zachowaniu optymalnych warunków procesu adsorpcji (czas kontaktu 60 min. , odczyn $\text{pH} = 6,0$, dawka adsorbenta 5 g/dm^3) uzyskiwano usunięcie pestycydów w granicach $97\text{-}98\%$. Pojemność sorpcyjna tego nietypowego sorbenta wynosiła około $2 \text{ }\mu\text{g}$ pestycydu na 1 g popiołu [31]. Pewną skuteczność w sorbowaniu pestycydów wykazały pyliste glinki modyfikowane jonami glinu i żelaza [32].

Skuteczność sorpcji pestycydów mogą zmniejszać kwasy humusowe obecne w oczyszczanej wodzie. Z jednej strony działają one jako konkurencyjne adsorbaty, zaś z drugiej tworzą z usuwanymi zanieczyszczeniami hydrofilowe, trudno sorbowalne kompleksy [33].

Do usuwania niektórych pestycydów można zastosować proces wymiany jonowej, głównie na anionitach silnie zasadowych.

3.4. Fenol i jego związki

W wielu publikowanych pracach [34, 35, 36, 37] stwierdzono, że adsorpcja na węglach aktywnych w formie granulowanej, włóknistej lub pylistej jest najlepszą i najbardziej skuteczną metodą oczyszczania wody z fenoli i ich produktów.

Dla zdecydowanej większości zanieczyszczeń organicznych stopień ich adsorpcji zwiększa się wraz z obniżaniem odczynu pH . Powodem małej skuteczności adsorpcji przy pH powyżej $7,0$ jest dysocjacja adsorbatów organicznych. Przykładem jest fenol, którego stopień usuwania drastycznie maleje przy pH powyżej $8,5$ [34, 35].

Badano węgle CWZ produkowane przez Gryfskand Sp. z o.o. w Hajnówce. Adsorpcja fenolu badanych węgli wahała się od $3,5$ do $5,0\%$, czyli od $35\text{-}50 \text{ mg/g}$ [36].

Pojemność adsorpcyjna węgla aktywnego w stosunku do fenolu wzrastała, gdy oczyszczana woda (ścieki) zawierała duże stężenia tlenu. Ilość zaadsorbowanego fenolu przez badany węgiel aktywny dochodziła do 30% , gdy w typowych warunkach była na poziomie 15% [37].

Wpływ temperatury na adsorpcję fenolu badano na węglach aktywnych produkcji krajowej WD-extra i WG-12. Dla obu badanych węgli adsorpcja rosła wraz ze wzrostem temperatury do 40°C , następnie w temperaturze 50°C adsorpcja była mniejsza, aby w temperaturze 60°C ponownie wzrosnąć. W temperaturze 70°C notowano ponowny spadek wartości adsorpcji. Wzrost adsorpcji fenolu z roztworów wodnych wraz ze wzrostem temperatury wiąże się ze wzrostem

dyfuzji fenolu do miejsc aktywnych adsorbenta oraz spadkiem lepkości wody [38].

Prowadzono również badania, które były skoncentrowane na określeniu skuteczności i mechanizmów adsorpcji pochodnych fenolu na węglu aktywnym WD-extra (powszechnie stosowanym) oraz na sferycznych węglach aktywnych. Zbadano przydatność sferycznych węgli aktywnych, które otrzymywano w procesie aglomeracji rozdrobnionego węgla gazowo-koksowego z olejami roślinnymi (rzepakowym i lnianym). Pojemności sorpcyjne dla węgla WD-extra wynosiły 130-190 mg/g, a dla węgli sferycznych były niewiele niższe i zawierały się w granicach 70-150 mg/g [14].

Adsorpcja fenolu i jego pochodnych badana była na węglu aktywnym uzyskanym z pestek moreli, wyprażanym w temp. 300-500°C i aktywowanym kwasem fosforowym (H_3PO_4). Badania porównawcze wykazały, że zdolność sorpcyjna tego węgla jest porównywalna z innymi gatunkami, a w odniesieniu do niektórych związków nawet nieco większa [39].

Do sorpcji i fotodegradacji fenolu używano węgla aktywnego modyfikowanego dwutlenkiem tytanu (TiO_2). Badane roztwory naświetlano promieniami ultrafioletowymi (UV). Węgłe aktywne modyfikowane TiO_2 (zawartość tlenu tytanu wynosiła 46-55%) po 6 h naświetlania usuwały fenol w 60-88% [40].

Próbowano zastąpić węgle aktywne innymi adsorbentami, takimi jak: rozdrobniony koks, węgiel kamienny, torf, węglan wapnia i ruda ławkowa. Adsorbenty te, chociaż posiadały mniejszą pojemność adsorpcyjną, mogą w pewnych warunkach zastępować węgle aktywne [41, 42].

Dobre właściwości adsorpcyjne w odniesieniu do fenoli wykazał bentonit. Jego pojemność sorpcyjna zależała od początkowej koncentracji fenolu i wzrastała wraz z jej wzrostem od 0,18 do 0,7 mg/g [43].

Pojemność sorpcyjną bentonitu naturalnego udało się znacznie zwiększyć do 16 mg/g poprzez jego modyfikacje za pomocą cykloheksanu, polikationu glinu lub związku powierzchniowo czynnego [44, 45].

Do sorpcji fenolu używano również naturalnego oraz modyfikowanego montmorillonitu. Modyfikacja polegała na traktowaniu tego sorbentu związkiem zawierającym pirydynę. Zmniejszenie fenolu na glince nie modyfikowanej wynosiło około 70%-75%, a na modyfikowanej wzrosło do 93-99% [46].

Związki fenolowe usuwano skutecznie na żywicy *Amberlite XAD*. Pojemność sorpcyjna dla chlorofenolu była wyższa (2,27 mmol/g) niż dla fenolu (1,50 mmol/g). Regenerację żywicy prowadzono przez ekstrakcję (wmywanie) z użyciem alkoholu metylowego jako rozpuszczalnika. Po kolejnych procesach desorpcji pojemność adsorpcyjna nie ulegała zmianie [47].

3.5. Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA)

Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne występują w samych węglach aktywnych, które są stosowane jako sorbenty. W niektórych węglach ak-

tywnych stwierdzono obecność dziesięciu różnych WWA. Średnio ich sumaryczna zawartość wynosiła 63,4 mg/kg. Występowanie WWA w węglach aktywnych nie ma wpływu na ich pojemność adsorpcyjną i nie powoduje zauważalnego skażenia wody.

Na węglu aktywnym typu Norid, po 30 minutowym czasie kontaktu, efektywność adsorpcji następujących związków: antracenu, benzo(a)antracenu i dibenzopirenu wynosiła odpowiednio: 98, 84 i 70% [48].

Badania sorpcji antracenu z roztworów wodnych o stężeniach 0,23-8,3 $\mu\text{g}/\text{dm}^3$ na węglu aktywnym typu Norid wykazały, że dawki tego sorbentu w ilości 50 mg/dm^3 przy czasie kontaktu 20 godz. zapewniły całkowite usunięcie testowanych zanieczyszczeń. Mniej przydatny okazał się klinoptylolit, którego skuteczność sorpcji zmieniała się w zakresie 25-100% [49].

Stwierdzono, że efektywność adsorpcji wzrasta po uprzednim chlorowaniu wody zawierającej WWA [8].

Na stacji pilotowej o wydajności 8,3 dm^3/min stosowano następujący układ uzdatniania: koagulacja-sedymentacja-filtracja pośpieszna-ozonowanie-sorpcja na węglu aktywnym. Usunięcie WWA oscyloowało wokół wartości 62% [50].

3.6. Zanieczyszczenia ropopochodne

Sorbenty usuwające zanieczyszczenia ropopochodne mogą być pochodzenia naturalnego, np. kreda, talk, bentonit, słoma, krek, cement, piasek, diatomity i zeolity oraz syntetycznego, do których należą żywice, odpady polipropylenu i pianki z tworzyw sztucznych. Inny podział sorbentów to sorbenty pływające i tonące. Sorbenty utrzymujące się na powierzchni wody, takie jak pianki celulozowe i poliuretanowe, słoma, pumeks, wełna mineralna, wata szklana, znalazły zastosowanie głównie do likwidacji rozlewisk olejowych. Do sorbentów tonących zalicza się m.in.: kredę, glinę, piasek, talk, diatomity i zeolity [51, 52, 53].

Powszechnie znanymi i stosowanymi adsorbentami są węgle aktywne. Znaczny jednak ich koszt, duże kłopoty z regeneracją oraz niezadowalająca skuteczność w usuwaniu dużych cząstek, jakimi są zanieczyszczenia ropopochodne, powodują, że poszukuje się innych, tańszych sorbentów. Dobrymi adsorbentami okazały się materiały mineralno-węglowe, tworzywa adsorbujące (pianki poliuretanowo-mocznikowe), karbonizaty i półkoksiki oraz adsorbenty zeolitowo-węglowe [54].

Jako wypełnienie filtrów adsorpcyjnych stosowano klinoptylolity i diatomity oraz modyfikowaną glinę „Clarion” [55, 56, 57, 58].

4. Podsumowanie

Proces adsorpcji okazał się wysoce efektywny w usuwaniu detergentów, pestycydów, fenoli i WWA, a bezkonkurencyjnymi adsorbentami były granul-

wane węgle aktywne. W przypadku substancji humusowych, które charakteryzują się dużymi cząstkami, adsorpcja na węglach aktywnych zachodziła trudniej. Pojemność adsorpcyjna węgla aktywnych w stosunku do substancji humusowych wahała się od 20 do 90 mg SH/g węgla. Zmniejszenie substancji powierzchniowo czynnych w procesie adsorpcji na węglach aktywnych wynosiło 31,7-98,0%, a pojemności adsorpcyjne węgla zmieniały się od 0,5 do 1,1 mmol/g. Obniżenie koncentracji pestycydów przy zastosowaniu filtrów wypełnionych węglami aktywnymi zależało głównie od charakteru i rozpuszczalności tych zanieczyszczeń i mieściło się w bardzo szerokim zakresie od 0 do 97,5%.

W przypadku zanieczyszczeń fenolowych pojemność adsorpcyjna węgla aktywnych zmieniała się w granicach 35-199 mg/g węgla.

Skuteczność usuwania zarówno zanieczyszczeń fenolowych, jak i WWA wahała się w granicach od 62,0 nawet do 100%.

Mniejszą przydatność do usuwania zanieczyszczeń olejowych wykazywały węgle aktywne. Mikropory i mezopory były zaślepiane i blokowane przez duże cząstki tych zanieczyszczeń.

Do usuwania SH stosowano z powodzeniem dolomit (prażony i półprażony), tlenki żelaza, którymi były pokryte ziarna piasku kwarcowego, złożę marmurkowe zaimpregnowane polielektrolitami kationowymi, glinę (kaolinit) modyfikowaną jonami glinu.

SPC usuwane były w procesie adsorpcji na aktywnym tlenku glinu i glinach mineralnych.

Pestycydy próbowano usuwać w procesie filtracji przez włókna węglowe, poprzez dawki popiołów oraz pylistych glin modyfikowanych jonami żelaza i glinu.

Alternatywnymi adsorbentami związków fenolowych oprócz węgla aktywnych okazały się: rozdrobniony koks, węgiel kamienny, torf, węgiel wapnia, ruda łukowa, bentonit i montmorillonit. Zdolność adsorpcyjną tych dwóch ostatnich sorbentów zwiększano poprzez odpowiednią modyfikację.

Dobrymi adsorbentami substancji ropopochodnych okazały się klinoptylolity i modyfikowana glina „Clarion”.

Modelowanie procesu adsorpcji za pomocą nadmiarowych izoterm adsorpcji prowadzi do poznania mechanizmów zachodzących procesów oraz wyznaczenia pojemności adsorpcyjnych zastosowanych sorbentów.

Modelowanie procesu adsorpcji, prowadzonego w warunkach przepływowych, sprowadza się do sporządzenia krzywych przebiegu, zwanych również krzywymi wyjścia lub izoplanami adsorpcji. Służą one do wyznaczania pojemności całkowitej i użytecznej adsorbentów oraz do określania wysokości frontu adsorpcji oraz prędkości przesuwania się strefy wymiany masy. Użyteczna pojemność adsorpcyjna jest wykorzystywana przez projektantów do obliczania masy adsorbenta, natomiast wysokość frontu adsorpcji do określania wysokości warstwy adsorpcyjnej.

LITERATURA

- [1] Choma J., *Porównanie właściwości adsorpcyjnych mikro-mezoporowatych węgla aktywnych i mezoporowatych adsorbentów krzemionkowych*, Mat. Konf. „Węgiel aktywny w ochronie środowiska”, Wyd. Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa 2002, s. 45-56.
- [2] Kaleta J., *Application of natural zeolites from removal of oily pollutants from water solutions*, Międzynarodowa Konferencja „Zaopatrzenie w wodę miast i wsi”, Wydawnictwo PZiTS O/Poznań, t. 3, 1998, s. 105-114.
- [3] Kaleta J., *Removing of certain organic pollutants from water in sorption process*, IV International Conference „Water Supply and Water Quality”, t. II, Kraków 2000, s. 779-786.
- [4] Kaleta J., *Evaluation of usability of selected adsorbents for removing of organic pollutants from water*, Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN, t. 32, Lublin 2005, s. 179-186.
- [5] Marzec M.I., Morawski A.W., *Odpadowy poli(tereftalan etylenu) (PET) prekursorem węgla aktywnego*, Mat. Konf. „Węgiel aktywny w ochronie środowiska”, Wyd. Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa 2002, s. 118-127.
- [6] Mazet M., Yaacoubt A., Lafrance P., *The influence of metal ions released by an activated carbon on the adsorption of organics: the role of calcium ions*, Wat. Res., nr 10, 1988, s. 1321-1329.
- [7] Granops M., Kaleta J., *Woda, uzdatnianie i odnowa*, Wyd. SGGW, Warszawa 2005.
- [8] Mołczan M., *Usuwanie domieszek organicznych z wody na węglach aktywnych w procesach sorpcji i biodergadacji*, Ochrona Środowiska, nr 3(740), 1999, s. 19-25.
- [9] Łepkowski Z., *Technologia uzdatniania wody odrzańskiej dla Szczecina*, Ochrona Środowiska, nr 3(58), 1995, s. 35-39.
- [10] Mossakowska A., *Zmiany jakości wody w procesie filtracji węglowej na przykładzie wodociągu Praskiego*, Mat. Konf. Vth International Scientific and Technical Conference „Water Supply and Water Quality”, t. I, Poznań-Gdańsk 2002, s. 525-533.
- [11] Gomółka E., Szaynok A., *Chemia wody i powietrza*, Politechnika Wrocławska, Wrocław 1997, s. 269, 273-276, 279-282, 283-285.
- [12] Nawrocki J., Biłozor St., *Uzdatnianie wody, procesy chemiczne i biologiczne*, Wyd. Naukowe PWN, Warszawa-Poznań 2000, s. 14-17, 121-124, 186-188, 219-224, 292, 310, 348.
- [13] Han S., Kim S., Lim H., Choi W., Park H., Yoon J., Hyeon T., *New nanoporous carbon materials with high adsorption capacity and rapid adsorption kinetics for removing humic acids*, Microporous and Mesoporous Materials, nr 58, 2003, s. 131-135.
- [14] Lorenc-Grabowska E., Gryglewicz G., *Adsorpcja chloro- i nitrofenoli z roztworów wodnych na sferycznych węglach aktywnych*, Mat. Konf. „Węgiel aktywny w ochronie środowiska” Wyd. Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa 2002, s. 195-205.
- [15] Zouboulis A.I., Jun W., Katsoyiannis I.A., *Removal of humic acids by flotation*, Colloids and surfaces A: Physicochem. Eng. Aspects, nr 231, 2003, s. 181-193.

- [16] Kowalski T., *Zastosowanie dolomitów do uzdatniania wód*, Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 1995, s. 42-48, 53-77, 89-95.
- [17] Bob M., Walker H.W., *Enhanced adsorption of natural organic matter on calcium carbonate particles through surface charge modification*, Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects, nr 191, 2001, s. 17-25.
- [18] Smeck N.E., Novak J.M., *Weathering of soil clays with dilute sulfuric acid as influenced by sorbed humic substances*, Geoderma, nr 63, 1994, s. 63-76.
- [19] Dumat C., Staunton S., *Reduced adsorption of calcesium on clay minerals caused by various humic substances*, Journal of Environmental Radioactivity, nr 46, 1999, s. 187-200.
- [20] Kowal A.L., Świdorska-Bróz M., *Oczyszczanie wody*, Wyd. Naukowe PWN, Warszawa-Wrocław 1996.
- [21] Narkis N., Ben-David B., *Adsorption of non-ionic surfactants on activated carbon and mineral clay*, Wat. Res., nr 19, 1985, s. 815-824.
- [22] Basar C. A., Karagunduz A., Cakici A., Keskinler B., *Removal of surfactants by powdered activated carbon and microfiltration*, Wat. Res., nr 38, 2004, s. 2117-2124.
- [23] Cserhati T., Forgacs E., Oros G., *Biological activity and environmental impact of anionic surfactants*, Environmet International, nr 28, 2002, s. 337-348.
- [24] Smith E.H., *Evaluation of multicomponent adsorption equilibria for organic mixtures onto activated carbon*, Wat. Res., nr 2, 1991, s. 124-134.
- [25] Sztarak W., *Usuwanie niektórych środków ochrony roślin na węglu aktywnym*, Ochrona Środowiska, nr 2, 1987, s. 103-104.
- [26] Snoeyink V.L., *Adsorption of organic compounds, Water quality and treatment*, New York, 1990, s. 330-338.
- [27] Żelechowska A., Makowski Z., *Monitoring pestycydów w wodach powierzchniowych*, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa, 1993, s. 44-55.
- [28] Detlef R., Knappe U., Vernon L., *The effect of preloading on rapid small-scale column test predictions of atrazine removal by GAC adsorbers*, Wat. Res., t. 31, nr 11, 1997, s. 2899-2909.
- [29] Miltner R.J., Baker D.B., Spath T.F., Frank C.A., *Treatment of seasonal pesticides in surface waters*, JAWWA, nr 1, 1989, s. 43-52.
- [30] Martin-Gullon I., Font R., *Dynamic pesticide removal with activated carbon fibers*, Wat. Res., t. 35, nr 2, 2001, s. 516-520.
- [31] Gupta K., Jain C.K., Ali I., Chandra S., Agarwal S., *Removal of lindane and malathion from wastewater using bagasse fly ash – a sugar industry waste*. Wat. Res., nr 36, 2002, s. 2483-2490.
- [32] Konstantinou J., Petrakis E., *Removal of herbicides from aqueous solution by adsorption on Al-pillared clays, Fe-Al pillared clays*, Wat. Res., nr 34(12), 2000, s. 3123-3136.
- [33] Świdorska-Bróz M., *Mikrozanieczyszczenia w środowisku wodnym*, Wyd. Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 1993, s. 39-42, 45-47, 86, 88-91, 123-129.
- [34] Karimi-Jashni A., Narbaitz R.M., *Impact of pH on the adsorption and desorption kinetics of 2-nitrophenol on activated carbons*, Wat. Res., nr 31(12), 1997, s. 3039-3044.
- [35] Kaleta J., *Remiving of phenol from aqueous solutions in adsorption process*, Canadian Journal of Civil Engineering, nr 33, 2006, s. 546-551.

- [36] Kapcia J., Kaleńczuk R.J., Morawski A.W., *Badanie wpływu powierzchni właściwej węgla aktywnych CWZ na adsorpcję fenolu z wody*, Mat. Konf. „Węgiel aktywny w ochronie środowiska” Wyd. Pol. Częstochowskiej, Częstochowa 2002, s. 178-187.
- [37] Seynaeve R., *Metoda napowietrzanego filtrowania na węglu aktywnym, czyli Oxycon®: Zastosowanie węgla aktywnego w oczyszczaniu ścieków*, Mat. Konf. Vth International Scientific and Technical Conference „Water Supply and Water Quality”, t. I, Poznań-Gdańsk 2002, s. 461-467.
- [38] Madela M., *Adsorpcja na węglach aktywnych fenolu z roztworu wodnego w różnych temperaturach*, Mat. Konf. „Węgiel aktywny w ochronie środowiska”, Wyd. Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa 2002, s. 188-194.
- [39] Daifullah A.A.M., Girgis B.S., *Removal of some substituted phenols by activated carbon obtained from agricultural waste*, Wat. Res., nr 32(4), 1998, s. 1169-1177.
- [40] Tryba B., Morawski A.W., Inagaki M., *Application of TiO₂-mounted activated carbon to the removal of phenol from water*, Applied Catalysis B: Environmental, nr 41, 2003, s. 427-433.
- [41] Viraraghavan T., Alfaro F.M., *Adsorption of phenol from wastewater by peat, fly ash and bentonite*, Journal of Hazardous Materials, nr 57, 1998, s. 59-70.
- [42] Khan A.R., Al-Bahri T.A., Al-Haddad A., *Adsorption of phenol based organic pollutants on activated carbon from multi-component dilute aqueous solutions*, Wat. Res., nr 31(8), 1991, s. 2102-2112.
- [43] Banat F.A., Al-Bashir B., Al-Asheh S., Hayajneh O., *Adsorption of phenol by bentonite*, Environmental Pollution, nr 107, 2000, s. 391-398.
- [44] Al-Asheh S., Banat F., Abu-Aitah L., *Adsorption of phenol using different types of activated bentonites*, Separation Purification Technology, nr 33, 2003, s. 1-10.
- [45] Shen Y. H., *Removal of phenol from water by adsorption-flocculation using organobentonite*, Wat. Res., nr 36, 2002, s. 1107-1114.
- [46] Wu P.X., Liao Z.W., Zhang H.F., Guo J.G., *Adsorption of phenol on inorganic – organic pillared montmorillonite in polluted water*, Environment International, nr 26, 2001, s. 401-407.
- [47] Abburi K., *Adsorption of phenol and p-chlorophenol from their single and bisolute aqueous solutions on Amberlite XAD – 16 resin*, Journal of Hazardous Materials, nr B 105, 2003, s. 143-156.
- [48] Choma J., Jaroniec M., Burakiewicz-Mortka., Gwizdalski M., *Adsorpcja związków organicznych z roztworów wodnych na węglach aktywnych*, Ochrona Środowiska, nr 1(56), 1995, s. 11-17.
- [49] Tarczewska T., *Badania nad możliwością zastosowania immobilizowanych szczepów bakterii do rozkładu WWA w wodach*, Mat. Symp. Naukowego „Zastosowanie biopreparatów bakteryjnych do oczyszczania wody, ścieków i gruntu”, Wyd. Politechniki Warszawskiej, Płock, 1995, s. 29-40.
- [50] Kang J.W., Park H.S., Wang R.Y., Koga M., Kadokami K., *Effect of ozonation for treatment of micropollutants present in drinking water source*, Wat. Sci. Tech., nr 36(12), 1997, s. 299-307.
- [51] Gomółka E., *Usuwanie i unieszkodliwianie zanieczyszczeń olejowych zawartych w ściekach*, Wyd. Politechniki Wrocławskiej, 1987, s. 5-18.

- [52] Puzskarewicz A., Granops M., Kaleta J., Papciak D., *Zastosowanie diatomitów i zeolitów karpackich w ochronie środowiska*, Polskie Towarzystwo Inżynierii Ekologicznej, Ekoinżynieria, nr 9(24), Lublin 1997, s. 14-17.
- [53] Puzskarewicz A., Kaleta J., *Experience in removing petroleum derivatives from aqueous solutions onto adsorptive diatomite and clinoptylolite beds*, Environment Protection Engineering, t. 30, nr 3, Wrocław 2004, s. 23-33.
- [54] Vanderpoorten W., *Le traitement des eaux residuairea en petrochimie*, La Technique de l'Eau, nr 398, 1980, s. 7-26.
- [55] Granops M., *Badania nad przydatnością diatomitów karpackich w uzdatnianiu wody i oczyszczaniu ścieków*. Zeszyty Naukowe Politechniki Rzeszowskiej, nr 56, Rzeszów 1989, s. 21, 30.
- [56] Granops M., Kaleta J., *Application of carpathian diatomites and clinoptylolites for removal of polluting oil compounds from waste water*, Wydawca Główny Instytut Górnictwa. Drugi Światowy Kongres Ochrony Środowiska na Terenach Górniczych, Katowice 1997, s. 739-748.
- [57] Kaleta J., Puzskarewicz A., *Evaluation of usability clinoptylolite and diatomite for sorption of oil contaminants from water solutions*, Archives of Environmental Protection, t. 31, nr 1, Zabrze 2005, s. 107-113.
- [58] Kaleta J., *Modyfikowana glinika „Clarion” w usuwaniu zanieczyszczeń ropopochodnych z roztworów wodnych*, VI International Scientific Conference „Current Issues of Civil and Environmental Engineering” Lviv-Kosice-Rzeszów 2001, s. 65-69.

REMOVAL OF CHOSEN ORGANIC POLLUTIONS FROM AQUEOUS SOLUTIONS IN SORPTION PROCESS

S u m m a r y

The paper presents possibility of use the sorption process in removal of chosen organic pollutions such as: humic substances, detergents, pesticides, polycyclic aromatic hydrocarbons and oil contaminants from aqueous solutions. Estimate also the effectiveness of the sorption process used in water treatment and waste-water treatment.

Wpłynęło do Oficyny Wydawniczej w maju 2007 r.

Witold NIEMIEC

Politechnika Rzeszowska

ODPADY W GOSPODARSTWIE AGROTURYSTYCZNYM

W opracowaniu przedstawiono zasadnicze problemy gospodarki odpadami w środowisku wiejskim z uwzględnieniem podstawowych wymogów prawnych, charakterystyki odpadów wiejskich i jej specyfiki. Omówiono przykładowo najważniejsze zagadnienia gospodarki odpadami w gospodarstwie agroturystycznym z ukazaniem niebezpieczeństwa negatywnego oddziaływania na środowisko. Zasygnalizowano sposoby rozwiązania podstawowych problemów utylizacji odpadów w gospodarstwie wiejskim z uwypukleniem specyfiki gospodarstwa agroturystycznego.

1. Wstęp

Zmiany społeczno-gospodarcze końca XX wieku w Polsce zapoczątkowały proces odejścia od monofunkcyjnego charakteru wsi do modelu zdywersyfikowanych funkcji tych społeczności. Podstawowym przykładem w tym zakresie w wielu regionach Polski jest rozwijająca się nadal dynamicznie agroturystyka. Liczne publikacje i konferencje, których nie sposób wymienić ze względu na ich mnogość, poświęcone problematyce związanej z agroturystyką, świadczą o gospodarczym i społecznym znaczeniu zjawiska. Według badań¹, ok. 50% obiektów nie można zaliczyć w świetle kryteriów idei agroturystyki do zagród agroturystycznych z dwóch powodów, jeżeli:

- zagroda gospodarzy nie posiada użytków rolnych,
- właściciele posiadają użytki rolne, ale nie prowadzą produkcji rolniczej i czerpią zyski z innej działalności.

Niezależnie od charakteru gospodarstwa, wszystkie obiekty wykorzystywane w turystyce wiejskiej powinny spełniać wymogi zawarte w przepisach związanych z problemem sanitacji, pod którym to pojęciem mieszczą się zagadnienia zaopatrzenia społeczności w wodę, odprowadzenia i zagospodarowania ścieków oraz gospodarka odpadami.

¹ Podawca K., *Zagospodarowanie zagród wiejskich z funkcją turystyczną*, Przegląd Naukowy Inżynieria i Kształtowanie Środowiska, Zeszyt 1(33), 2006, s.174-182.

Gospodarka odpadami to jeden z istotnych problemów zarządzania środowiskiem w gminach. Zgodnie z ustawą², utrzymanie czystości i porządku w gminach należy do obowiązkowych zadań własnych gmin. Gminy zapewniają czystość i porządek na swoim terenie i tworzą warunki niezbędne do ich utrzymania.

Każde gospodarstwo agroturystyczne posiada administracyjną przynależność do jakiejś gminy, a zatem z tego tytułu musi się podporządkować przyjętemu planowi gospodarki odpadami w gminie, zgodnie z ustawowym wymogiem³. Tworzenie gminnych planów gospodarki odpadami zakończono do końca 2004 r.

W każdym gospodarstwie rolnym, w tym i agroturystycznym, powstają odpady. *Odpady to substancje lub przedmioty należące do kategorii wymienionych w załączniku do ustawy, których posiadacz pozbywa się, zamierza pozbyć się lub do ich pozbycia się jest zobowiązany*⁴. Ustawa precyzuje zasady postępowania z odpadami, którymi są:

- zapobieganie powstawaniu odpadów lub ograniczanie ilości i ich negatywnego oddziaływania na środowisko,
- selektywna zbiórka odpadów, których powstaniu nie udało się zapobiec,
- zapewnianie zgodnego z zasadami ochrony środowiska odzysku,
- zapewnianie zgodnego z zasadami ochrony środowiska unieszkodliwiania odpadów.

W gospodarstwie wiejskim powstają w zasadzie dwie grupy odpadów:

- produkcyjne, związane bezpośrednio z rodzajem produkcji i jej otoczeniem,
- socjalno-bytowe, powstające w związku z zaspokajaniem potrzeb bytowania ludzi w środowisku wiejskim.

W gospodarstwach agroturystycznych, świadczących w przeważającym procencie usługi wypoczynkowe ludziom z miast, odpadów socjalno-bytowych jest więcej i posiadają one charakterystykę zbliżoną do odpadów społeczeństw zamieszkujących miasta. Przedstawione dalej wybrane zagadnienia z problematyki gospodarki odpadami w środowiskach wiejskich omówiono na podstawie analizy opracowanych dziesięciu gminnych planów gospodarki odpadami oraz programów ochrony środowiska, wykonanych w 2004 r. pod kierunkiem autora w Zakładzie Oczyszczania i Ochrony Wód Politechniki Rzeszowskiej, na zamówienie gmin województwa podkarpackiego i małopolskiego.

² Ustawa o utrzymaniu czystości i porządku w gminach z dn. 13.09.1996 r., ostatnia zmiana 13.10.2005 r., Dz. U. Nr 175, poz. 1458.

³ Ustawa Prawo ochrony środowiska z dn. 27.04.2001 r., Dz. U. Nr 62., poz. 627.

⁴ Ustawa o odpadach z dn. 27.04.2001 r., Dz. U. Nr 62, poz. 628.

2. Warunki powstawania odpadów

Ilość oraz skład odpadów produkcyjnych będą zależę od profilu gospodarstwa oraz stopnia przeróbki technologicznej surowca na terenie gospodarstwa. Ponieważ usługi agroturystyczne świadczą z reguły gospodarstwa małe, o zróżnicowanej produkcji rolniczej, problem prawidłowego zagospodarowania odpadów produkcyjnych w tych gospodarstwach w zasadzie nie istnieje. Zróżnicowaną produkcję rolniczą cechuje obieg materii wewnątrz gospodarstwa, zgodnie lub bardzo blisko z naturalnym obiegiem przyrodniczym. Skoncentrowana i wąsko profilowana produkcja, np. zwierząt w uprzemysłowionym, bezściółkowym systemie produkcji, powoduje powstawanie dużych ilości niebezpiecznego odpadu, jakim jest gnojowica⁵. W zróżnicowanej produkcji odchody zwierzęce – obornik, stanowią cenną materię wykorzystywaną do nawożenia pól. Powszechne stosowanie agresywnej chemii w produkcji rolniczej do: upraw, wzrostu i pielęgnacji organizmów żywych powoduje pojawienie się w środowiskach wiejskich materii obcej w biotopie wsi⁶. Na rysunku 1. pokazano główne źródła antropogenicznych zanieczyszczeń biotopu wsi.

Odpady pochodzące z produkcji zwierzęcej, głównie odchody, o ile podlegają zasadom stosowania opisanym w Kodeksie Dobrej Praktyki Rolniczej⁷, w praktyce nie powodują destrukcyjnego obciążenia środowiska. W opracowaniu⁸ omówiono szczegółowo sposoby zagospodarowania odchodów zwierzęcych, pochodzących głównie z małych gospodarstw hodowlanych.

Największe zagrożenie dla środowiska powodują odpady nienależące do tego obszaru, na którym się znajdują i występujące w dużej koncentracji. Wspomniane gminne plany gospodarki odpadami muszą uwzględniać zagospodarowanie wszystkich odpadów wytwarzanych na administrowanym terenie. W obszarach wiejskich, posiadających gospodarstwa agroturystyczne, administracji gmin szczególnie powinno zależeć na wysokiej jakości środowiska. Gospodarstwa agroturystyczne nie tylko przynoszą określone korzyści ich właścicielom, ale też są stymulatorem rozwoju środowiska w wielu znanych i opisywanych w literaturze aspektach⁹.

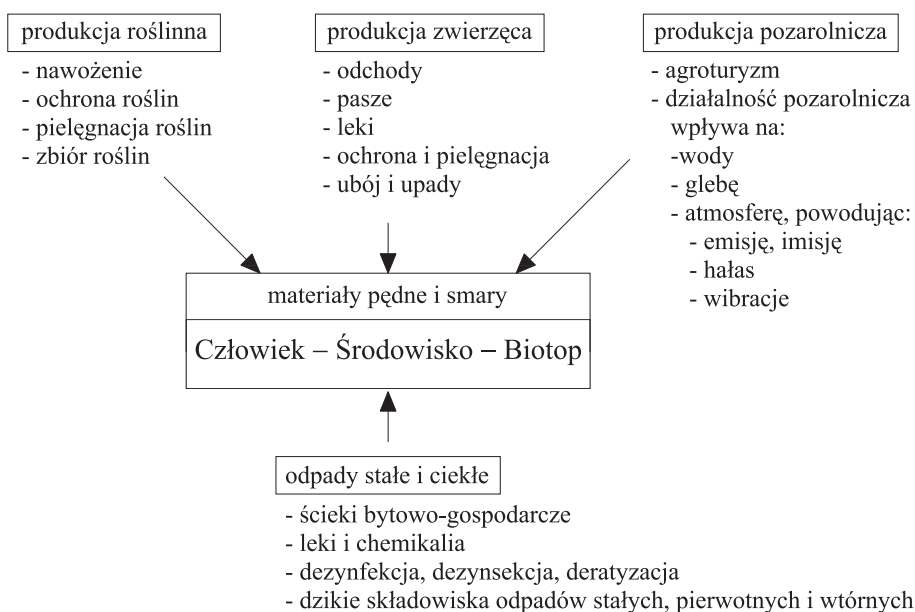
⁵ Niemiec W., *Frakcjonowanie gnojowicy w osadniku z wypełnieniem i innych urządzeniach towarzyszących*, Rozprawa habilitacyjna, Warszawa 1985.

⁶ Niemiec W., *Niektóre problemy zanieczyszczenia biotopu wsi odchodami zwierzęcymi i ściekami socjalno-bytowymi*, Zeszyty Naukowe Politechniki Rzeszowskiej, Budownictwo i Inżynieria Środowiska z. 31, Oficyna Wydawnicza Politechniki Rzeszowskiej, Rzeszów 1999, s. 85-104.

⁷ Kodeks Dobrej Praktyki Rolniczej, Ministerstwo Rolnictwa i Rozwoju Wsi, Ministerstwo Środowiska, Warszawa 2002.

⁸ Niemiec W., *Ekologiczna utylizacja odchodów zwierzęcych w gospodarstwach górskich*, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Nowy Sącz 1995.

⁹ Biliński J., Niemiec W., *Niektóre aspekty rozwoju agroturystyki w krajach Środkowej Europy i w Polsce. Problemy współczesnej turystyki i rekreacji*, Zeszyty Naukowe Wyższej Szkoły Informatyki i Zarządzania, Nr 3, Rzeszów 2001, s.143-150.



Rys. 1. Główne źródła skażeń biotopu wsi (opracowanie własne)

Prawidłowo opracowany gminny plan gospodarki odpadami powinien uwzględniać utylizację wszystkich grup odpadów. Do najczęściej wymienianych grup odpadów środowisk wiejskich należą:

- odpady pochodzące z produkcji rolniczej (odchody zwierzęce, złomowane środki produkcji, niewykorzystane lub przeterminowane środki chemiczne, w tym lekarstwa dla zwierząt, płyny i materiały pędne stosowane w maszynach rolniczych i innym sprzęcie zmechanizowanym, ogumienie),
- niebezpieczne odpady (organiczne, baterie i akumulatory, wyroby zawierające azbest i PCB, konserwanty, impregnaty),
- padlina oraz inna materia organiczna niedająca się wykorzystać w gospodarstwie,
- wszystkie inne odpady pochodzące z działalności gospodarczej.

W tabeli 1. pokazano uśredniony skład odpadów pochodzących ze środowisk wiejskich, w porównaniu z generowanymi odpadami w miastach. Dane literaturowe, prezentowane przez autorów, zawierają mniej lub bardziej zbieżne informacje w stosunku do przedstawionych w tab. 1., niemniej jednak wszystkie potwierdzają w podobny sposób występujące różnice w składzie odpadów, wynikające ze specyficznych uwarunkowań ich powstawania.

Tabela 1. Przekiętny skłád odpadów środowisk miejskich i wiejskich w %

Wyszczególnienie	Miasto	Wieś
Papier i inne celulozowe	27,0	4,0
Odpady organiczne	25,0	9,8
Szkło	11,0	11,0
Tekstylia	8,0	3,0
Tworzywa sztuczne	7,0	8,0
Metale, głównie żelazne	6,0	8,5
Drewno	4,0	-
Inne	12,0	55,7

Źródło: opracowanie własne na podstawie materiałów badawczych zebranych w trakcie opracowywania gminnych planów gospodarki odpadami dla województw: podkarpackiego i małopolskiego w 2004 r.

Szczególnego znaczenia nabiera gospodarka odpadami zawierającymi łatwo migrujące do środowiska metale ciężkie (środki ochrony roślin i zwierząt). Obieg substancji niebezpiecznych w środowisku wiejskim powinien podlegać ścisłej kontroli z powodu ich obecności przy produkcji żywności.

Odpady opakowaniowe po środkach produkcji zazwyczaj zawierają resztki substancji, które były transportowane i przechowywane w tych opakowaniach. Spotykane często niefrasobliwe porzucanie wszelkiego rodzaju opakowań w środowisku (rowy przydrożne, potoki, dzikie składowiska) to nie tylko przykłady niskiej kultury życia, ale też możliwe poważne, lokalne zagrożenie biotopu (wody, gleby, zagrożenie dla przedstawicieli fauny). W opracowaniu¹⁰ podano podstawowe zasady organizacji zbiórki i zagospodarowania odpadów w środowiskach wiejskich.

Istotnym, ale nie zawsze dostrzeganym problemem w utylizacji odpadów w gospodarstwach agroturystycznych jest możliwość kontaktu przyjezdnych, którymi są osoby z miasta z reguły nie znające specyfiki życia i produkcji na wsi, z produkowaną żywnością lub urządzeniami służącymi do produkcji. Nie chodzi w tym przypadku o zagrożenia płynące ze strony środków produkcji, a raczej o niefrasobliwość gospodarzy z jednej strony i turystów z drugiej. Biegające dzieci pochodzące z miasta, zazwyczaj nie znając specyfiki urządzeń, z jakimi się spotykają na wsi, łatwo mogą np. wrzucić do niezabezpieczonej prawidłowo studni niebezpieczną materię i wywołać określone problemy z jakością wody. Również często spotykany przypadek krzyżowania się dróg zwierząt gospodarskich z drogami poruszania się ludzi może być przyczyną kontuzji i styczości z nieprzyjemną i często niebezpieczną substancją, jaką są odchody zwierząt. Zmywane przez opady atmosferyczne odchody i inne nieczystości z podwórka mogą się przedostawać wprost do wód tak powierzchniowych, jak

¹⁰ Niemiec W., *Turystyka alternatywna w zgodzie ze środowiskiem*, Państwowa Wyższa Szkoła Zawodowa w Nowym Sączu, 2002 r.

też podziemnych i być powodem zanieczyszczenia. Zanieczyszczenie wód odchodami i innymi odpadami produkcyjnymi powoduje znaczny wzrost związków azotowych, metali ciężkich i zagrożenia bakteriologicznego w wodach używanych do konsumpcji i produkcji rolniczej¹¹.

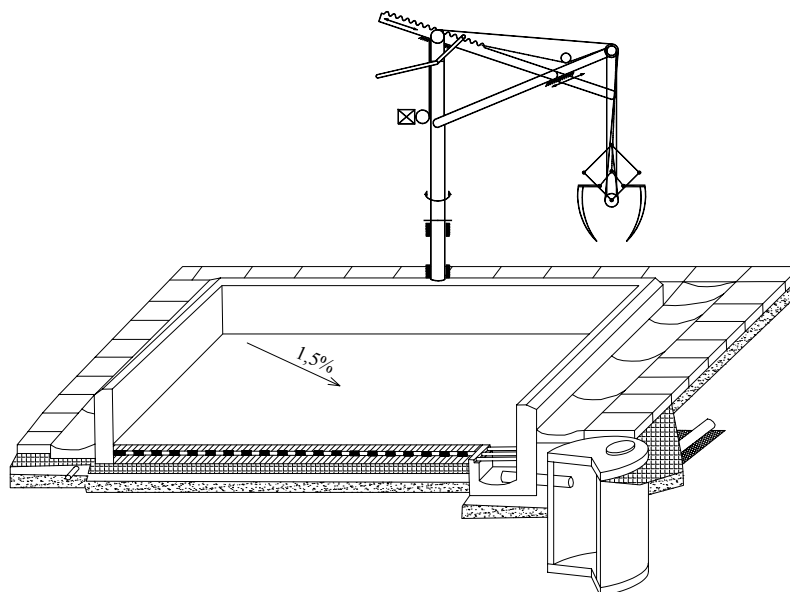
3. Utylizacja odpadów w gospodarstwie wiejskim

Utylizacja powstających odpadów w gospodarstwie wiejskim powinna przebiegać zgodnie z ustawowymi wymogami oraz specyfiką ich powstawania. Wytyczne zasad postępowania w konkretnej miejscowości znajdują się w planie gospodarki odpadami w gminie. Jak już wspomniano, plany powinny być zatwierdzone przez gminy oraz stosowane w praktyce. Poszczególne przypadki sposobów zagospodarowania odpadów, pochodzących z produkcji i przetwórstwa rolniczego, są opisane w decyzjach wydawanych w związku z prowadzoną działalnością gospodarczą. Natomiast w pozostałych przypadkach, związanych z zaspokajaniem potrzeb socjalno-bytowych i generowanych odpadów, należy przestrzegać ogólnych zasad obowiązujących wszystkie społeczności w kraju, z zachowaniem specyfiki gospodarstwa agroturystycznego. Zróżnicowana produkcja rolnicza gospodarstw agroturystycznych powoduje powstawanie wielu odpadów, które należy zagospodarować. Uciążliwymi dla środowiska odpadami są odchody zwierzęce, które powinny być zagospodarowane jako nawozy. W praktyce i zgodnie z zaleceniami ustawy o nawozach i nawożeniu¹², odchody zwierzęce usuwa się na użytki rolne zazwyczaj dwa razy w roku, w okresie jesiennym i na wiosnę, a zatem zachodzi konieczność ich przetrzymywania w dłuższym czasie na terenie gospodarstwa, w pobliżu ludzi. Specyfika odchodów zwierzęcych wymaga ich izolacji od ludzi i inwentarza hodowlanego, co w praktyce sprowadza się do zorganizowanego przetrzymywania odchodów na specjalnie urządzonych do tego celu gnojownikach. Literatura fachowa podaje wiele przykładów rozwiązań gnojowników, nazywanych też płytami gnojowymi. Na rysunku 2. pokazano przykład konstrukcyjnego rozwiązania gnojownika, zaopatrzonego w zabezpieczające urządzenia (zbiornik na gnojówkę, ładowacz obornika), których celem jest ograniczenie negatywnego wpływu na środowisko gromadzonych odchodów.

Zabezpieczenie obejścia przed zanieczyszczeniem odchodami zwierząt i drobiu można łatwo osiągnąć, oddzielając płotkami miejsca przebywania zwierząt od dróg komunikacyjnych ludzi.

¹¹ Niemiec W., *Zaopatrzenie gospodarstwa agroturystycznego w wodę*, Polityka Turystyczna. Uniwersytet Szczeciński. Szczecin-Kopenhaga 2005, s. 442-447.

¹² Ustawa o nawozach i nawożeniu z dn. 26.07.2000 r., Dz. U. Nr 89, poz. 991.

Rys. 2. Sposób urządzenia gnojownika¹³

Materia organiczna występująca w odpadach wiejskich jest oddzielana i zagospodarowywana w gospodarstwie jako pożywienie inwentarza lub gromadzona na gnojownikach. Często można spotkać urządzone kompostowniki, przeznaczone do gromadzenia chwastów, liści i innej materii organicznej, którą można w procesie kompostowania zamienić na wartościowy nawóz organiczny.

Złom, na który składają się zazwyczaj wykorzystane maszyny rolnicze i inne przedmioty służące do produkcji lub w domostwach, powinien być gromadzony w wyznaczonych miejscach i okresowo zgodnie z harmonogramem gminnym usuwany z gospodarstwa.

Odpady opakowaniowe, które najczęściej są z tworzyw sztucznych, powinny być gromadzone oddzielnie i również usuwane z gospodarstwa w oznaczonych terminach.

Sprzęt zmechanizowany i elektroniczny oraz urządzenia stanowiące wyposażenie mieszkań, które utraciły cechy użytkowe, powinny być usuwane z terenu obejścia gospodarczego przez gospodarzy lub odbierane przez wyspecjalizowane podmioty gospodarcze, świadczące usługi w tym zakresie na terenie gminy.

Odpady niebezpieczne muszą być gromadzone oddzielnie i usuwane z terenu gospodarstw przez wyspecjalizowane ekipy lub dostarczane przez właściciela gospodarstwa do gminnych punktów zbiórki odpadów niebezpiecznych. Padłe zwierzęta powinny być oddawane do wyspecjalizowanych podmiotów gospodarczych, zajmujących się ich utylizacją. Odbiór padliny z terenu gospodarstwa

¹³ Niemiec W. i inni, *Mechaniczny ładowacz obornika*, Wzór użytkowy Nr 52082.

powinien się odbywać na specjalne wezwanie właściciela gospodarstwa. W zasadzie nie wolno zakopywać padłych zwierząt.

Ważnym zagadnieniem gospodarki odpadami jest prawidłowe postępowanie z odpadami zawierającymi tworzywa sztuczne. Nie należy spalać ich w paleniskach domowych, ponieważ w trakcie niskotemperaturowego spalania wydzielają się dioksyne i furany, czyli związki zaliczane do najbardziej toksycznych w środowisku.

Wyeksploatowane ogumienie i inne produkty zawierające gumę powinny być usuwane z gospodarstwa w sposób zorganizowany ogólnie.

Ważnym, a często niewłaściwie rozwiązywanym problemem w gospodarowaniu odpadami jest zagadnienie utylizacji osadów ściekowych. W przeważającej liczbie gospodarstw agroturystycznych ścieki są oczyszczane w przydomowych oczyszczalniach gruntowych. Oczyszczone ścieki są odprowadzane do odbiorników przyrodniczych, natomiast osady zgromadzone w osadnikach gnilnych, zaliczane z mocy ustawy o odpadach do odpadów, muszą być okresowo wybierane z komór osadczych i odstawiane do profesjonalnych oczyszczalni ścieków lub utylizowane w specjalnie urządzonych miejscach na terenie gminy. Utylizacja zgromadzonych osadów polega na ich stabilizacji i higienizacji z wykorzystaniem wapna palonego. Ustabilizowane i higieniczne osady mogą być wykorzystane jako nawozy. Niedopuszczalne jest bezpośrednie stosowanie osadów pochodzących z osadników gnilnych na użytki rolnicze, bez ich uprzedniej obróbki (stabilizacja, higienizacja), ze względu na ich wysokie zagrożenie sanitarne.

4. Podsumowanie

Istniejące od 2001 roku kompleksowe uregulowania prawne, zgodne ze standardami Unii Europejskiej, regulują w wystarczającym zakresie gospodarkę odpadami w Polsce. Prawo dokładnie określa zasady oraz wymogi szczegółowe w tym zakresie. Wielokrotnie nowelizowana ustawa o odpadach spełnia wymogi unijne i jest na bieżąco aktualizowana, wraz ze zmieniającym się prawem wspólnotowym. Gospodarka odpadami środowisk wiejskich musi spełniać wymogi ustawowe, a gospodarstwa agroturystyczne powinny być wzorcowymi rozwiązaniami w tym zakresie, ponieważ są wizytówką lokalnej społeczności w stosunku do przyjezdnych, którymi mogą być i coraz częściej są obywatele innych państw. Źle zorganizowany system gospodarki w gminie może negatywnie skutkować w gospodarowaniu odpadami w poszczególnych sołectwach i indywidualnych gospodarstwach rolnych. Konkurencyjność polskich gospodarstw agroturystycznych na rynku usług związanych z odpoczynkiem może być zachowana, o ile w pełni będą spełniane standardy europejskie w tym zakre-

sie^{14,15}. Otwarcie kraju spowodowało możliwość przyjazdu i korzystania z usług wypoczynkowych wielu obywatelom Europy, którzy oczekują zaspokojenia swoich oczekiwań nie tylko w zakresie czystego środowiska, zdrowej żywności czy atrakcji turystycznych, ale też standardów związanych z sanitacją i higienizacją obszarów wiejskich, przede wszystkim gospodarstwa, w którym zamierzają spędzić wolny czas.

LITERATURA

- [1] Bilitewski B. i inni, *Podręcznik gospodarki odpadami*, Wydawnictwo Seidel Przywecki, Warszawa 2003.
- [2] Kodeks Dobrej Praktyki Rolniczej, Ministerstwo Rolnictwa i Rozwoju Wsi, Ministerstwo Środowiska. Warszawa 2002.
- [3] Lipińska E. *Gospodarka odpadami*, Prace Naukowo-Dydaktyczne PWSZ, z. Nr 3, Krosno 2003.
- [4] Niemiec W., *Ekologiczna utylizacja odchodów zwierzęcych w gospodarstwach górskich*, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Nowy Sącz 1995.
- [5] Niemiec W., *Fracjonowanie gnojowicy w osadniku z wypełnieniem i innych urzędzeniach towarzyszących*, Rozprawa habilitacyjna, Instytut Budownictwa, Mechanizacji i Elektryfikacji Rolnictwa, Warszawa 1985.
- [6] Niemiec W., *Niektóre problemy zanieczyszczenia biotopu wsi odchodami zwierzęcymi i ściekami socjalno-bytowymi*, Zeszyty Naukowe Politechniki Rzeszowskiej, Budownictwo i Inżynieria Środowiska z. 31, Oficyna Wydawnicza Politechniki Rzeszowskiej, Rzeszów 1999, s. 85-104.
- [7] Niemiec W., *Turystyka alternatywna w zgodzie ze środowiskiem*, Państwowa Wyższa Szkoła Zawodowa w Nowym Sączu, 2002 r.
- [8] Rosik-Dulewska, *Podstawy gospodarki odpadami*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2000.
- [9] Żygadło M., *Strategia gospodarki odpadami komunalnymi*, Poznań 2001.

THE WASTE MATERIAL IN FARMING

Summary

The paper presents basic problems of farm economy with waste material in country environment with regard basic legal requirements, characterizations of waste material country and her specificities. Essentials problems of economy with waste material in farming with exhibition of danger negative influences on environmental has been discussed. The basic problems of utilization of waste material in country farming has been informed.

Wpłynęło do Oficyny Wydawniczej w czerwcu 2007 r.

¹⁴ Niemiec W., *Konkurencyjność gospodarstw agroturystycznych*, Zarządzanie konkurencyjnością organizacji (wybrane aspekty). Zeszyt Naukowy nr 11, Państwowa Wyższa Szkoła Zawodowa w Nowym Sączu, 2004, s.73-82.

¹⁵ Borkowski M., Niemiec W., *Możliwości rozwoju agroturystyki w regionie sądeckim jako formy turystyki alternatywnej – stan faktyczny i perspektywy*, Agroturystyka w Teorii i Praktyce, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski, Olsztyn 2002, s. 60-67.

Adam PIECH

Politechnika Rzeszowska

WPŁYW ODCZYNU NA PROCES SORPCJI ARSENU NA DIATOMITACH MODYFIKOWANYCH POWIERZCHNIOWO

W pracy przedstawiono badania dotyczące wpływu odczynu roztworu wodnego na proces sorpcji arsenu na diatomitach modyfikowanych powierzchniowo. Największą efektywność osiągnięto w zakresie pH od 5 do 9. Arsen V był lepiej usuwany od arsenu III. W pracy omówiono również samo zjawisko sorpcji arsenu.

1. Wstęp

Arsen w środowisku wodnym występuje głównie w związkach nieorganicznych. Organiczne formy tego pierwiastka są obecne głównie w wodach powierzchniowych, zazwyczaj w ilościach nieistotnych analitycznie. Dwoma czynnikami kształtującymi specjację arsenu są potencjał redox (E_H) i odczyn pH. Arsen na +5 stopniu utlenienia dominuje w natlenionych wodach powierzchniowych w postaci kwasu ortoarsenowego H_3AsO_4 i jego form zdysocjowanych ($H_2AsO_4^-$, $HAsO_4^{2-}$, AsO_4^{3-}) w zakresie pH = 5 – 12, typowym dla wody. W wodach gruntowych, pozbawionych tlenu, arsen występuje na +3 stopniu utlenienia jako kwas arsenawy H_3AsO_3 i jego formy zdysocjowane: $H_2AsO_3^-$, $HAsO_3^{2-}$ [1, 2].

Diatomyty od dawna znane są jako sorbenty. We wcześniejszych badaniach prowadzonych w Zakładzie Oczyszczania i Ochrony Wód Politechniki Rzeszowskiej sprawdzano ich właściwości jako materiałów usuwających między innymi substancje ropopochodne i amoniak z roztworów wodnych [3, 4].

Omawiane skały charakteryzują się dużą lepkością, porowatością i zawartością krzemionki opalowej. Mają barwę od jasnoszarej do brązowej. Składają się z okrzemek zajmujących przeciętnie połowę objętości skały i krzemionkowo-ilastego spoiwa. Wielkość porów w strukturze skały waha się od 3 do 65 nm [5]. Podczas powstawania pancerzy krzemionkowych, mikroorganizmy wykorzystują zdolność do polikondensacji związków krzemu, który to proces jest intensyfikowany przez działanie specyficznych enzymów białkowych [6]. Ważną cechą warunkującą właściwości skał diatomitowych jest zawartość grup hydroksylo-

wych, rozmieszczonych w strukturze diatomitu, a przede wszystkim na jego powierzchni. W pancerzach okrzemek żywych liczba tych grup jest tym większa, im materiał jest starszy, np. diatomit, w którym liczba aktywnych grup maleje, ostatecznie osiągając 15% wartości początkowej [7]. Wraz ze starzeniem materiału zwiększa się jego wytrzymałość mechaniczna i maleje udział substancji organicznej. Skały diatomitowe budową i właściwościami przypominają syntetyczną krzemionkę amorficzną.

Jedną z czynności przygotowujących diatomit do zastosowania w procesie usuwania zanieczyszczeń w procesie sorpcji jest jego płukanie i wyprażanie. Stwierdzono, że podczas kalcynacji sorbenta krzemionka znajdująca się na jego powierzchni tworzy wiązania z grupami OH^- , dzięki czemu powstają grupy silanowe (Si-OH), chemicznie związane z powierzchnią diatomitu. Grupy silanowe mogą powstawać w wyniku dwóch procesów: syntezy krzemionki (np. podczas polimeryzacji) i rehydroksylacji [8].

Liczba grup silanowych przypadających na jednostkę powierzchni krzemionki jest zmienna. Maksymalne ich nasycenie dla sztucznej krzemionki amorficznej i nieprzetworzonych pancerzyków okrzemkowych wynosi około $4,6 \text{ na nm}^2$, dla skał diatomitowych już tylko niecałe 2 na nm^2 [8]. W zależności od odczynu wody grupy te mogą ulegać deprotonacji bądź protonacji, wg równań:



Odczyn zerowego ładunku powierzchniowego (pH_{ZC}) dla diatomitu wynosi około $2 - 3,5$ [9]. Przy odczynie niższym zachodzi reakcja (1), przy odczynie wyższym reakcja (2). Charakterystyczne jest, że reakcji (2) podlega bardzo mało grup silanowych i aż do odczynu pH wynoszącego $8,0$ gęstość ładunku powierzchniowego jest niewielka.

2. Cel i zakres badań

Celem badań było określenie wpływu odczynu wody na proces sorpcji arsenu na diatomitach impregnowanych powierzchniowo, a także zjawisko przechodzenia ze struktury minerału do roztworu wodnego jonów metali pokrywających powierzchnię diatomitu i krzemionki.

Zakres badań obejmował analizę zawartości związków arsenu(III) i arsenu(V) w roztworze modelowym po ustalonym czasie kontaktu z diatomitem, krzemionką oraz jonami metali.

3. Metodyka

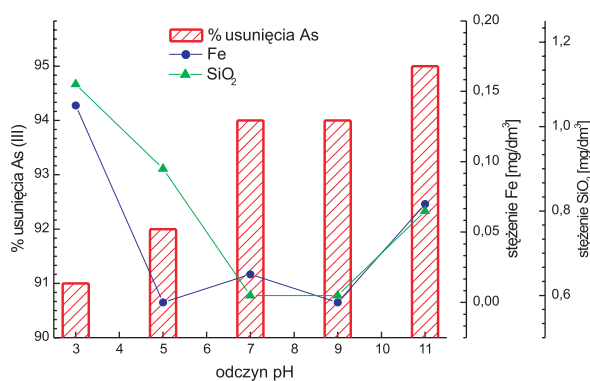
Materiałami sorpcyjnymi użytymi do badań były diatomity karpackie, modyfikowane powierzchniowo żelazem (DFe), manganem (DMn) i miedzią (DCu).

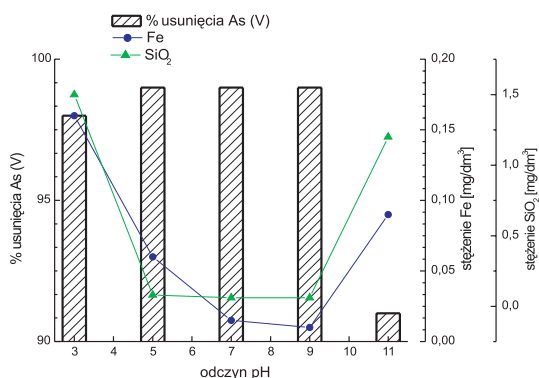
Do kolb o pojemności 0,25 dm³ wsypano diatomity w ilości 5 g/dm³ w przypadku DFe i DMn oraz 20 g/dm³ DCu. Do kolb dodano po 100 ml roztworu zawierającego około 1000 µg/dm³ As(III) o zmiennym odczynie pH: 3,0; 5,0; 7,0; 9,0 i 11,0, a następnie wytrząsano do osiągnięcia stężenia równowagowego (DFe i DMn – 24 h, DCu – 48 h). Próbki odsączono i oznaczono w nich wartość końcową odczynu. Poza odczynem określono stężenia: arsenu, krzemionki – dla wszystkich diatomitów, żelaza – dla DFe, manganu – dla DMn. W drugiej serii badania powtórzono, w tych samych warunkach, dla As(V). Do oznaczania arsenu wykorzystywano metodę kolorymetryczną z dwuetylo-dwutiokarbaminianem srebra i pirydyną wg PN-88/C-04594/01. Pomiaru wykonywano na fotometrze NOVA 60 firmy Merck, stosując kufy o długości drogi optycznej 20 mm.

4. Przedstawienie i omówienie wyników badań

Na rys. 1. i rys. 2. przedstawiono wyniki badań, dotyczące wpływu odczynu roztworu na proces usuwania odpowiednio As(III) i As(V) przez DFe. W przypadku As(III) wysoką efektywność usuwania arsenu (powyżej 94%) osiągnięto dla zakresu wstępnie ustalonego pH od 7 do 11. Nieco mniejszą skuteczność wykazał diatomit w odczynie poniżej 7 (3 i 5 pH). Fakt ten można wytłumaczyć obecnością w odczynie lekko zasadowym zdysocjowanych, ujemnie naładowanych form kwasu arsenawego oraz dodatnim ładunkiem powierzchni zmodyfikowanego żelazem diatomitu. Tworzyć się będą zatem stosunkowo silne wiązania elektrostatyczne, poprawiające efektywność procesu sorpcji. Minimalne

Rys. 1. Wpływ odczynu pH na % usunięcia As(III) przez DFe i przechodzenie do roztworu Fe i SiO₂ (C₀ ≈ 1000 µg/dm³, dawka DFe 5 g/dm³)

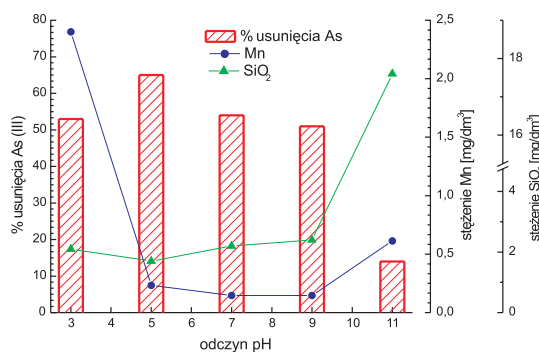




Rys. 2. Wpływ odczynu pH na % usunięcia As(V) przez DFe i przechodzenie do roztworu Fe i SiO₂ ($C_0 \approx 1000 \mu\text{g}/\text{dm}^3$, dawka DFe $5 \text{ g}/\text{dm}^3$)

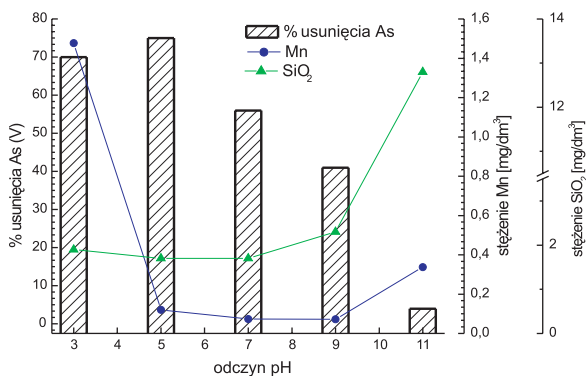
stężenia żelaza i krzemionki zaobserwowano przy odczynie w zakresie pH równym 7 i 9. W przypadku As(V) wysoką skuteczność usuwania arsenu zaobserwowano w zakresie początkowego odczynu od 3 do 9 pH. Wyniosła ona blisko 100%. Przy odczynie pH = 11 skuteczność zmalała do 90%, z równoczesnym przyrostem produktów rozpadu diatomitu DFe, czyli żelaza i krzemionki.

Na rys. 3. i rys. 4. przedstawiono wyniki badań dotyczące wpływu odczynu roztworu na proces usuwania odpowiednio As(III) i As(V) przez DMn. Maksymalny, wynoszący 65% stopień usunięcia As(III) osiągnięto przy odczynie pH = 5. Dla As(V) uzyskano 75% stopień redukcji stężenia arsenu, również przy odczynie pH = 5. W zakresie najniższego odczynu zaobserwowano w obu przypadkach bardzo duże stężenia manganu, sięgające $2,5 \text{ mg}/\text{dm}^3$ i $1,5 \text{ mg}/\text{dm}^3$ odpowiednio dla As(III) i As(V). Prawdopodobnie nastąpiło przy tym odczynie rozpuszczenie powłoki manganu. Ponowny wzrost stężenia manganu zaobserwowano przy odczynie pH = 11, co oprócz rosnącego przy tej wartości pH stężenia krzemionki jest wskaźnikiem niszczenia struktury diatomitu. Duże podobieństwa pomiędzy wykresami nasuwają przypuszczenie, że mechanizm procesu usuwania As(III) i As(V) przez DMn jest bardzo zbliżony. Wydaje się wysoce prawdopodobne, że As(III) w pierwszej fazie procesu jest utleniany przez tlenki



Rys. 3. Wpływ odczynu pH na % usunięcia As(III) przez DMn i przechodzenie do roztworu Mn i SiO₂ ($C_0 \approx 1000 \mu\text{g}/\text{dm}^3$, dawka DMn $5 \text{ g}/\text{dm}^3$)

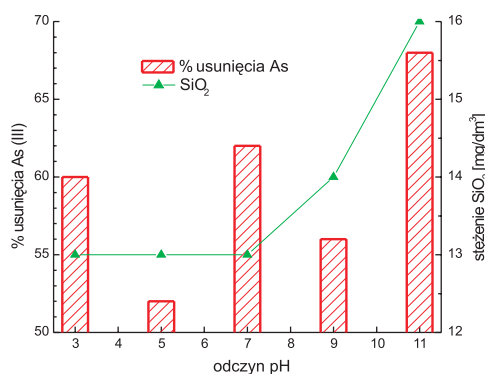
Rys. 4. Wpływ odczynu pH na % usunięcia As(V) przez DMn i przechodzenie do roztworu Mn i SiO₂ (C₀ ≈ 1000 µg/dm³, dawka DMn 5 g/dm³)



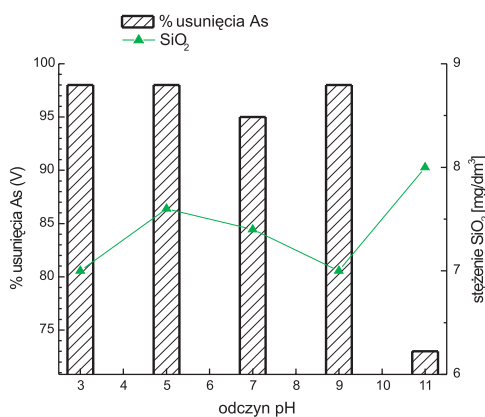
manganu do As(V), a później adsorbowany na ich powierzchni. W przypadku As(V) proces adsorpcji zachodzi bezpośrednio.

Na rys. 5. i rys. 6. przedstawiono wyniki badań dotyczące wpływu odczynu roztworu na proces usuwania odpowiednio As(III) i As(V) przez DCu. Z uwagi

Rys. 5. Wpływ odczynu pH na % usunięcia As(III) przez DCu i przechodzenie do roztworu SiO₂ (C₀ ≈ 1000 µg/dm³, dawka DCu 20 g/dm³)



Rys. 6. Wpływ odczynu pH na % usunięcia As(V) przez DCu i przechodzenie do roztworu SiO₂ (C₀ ≈ 1000 µg/dm³, dawka DCu 20 g/dm³)



na bardzo dużą mętność i zawartość krzemionki nie sprawdzono w tym przypadku stężenia miedzi, która przeszła z diatomitu do roztworu. Pomimo bardzo wysokiej dawki, DCu usunął As(III) tylko w zakresie od 52% (pH = 5) do 67% (pH = 11). Zauważalny brak wyraźnej prawidłowości w stopniu usunięcia arsenu wynikał prawdopodobnie z wysokiego stężenia krzemionki.

Dużo lepszą efektywność wykazał DCu w przypadku As(V). W zakresie odczynu od 3 do 9% usunięcia arsenu wyniósł ponad 95; przy odczynie pH = 11 obniżył się do 75.

Rozpatrując wpływ odczynu na proces chemisorpcji arsenu na powierzchni uwodnionych tlenków metali, należy mieć na względzie przede wszystkim dwa aspekty:

1. Specjację form arsenu, ściśle uzależnioną od odczynu wody pH.
2. Ładunek powierzchni tlenku metalu, również uzależniony od odczynu pH.

Uwodnione tlenki żelaza w zależności od struktury chemicznej charakteryzują się odczynem pH dla PZC (pH_{ZC}) w zakresie od 7 do 10 [10]. Oznacza to, że dla odczynu niższego powierzchnia tlenku będzie miała ładunek dodatni, dla wyższego – ujemny.

Jeżeli w wodzie obecne będą związki As(V), to ich sorpcja będzie największa w zakresie odczynu obojętnego, gdyż w tym zakresie odczynu wystąpią największe różnice potencjałów między adsorbentem a oxyanionem arsenowym, jedno- lub dwuujemnym. W odczynie kwaśnym (< 4,0 pH) część As(V) pozostanie w roztworze jako niezdisocjowana, obniżając efektywność sorpcji. W przypadku odczynu zasadowego, ładunek powierzchni tlenkowej zmieni znak na ujemny. As(V) będzie występować jako anion dwu- lub trójujemny. Siły elektrostatyczne będą przeciwdziałać powstawaniu połączeń specyficznych.

W przypadku As(III) zależność efektywności chemisorpcji w mniejszym stopniu zależy od układu sił elektrostatycznych, dopiero w odczynie zasadowym może być obserwowane zjawisko identyczne jak dla As(V).

Uwodnione tlenki manganu mają dużo niższy pH_{ZC} , który wynosi około 3 pH. Wynikałoby z tego, że sorpcja zarówno As(III), jak i As(V) zachodziłaby z dużą trudnością [11]. Okazuje się jednak, że sorpcja w tych warunkach jest możliwa. Wpływa na to zmiana ujemnego ładunku powierzchniowego na dodatni, poprzez adsorbujące na jego powierzchni kationy, przede wszystkim wapnia i magnezu.

Z przedstawionych rozważań wynika, że związki As(V) będą lepiej sorbowane od związków As(III). W większości przypadków to założenie znalazło potwierdzenie w praktyce. W kilku zaobserwowano tendencję przeciwną [12, 13]. Zjawisko to można wytłumaczyć prawdopodobnym procesem utleniania As(III) do As(V), w wyniku oddziaływania tlenków żelaza i manganu. Zależności te można zapisać następująco [14, 15]:



i



5. Wnioski

- Występowanie form arsenu w roztworach wodnych jest uwarunkowane głównie wartością odczynu.
- Wyższe redukcje stężeń w procesie sorpcji na diatomitach impregnowanych żelazem, manganem i miedzią zaobserwowano dla formy As (V).
- Największą efektywność usuwania arsenu zaobserwowano przy odczynie w zakresie 5 – 9 pH.
- Biorąc pod uwagę trwałość diatomitu i powłoki metalicznej, optymalny zakres wartości odczynu zawiera się w przedziale od 5 do 9 pH. Przy wartościach niższych od 5 pH następuje wymywanie metalu z powłoki, a przy wyższych od 9 dodatkowo dochodzi do szybkiego niszczenia struktury krzemianowej diatomitu.

LITERATURA

- [1] Dojlido J., *Chemia wody*. Arkady, Warszawa 1987.
- [2] Smedley P.L., Kinniburgh D.G., *A review of the source, behavior and distribution of arsenic in natural water*. Applied Geochemistry, 17, 2002, 517-568,
- [3] Granops M., *Badania nad przydatnością diatomitów karpaccich w uzdatnianiu wody i oczyszczaniu ścieków*. Zeszyty Naukowe Politechniki Rzeszowskiej, 56, Rzeszów 1989.
- [4] Puzkarewicz A., *Diatomity jako sorbenty związków ropopochodnych*. Zeszyty Naukowe Politechniki Rzeszowskiej, 32, Rzeszów 2000.
- [5] Vrieling E.G., i Gieskes W.W.C., *Nanoscale uniformity of pore architecture in diatomaceous silica: a combined small and wide angle x-ray scattering study*. Journal Phycol., 36, 2000, 146-159.
- [6] Vrieling E.G. i inni, *Diatom silicon biomineralization as an inspiration source of new approaches to silica production*. Journal of Biotechnology, 70, 1999, 39-51.
- [7] Gendron-Badou A. i inni, *Spectroscopic characterization of biogenic silica*. Journal of Non-Crystalline Solids, 2003, 316, 331-337.
- [8] Zhuravlev L.T., *The surface chemistry of amorphous silica. Zhuravlev model*. Colloids and Surfaces, 2000, 173, 1-38.
- [9] Dixit S., Cappellen P., *Surface chemistry and reactivity of biogenic silica*. Geochimica et Cosmochimica Acta, 66, 2002, 2559-2568.

- [10] Benjamin M.M. i inni, *Sorption and filtration of metals using iron-oxide-coated sand.*, Wat. Res., 30, 1996, 2609-2620.
- [11] Chakravarty S. i inni, *Removal of arsenic from groundwater using low cost ferrous manganese ore.* Wat. Res., 36, 2002, 625-632.
- [12] Reed B.E. i inni, *As(III), As(V), Hg and Pb removal by Fe-oxide impregnated activated carbon.* Journal of Environmental Engineering, 126, 2000, 869-873.
- [13] Lenoble V. i inni, *Arsenic adsorption onto pillared clays and iron oxides.* Journal of Colloid and Interface Science, 252, 2002, 52-58.
- [14] Lorenzen L. i inni, *Factors affecting the mechanism of the adsorption of arsenic species on activated carbon.* Minerals Engineering, 8, 1995, 557-569.
- [15] Driehaus W. i inni, *Oxidation of arsenate(III) with manganese oxides in water treatment.* Wat. Res., 29, 1995, 297-305.

THE INFLUENCE OF PH FOR ARSENIC SORPTION ON TO SURFACE MODIFIED DIATOMITES

S u m m a r y

In this paper influence of water solutions pH for arsenic sorption on to surface modified diatomites has been presented. The best removal effectiveness was achieved in pH from 5 to 9. Removal of As(V) forms was better then As(III) forms. The sorption phenomena process has also been discussed.

Wpłynęło do Oficyny Wydawniczej w maju 2007 r.

Adam PIECH
Politechnika Rzeszowska

WYKORZYSTANIE DIATOMITÓW KARPACKICH MODYFIKOWANYCH POWIERZCHNIOWO DO USUWANIA ARSENU Z ROZTWORÓW WODNYCH

Modyfikowane powierzchniowo sorbenty są wykorzystywane w procesach oczyszczania wody. W pracy przedstawiono wyniki badań dotyczących wykorzystania karpackich diatomitów modyfikowanych powierzchniowo do usuwania arsenu z roztworów wodnych. Największą efektywność wykazały diatomity modyfikowane żelazem i manganem. W pracy przedstawiono również procedury modyfikacji powierzchni diatomitów.

1. Wstęp

Wykorzystanie jako sorbentów tanich, łatwo dostępnych materiałów naturalnych datuje się od bardzo dawna. Można tu wymienić takie substancje, jak: kora, lignina, chityna, chitosan, martwa biomasa, zeolity, minerały ilaste, popiół, torf i inne [1]. Ostatnie lata obfitują w doniesienia naukowe, związane z badaniem właściwości materiałów naturalnych modyfikowanych powierzchniowo.

W przypadku usuwania zanieczyszczeń o charakterze jonowym, obdarzonych ładunkiem ujemnym (zaliczamy tutaj większość związków arsenu), szczególnie często stosowanym materiałem są tlenki żelaza, immobilizowane na powierzchni różnych minerałów, obdarzone powierzchniowym ładunkiem dodatnim. Jako materiały nośne wykorzystywane są m.in. piasek kwarcowy, węgle aktywne i oliwin. Chociaż piasek kwarcowy jest stosowany w tym celu najczęściej, to wykorzystanie materiałów o większej powierzchni właściwej zapewnia poprawę właściwości i lepszy rozkład później tworzonych powłok żelaza [2].

Oprócz związków żelaza do procesu usuwania arsenu z roztworów wodnych wykorzystuje się związki manganu i miedzi. Większość doniesień literaturowych dotyczy zastosowania związków tych metali w postaci uwodnionych tlenków (w przypadku manganu najczęściej pochodzenia naturalnego) do usuwania arsenu w warunkach nieprzepływowych [3, 4]. Niewiele wiadomo na

temat możliwej impregnacji sorbentów związkami miedzi [5], a jeszcze mniej manganu, której celem byłoby uzyskanie materiału pracującego w warunkach przepływowych.

Diatomit ze względu na swoje właściwości jest zaliczany do grupy potencjalnych sorbentów, możliwych do stosowania w oczyszczaniu roztworów wodnych. Dostępność, niska cena i stosunkowo wysoka powierzchnia właściwa stwarzają możliwość zastosowania go jako materiału nośnego dla aktywnej warstwy metalicznej. W niniejszej pracy podjęto próbę uzyskania diatomitów modyfikowanych związkami żelaza, manganu i miedzi.

2. Cel i zakres badań

Celem badań było uzyskanie modyfikowanych sorbentów diatomitowych oraz sprawdzenie ich przydatności do usuwania arsenu z roztworów wodnych.

Zakres badań obejmował impregnację powierzchni diatomitu karpackiego tlenkami żelaza, manganu i miedzi, a następnie określenie stopnia redukcji stężenia arsenu po kontakcie z tymi sorbentami z roztworów wodnych w warunkach nieprzepływowych.

3. Metodyka badań

Do badań użyto diatomitu karpackiego pochodzącego z rejonu powiatu przemyskiego, o składzie chemicznym określonym w tab. 1. [6].

Tabela 1. Skład chemiczny diatomitu użytego do badań

Składnik	SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	CaO	MgO	SO ₃	Na ₂ O	K ₂ O	Straty przy prażeniu
Udział [%]	81,5	6,57	3,24	0,45	0,75	0,01	0,3	0,93	6,3

W badaniach wykorzystano diatomit o granulacji 0,5-1,4 mm, która to wielkość okazała się najlepsza podczas badań uprzednio prowadzonych w Politechnice Rzeszowskiej [7, 8]. Mineral po frakcjonowaniu został wielokrotnie wyszlamowany za pomocą wody destylowanej, w celu usunięcia części ilastych. Na koniec diatomit wysuszono w temp. 105°C i umieszczono w szczelnie zamkniętym pojemniku.

Przygotowanie złóż sorpcyjnych

Przygotowanie diatomitu kondycjonowanego kwasem solnym (DHCl) wg [9]

Do butli o pojemności $0,5 \text{ dm}^3$ wsypano 50 g diatomitu szlamowanego i zalano 250 ml kwasu solnego o stężeniu 3n. Kondycjonowanie prowadzono przez 4 dni, okresowo wstrząsając naczynie. Po tym czasie kwas odlano, a diatomit wypłukiwano do zaniku jonów chlorkowych.

Przygotowanie diatomitu impregnowanego żelazem (DFe)

Modyfikację diatomitu przeprowadzono na dwa sposoby:

- Metoda I (wg Thirunavukkarasu), [10]

Odmierzono 40 g diatomitu surowego i zalano roztworem żelaza przygotowanego w następujący sposób: 9,4 g azotanu żelaza $\text{Fe}(\text{NO}_3)_3 \times 9\text{H}_2\text{O}$ zalano 11,6 ml wody destylowanej, następnie dodano 0,24 ml 6-cio molowego wodorotlenku sodu (6M NaOH). Zalany roztworem diatomit wysuszono w suszarce. Po wysuszeniu przemywano go wodą do momentu uzyskania klarownych popłuczyn. Wypłukany diatomit ponownie wysuszono w suszarce. Wysuszony i wychłodzony diatomit zalano ponownie roztworem żelaza przygotowanego wg podanej procedury, stosując podwojone dawki odczynników: 18,8 g $\text{Fe}(\text{NO}_3)_3 \times 9\text{H}_2\text{O}$ zalano 23,2 ml wody i dodano 0,48 ml 6M NaOH. Następnie odstawił diatomit do łaźni w celu odparowania roztworu. Po odparowaniu płukano diatomit wodą do uzyskania stężenia żelaza $0,08 \text{ mg/dm}^3$ w popłuczynach.

- Metoda II [2, 10]

Odmierzono 100 g diatomitu surowego i zalano roztworem przygotowanym w następujący sposób: 25 g $\text{Fe}(\text{NO}_3)_3 \times 9\text{H}_2\text{O}$ zalano 10 ml wody, następnie dodano kroplami 25 ml 6-cio molowego wodorotlenku sodu (6M NaOH). Proporcja pomiędzy stężeniem molowym jonów OH^- i jonów Fe wynosiła 2,5. Zalany roztworem diatomit pozostawiono w temp. pokojowej na 24 h, a następnie wysuszono w suszarce w temp. 105°C . Po wysuszeniu przemywano go wodą do momentu uzyskania klarownych popłuczyn. Wypłukany diatomit ponownie wysuszono w suszarce. Wysuszony i wychłodzony diatomit zalano ponownie roztworem żelaza przygotowanego wg wcześniej podanej procedury. Po odparowaniu płukano diatomit wodą do uzyskania stężenia żelaza $0,08 \text{ mg/dm}^3$ w popłuczynach.

Przygotowanie diatomitu impregnowanego manganem (DMn) wg [11]

Do 20 ml wody destylowanej dodano 1g nadmanganianu potasu KMnO_4 . Następnie dodano 5 ml roztworu zawierającego 1g siarczanu manganu $\text{MnSO}_4 \times \text{H}_2\text{O}$. Do mieszaniny wytrącających się kłaczków tlenków manganu dodano 10 g diatomitu szlamowanego. Diatomit pozostawiono w temp. pokojowej na 24 h, a następnie wysuszono w suszarce w temp. 105°C . Po wysuszeniu prze-

mywano go wodą do momentu uzyskania klarownych popłuczyn. Wyplukany diatomit ponownie wysuszono w suszarce. Podane czynności powtórzono, zmieniając temp. reakcji na 200°C. Końcowe przemywania diatomitu prowadzono do osiągnięcia stężenia manganu w popłuczynach na poziomie 0,05 mg/dm³.

Przygotowanie diatomitu impregnowanego miedzią (DCu)

Do 5 ml wody destylowanej dodano 1g uwodnionego siarczanu miedzi $\text{CuSO}_4 \times 5 \text{H}_2\text{O}$. Do roztworu dodano kroplami 1 ml 6-molowego roztworu NaOH i mieszano do chwili powstania kłaczków. Następnie mieszaninę wprowadzono do 10 g diatomitu i pozostawiono na 24 h w temp. pokojowej. Diatomit następnie wysuszono w suszarce w temp. 105°C. Po wysuszeniu przemywano go wodą do momentu uzyskania klarownych popłuczyn. Wyplukany diatomit ponownie wysuszono w suszarce. Podane czynności powtórzono. Końcowe przemywania diatomitu prowadzono do osiągnięcia stężenia miedzi w popłuczynach na poziomie 0,05 mg/dm³.

Określenie ilości metali pokrywających diatomity

Odważono po 1 g diatomitów. Naważki zalano 50 ml kwasu solnego 1+1 (w przypadku DMn 50 ml kwasu siarkowego 1+1). Po 24 h kwas odlano, przenosząc go do kolby 1dm³. Diatomit przepłukano następnie kilkakrotnie wodą destylowaną, za każdym razem przenosząc popłuczyny do kolby. Objętość każdej kolby uzupełniono do kreski. W roztworach dokonano oznaczenia odpowiednio: żelaza, manganu i miedzi, dla diatomitu DFe, DMn i DCu.

Badania dotyczące usuwania arsenu z roztworów wodnych prowadzone w warunkach nieprzepływowych

W tej części badań do oznaczania arsenu wykorzystywano metodę kolorymetryczną z dwuetylodwutiokarbaminianem srebra i pirydyną wg PN-88/C-04594/01. Pomiary wykonywano na fotometrze NOVA 60 firmy Merck, stosując kuwety o długości drogi optycznej 20 mm.

Wstępne badania usuwania arsenu przez diatomit

– określenie dawki diatomitu szlamowanego i kondycjonowanego HCl

Do sześciu kolb o pojemności 0,25 dm³ wsypano następujące dawki diatomitu: 0,1; 0,5; 1,0; 2,0; 5,0 i 10,0 g. Diatomit zalano 100 ml roztworu zawierającego około 1000 µg/dm³ As(III) o odczynie pH = 6,0 i wytrząsano przez 24h. Po tym czasie w odsączonych próbkach oznaczono stężenie pozostałego arsenu. Identyczna procedura dotyczyła diatomitu kondycjonowanego DHCl. W drugiej serii badania powtórzono, w tych samych warunkach, dla As(V).

Wstępne badania usuwania arsenu przez diatomity impregnowane – określenie dawki optymalnej

Do kolb o pojemności 0,25 dm³ wsypano następujące dawki diatomitów impregnowanych: 0,1; 0,5; 1,0; 2,0 i 5,0 g. Diatomit zalano 100 ml roztworu zawierającego około 1000 µg/dm³ As(III) o odczynie pH = 6,0 i wytrząsano przez 24 h. Po tym czasie w odsączonych próbkach oznaczono stężenie pozostałego arsenu. W drugiej serii badania powtórzono, w tych samych warunkach, dla As(V).

4. Przedstawienie i omówienie wyników badań

Zgodnie z podaną metodyką, przygotowano 3 rodzaje modyfikowanych diatomitów: żelazowy (DFe), manganowy (DMn) i miedziowy (DCu). W celu określenia ilości metali pokrywających diatomity, zastosowano wytrawianie materiałów stężonymi kwasami. Ilości metali pokrywających 1g danego diatomitu przedstawia tab. 2.

Tabela 2. Stopień pokrycia powierzchni diatomitów przez metale

Tryb preparowania	Ilość metalu zaimpregnowanego na diatomicie [mg/g]		
	DFe	DMn	DCu
I	22	32	3,2
II	36	-	-

W przypadku diatomitu żelazowego DFe, do przygotowania którego wykorzystano dwa sposoby, większą ilość żelaza na powierzchni minerału uzyskano za pomocą metody II. Ilość żelaza wzrosła o ponad 60%, prawdopodobnie dzięki zwiększonemu udziałowi zubożonych, stabilnych tlenków żelaza. Podczas wytwarzania diatomitu DMn osiągnięto ilość manganu wprowadzonego w strukturę diatomitu rzędu 3%. Wartość ta jest zbliżona do ilości manganu obecnego w niektórych przemysłowo produkowanych, manganowych złożach aktywnych (Birm, Hydrolit Mn), [12].

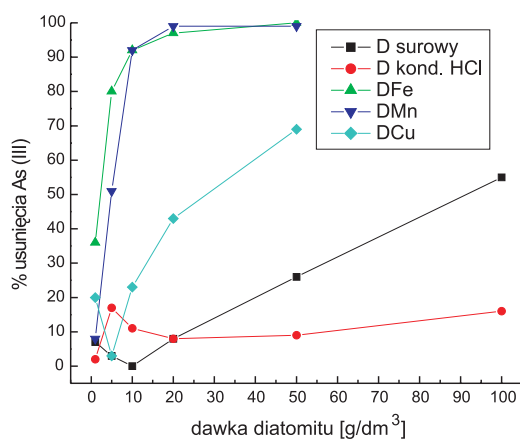
Niepowodzeniem zakończył się proces impregnacji diatomitu związkami miedzi. Wartość 3,2 mg obecną w 1 g diatomitu należy uznać za małą (porównując z ilością żelaza i manganu). Główną przyczyną tego faktu wydaje się być zbyt duża rozpuszczalność związków miedzi. Możliwe, że zastosowano zbyt krótki czas suszenia lub proces ten prowadzono w zbyt niskiej temperaturze.

Zastosowana w pracy metodyka impregnacji bazowała na doświadczeniach z typowymi materiałami filtracyjnymi, przede wszystkim piaskiem kwarcowym i węglem aktywnym. Duże problemy podczas przygotowania modyfikowanych sorbentów sprawił odczyn pH (który wg większości zaleceń powinien być wy-

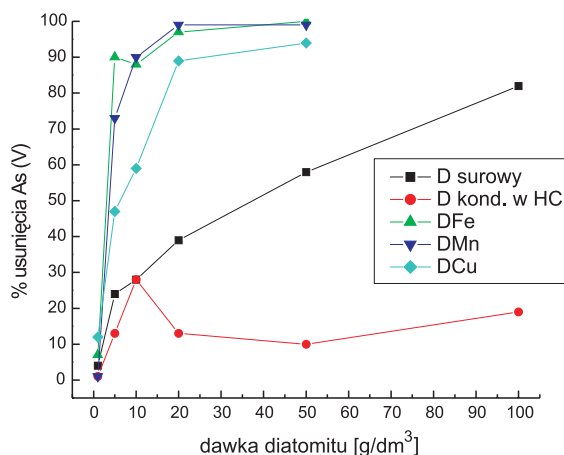
rażnie zasadowy), a także ścieralność samego diatomitu. Właściwość ta, chociaż częściowo maskowana przez obecną na powierzchni powłokę metalu, prowadziła do znacznego ubytku impregnowanego metalu.

Biorąc pod uwagę rodzaj związku chemicznego wytworzonego w procesie impregnacji, w przypadku żelaza uzyskiwany jest amorficzny tlenek (FeOOH). W wyniku samorzutnych przemian chemicznych związek ten ulega z czasem przemianie w formy krystaliczne: hematyt ($\alpha - \text{Fe}_2\text{O}_3$) i goetyt ($\alpha - \text{FeOOH}$). W przypadku manganu uzyskiwana jest mieszanina braunsztynu (MnO_2) i manganitu (MnOOH).

Na rys. 1. i 2. przedstawiono wyniki badań dotyczących wpływu dawki różnych diatomitów na stopień usunięcia odpowiednio As(III) i As(V) z roztworów modelowych. Największą skutecznością usuwania arsenu wykazał się diatomit DFe, nieco gorszy był diatomit manganowy DMn. Dla tych diatomitów osiągnięto stopień usunięcia arsenu ponad 90% przy dawce sorbentu 10 g/dm^3 . Diatomit miedziowy DCu wykazał lepszą skuteczność dla As(V) niż dla As(III) . Przy dawce 50 g/dm^3 osiągnięto tylko 70% skuteczność usuwania As(III) , dla As(V) ta sama dawka pozwoliła na usunięcie 90% arsenu. Również diatomit szlamowany wykazał lepszą skuteczność w usuwaniu As(V) . Dawka 100 g/dm^3 usunęła 70% As(V) i tylko 50% As(III) . Zastosowanie diatomitu kondycjonowanego HCl dało niewielkie rezultaty, procent usunięcia obu form arsenu nie przekroczył w przypadku tego minerału 30. Porównując efekty stosowania diatomitu szlamowanego i kondycjonowanego HCl, można wysnuć przypuszczenie, że za właściwości sorpcyjne względem arsenu nie jest odpowiedzialna podstawowa struktura krzemionkowa diatomitu, lecz substancje stanowiące „zanieczyszczenie”, przede wszystkim związki żelaza i glinu. Ze względu na bardzo małą skuteczność diatomitu szlamowanego i kondycjonowanego HCl, w dalszych badaniach wykorzystano tylko diatomity impregnowane metalami.



Rys. 1. Wpływ dawki różnych diatomitów na % usunięcia As(III) z roztworu modelowego o stężeniu $C_0 \approx 1000 \text{ µg/dm}^3$



Rys. 2. Wpływ dawki różnych diatomitów na % usunięcia As(V) z roztworu modelowego o stężeniu $C_0 \approx 1000 \mu\text{g}/\text{dm}^3$

5. Wnioski

- Diatomity karpackie można poddawać procesowi impregnacji powierzchniowej jonami metali.
- W przypadku związków żelaza i manganu uzyskano zwiększenie zawartości tych pierwiastków w diatomicie po impregnacji o około 3%.
- Diatomity impregnowane związkami żelaza, manganu oraz miedzi wykazały zdolność do usuwania arsenu z roztworów wodnych i to zarówno form As(III), jak i As(V).
- Pod względem efektywności usuwania arsenu diatomity można uszeregować następująco: DFe > DMn > DCu > Diatomit szlamowany >> Diatomit kondycjonowany w HCl.

LITERATURA

- [1] Bailey S. i inni, *A review of potentially low-cost sorbents for heavy metals*. Wat. Res., 33, 1999, 2469-2479.
- [2] Chang Y. i inni, *Iron oxide – coated media for NOM sorption and particulate filtration*. Journal AWWA, 89(5), 1997, 100-113.
- [3] Ouvrard S. i inni, *Removal of arsenate from drinking water with a natural manganese oxide with the presence of competing anion*. Mat. Konf. "Water supply and water quality", Kraków 2000, 903 – 913.
- [4] Driehaus W. i inni, *Oxidation of arsenate(III) with manganese oxides in water treatment*. Wat. Res., 1995, 29, 297-305.
- [5] Lorenzen L. i inni, *Factors affecting the mechanism of the adsorption of arsenic species on activated carbon*. Minerals Engineering, 8, 1995, 557-569.
- [6] Charkiewicz Z., Rosłanowska K., *Diatomit jako pochłaniacz smarów i chłodziw w halach fabrycznych*. Zeszyty Naukowe AGH, 1976, 481, 53-59.

- [7] Granops M., *Badania nad przydatnością diatomitów karpackich w uzdatnianiu wody i oczyszczaniu ścieków*. Zeszyty Naukowe Politechniki Rzeszowskiej, 56, Rzeszów 1989.
- [8] Puzkarewicz A., *Diatomity jako sorbenty związków ropopochodnych*. Zeszyty Naukowe Politechniki Rzeszowskiej, 32(2), Rzeszów 2000.
- [9] Goren R. i inni, *A study on the purification of diatomite in hydrochloric acid*. Scandinavian Journal of Metallurgy, 2002, 31, 115-119.
- [10] Thirunavukkarasu O.S. i inni, *Arsenic removal from drinking water using iron oxide-coated sand*. Water, Air and Soil Pollution, 142, 2003, 95-111.
- [11] Raju N., Swain K. K., *Purification of arsenic contaminated ground water using hydrated manganese dioxide*. Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, 253(1), 2002, 77-80.
- [12] Materiały informacyjne dystrybutorów złóż filtracyjnych Clack, Akdolit.

UTYLIZATION OF SURFACE MODIFIED CARPATHIAN DIATOMITES FOR ARSENIC REMOVAL FROM AQUEOUS SOLUTION

S u m m a r y

Surface modified sorbents have been used in water purification processes. In this paper possibilities of applied surface modified Carpathian diatomites for arsenic removal from aqueous solution has been presented. The best effectiveness was shown by iron and manganese modified diatomite. The procedure for surface modification has been also presented.

Wpłynęło do Oficyny Wydawniczej w maju 2007 r.

Vyacheslav PISAREV
Sylwia KOZUBAL
Politechnika Rzeszowska

KLIMATYZACJA CENTRALNA ZE STROPAMI CHŁODZĄCYMI

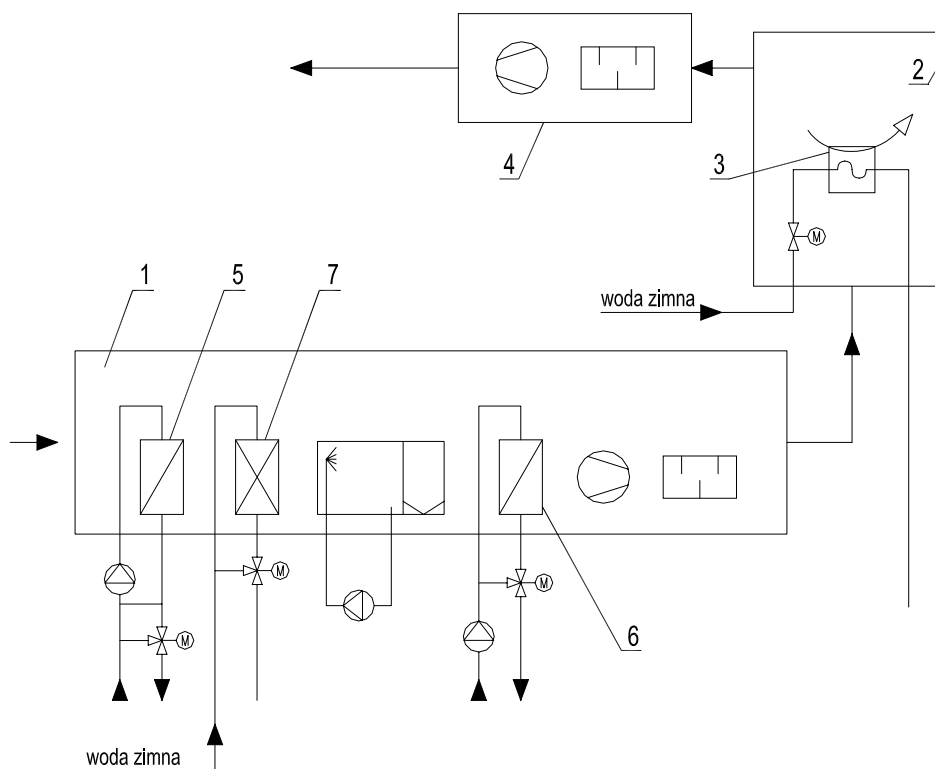
W pracy omówiono podstawy projektowania zmian stanu powietrza przy uzdatnianiu go w systemach klimatyzacji ze stropami chłodzącymi. Podano przykład obliczeniowy zmiany stanu powietrza w systemach klimatyzacji.

Zastosowanie kompleksowego działania centralnego systemu klimatyzacji ze stropami chłodzącymi jest korzystne ze względów komfortowych, ekonomicznych, ekologicznych oraz z punktu widzenia energooszczędności [1]. Wykorzystanie tych nowoczesnych układów klimatyzacyjnych pomaga w rozwiązywaniu powszechnych w ostatnich latach problemów ze zwiększonym obciążeniem cieplnym pomieszczeń.

Strop chłodzący uzupełnia pracę instalacji klimatyzacyjnej. Takie połączenie jest bardzo efektywne, ponieważ strop chłodzący odbiera zyski ciepła jawnego, a system klimatyzacji reguluje warunki wilgotnościowe oraz zapewnia niezbędną czystość powietrza. W tym układzie urządzenie klimatyzacyjne jest stosunkowo niewielkie i powinno dostarczyć strumień powietrza objętościowo w zakresie od 20 do 50 m³/h na osobę w zależności od sposobu użytkowania pomieszczenia.

Na rys. 1. przedstawiono schemat instalacji stropu chłodzącego z systemem klimatyzacji centralnej [2]. Strop chłodzący 3 ochładza powietrze wewnętrzne, cyrkulujące w pomieszczeniu 2. Powietrze zewnętrzne w ilości dopuszczanej normą sanitarną jest uzdatniane w centrali klimatyzacyjnej 1 i nawiewane przez nawiewniki do pomieszczenia 2, gdzie odbywa się mieszanie strumienia powietrza nawiewanego z powietrzem wewnętrznym.

Temperaturę powietrza nawiewanego do pomieszczenia z centrali klimatyzacyjnej t_N określa się wg warunków napływu powietrza z nawiewników (typ nawiewników, sposób wentylacji itp.). Wcześniej jeszcze określa się różnicę temperatur nawiewu t_N i wywiewu powietrza t_u z pomieszczenia ($t_u - t_N$) uzależnioną od sposobu wentylacji.



Rys. 1. Schemat instalacji stropu chłodzącego z systemem klimatyzacji centralnej: 1 – centrala klimatyzacyjna nawiewna, 2 – pomieszczenie, 3 – strop chłodzący, 4 – centrala wywiewna, 5 – nagrzewnica pierwsza, 6 – nagrzewnica druga, 7 – chłodnica

Minimalna temperatura powietrza strumienia wewnętrznego, po ochłodzeniu przez strop chłodzący, zmienia się w granicach między 19 i 21°C (średnia temperatura wody zasilania stropu wynosi około 17°C), [2].

Na rysunku 2. jest przedstawiony schemat przepływu i ruchu powietrza w pomieszczeniu.

Podczas ochładzania powietrza w pomieszczeniu przez stropy chłodzące, bez jego osuszania, można zapisać równanie bilansu wilgoci w pomieszczeniu:

$$W = G \cdot (x_u - x_N) \cdot \rho \quad (1)$$

gdzie: G – ilość powietrza nawiewanego do pomieszczenia (według sanitarnej normy), (m^3/h),

W – zyski wilgoci w pomieszczeniu (kg/h),

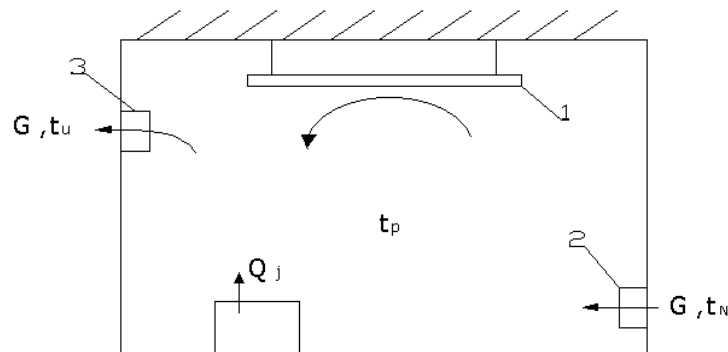
x_N – zawartość wilgoci w powietrzu nawiewanym (kg/kg),

x_u – zawartość wilgoci w powietrzu wywiewanym (kg/kg),
 ρ – gęstość powietrza ($\rho = 1,2 \text{ kg/m}^3$).

Stąd można określić zawartość wilgoci w powietrzu wywiewanym:

$$x_u = x_N + \frac{W}{G \cdot \rho} \quad (2)$$

Wiadomo, że przy uzdatnianiu powietrza w komorach nawilżania centrali klimatyzacyjnych (procesy ochładzania i osuszania) lub w chłodnicach powierzchniowych jest minimalna zawartość wilgoci x_{\min} , którą można osiągnąć. To wynika z możliwości zamarzania wody, przyplływającej do uzdatniania powietrza, przy jej uzdatnianiu w chłodnicy i właściwości termodynamicznych powietrza. Dla oceny możliwości realizacji systemu klimatyzacji z centralną klimatyzacją i stropami chłodzącymi, należy przedstawić procesy uzdatniania powietrza na wykresie i-x.



Rys. 2. Schemat przepływu i ruchu powietrza w pomieszczeniu: 1 – strop chłodzący, 2 – nawiewnik powietrza, 3 – wywiewnik powietrza; Q_j – zyski ciepła jawnego, G – powietrze nawiewane do pomieszczenia, t_p , t_N , t_U – odpowiednio temperatury w pomieszczeniu, powietrza nawiewanego i wywiewanego

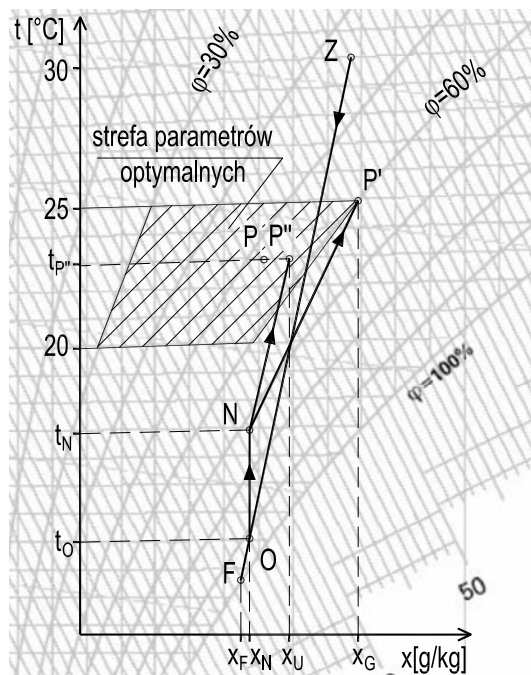
Rozpatrzmy metodą obliczeniową system klimatyzacji z centralną klimatyzacją i stropami chłodzącymi dla okresu letniego.

Dane wyjściowe dla realizacji metody. Parametry powietrza zewnętrznego wg normy PN-76/B-03420 [2]: temperatura – t_z [°C], wilgotność względna – ϕ_z [%]. Parametry powietrza wewnętrznego wg normy: PN-78/B-03421 [3]: temperatura – t_p [°C], wilgotność względna – ϕ_p [%]. Parametry technologiczne: zyski ciepła całkowitego – Q_c [W], zyski ciepła jawnego – Q_j [W], zyski wilgoci – W [g/kg], sanitarne normy powietrza zewnętrznego – G [kg/h].

Na wykresie i - x (rys. 3.) umiejscawiamy punkty stanu powietrza odpowiadające parametrom powietrza zewnętrznego (p. Z) i wewnętrznego (p. P). Zakładamy, że powietrze jest wywiewane z pomieszczenia z parametrami (p. P). Określamy minimalną zawartość wilgoci powietrza nawiewanego, którą można osiągnąć z warunków ochładzania powietrza w chłodnicy powierzchniowej [4]. Na linii $\varphi = 100\%$ nanosimy p. F – stan kresu możliwości ochładzania powietrza w chłodnicy powierzchniowej. Dlatego temperaturę powietrza na powierzchni chłodnicy powierzchniowej t_F (w p. F) obliczamy ze wzoru:

$$t_F = t_{ch} + (3-5)^\circ\text{C} \quad (3)$$

gdzie: t_{ch} – temperatura wody przyływającej do chłodnicy.



Rys. 3. Proces zmiany stanu powietrza dla okresu ciepłego w systemie klimatyzacji z centralną klimatyzacją i stropami chłodzącymi

Łączymy punkty Z i F i na linii ZF określamy punkt stanu powietrza zewnętrznego (p. O) po uzdatnieniu w chłodnicy powierzchniowej. Według literatury [5], można w p. O przyjmować wilgotność względną $\varphi_o = 88\%$, jeżeli wartość wilgotności względnej powietrza zewnętrznego φ_z będzie mniejsza od 45% . Natomiast przy $45\% < \varphi_z < 70\%$ – $\varphi_o = 92\%$ i $\varphi_o = 98\%$ przy $\varphi_z > 70\%$. Stąd określamy x_o .

Podczas określania stanu powietrza nawiewanego (p. N) uwzględniamy minimalną temperaturę powietrza nawiewanego. Punkt ten leży na przecięciu linii $x_o = \text{const}$ i izotermy $t_N = t_o + \Delta t$. Powietrze nawiewane po drodze w przewodach i wentylatorze jest ogrzewane i przyrost tej temperatury Δt można orientacyjnie przyjąć równy 1-1,5°C [5]. Jednak w rzeczywistości przyrost tej temperatury należy każdorazowo obliczyć.

Z punktu widzenia doprowadzenia do pomieszczenia minimalnej ilości świeżego powietrza i utrzymania wilgotności w pomieszczeniu, określamy tę ilość powietrza wg sanitarnej normy przyjętej dla danego pomieszczenia (to będzie wielkość G). Następnie sprawdzamy możliwość rozdziału powietrza nawiewanego z temperaturą t_N w pomieszczeniu. W znacznym stopniu możliwość rozdziału powietrza określa się typem nawiewników. Jeżeli przy danej temperaturze t_N nie można zapewnić warunków komfortu w strefie pracy, to trzeba przyjmować większą wartość temperatury t_N (rys. 3.). Przy tym do składu centrali należy włączyć drugą nagrzewnicę, jak to przedstawiono na rys. 1. (nagrzewnica druga 6 w centrali klimatyzacyjnej 1).

Ze wzoru (2) określamy, czy nastąpi asymilacja zysków wilgoci W w pomieszczeniu, przy udziale przyjętej ilości powietrza nawiewanego G z centrali klimatyzacyjnej. Jeżeli otrzymana wielkość x_u (x_p) jest mniejsza od maksymalnej możliwej zawartości wilgoci powietrza wewnętrznego x_G w pomieszczeniu, odpowiadającego punktowi górnemu (p. P') strefy parametrów optymalnych dla okresu cieplnego, to rozpatrywany system klimatyzacji będzie spełniał swoje zadanie. Jeżeli otrzymana wielkość $x_u > x_G$, to oznacza, że ilość powietrza uzdatnionego w centrali klimatyzacyjnej nie jest dostateczna do asymilacji zysków wilgoci w pomieszczeniu i może nastąpić wykroplenie wilgoci w pomieszczeniu. W tym przypadku system klimatyzacji pomieszczenia, w sytuacji zastosowania stropu chłodzącego, nie jest możliwy lub trzeba zwiększyć przepływ powietrza zewnętrznego do spełnienia tego warunku.

Na podstawie wykresu i-x określamy wydajność chłodnicy powierzchniowej 7 centrali klimatyzacyjnej 1 (rys. 1.):

$$Q_{ch} = G \cdot \rho \cdot (i_z - i_o) \quad (4)$$

gdzie: i_z – entalpia powietrza zewnętrznego,

i_o – entalpia powietrza wzdłuż chłodnicy powierzchniowej.

Uściślamy położenie nowego punktu stanu powietrza w pomieszczeniu (p. P''). Leży on na przecięciu linii $x_u = \text{const}$ i $t_p = \text{const}$. Na podstawie wykresu i-x określamy współczynnik kierunkowy zmiany stanu powietrza nawiewanego do pomieszczenia. Dlatego łączymy punkt N i punkt P''. Według skali współczynników określamy wielkość ϵ .

Następnie określamy ilość ciepła, które przyjmuje powietrze nawiewane:

$$Q_c' = \varepsilon \cdot W \quad (5)$$

Obliczamy, ile ciepła pozostało do przyjęcia przez strop chłodzący:

$$Q = Q_c - Q_c' \quad (6)$$

gdzie: $Q_c' < Q_c$.

Wielkość Q to pozostałe ciepło jawne. Z katalogu dobieramy stropy chłodzące i pozostały osprzęt systemu klimatyzacji.

Rozpatrzmy przykład obliczeniowy systemu klimatyzacji dwóch sal konferencyjnych z centralną klimatyzacją i stropami chłodzącymi dla okresu letniego.

Dane wyjściowe. Parametry powietrza zewnętrznego [2]: strefa klimatyczna II, Łódź, lipiec, godzina 15⁰⁰, temperatura – $t_z = 30^\circ\text{C}$, wilgotność względna – $\varphi_{z1} = 45\%$, zawartość wilgoci – $x_{z1} = 11,5 \text{ g/kg}$, entalpia – $i_{z1} = 60 \text{ kJ/kg}$, ciśnienie atmosferyczne – $p = 1001 \text{ hPa}$. Parametry powietrza wewnętrznego [3] zakładamy następujące: temperatura – $t_p = 24^\circ\text{C}$, wilgotność względna – $\varphi_{p1} = 55\%$, zawartość wilgoci – $x_{p1} = 10,2 \text{ g/kg}$, max. prędkość powietrza – $V = 0,3 \text{ m/s}$.

Pomieszczenia (dwie sali konferencyjne) znajdują się na pierwszym piętrze budynku biurowego o lekkiej konstrukcji (rys. 4.).

Sala konferencyjna nr 1: liczba osób $n = 120$, powierzchnia sali $F = 500 \text{ m}^2$, wysokość $h = 4,5 \text{ m}$, okna – 6, o łącznej powierzchni 4 m^2 , drewniane, podwójnie oszklone, o grubości szkła do 3 mm, z żaluzjami, oświetlenie – lampy fluorescencyjne w oprawach niewentylowanych.

Sala konferencyjna nr 2: liczba osób $n = 100$, powierzchnia sali $F = 350 \text{ m}^2$, wysokość $h = 4,5 \text{ m}$, okna – 4, o łącznej powierzchni 3 m^2 , drewniane, podwójnie oszklone, o grubości szkła do 3 mm, z żaluzjami, oświetlenie – lampy fluorescencyjne w oprawach niewentylowanych.

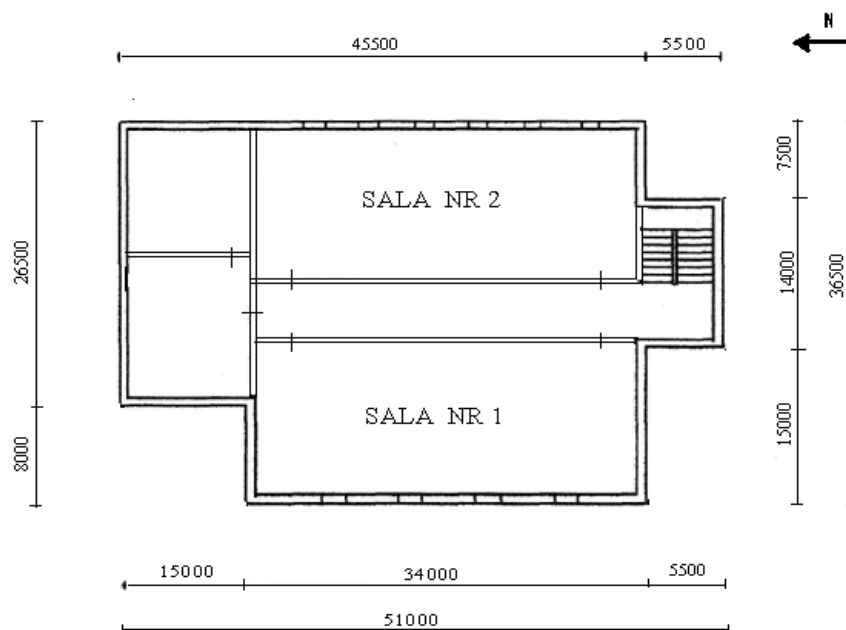
Zestawienie obliczeń bilansu cieplnego jest przedstawione w tab. 1. i 2.

Suma wartości ciepła całkowitego w pomieszczeniach wynosi:

$$\Sigma Q_c = 10874 + 8759 = 19633 \text{ W.}$$

Suma wartości zysków wilgoci i ciepła jawnego w pomieszczeniach wynosi:

$$\Sigma W = 4848 + 4040 = 8888 \text{ g/h, } \Sigma Q_j = 7534 + 5927 = 13461 \text{ W.}$$



Rys. 4. Rzut budynku (skala 1:500)

Tabela 1. Bilans cieplny w sali konferencyjnej nr 1

Zyski ciepła jawnego				Ciepło utajone U [W]	Zyski wilgoci W [g/h]	Σ zysków ciepła jawnego Σ Q _j [W]	Ciepło całkowite Q _c [W]
Q _L [W]	Q _O [W]	Q _{Ok} [W]	Q _{Sc} [W]				
3648	2700	857	329	3340	4848	7534	10874

Tabela 2. Bilans cieplny w sali konferencyjnej nr 2

Zyski ciepła jawnego				Ciepło utajone U [W]	Zyski wilgoci W [g/h]	Σ zysków ciepła jawnego Σ Q _j [W]	Ciepło całkowite Q _c [W]
Q _L [W]	Q _O [W]	Q _{ok} [W]	Q _{sc} [W]				
3040	1890	703	294	2832	4040	5927	8759

Podczas budowy wykresu i-x (rys. 5.) przyjmujemy, że temperatura wody w chłodnicy powierzchniowej będzie równa $t_{ch} = 8^{\circ}\text{C}$, stąd wg wzoru (3): $t_F = 8 + 3,6 = 11,6^{\circ}\text{C}$. Zaznaczamy punkt F na przecięciu linii $t_F = 11,6^{\circ}\text{C}$ i linii $\varphi = 100\%$. Określamy położenie p. O, który będzie leżał na przecięciu linii

łączącej p. F i p. Z, oraz $\varphi = 92\%$. Stąd parametry powietrza w p. O: $t_o = 13,2^\circ\text{C}$, $x_o = 8,9 \text{ g/kg}$. Następnie określamy temperaturę powietrza nawiewanego t_N do pomieszczenia: $t_N = t_o + 1,5^\circ\text{C} = 13,2 + 1,8 = 15^\circ\text{C}$. Punkt N umiejscawiamy na przecięciu linii $t = 15,3^\circ\text{C}$ i $x_N = x_O$ ($x_o = 9 \text{ g/kg}$).

Podczas obliczania ilości powietrza wentylacyjnego, uwzględniając ilość powietrza przypadającego na jedną osobę, mamy dla sali konferencyjnej nr 1: $G = 2400 \text{ m}^3/\text{h}$, a dla sali konferencyjnej nr 2 : $G = 2000 \text{ m}^3/\text{h}$.

Według wzoru (2) zawartość wilgoci w powietrzu wywiewanym w pomieszczeniach wynosi:

$$x_{u1} = 8,9 + 4848/(2400 \cdot 1,2) = 10,6 \text{ g/kg}$$

i

$$x_{u2} = 8,9 + 4040/(2000 \cdot 1,2) = 10,6 \text{ g/kg}.$$

Punkt P'' – stan powietrza w pomieszczeniach nr 1 i nr 2 – leży na przecięciu linii $x_u = \text{const}$ ($x_{u1} = x_{u2} = x_u$) i $t_p = \text{const}$.

Sprawdzamy warunek wystąpienia asymilacji zysków wilgoci w pomieszczeniu ($x_u < x_G$):

$$\text{Sala konferencyjna nr 1: } x_{u1} = 10,6 \text{ g/kg, } x_G = 12 \text{ g/kg, } 10,7 < 12.$$

$$\text{Sala konferencyjna nr 2: } x_{u2} = 10,6 \text{ g/kg, } x_G = 12 \text{ g/kg, } 10,7 < 12.$$

Warunek został spełniony. Wystąpi asymilacja zysków wilgoci w pomieszczeniach. System klimatyzacji pomieszczeń w postaci zastosowania klimatyzacji centralnej zintegrowanej ze stropami chłodzącymi jest możliwy.

Określamy wydajność chłodnicy powierzchniowej Q_{ch} na podstawie wykresu i-x ($i_z = 61 \text{ kJ/kg}$, $i_o = 37,5 \text{ kJ/kg}$), ze wzoru (7.5):

$$Q_{ch} = 4400 \cdot 1,2 \cdot (61 - 37,5) = 34,46 \text{ kW},$$

gdzie: $G = G_{sali1} + G_{sali2}$, $G = 2400 + 2000 = 4400 \text{ m}^3/\text{h}$.

Współczynnik kierunkowy zmiany stanu powietrza ε na wykresie i-x: $\varepsilon = 7000 \text{ kJ/kg}$.

Określamy ilość ciepła Q_c , które przyjmuje powietrze nawiewane, ze wzoru (5).

Sala konferencyjna nr 1:

$$W = 4848 \text{ g/h, } Q_c' = 7000 \cdot 4848 = 9400\text{W},$$

$$Q_c' < Q_c, Q_c' = 9400\text{W}, Q_c = 10874\text{W}, 9400\text{W} < 10874\text{W}.$$

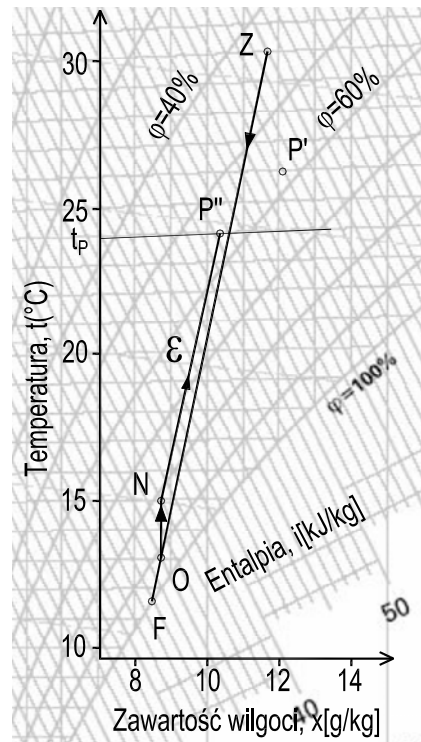
Sala konferencyjna nr 2:

$$W = 4040 \text{ g/h}, Q_c' = 7000 \cdot 4040 = 7900 \text{ W}, Q_c' < Q_c, Q_c' = 7900, \\ Q_c = 8759 \text{ W}, 7900 \text{ W} < 8759 \text{ W}.$$

Obliczamy ilość ciepła pozostałego do przyjęcia przez stropy chłodzące ze wzoru (6).

$$\text{Sala konferencyjna nr 1: } Q = 10874 - 9400 = 1474 \text{ W}.$$

$$\text{Sala konferencyjna nr 2: } Q = 8759 - 7900 = 859 \text{ W}.$$



Rys. 5. Przebieg przemian stanu powietrza dla systemu klimatyzacji z klimatyzacją centralną i stropami chłodzącymi dla okresu letniego

Z katalogu firmy Lindab Climate [4] dobieramy płyty chłodzące Tectum, które stanowią elementy stropów chłodzących. Dobór przeprowadzany jest na podstawie różnicy temperatur Δt i ilości ciepła Q potrzebnego do przejścia przez płyty chłodzące. Dobrano następujące liczby płyt: w sali konferencyjnej nr 1 – 4, w sali konferencyjnej nr 2 – 4.

Dobrano centralę nawiewno-wywiewną, wewnętrzną typu AV, zestaw CV-A2-P/NWH-298B/7-7/7-7, firmy VTS Clima [6], o wydajności: $V_{\text{opt}} = 5100 \text{ m}^3/\text{h}$.

LITERATURA

- [1] Bieniek B., *Stropy chłodzące*, Ciepłownictwo i Klimatyzacja, 8/2002, s. 29-32.
- [2] PN-76/B-03420 Wentylacja i klimatyzacja. Parametry obliczeniowe powietrza zewnętrznego, 10 s.
- [3] PN-76/B-03421 Wentylacja i klimatyzacja. Parametry obliczeniowe powietrza wewnętrznego w pomieszczeniach przeznaczonych do stałego przebywania ludzi, 4 s.
- [4] Katalog Belek Chłodzących firmy Lindab Climate (wersja elektroniczna).
- [5] Bielowa P.M., *Sistemy kondicionirowanija wożducha s czilerami i fankolami*, Ewroklimat, Moskwa 2003, 388 s.
- [6] Katalog Doboru Central firmy VTS Clima (wersja elektroniczna).

CENTRAL AIR-CONDICIONING WITH CEILINGS COOLING**S u m m a r y**

In publication, the based issues connected with the change of ir state, during of air conditioning with ceiling, were discussed.

Wpłynęło do Oficyny Wydawniczej w czerwcu 2007 r.

Vyacheslav PISAREV
Bartosz SAŁACIŃSKI
Politechnika Rzeszowska

ZMIANA STANU POWIETRZA W POMIESZCZENIACH Z KLIMATYZATORAMI AUTONOMICZNYMI

W pracy zostały omówione poszczególne warianty pracy klimatyzatorów autonomicznych w zależności od warunków panujących w pomieszczeniu. Na wykresach i-x pokazano przebieg możliwych procesów uzdatniania powietrza, zachodzących w klimatyzatorach dla opisanych przypadków.

Klimatyzacja, poza zapewnieniem czystości i odpowiednio zorganizowanej wymiany powietrza, ma za zadanie utrzymanie w określonej strefie wymaganej temperatury i wilgotności powietrza. Zadanie to mogą realizować zarówno centrale klimatyzacyjne, jak i aparaty klimatyzacyjne, zwane klimatyzatorami.

Klimatyzatory są urządzeniami wykonywanymi w całości w fabryce i zawierają we wspólnej obudowie wszystkie elementy potrzebne do uzdatniania powietrza, z automatyką i wentylatorem włącznie. Charakteryzują się na ogół mniejszą niż centrale klimatyzacyjne mocą chłodniczą, bardzo zwartą budową, a co za tym idzie, małymi gabarytami. Mają najczęściej możliwość płynnej lub skokowej regulacji parametrów powietrza. Ich istotną zaletą jest brak konieczności budowy instalacji klimatyzacyjnej czy wyodrębniania pomieszczenia potrzebnego do usytuowania centrali. Nadają się więc idealnie do klimatyzacji pomieszczeń w budynkach istniejących, w których najczęściej nie ma możliwości umieszczenia dodatkowych instalacji wewnętrznych. Spisują się również doskonale przy obsłudze pomieszczeń o zróżnicowanych obciążeniach cieplnych czy różnych wymaganych parametrach powietrza. W zależności od tego, jaką funkcję pełnią klimatyzatory, można je podzielić na [1]:

- wentylacyjno-chłodzące,
- wentylacyjne chłodząco-ogrzewające,
- pełnej klimatyzacji (możliwość wentylacji, grzania, chłodzenia oraz regulacji wilgotności względnej powietrza).

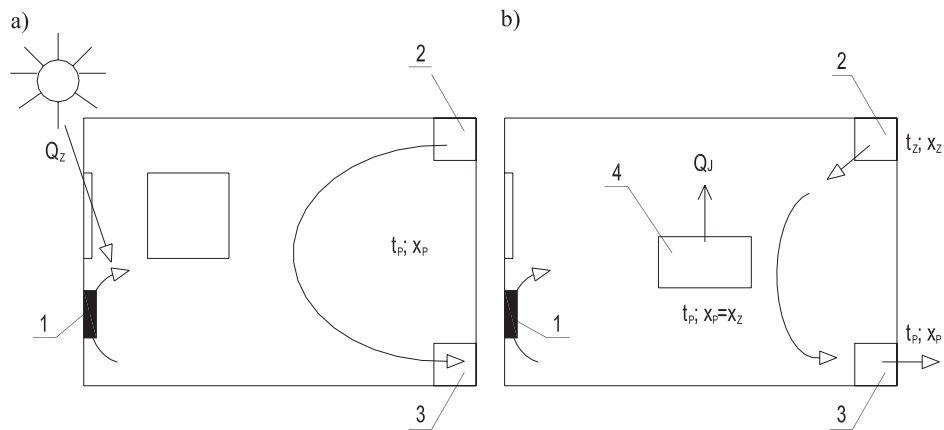
Klimatyzatory wentylacyjno-chłodzące to najprostsze z urządzeń klimatyzacyjnych, ich zadaniem jest przede wszystkim utrzymanie wymaganej tempera-

tury i czystości powietrza w pomieszczeniu, gdy występują w nim nadwyżki ciepła. Służą one do całorocznego normowania temperatury powietrza w pomieszczeniu. W okresie letnim, dzięki zamontowanej w ich wnętrzu chłodnicy, ograniczają w pewnym stopniu wilgotność względną powietrza. Nie jest to jednak proces kontrolowany, dlatego w okresach przejściowym i zimnym te typy klimatyzatorów nie mają żadnej możliwości regulacji wilgotności względnej powietrza nawiewanego do pomieszczenia. Klimatyzatory chłodząco-ogrzewające są produkowane w czterech zasadniczych odmianach:

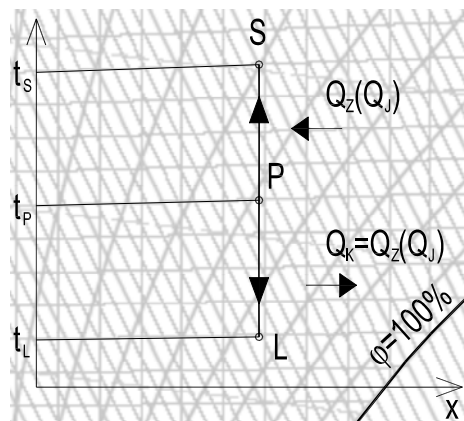
- typ monoblok ze skraplaczem chłodzonym powietrzem,
- typ monoblok ze skraplaczem chłodzonym wodą,
- typ dwuczęściowy ze skraplaczem chłodzonym powietrzem,
- split system – klimatyzatory dwuczęściowe.

Klimatyzatory pełnej klimatyzacji utrzymują natomiast wewnątrz obsługiwanych pomieszczeń nie tylko wymaganą temperaturę, ale także odpowiednią wilgotność względną powietrza. Są produkowane najczęściej na bazie klimatyzatorów chłodząco-ogrzewających poprzez wbudowanie w ich wnętrze nawilżacza powietrza wraz z obwodem regulacji wilgotności względnej powietrza. Mogą mieć własne źródło zimna (klimatyzatory autonomiczne) lub być zasilane z centralnego urządzenia ziębniczego (klimatyzatory nieautonomiczne). W klimatyzatorach autonomicznych skraplacz bywa chłodzony zarówno wodą, jak i powietrzem.

Przy nieobecności w pomieszczeniu źródeł ciepła i wilgoci oraz przyływu ciepła z zewnątrz Q_z (rys. 1a) lub zyskach ciepła jawnego Q_j (rys. 1b) klimatyzator autonomiczny, pracujący w reżimie start-stop, może ochładzać powietrze wewnętrzne. Jak wiadomo, przy osiągnięciu ustalonej temperatury t_L (rys. 2.) sprężarka i wentylator jednostki zewnętrznej wyłączają się; dokładność podtrzymywania temperatury może wynosić $\pm 2^\circ\text{C}$. Na wykresie i-x powietrza wilgotnego proces ochładzania powietrza wewnętrznego od temperatury t_S (temperatura, przy której klimatyzator włącza się), (punkt S) do temperatury żądanej (punkt P) przebiega po linii $x_S = \text{const}$. Strumień powietrza, który przepływa przez klimatyzator, ochładza się do temperatury t_L (temperatura, przy której klimatyzator wyłącza się), (punkt L) miesza się z powietrzem w pomieszczeniu (proces mieszania przebiega po linii $x_S = \text{const}$). Okres pracy klimatyzatora jest zależny od jego mocy chłodniczej i wydajności, wielkości pomieszczenia, poziomu temperatur itd. Wilgotność względna powietrza jest wielkością wynikową. Punkt P stanu powietrza wewnętrznego leży w punkcie przecięcia linii $x_S = \text{const}$ z izotermą t_P . Jeżeli w pomieszczeniu nie ma wentylacji, to stan powietrza jest określony zawartością wilgoci w momencie włączenia klimatyzatora i temperaturą t_P . Jeżeli pracuje wentylacja, to z czasem zawartość wilgoci w pomieszczeniu będzie równa zawartości wilgoci powietrza nawiewanego.



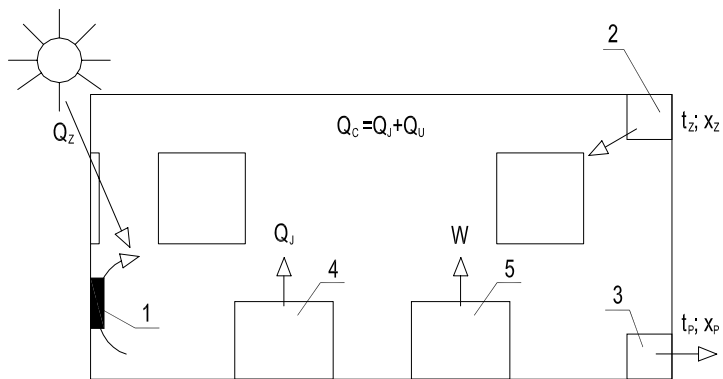
Rys. 1. Schemat realizacji pracy klimatyzatora autonomicznego przy nieobecnych źródłach ciepła jawnego (a) lub przy występowaniu źródeł ciepła jawnego (b): 1 – klimatyzator, 2 – wentylacyjny otwór nawiewny, 3 – wentylacyjny otwór wywiewny, 4 – źródło ciepła jawnego



Rys. 2. Proces ochładzania powietrza wewnętrznego przy zyskach ciepła jawnego w pomieszczeniu

Podczas ochładzania powietrza wewnętrznego w lecie i przy obecnych zyskach ciepła całkowitego Q_C , zyskach wilgoci W oraz pracującej wentylacji (rys. 3.), rozpoczynamy analizę stanu powietrza w pomieszczeniu klimatyzowanym na wykresie $i-x$ (rys. 4.) od umieszczenia punktu Z (t_z, ϕ_z), odpowiadającego parametrom powietrza zewnętrznego zgodnie z normą PN-76/B-03420. Następnie określamy entalpię, zawartość wilgoci i ustalamy współczynnik kierunkowy procesu uzdatniania powietrza w pomieszczeniu $\varepsilon = Q_C/W$.

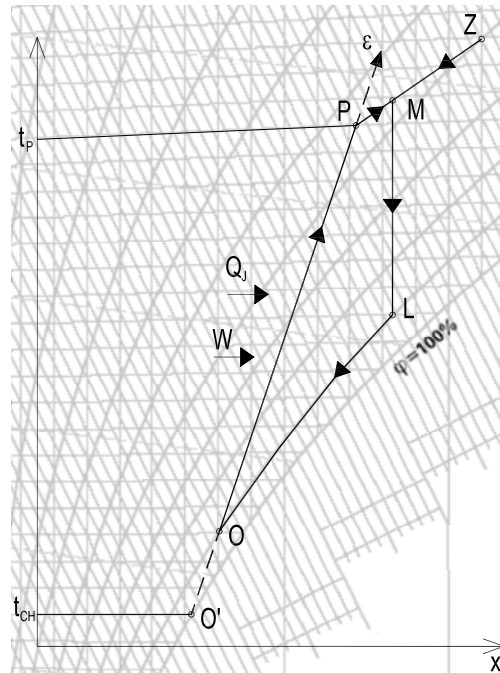
Temperatura powierzchni zewnętrznej chłodnicy t_{CH} zawiera się w granicach od $(5 \div 6)$ do $(8 \div 10) \div 14^\circ\text{C}$. W rzeczywistości w klimatyzatorach obecnie produkowanych proces uzdatniania powietrza podczas ochładzaniu i osuszania



Rys. 3. Schemat realizacji pracy klimatyzatora podczas ochładzania powietrza wewnętrznego w lecie, przy zyskach ciepła i wilgoci: Q_j – ciepło jawne, Q_u – ciepło utajone, $Q_c = Q_j + Q_u$ – ciepło całkowite; 1 – klimatyzator, 2 – wentylacyjny otwór nawiewny, 3 – wentylacyjny otwór wywiewny, 4 – źródło ciepła jawnego, 5 – źródło wilgoci

w czasie kontaktu z powierzchnią chłodnicy skończy się przy temperaturach wyższych niż wskazane. Na wykresie $i-x$ na linii $\phi = 100\%$ ustalamy temperaturę powierzchni chłodnicy na przecięciu linii $t_{CH} = \text{const}$ i linii $\phi = 100\%$ – punkt O' . Przez punkt O' prowadzimy linię $\varepsilon = \text{const}$ i na przecięciu z linią $\phi = 90\div 95\%$ ustalamy punkt O [2]. Parametry powietrza w punkcie O nie są dokładnie znane i są różne dla różnych klimatyzatorów. Na przecięciu linii $\varepsilon = \text{const}$, która jest przeprowadzona przez punkt O , z izotermą t_p ustalamy parametry powietrza wewnętrznego (punkt P). Jednocześnie rozumiemy, że punkt P jest umowny, tzn. jest ustalany odpowiednio do reżimu pracy określonego klimatyzatora, charakteru pomieszczenia itd. Następnie prowadzimy przez punkt P linię, która łączy go z punktem stanu powietrza zewnętrznego (punkt Z), nawiewanego do pomieszczenia przez wentylację naturalną lub mechaniczną. Punktu stanu mieszaniny M nie potrafimy dokładnie obliczyć, jednak dla oceny sytuacji w pomieszczeniu można objętość powietrza w punkcie P przyjąć równą objętości pomieszczenia, a objętość powietrza nawiewanego przyjąć odpowiednio, korzystając z zasad obliczania wentylacji określonego pomieszczenia. Schładzanie powietrza wentylowanego od stanu odpowiadającego punktowi M przebiega początkowo wzdłuż linii $x_M = \text{const}$ do dołu, aż do przecięcia z krzywą nasycenia $\phi = 100\%$ (teoretycznie), a praktycznie do linii $\phi = 90\div 95\%$ – punkt L . Podczas dalszego schładzania wykraplająca się para wodna osiada na powierzchni chłodnicy klimatyzatora. Niska temperatura jej powierzchni jest osiągana dzięki odparowaniu czynnika chłodniczego (układ z bezpośrednim odparowaniem) lub przy wykorzystaniu wody lodowej. Linia łącząca punkty $L-O-P$ stanowi daleko idące uproszczenie przebiegu zmian stanu powietrza wil-

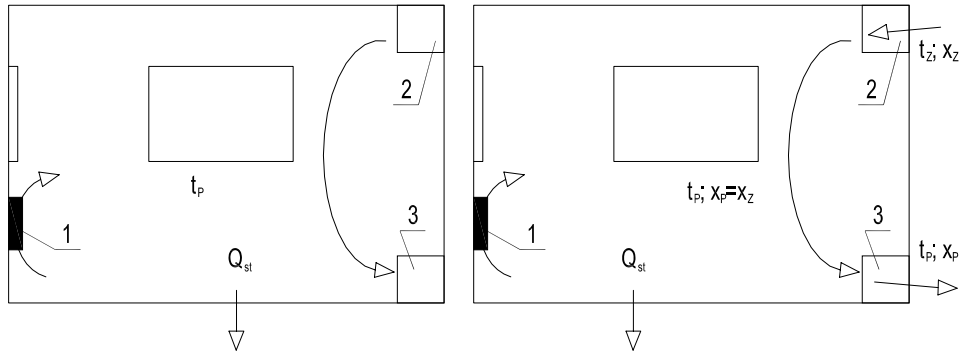
gotnego. W czasie pracy klimatyzatora wilgotność względna w pomieszczeniu jest wartością wynikową.



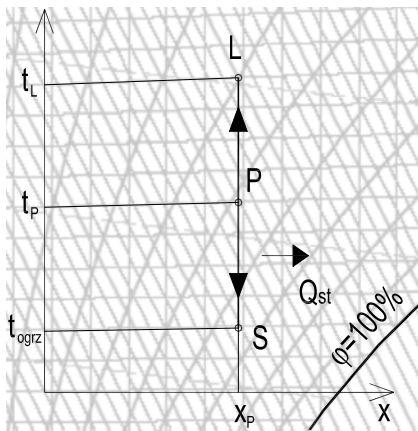
Rys. 4. Przebieg procesów uzdatniania powietrza w pomieszczeniu w przypadku pracy klimatyzatora autonomicznego, współpracującego z wentylacją naturalną lub mechaniczną przy zyskach ciepła i wilgoci: Q_1 – zyski ciepła jawnego, W – zyski wilgoci

W okresie zimy możliwa jest praca klimatyzatora w reżimie ogrzewania pomieszczenia w warunkach tylko strat ciepła (rys. 5.). Na wykresie i - x (rys. 6.) proces ogrzewania powietrza wewnętrznego za pomocą klimatyzatora pracującego w reżimie start-stop od temperatury początkowej (punkt S) do temperatury żądanej (punkt P) przebiega po linii $x_P = \text{const}$. Strumień powietrza, który przepływa przez klimatyzator, ogrzewa się do temperatury t_L (np. punkt L) oraz miesza się z powietrzem w pomieszczeniu (proces przebiega po linii $x_P = \text{const}$). W miarę ogrzewania powietrza w pomieszczeniu punkt stanu mieszaniny podnosi się do góry po linii $x_P = \text{const}$. Gdy powietrze osiągnie stan punktu P, klimatyzator wyłączy się.

System pracy klimatyzatora zależy od wielu parametrów: jego mocy cieplnej, wielkości pomieszczenia itp. Punkt P, charakteryzujący stan powietrza wewnętrznego, leży w punkcie przecięcia się linii $x_P = \text{const}$ i $t_P = \text{const}$. Jeżeli w pomieszczeniu nie pracuje wentylacja, to stan powietrza jest określony zawartością wilgoci powietrza w momencie włączenia klimatyzatora. Jeżeli wentylacja pracuje, to z czasem zawartość wilgoci w pomieszczeniu jest równa zawartości wilgoci w powietrzu nawiewanym.



Rys. 5. Schemat realizacji pracy klimatyzatora autonomicznego w zimie w reżymie ogrzewania pomieszczenia: Q_{st} – straty ciepła w pomieszczeniu; 1 – klimatyzator, 2 – wentylacyjny otwór nawiewny, 3 – wentylacyjny otwór wyciągowy



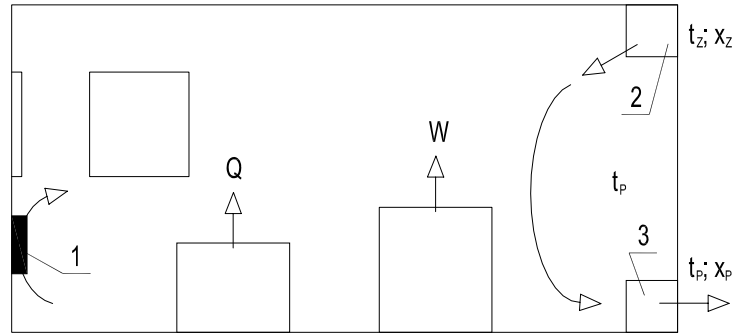
Rys. 6. Proces ogrzewania powietrza wewnętrznego przy stratach ciepła w okresie zimowym

Podczas ogrzewania powietrza wewnętrznego w okresie zimowym przy zyskach ciepła i wilgoci oraz wentylacji pomieszczenia (rys. 7.), analizę procesu uzdatniania powietrza w pomieszczeniu rozpoczynamy od umieszczenia na wykresie $i-x$ (rys. 8.) punktu stanu powietrza zewnętrznego Z , odpowiadającego parametrom powietrza zewnętrznego zgodnie z normą PN-76/B-03420. Ustalamy współczynnik kierunkowy procesu uzdatniania powietrza w pomieszczeniu $\varepsilon = Q_C/W$.

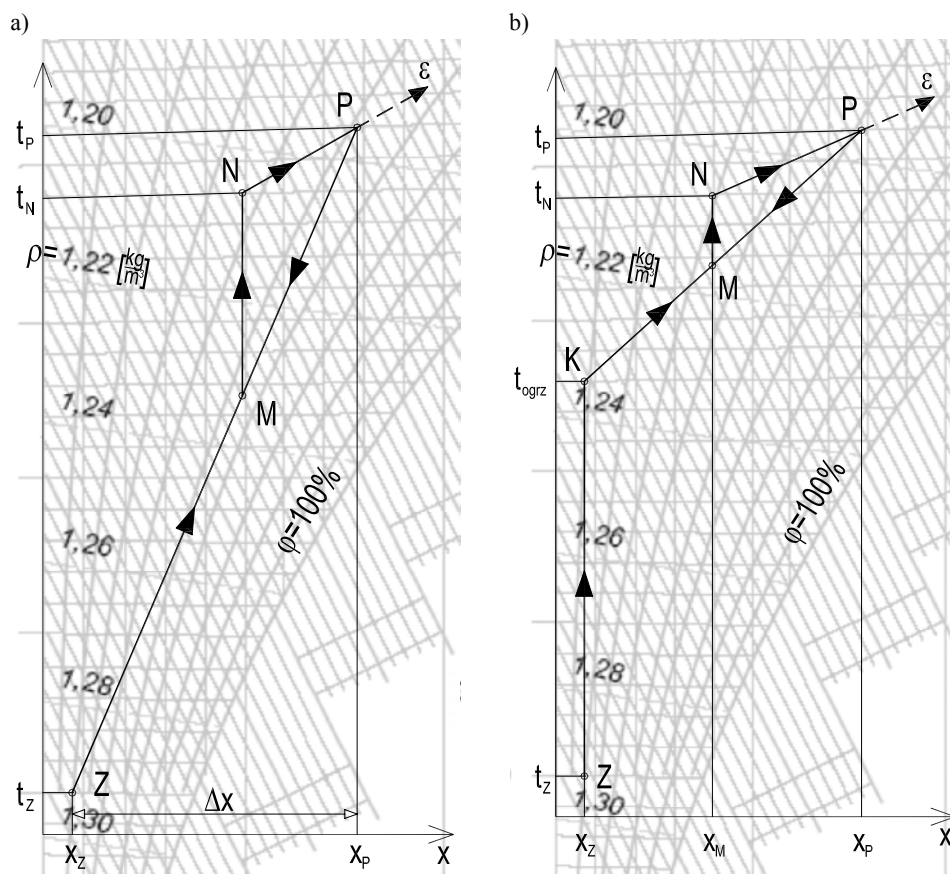
Położenie punktu P , określającego stan powietrza w pomieszczeniu, wyznacza się z równania:

$$W = V_Z \cdot \rho \cdot (x_P - x_Z) \quad [\text{g/h}] \quad (1)$$

gdzie: V_Z – objętość powietrza potrzebna do wentylacji pomieszczenia zgodnie z normą PN-78/B-03421.



Rys. 7. Schemat realizacji pracy klimatyzatora autonomicznego w okresie zimowym przy zyskach ciepła i wilgoci: 1 – klimatyzator, 2 – wentylacyjny otwór nawiewny, 3 – wentylacyjny otwór wywiewny



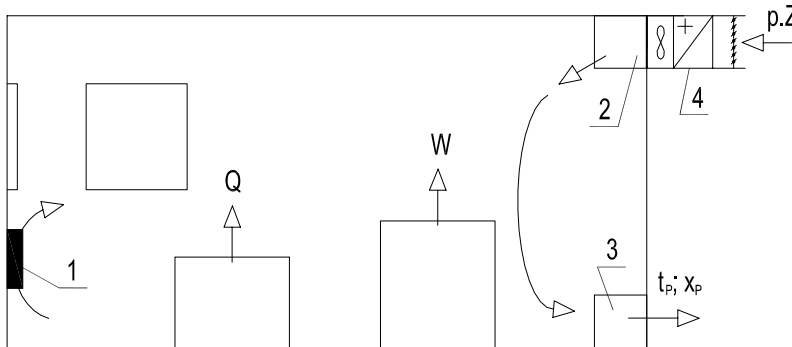
Rys. 8. Przebieg procesów uzdatniania powietrza w pomieszczeniu w okresie zimowym z pracującym klimatyzatorem autonomicznym: a) bez użycia nagrzewnicy wstępnej, b) przy użyciu nagrzewnicy wstępnej

Stąd:

$$x_P = \frac{W}{V_Z \cdot \rho} + x_Z \quad (2)$$

Punkt przecięcia linii $x_P = \text{const}$ i linii $t_P = \text{const}$ wyznacza stan powietrza w pomieszczeniu (punkt P). Napływające do pomieszczenia powietrze zewnętrzne może być mieszaniną z powietrzem wewnętrznym w dwóch wariantach:

- mieszanie z powietrzem zimnym (rys. 7. – schemat, rys. 8a – zmiana stanu powietrza na wykresie i-x),
- mieszanie z powietrzem wstępnie ogrzonym w nagrzewnicy wstępnej (rys. 9.) do stanu odpowiadającego punktowi K (rys. 8b).



Rys. 9. Schemat realizacji pracy klimatyzatora autonomicznego, współpracującego z centralą wentylacyjną przy zyskach ciepła i wilgoci w pomieszczeniu w okresie zimowym: 1 – klimatyzator, 2 – wentylacyjny otwór nawiewny, 3 – wentylacyjny otwór wywiewny, 4 – centrala wentylacyjna

Na wykresach i-x (rys. 8.) punkt M odpowiada parametrom mieszaniny powietrza zewnętrznego i wewnętrznego. Następnie prowadzimy przez punkt P linię zgodnie ze współczynnikiem kierunkowym procesu ϵ i na przecięciu z linią $x_M = \text{const}$ (punkt N) wyznaczamy parametry powietrza nawiewanego do pomieszczenia. Linia M-N – proces ogrzewania powietrza w klimatyzatorze. Linia Z-K – proces ogrzewania powietrza za pomocą centrali wentylacyjnej.

Wnioski

Na wykresach i-x przedstawiono procesy zmiany stanu powietrza wilgotnego w pomieszczeniach z klimatyzatorami autonomicznymi przy różnych warunkach ich eksploatacji. W ten sposób mamy możliwość analizy procesów i reżimów pracy klimatyzatorów.

LITERATURA

- [1] <http://www.wentylacja.com.pl/technologie/technologie.asp?ID=1603>.
- [2] Andrzej Borysewicz, *Instalacje wentylacyjne i klimatyzacyjne*, Arkady, Warszawa 1975.

CHANGE OF AIR CONDITIONS IN ROOMS EQUIPPED WITH AUTONOMOUS AIR CONDITIONERS

S u m m a r y

The paper describes particular variants of work of autonomous air conditioners according to heat and humidity conditions in rooms equipped with mentioned devices. Courses of air preparing processes for described cases were shown on enthalpy – moisture charts.

Wpłynęło do Oficyny Wydawniczej w maju 2007 r.

Janusz RAK

Politechnika Rzeszowska

METODA TRÓJWARSTWOWEJ MATRYCY RYZYKA

W pracy założono, że ryzyko związane z funkcjonowaniem systemu zaopatrzenia w wodę (SZW) występuje w pięciu rodzajach, jako niedopuszczalne, nieakceptowalne, kontrolowane, tolerowane i zaniedbywalne. Dane historyczne potwierdzają, że zagrożenia związane z dostawą wody do spożycia mają bardzo różnorodne, negatywne skutki. Do ochrony użytkowników wodociągów publicznych służą bariery bezpieczeństwa, których zadaniem jest redukcja ryzyka do poziomu zaniedbywalnego lub tolerowanego. Opracowano metodę trójwarstwowej matrycy ryzyka związaną z trzema podstawowymi barierami: zapobiegania, ochrony i przeciwdziałania. Zaprezentowano przykład obliczeniowy aplikacji metody za pomocą techniki drzewa zdarzeń.

1. Wstęp

Zasada ALARP (ang. As Low As Reasonably Practicable) polega na spełnieniu wymagania dotyczącego dążenia do uzyskania poziomu ryzyka tak niskiego, jak to praktycznie jest możliwe [2, 3]. Tradycyjnie cały zakres występowania danego ryzyka dzieli się za pomocą opisującego go wskaźnika na trzy obszary [4]:

- ryzyka nieakceptowanego,
- ryzyka kontrolowanego – obszar ALARP,
- ryzyka tolerowanego.

W obszarze ALARP należy wykonać analizę kosztów i korzyści, która będzie podstawą do wdrażania procedur ograniczających ryzyko. W tym obszarze poziom ryzyka uważa się za akceptowalny, jeżeli nie ma możliwości ograniczenia ryzyka lub gdy koszty z tym związane są dużo większe niż uzyskana redukcja ryzyka. Przyjmuje się, że w obszarze ALARP należy dążyć do zmniejszenia poziomu ryzyka do poziomu tolerowanego, a ryzyko w tym obszarze powinno być w sposób ciągły monitorowane. Zasada ALARP odzwierciedla podejście do kontroli ryzyka w wielu krajach rozwiniętych gospodarczo, szczególnie w wypadku systemów technicznych, tworzących tzw. infrastrukturę krytyczną (SZW należy do tej grupy systemów).

Hipotetycznie można by przyjąć tezę, że ryzyko jest proporcjonalne do zysków z działalności generujących zagrożenia. W tym wypadku pojęcie zysk należy rozumieć bardzo szeroko – jako zysk ekonomiczny, korzyści społeczne itp. W ten sposób ryzyko założone byłoby proporcjonalne do otrzymanych korzyści w myśl zasady: im większe przedsięwzięcie gospodarcze, tym większe ryzyko wystąpienia zdarzenia niepożądanego. Tak idealny rozkład w praktyce jest niemożliwy, ale można się do niego zbliżyć. W tym celu należy odpowiedzieć na następujące pytania [1]:

- czy należy zaprzestać prowadzenia działalności z powodu faktu, że poziom ryzyka jest tak duży, a ewentualne negatywne skutki nieakceptowalne,
- czy poziom ryzyka został ograniczony do tak niskiego poziomu tolerowanego, że można zaprzestać dalszych działań ochronnych i zapobiegawczych,
- czy poziom ryzyka w obszarze kontrolowanym (ALARP) został ograniczony do uzasadnionego poziomu względami praktycznymi.

Wartościujące opinie o zagrożeniach i różnych rodzajach ryzyka mogą być całkiem odmienne w zależności od źródła i natury ryzyka. Z dotychczasowych badań wynika, że łatwiej jest oswoić się z ryzykiem związanym z zagrożeniami naturalnymi niż spowodowanym działalnością człowieka, podobnie jak zagrożenia o zwiększonej częstotliwości, ale niskich skutkach, w porównaniu ze zdarzeniami rzadkimi, ale skutkującymi poważną awarią lub katastrofą. Z zasadą ALARP w wypadku rozpatrywania ilościowego kryterium użyteczności stosuje się analizę finansową nakładów i korzyści w obszarze ryzyka – RCBA (ang. Risk Cost Benefit Analysis), [3].

Matryca ryzyka łączy w sobie punktową skalę prawdopodobieństwa (częstości) wystąpienia zdarzenia niepożądanego ze skalą punktową strat z tym związanych [5]. Trójwarstwowa matryca ryzyka składa się z trzech matryc, które odpowiadają trzem barierom redukującym ryzyko. Są to:

- matryca I – odpowiada poziomowi ryzyka związanego z barierą zapobiegania,
- matryca II – odpowiada poziomowi ryzyka związanego z barierą ochrony,
- matryca III – odpowiada poziomowi ryzyka związanego z barierą przeciwdziałania.

2. Użyteczność wiedzy o ryzyku

Wiedza o ryzyku pozwala na jego identyfikację, ocenę, wprowadzanie procedur kontroli i redukcji oraz chroni przed negatywnymi skutkami [4]. Świadomość istnienia ryzyka umożliwi wprowadzenie stosownych zabezpieczeń, które

pozwalają na realizację zadania, mimo że ryzyko jako takie nie uległo zmianie. Znajomość wiedzy o ryzyku w działalności człowieka przyczynia się do zdobywania nowych doświadczeń, które generują nowe informacje rozszerzające posiadaną już wiedzę. Zakres informacji o zagrożeniach i ryzyku można usystematyzować w następujący sposób [5]:

- system informacji naukowej,
- system obowiązujących przepisów prawnych,
- wytyczne regulaminu i instrukcje postępowania w sytuacjach niebezpiecznych,
- programy edukacyjne,
- nieformalne sądy i przekonania zdobyte na drodze empirycznej.

Bezpośredni kontakt człowieka ze zdarzeniem, którego efektem jest realizacja ryzyka, wpływa na przyszłą ocenę jego wielkości. Wystąpienie w jakimś mieście skażenia wody do spożycia powoduje, że uczestnicy takiego zdarzenia będą uważać go za bardziej prawdopodobne w przyszłości, w porównaniu z ludźmi, którzy nie doznali realizacji takiego ryzyka z autopsji. Z drugiej strony zdobyte doświadczenia i nabyta umiejętność radzenia sobie z takim zagrożeniem powodują, że skutki ocenione są jako mniej groźne.

Reakcje przystosowawcze w warunkach zagrożenia mogą być dwojakiego rodzaju:

- zmiana sytuacji niebezpiecznej na bezpieczną, co osiąga się poprzez obniżenie zagrożenia (wprowadzenie scenariuszy redukujących możliwości eskalacji zagrożenia, zmniejszenie negatywnych skutków w następstwie zwiększenia umiejętności radzenia sobie ludności z zagrożeniem). Efektem końcowym jest utrzymanie ryzyka na poziomie tolerowanym,
- nie ma możliwości lub chęci do zmniejszenia zagrożenia.

Przebywanie długostrawnie człowieka w sytuacji niebezpiecznej powoduje, że obniża się poziom lęku i subiektywnie zagrożenie staje się mniejsze. Niedoszacowanie ryzyka powoduje, że nie są podejmowane czynności związane z ograniczeniem niebezpieczeństwa. W konsekwencji dochodzi do paradoksalnej sytuacji – ludzie objęci zagrożeniem postępują tak, jakby nie odczuwali niebezpieczeństwa.

Biorąc pod uwagę indywidualne cechy osobowości człowieka, nie wyróżnia się postaw wyraźnie proryzykownych. Przykładowo: zaprzysięgły hazardzista staje się bardzo ostrożny i spożywa wody tylko z wiadomego źródła, o gwarantowanej jakości. Poziom aspiracji człowieka wpływa na podejmowanie ryzyka. Jednostki o wysokim poziomie aspiracji wyznaczają sobie trudne do realizacji cele, którym towarzyszy wysoki poziom ryzyka, a jednostki o niskim poziomie aspiracji preferują pewne działania, którym towarzyszy akceptowalny poziom ryzyka.

Z punktu widzenia podejmowania decyzji istnieje reguła, że człowiek podejmujący ją samodzielnie akceptuje mniejsze ryzyko w porównaniu z decyzja-

mi podejmowanymi zbiorowo, kiedy to procesy interakcyjne sprzyjają przyjęciu większego ryzyka. Ciekawy jest również tzw. syndrom indywidualnego złudzenia, polegający na optymistycznej tendencji w ocenie ryzyka. Jest to zawyżanie prawdopodobieństwa bezwzględnej realizacji zadania, którego efektem są wymierne korzyści. Lapidarnie mówiąc, odczucie człowieka jest następujące, „co wartościowe, to jest bardziej prawdopodobne”.

Wiedza o ryzyku w postępowaniu ludzi jest wypadkową posiadanych przez nich informacji na temat istoty i natury ryzyka. Na decyzję o niepodjęciu ryzyka wpływa ocena wielkości i prawdopodobieństwa wystąpienia strat [4, 5].

3. Opis metody

Tworzenie matrycy ryzyka rozpoczyna się od ustalenia skali dla wielkości prawdopodobieństwa (częstości) i strat. W tym celu wykorzystano pięciostopniowe skale dla obu wielkości związanych z ryzykiem.

W tabeli 1. przedstawiono skalę prawdopodobieństwa (częstości) wystąpienia zdarzenia niepożądanego.

Tabela 1. Skala kategorii prawdopodobieństwa (częstość)

Kategorie częstości		Opis	Waga punktowa W_1
Częste	A	częściej niż 1 raz w ciągu roku 1 1/rok	5
Prawdopodobne	B	1 raz w okresie od 1 roku do 5 lat 1 – 0,2 1/rok	4
Okazjonalne	C	1 raz w okresie od 5 do 20 lat 0,2 – $5 \cdot 10^{-2}$ 1/rok	3
Mało prawdopodobne	D	1 raz w okresie od 20 do 50 lat $5 \cdot 10^{-2}$ – $2 \cdot 10^{-2}$ 1/rok	2
Nieprawdopodobne	E	1 raz w okresie od 50 do 100 lat i więcej $2 \cdot 10^{-2}$ – 10^{-2}	1

W tabeli 2. przedstawiono skalę skutków (strat) związanych z wystąpieniem zdarzenia niepożądanego.

Przyjęto skalę pięciostopniową poziomów ryzyka:

- RND – ryzyko niedopuszczalne 20÷25,
- RNA – ryzyko nieakceptowalne 12÷16,
- RK – ryzyko kontrolowane 6÷10,
- RT – ryzyko tolerowane 3÷5,
- RZ – ryzyko zaniedbywalne 1÷2.

Tabela 2. Skala kategorii skutków

Kategorie strat		Opis	Waga punktowa W_2
Katastrofalne	F	strata finansowa powyżej 10^6 EUR	5
Poważne	G	strata finansowa rzędu 10^5 – 10^6 EUR	4
Znaczące	H	strata finansowa rzędu 10^4 – 10^5 EUR	3
Małe	I	strata finansowa rzędu 10^3 – 10^4 EUR	2
Pomijalne	J	strata finansowa poniżej 1000 EUR	1

Podstawowa matryca została przedstawiona w tabeli 3.

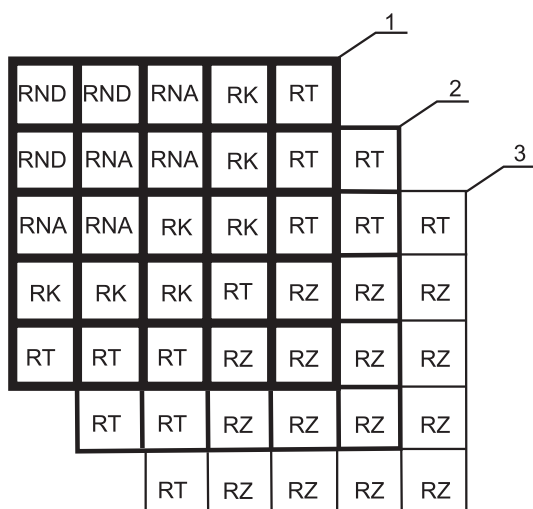
Tabela 3. Podstawowa matryca ryzyka

Kategoria częstości	Kategoria strat				
	F = 5	G = 4	H = 3	I = 2	J = 1
	ryzyko				
A = 5	A x F 25 RND	A x G 20 RND	A x H 15 RNA	A x I 10 RK	A x J 5 RT
B = 4	B x F 20 RND	B x G 16 RNA	B x H 12 RNA	B x I 8 RK	B x J 4 RT
C = 3	C x F 15 RNA	C x G 12 RNA	C x H 9 RK	C x I 6 RK	C x J 3 RT
D = 2	D x F 10 RK	D x G 8 RK	D x H 6 RK	D x I 4 RT	D x J 2 RZ
E = 1	E x F 5 RT	E x G 4 RT	E x H 3 RT	E x I 2 RZ	E x J 1 RZ

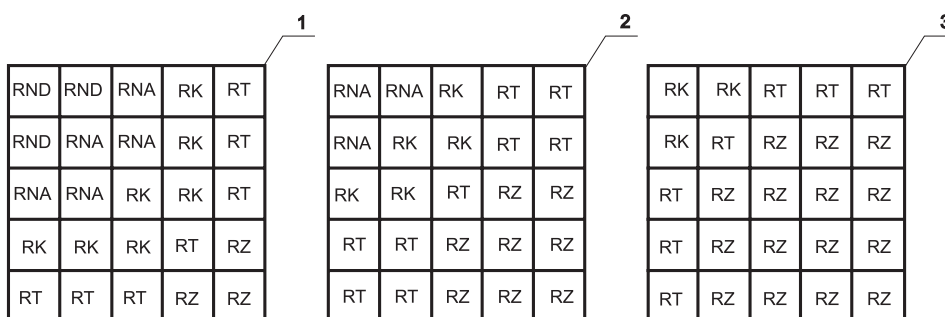
Ideę trójwarstwowej matrycy ryzyka pokazano na rysunku 1. Na rysunku 2. pokazano rozwinięte matryce ryzyka.

4. Przykład aplikacji metody

Aglomeracja miejska jest zaopatrywana ze źródła, którym jest woda powierzchniowa płynąca (rzeka). Reprezentatywne zdarzenie inicjujące (awaryjne)



Rys. 1. trójwarstwowa matryca ryzyka: 1 – efekt bariery zapobiegania, 2 – efekt bariery ochrony, 3 – efekt bariery przeciwdziałania



Rys. 2. Rozwinięte matryce ryzyka

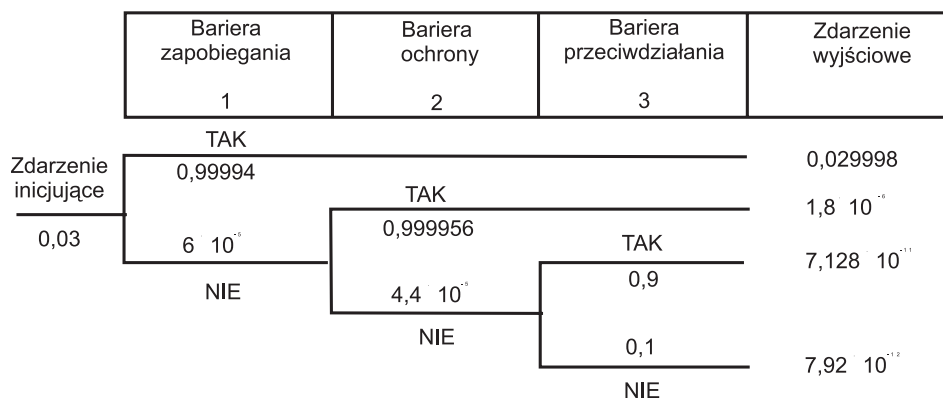
wystąpiło, gdy skażona woda pojawiła się w podsystemie dystrybucji. Wówczas dla ochrony użytkowników wodociągów zastosowano bariery bezpieczeństwa:

- bariera zapobiegania – ma za zadanie tworzyć warunki prewencji wczesnego ostrzeżenia poprzez monitoring jakości wody w przekroju ujęcia,
- bariera ochrony – ma za zadanie chronić podsystem dystrybucji przed wodą o złej jakości poprzez monitoring wody uzdatnionej,
- bariera przeciwdziałania – ma za zadanie podjęcie skutecznej akcji informacyjnej w celu ograniczania negatywnych skutków związanych ze spożyciem skażonej wody.

Metoda drzewa zdarzeń (ang. Event Tree) jest przedstawieniem możliwych sekwencji zdarzeń, będących skutkiem wystąpienia zdarzenia inicjującego (początkowego). Metoda ta należy do analiz prospektywnych, w których zadawane jest pytanie: jak zdarzenie początkowe wpływa na przebieg zdarzeń mogących

prowadzić do określonych skutków. Dla zdarzeń szczytowych w każdej sekwencji oblicza się prawdopodobieństwo ich wystąpienia i określa możliwe skutki.

Obliczenie wpływu działania szeregowych, niezależnych barier zabezpieczeń redukcji prawdopodobieństwa za pomocą metody ilościowej drzewa zdarzeń, przedstawiono na rys. 3.



Rys. 3. Ilustracja techniki drzewa zdarzeń

W ciągu roku wykonuje się 730 analiz jakości wody surowej i uzdatnionej. Prawdopodobieństwo popełnienia błędu analitycznego, polegające na niewykryciu skażenia, wynosi 0,001. Częstość z tym związana wynosi $0,001 \cdot 730 = 0,73$ 1/rok.

Na podstawie danych historycznych oszacowano prawdopodobieństwo złej jakości wody w przekroju ujęcia na 0,03.

- Określenie poziomu ryzyka dla matrycy – bariera 1: częstość niewykrycia skażenia wynosi $f_1 = 0,03 \cdot 0,73 = 2,19 \cdot 10^{-2}$ 1/rok, co odpowiada klasie częstości D; straty związane ze złą jakością wody oszacowano na przynależne do klasy G, co odpowiada poziomowi ryzyka D x G, czyli RK.
- Określenie poziomu ryzyka dla matrycy – bariera 2: częstość niewykrycia skażenia wynosi $f_2 = f_1 \cdot 0,73 = 2,19 \cdot 10^{-2} \cdot 0,73 = 1,60 \cdot 10^{-2}$ 1/rok, co odpowiada klasie częstości D; przyjęto, że uzdatnianie wody nie spowoduje zmniejszenia negatywnych skutków, czyli pozostaje klasa G, co odpowiada poziomowi ryzyka D x G, czyli RT.
- Określenie poziomu ryzyka dla matrycy – bariera 3.
- Prawdopodobieństwo skuteczności akcji informacyjnej ludności o skażeniu wody oszacowano na 0,9: częstość korzystania ze skażonej wody wodociągowej wynosi $f_3 = f_2 \cdot 0,9 = 1,60 \cdot 10^{-2} \cdot 0,9 = 1,44 \cdot 10^{-2}$ 1/rok,

co odpowiada klasie częstości D; przyjęto, że akcja informacyjna o skażeniu wody w wodociągu publicznym spowoduje zmniejszenie negatywnych skutków o jeden rząd wielkości, czyli do klasy H, co odpowiada poziomowi ryzyka $D \times H$, czyli RZ.

5. Podsumowanie

- Bezpieczeństwo podobnie jak sprawiedliwość, szczęście, szacunek, nienawiść jest pojęciem powszechnie jednoznacznie rozumianym, jednak związanym z indywidualną oceną. Ryzyko jest kategorią związaną z utratą bezpieczeństwa. Metody analizy i oceny ryzyka pozwalają zobiektywizować zagrożenia. W pracy przedstawiono metodę oceny ryzyka związanego ze spożywaniem wody z wodociągów publicznych.
- Współczesną tendencją zapewniającą bezpieczeństwo funkcjonowania SZW jest system multibariera. W pracy przedstawiono metodę matrycową oceny ryzyka związanego z możliwością pojawienia się w podsystemie dystrybucji skażonej wody. Poszczególne matryce odpowiadają trzem głównym barierom bezpieczeństwa: zapobiegania, ochrony i przeciwdziałania.
- Szeregowo działające bariery bezpieczeństwa pozwalają na ilościową ocenę redukcji ryzyka.

LITERATURA

- [1] Borysiewicz M., Markowski A.S., *Kryteria akceptowalności poważnych awarii przemysłowych*. Wydawnictwo Centralnego Instytutu Ochrony Pracy, Warszawa 2002.
- [2] Iwanejko R., Lubowiecka T., Woźniakiewicz T., *Wielowarstwowa ocena ryzyka odbiorców wody w przypadku awarii oczyszczalni ścieków*. Materiały II Kongresu Inżynierii Środowiska. Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN, vol. 32, tom 1, Lublin 2005, s. 373-381.
- [3] Markowski A.S., *Layer of Protection analysis for the process industries*. Wydawnictwo Komisji Ochrony Środowiska PAN, Oddział w Łodzi, Łódź 2006.
- [4] Rak J., *Istota ryzyka w funkcjonowaniu systemu zaopatrzenia w wodę*. Oficyna Wydawnicza Politechniki Rzeszowskiej. Rzeszów 2004.
- [5] Rak J., Tchórzewska-Cieślak B., *Metody analizy i oceny ryzyka*. Oficyna Wydawnicza Politechniki Rzeszowskiej. Rzeszów 2005.

THE METHOD OF THREE-DIMENSIONAL RISK ARRAY**S u m m a r y**

It was assumed in the paper that the risk connected with water supply systems operation may occur within five areas: forbidden, unacceptable, controlled, tolerated and neglected. Historical data proves that dangers concern drinking water supply could have many different negative effects. The way of public water piping secure are safety barriers, which should reduce the risk to the neglected or tolerable level. The method of three-dimensional risk array for three basic safety barriers such as prevention, security and counteraction has been developed. The computational example of this method application by events tree technique has been presented.

Wpłynęło do Oficyny Wydawniczej w kwietniu 2007 r.

Bartosz SAŁACIŃSKI
Vyacheslav PISAREV
Politechnika Rzeszowska

BETONOWE AKUMULATORY ENERGII NISKOTEMPERATUROWEJ W SYSTEMACH ZAOPATRZENIA W CIEPŁO I CIEPŁĄ WODĘ UŻYTKOWĄ

W pracy przeanalizowano możliwość wykorzystania betonowych akumulatorów energii niskotemperaturowej w systemach zaopatrzenia w ciepło i ciepłą wodę użytkową. Przedstawiono analityczne rozwiązania rozkładu temperatur i określania ilości ciepła możliwego do pozyskania w procesie ochładzania betonowych akumulatorów energii.

1. Wstęp

Energia niskotemperaturowa jest ciepłem zawartym w otaczającym nas środowisku. Źródłem ciepła jest promieniowanie słoneczne, a głównymi odbiorcami grunt, wody powierzchniowe i podziemne czy też powietrze, w których energia ta jest w mniejszym lub większym stopniu magazynowana. Dzięki stosowaniu urządzeń takich jak pompy ciepła, podnoszących ciepło niskotemperaturowe na wyższy poziom, możliwe stało się bezpośrednie, praktyczne wykorzystywanie tego typu źródeł energii, np. w instalacjach wentylacji, centralnego ogrzewania i przygotowania ciepłej wody użytkowej. Z punktu widzenia oceny efektywności wykorzystania akumulatorów ich najważniejszymi właściwościami fizycznymi są:

- gęstość – ρ [kg/m^3],
- ciepło właściwe – c_p [kJ/kgK],
- współczynnik przewodzenia ciepła – λ [W/mK].

Iloczyn dwóch pierwszych wielkości określa, jaką ilość ciepła jesteśmy w stanie uzyskać z jednostki objętości akumulatora podczas ochładzania o 1 K. Współczynnik λ odpowiada natomiast za intensywność przebiegu procesów oddawania i pobierania energii. Oprócz wykorzystywania naturalnych magazynów ciepła niskotemperaturowego w praktyce możliwe jest zastąpienie ich innym materiałem. Poszukując alternatywy, należy brać pod uwagę, że powinna

ona być równie dostępna, tania i przede wszystkim nie mniej efektywna od akumulatorów naturalnych.

2. Beton jako akumulator energii niskotemperaturowej

Podane we wstępie kryteria spełnia niewątpliwie stosowany na masową skalę w budownictwie beton, który oprócz posiadania doskonałych właściwości wytrzymałościowych okazuje się być również wartościowym źródłem energii. Przegrody budowlane są bowiem także odbiorcami ciepła znajdującego się w środowisku. Ze względu na powszechne używanie betonu jako materiału budowlanego, traktowanie go jako magazynu ciepła może się na pierwszy rzut oka wydawać niezrozumiałe. Wystarczy jednak przyrzeć się podanym dalej właściwościom fizycznym [1] oraz przeprowadzić prostą kalkulację, aby stwierdzić, że warto zainteresować się nim również pod tym kątem:

- $\lambda = 2,1$ W/mK – współczynnik przewodzenia ciepła betonu,
- $\rho = 2200\div 2600$ kg/m³ – gęstość betonu,
- $c_p = 1$ kJ/kgK – ciepło właściwe betonu.

Ochładzając beton o 1 K, uzyskamy zatem:

$$e_{n_beton} = \rho * c_p * 1 = 2200\div 2600 * 1 * 1 = 2200\div 2600 \text{ kJ/m}^3 \quad (1)$$

Porównując wielkość energii niskotemperaturowej e_{n_beton} z analogicznie liczonymi wartościami dla wcześniej wymienionych akumulatorów naturalnych, otrzymujemy:

$$e_{n_woda} > e_{n_beton} > e_{n_grunt} > e_{n_powietrze}$$

Jak widać, beton ustępuje pod tym względem tylko wodzie. Biorąc jednak pod uwagę aspekt dodatkowej, praktycznej możliwości wykorzystania obydwu akumulatorów oraz porównując ich współczynniki przewodzenia ciepła λ , widzimy, że lepszym materiałem okazuje się być beton.

Ideą pozyskiwania ciepła z betonu jest umieszczenie w nim rur, przez które przepuszczany jest niskotemperaturowy czynnik chłodniczy. Energia pozyskana w ten sposób jest oddawana w parowaczu pompy ciepła i za jej pomocą transportowana na wyższy poziom temperaturowy. W konsekwencji otrzymujemy ciepło wysokotemperaturowe, które może być wykorzystywane w instalacjach grzewczych. W praktyce stosowane mogą być betonowe akumulatory fundamentowe (ławy, stopy, pale, płyty) lub powierzchniowe (ściany, kolumny itp.). Badania potwierdzające wymierne efekty stosowania tych drugich zostały między innymi przeprowadzone w Niemczech [1]. Z punktu widzenia ruchu ciepła wewnętrzne ochładzanie akumulatorów jest tzw. procesem nieustalonym. Ozna-

cza to, że temperatura w poszczególnych miejscach przekroju będzie zależna od czasu. Poszukiwanie trójwymiarowego rozkładu temperatur $t(x, y, z, \tau)$ sprowadza się do rozwiązania zasadniczego równania Fouriera [2, 3]:

$$\frac{\partial t}{\partial \tau} = a * \left(\frac{\partial^2 t}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 t}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 t}{\partial z^2} \right) \quad (2)$$

gdzie: $a = \frac{\lambda}{c_p * \rho}$ – współczynnik przewodzenia temperatury [m^2/s].

Z uwagi na złożoność procesów dwu- i trójkierunkowych, w praktyce równanie (2) upraszcza się do postaci, która pozwala rozpatrywać jednowymiarowy rozkład temperatur względem jednej z osi:

$$\frac{\partial t}{\partial \tau} = a * \frac{\partial^2 t}{\partial x^2} \quad (3)$$

Równanie (3) określa, jak temperatura $t(x, \tau)$ zmienia się w czasie i przestrzeni (w tym wypadku wzdłuż jednego wymiaru, tj. osi x) przy jednokierunkowym przepływie ciepła. W przypadku akumulatora, który ma styczność z powietrzem (powierzchniowego) rozwiązanie równania (3) następuje poprzez analizę warunków znanych w literaturze jako tzw. warunki brzegowe typu c, które dla płaszczyzny będą wyglądać następująco [2, 3]:

$$\tau = 0 \quad x - \text{dowolne} \quad t = t_p = t_{\text{beton}} \quad (4)$$

$$\tau = \infty \quad x - \text{dowolne} \quad t = t_{\text{cz}}, \quad (5)$$

$$\tau - \text{dowolne} \quad x = -s \quad \frac{\partial t}{\partial x} = \frac{\alpha}{\lambda} * (t_{(-s)} - t_{\text{cz}}) \quad (6)$$

$$\tau - \text{dowolne} \quad x = s \quad \frac{\partial t}{\partial x} = -\frac{\alpha}{\lambda} * (t_{(s)} - t_{\text{cz}}) \quad (7)$$

$$\tau - \text{dowolne} \quad x = 0 \quad \frac{\partial t}{\partial x} = 0 \quad (8)$$

gdzie: t – czas [s],
 x – miejsce w przekroju [m],

t – poszukiwana temperatura [$^{\circ}\text{C}$],
 t_p – temperatura powietrza [$^{\circ}\text{C}$],
 t_{beton} – początkowa temperatura betonu [$^{\circ}\text{C}$],
 t_{cz} – temperatura czynnika chłodniczego [$^{\circ}\text{C}$],
 $t_{(-s)}, t_{(s)}$ – temperatury na powierzchni ściany [$^{\circ}\text{C}$],
 s – połowa całkowitej grubości ściany [m].

Warunki (4)-(6) wynikają z równowagi pomiędzy ciepłem przewodzonym przez akumulator a odbieranym przez czynnik. Warunki (7) i (8) są natomiast wynikiem symetrii układu. Dla uproszczenia tego zapisu wprowadza się następujące [2]:

$$Y = \frac{t - t_{\text{cz}}}{t_o - t_{\text{cz}}} \quad (9)$$

$$\frac{\partial Y}{\partial \tau} = a * \frac{\partial^2 * Y}{\partial * x^2} \quad (10)$$

Wówczas warunki (4)-(8) zmieniają się na następujące:

$$\tau = 0 \quad x - \text{dowolne} \quad Y = 1 \quad (11)$$

$$\tau = \infty \quad x - \text{dowolne} \quad Y = 0 \quad (12)$$

$$\tau - \text{dowolne} \quad x = -s \quad \frac{\partial Y}{\partial x} = \frac{\alpha}{\lambda} * Y_{(-s)} \quad (13)$$

$$\tau - \text{dowolne} \quad x = s \quad \frac{\partial Y}{\partial x} = -\frac{\alpha}{\lambda} * Y_{(s)} \quad (14)$$

$$\tau - \text{dowolne} \quad x = 0 \quad \frac{\partial Y}{\partial x} = 0 \quad (15)$$

Zasadnicze równanie różniczkowe Fouriera (3) ma kilka rozwiązań. Do znalezienia funkcji uzależniającej temperaturę wewnątrz akumulatora od miejsca przekroju i czasu posłuży jedno z nich, którego postać uwzględniająca zmienne (9) i (10) będzie następująca: [2, 3]:

$$Y = C * \exp(-a * \tau * p^2) * \cos(p * x) \quad (16)$$

gdzie: C, p – stałe.

Spełnia ono bezpośrednio warunek (12), zaś jego pochodna jest rozwiązaniem warunku (15):

$$\frac{\partial Y}{\partial x} = -C * \exp(-a * \tau * p^2) * p * \sin(p * x) \quad (17)$$

Zgodnie z zapisem warunków (13) i (14), chcąc uzyskać ich rozwiązanie, należy pochodną przyrównać do funkcji:

$$-C * \exp(-a * \tau * p^2) * p * \sin(p * s) = \frac{\alpha}{\lambda} * C * \exp(-a * \tau * p^2) * \cos(-p * s) \quad (18)$$

Konsekwencją obliczeń będzie otrzymanie następującej równości:

$$\text{ctg}(p * s) = \frac{\lambda}{\alpha} * p = \frac{\lambda}{\alpha * s} (p * s) \quad (19)$$

Równanie (19) posiada nieskończenie wiele rozwiązań, gdyż funkcja $\text{ctg}(p*s)$ jest okresowa. Poszukiwanymi wartościami będą punkty wspólne dla obydwu funkcji. Oznaczając zrzutowane na oś odciętych miejsca przecięcia obydwu wykresów przez ϕ , ich ogólną postać można zapisać jako [2]:

$$\phi_n = p_n * s \rightarrow p_n = \frac{\phi_n}{s} \quad (20)$$

Tym samym kolejne wartości p zostały uzależnione od dających się obliczyć parametrów. Wartość ϕ wyznacza się metodą kolejnych przybliżeń z zależności [2]:

$$\text{ctg}(\phi) = \frac{\phi}{\text{Bi}} \quad (21)$$

gdzie: $\text{Bi} = \frac{\alpha * s}{\lambda}$ [-] – liczba Biota.

Uwzględniając dotychczasowe obliczenia, rozwiązanie równania (10) jest zatem następujące [2, 3]:

$$Y = \sum_{n=1}^{n=\infty} C_n * \exp(-Fo * \phi_n^2) * \cos(\phi_n * \frac{X}{s}) \quad (22)$$

gdzie: $Fo = \frac{a * \tau}{s^2}$ [-] – liczba Fouriera.

Do wyznaczenia stałej C posłuży warunek (11), zgodnie z którym dla $\tau = 0$ i dowolnego x funkcja $Y = 1$. Równanie (22) przyjmuje postać [2]:

$$1 = C_1 * \cos(\phi_1 * \frac{X}{s}) + C_2 * \cos(\phi_2 * \frac{X}{s}) + \dots \quad (23)$$

Posługując się teorią szeregów Fouriera, można obliczyć wielkość C, której ogólne rozwiązanie przyjmie postać:

$$C_n = \frac{2 * \sin \phi_n}{\phi_n + \sin \phi_n * \cos \phi_n}. \quad (24)$$

Ostateczne równanie, spełniające warunki brzegowe typu c (11)-(15) i będące rozwiązaniem zasadniczego równania Fouriera (10), wygląda następująco [2, 3]:

$$Y = \frac{t(x, \tau) - t_{cz}}{t_{beton} - t_{cz}} = \sum_{n=1}^{n=\infty} C_n * e^{-Fo * \phi_n^2} * \cos(\phi_n * \frac{X}{s}) \quad (25)$$

gdzie: $t(x, \tau)$ – poszukiwana temperatura [°C],
 τ – czas ochładzania [s],
 t_{cz} – temperatura czynnika chłodniczego [°C],
 t_{beton} – początkowa temperatura betonu [°C],
 C_n – stała,
 Fo – liczba Fouriera [-],
 ϕ_n – współczynnik,
 x – miejsce w przekroju [m],
 s – połowa całkowitej grubości ściany [m].

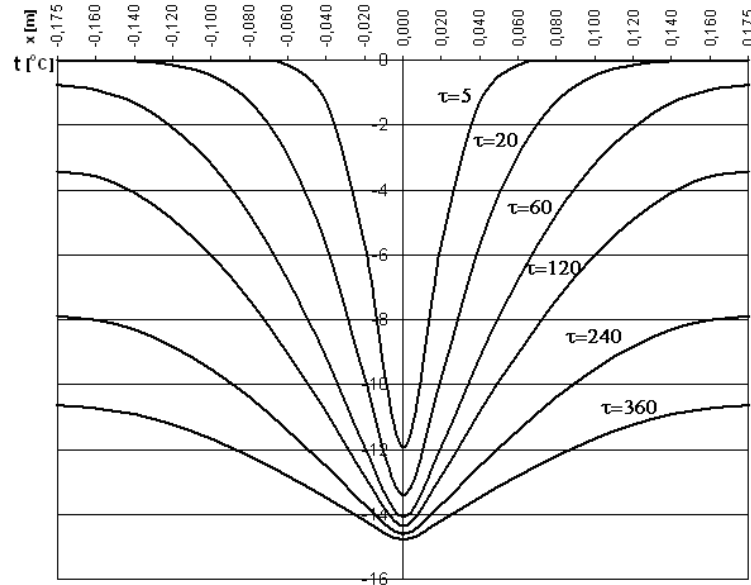
Równanie (25) uzależnia temperaturę ochładzanego akumulatora betonowego od czasu i miejsca w przekroju – $t = f(x, \tau)$. Przykładowy rozkład temperatur sporządzony za pomocą równania (25) dla elementu betonowego ($\lambda = 2,1$ W/mK, $\rho = 2300$ kg/m³, $c_p = 1$ kJ/kgK), usytuowanego na powierzchni, przedstawia wykres na rys. 1. Obliczenia wykonywane były dla całkowitej grubości $2*s = 0,35$ m, w następujących miejscach przekroju:

$x = 0; 0,02; 0,04; 0,06; 0,08; 0,1; 0,12; 0,14; 0,16; 0,175$ – oś przekroju [m].

Pozostałe wielkości przyjęte do obliczeń wynosiły odpowiednio:

$\tau = 5, 20, 60, 120, 240, 360$ min, $t_{cz} = -15^{\circ}\text{C}$, $t_{beton} = 0^{\circ}\text{C}$.

Wyniki obliczeń, przedstawione w formie graficznej na wykresie (rys. 1.), pokazują jak w czasie τ zmieniała się temperatura t ochładzanego akumulatora betonowego w poszczególnych punktach jego przekroju x .



Rys. 1. Graficzne przedstawienie rozkładu temperatur w chłodzonym od wewnątrz akumulatorze betonowym

Ochładzanie akumulatora skutkuje pobraniem od niego energii. Do określenia, jaką ilość ciepła niskotemperaturowego możemy uzyskać w tym procesie, potrzebne jest obliczenie jego średniej temperatury w danym momencie – $t_{sr} = f(\tau)$. Służy do tego następujący wzór [3]:

$$t_{sr}(\tau) = \frac{t_{sr}(\tau) - t_{cz}}{t_{beton} - t_{cz}} = \sum_{n=1}^{\infty} B_n * e^{-Fo * \phi_n^2} \quad [^{\circ}\text{C}] \quad (26)$$

gdzie: $t_{sr}(\tau)$ – poszukiwana temperatura średnia akumulatora w danej chwili czasu [$^{\circ}\text{C}$],

t_{cz} – temperatura czynnika chłodniczego [°C],
 t_{beton} – początkowa temperatura betonu [°C],
 Fo – liczba Fouriera [-],
 ϕ_n – współczynnik,

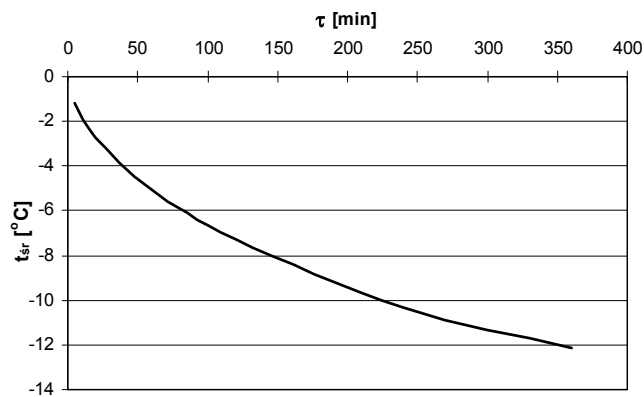
$$B_n = \frac{2 * Bi^2}{\phi_n^2 * (Bi^2 + Bi + \phi_n^2)} - \text{współczynnik,}$$

gdzie: Bi – liczba Biota [-].

Wartości średnich temperatur akumulatora $t_{sr}(\tau)$ otrzymane w obliczeniach zostały przedstawione w tab. 1. oraz na rys. 2.

Tabela.1. Wartości średnich temperatur akumulatora betonowego i ilości ciepła pobranego w procesie ochładzania dla okresów obliczeniowych

$ \tau $ [min]	5	20	60	120	240	360
$ t_{sr}(\tau) $	-1,21521	-2,77581	-5,10139	-7,38187	-10,37958	-12,19223
$ \Delta Q_j $ [kW/m ³]	9,08	5,26	3,24	2,35	1,65	1,29



Rys. 2. Rozkład średnich temperatur w akumulatorze betonowym w zależności od czasu ochładzania

Podany wykres pokazuje, iż średnia temperatura akumulatora t_{sr} maleje wraz ze wzrostem czasu ochładzania τ i zbliża się do wartości temperatury czynnika chłodniczego t_{cz} . Znając wartość $t_{sr}(\tau)$, można określić najbardziej interesującą z praktycznego punktu widzenia wielkość, tj. ilość ciepła pobranego w procesie ochładzania. Wyznacza się ją według następującego wzoru [3]:

$$\Delta Q = \frac{c_p * \rho * [t_{sr}(\tau) - t_{beton}]}{\tau} \quad [\text{kW/m}^3] \quad (27)$$

gdzie: ΔQ_j – ilość ciepła uzyskana w procesie ochładzania akumulatora $[\text{kW/m}^3]$,

$t_{sr}(\tau)$ – temperatura średnia akumulatora $[\text{°C}]$,

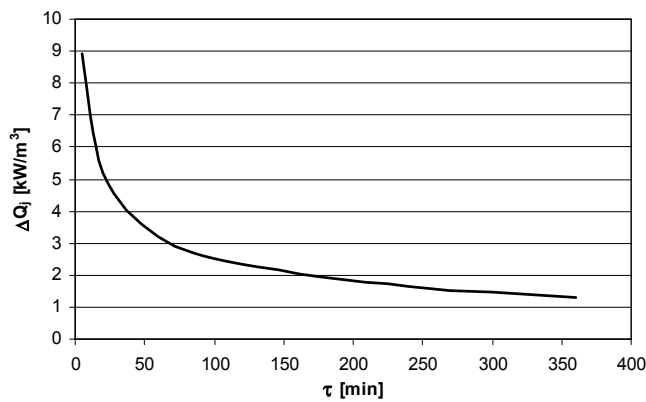
t_{beton} – początkowa temperatura betonu $[\text{°C}]$,

τ – czas ochładzania $[\text{s}]$,

$\rho = 2300 \text{ kg/m}^3$ – gęstość betonu,

$c_p = 1 \text{ kJ/kgK}$ – ciepło właściwe betonu.

Otrzymane w obliczeniach wartości ciepła ΔQ_j , odpowiadające poszczególnym temperaturom średnim $t_{sr}(\tau)$ i czasom ochładzania τ , zamieszczono w tab. 1.



Rys. 3. Ilości ciepła otrzymywane podczas ochładzania akumulatora betonowego w zależności od długości procesu

Jak widać na powyższym wykresie, wartość ciepła ΔQ_j maleje wraz z upływem czasu τ . Jest to konsekwencją zmniejszania się intensywności procesu w wyniku coraz mniejszej różnicy temperatur pomiędzy czynnikiem chłodniczym a akumulatorem.

3. Podsumowanie

Podana w artykule analiza daje solidne podstawy do tego, aby traktować beton jako praktyczne i efektywne źródło ciepła niskotemperaturowego, wykorzystywanego w systemach zaopatrzenia w ciepło i ciepłą wodę użytkową. Jest on dostępnym i tanim materiałem, którego powszechnie wykorzystywane właściwości wytrzymałościowe idą w parze z bardzo dobrymi parametrami fizycznymi, mającymi kluczowe znaczenie w procesie magazynowania ciepła. Ponad-

to w praktyce możliwe są do przeprowadzenia obliczenia (nie uwzględniające efektywności procesu wymiany ciepła między akumulatorem a nośnikiem ciepła), określające jego zachowanie termiczne oraz ilości ciepła możliwe do uzyskania podczas pobierania energii.

LITERATURA

- [1] Heidemann W., Halne E., *Numerische Untersuchung des thermischen Verhaltens einer Speicherwand als Wärmequelle für eine Wärmepumpe*, The 9th International Conference of Air Conditioning. District heating. Szklarska Poręba 04-08.06.1998, mat. konf. Edition PZiTS, nr 756, Wrocław 1998.
- [2] Hobler T., *Inżynieria chemiczna*, WNT, Warszawa 1979.
- [3] Łykow A.W., *Tieorija tiełoprowodnosti*, Nauka, Moskwa 1967.

CONCRETE ACCUMULATORS OF LOW TEMPERATURE ENERGY IN HEAT AND WARM WATER SUPPLY SYSTEMS

S u m m a r y

This paper contains the analysis of the usage possibilities of concrete accumulators of low temperature energy in heat and warm water supply systems. The paper also describes the analytic solutions of temperatures distribution and defines heat amounts possible to receive as a result of the cooling process of concrete accumulators of energy.

Wpłynęło do Oficyny Wydawniczej w maju 2007 r.

Bartosz SAŁACIŃSKI

Vyacheslav PISAREV

Politechnika Rzeszowska

OCENA MOŻLIWOŚCI WYKORZYSTANIA BETONOWYCH AKUMULATORÓW ENERGII NISKOTEMPERATUROWEJ W UKŁADACH Z POMPAMI CIEPŁA

W pracy dokonano porównania właściwości fizycznych najczęściej stosowanych źródeł ciepła niskotemperaturowego, charakteryzujących ich zdolności akumulacyjne. Przedstawiono i oceniono możliwości wykorzystania betonu jako akumulatora energii.

1. Wstęp

Pompy ciepła są urządzeniami, które pozwalają przy stosunkowo niewielkim wkładzie energii napędzającej sprężarkę (np. elektrycznej lub pozyskanej ze spalania gazu bądź benzyny) uzyskać energię cieplną, mogącą swobodnie służyć do praktycznego wykorzystania w instalacjach centralnego ogrzewania, przygotowania ciepłej wody użytkowej czy wentylacji. Do prawidłowego funkcjonowania pompy ciepła niezbędne jest połączenie instalacji z dolnym źródłem ciepła niskotemperaturowego. Źródłami tymi mogą być: woda (najczęściej gruntuwa), grunt i powietrze. Każde z nich charakteryzuje się różnorodnymi wartościami parametrów fizycznych. Rozpatrując je pod kątem magazynowania energii, stwierdzamy, że najważniejszymi parametrami będą:

- ciepło właściwe c_p [kJ/kgK] – ciepło, które jest potrzebne do ogrzania masy jednostkowej (1 kg) danego materiału o 1 K,
- współczynnik przewodzenia ciepła λ [W/mK] – wyraża ilość ciepła, która przepływa przez jednostkę przekroju materiału w jednostce czasu przy jednostkowym spadku temperatury na drodze jednostki grubości warstwy. Innymi słowy, jest to współczynnik wyrażający zdolność materiału do przewodzenia ciepła,
- gęstość ρ [kg/m³] – określa masę jednostkowej objętości materiału.

Przykładowe wartości podanych parametrów dla wymienionych akumulatorów ciepła są następujące:

- woda o temperaturze 0°C

$$c_{p_woda} = 4,19 \text{ kJ/kgK}, \quad \lambda_{woda} = 0,432 \text{ W/mK}, \quad \rho_{woda} = 1000 \text{ kg/m}^3,$$

- grunt

$$c_p = 0,84 \text{ kJ/kgK}, \text{ (piasek), [1],}$$

$$\text{wg [2] przyjmuje się wartość: } 400\div 700 \text{ kWh/m}^3\text{K},$$

$$\lambda = 1,16 \text{ W/mK}, \text{ (piasek suchy)}, \quad \lambda = 2,33 \text{ W/mK}, \text{ (grunt gliniasty), [3],}$$

$$\rho = 1600 \text{ kg/m}^3 \text{ (piasek),}$$

- powietrze suche o temperaturze 0°C, [4]

$$c_{p_powietrze} = 1,05 \text{ kJ/kgK}, \quad \lambda_{powietrze} = 0,0243 \text{ W/mK}, \quad \rho_{powietrze} = 1,293 \text{ kg/m}^3.$$

Podanych wielkości nie można traktować jako stałych, gdyż zmieniają się wraz ze zmianą temperatury (woda, grunt, powietrze), wilgotności (grunt, powietrze) oraz rodzaju nośnika (grunt gliniasty, piaszczysty itp.). Zostały one przedstawione w celu pokazania rzędu wielkości wartości poszczególnych parametrów dla najczęściej stosowanych, tzw. dolnych źródeł ciepła. Woda, grunt i powietrze są akumulatorami energii niskotemperaturowej, energii, która trafia do nich bezpośrednio lub pośrednio poprzez promieniowanie słoneczne. Roczne całkowite promieniowanie na terenie Polski waha się w granicach $I = 950\text{--}1150 \text{ kWh/m}^2\text{rok}$ [5, 6]. W skład tej wartości wchodzi zarówno promieniowanie bezpośrednio padające na powierzchnię, jak i to, które jest przez nią odbite bądź rozproszone przy przejściu przez atmosferę.

2. Beton jako akumulator energii

Dobry akumulator powinien magazynować jak najwięcej energii ze środowiska i oddawać ją w zależności od potrzeb do dalszej części układu grzewczego (w omawianym przypadku do parownika pompy ciepła). Proces ten odbywa się np. za pośrednictwem niskotemperaturowego czynnika chłodniczego lub nośnika ciepła, który krążąc w rurach umieszczonych bezpośrednio w akumulatorze odbiera od niego ciepło. Określenie „dobry akumulator” jest jednak względne i zależy od punktu widzenia. Załóżmy jednak, że w tym przypadku „dobrym akumulatorem” będziemy nazywać taki, który przy najmniejszych wymiarach okaże się najbardziej wydajny, tj. będzie z niego można pobrać najwięcej energii. W tym celu przeprowadźmy proste obliczenia sprawdzające, ile

ciepła możemy uzyskać (pomijając efektywność procesu wymiany ciepła między akumulatorem i nośnikiem płynącym w rurach) z ochłodzenia o $\Delta t = 1^\circ\text{C}$ jednostki objętości $V = 1 \text{ m}^3$ trzech wspomnianych wcześniej akumulatorów:

- woda o temp. 0°C :

$$Q_{\text{woda}} = c_p \cdot \rho \cdot V \cdot \Delta t = 4,19 \cdot 1000 \cdot 1 \cdot 1 = 4190 \text{ kJ} \quad (1)$$

- grunt (piasek suchy):

$$Q_{\text{grunt}} = c_p \cdot \rho \cdot V \cdot \Delta t = 0,84 \cdot 1600 \cdot 1 \cdot 1 = 1344 \text{ kJ} \quad (2)$$

- powietrze suche o temp. 0°C :

$$Q_{\text{powietrze}} = c_p \cdot \rho \cdot V \cdot \Delta t = 1,05 \cdot 1,293 \cdot 1 \cdot 1 = 1,357 \text{ kJ}. \quad (3)$$

Jak widać na przykładzie powyższych wartości, „najlepszym akumulatorem”, za sprawą wysokiej wartości ciepła właściwego, okazuje się być woda, z której 1 m^3 jesteśmy w stanie pobrać ponad trzykrotnie więcej energii niż z tej samej objętości gruntu oraz ponad trzy tysiące razy więcej niż z jednostkowej objętości powietrza. Trudno jest jednak wykorzystać tę zaletę bezpośrednio w praktyce. Akumulator wodny musiałby być swego rodzaju zbiornikiem o wymiarach od kilku do kilkudziesięciu (a w przypadku większych obiektów nawet kilkunastu) m^3 , znajdującym się obok budowli, która ma być zaopatrywana w ciepło. Zbiornik tego typu musiałby również być odpowiednio izolowany po to, aby w zimie woda nie zamieniła się w lód, co groziłoby jego zniszczeniem, a także skupiać odpowiednią ilość promieniowania słonecznego, dzięki któremu temperatura wody byłaby utrzymywana na wymaganym poziomie. Z praktycznego punktu widzenia korzystniejszym układem jest naturalne podziemne skupisko wody gruntowej, które stanowi bardzo dobre, całoroczne dolne źródło ciepła. Wykorzystywane jest tu bowiem połączenie zalet dwóch akumulatorów, tj. gruntu i wody. W praktyce przyjmuje się, że grunt od pewnej głębokości (ponad 5-10 m) ma w ciągu roku stałą średnią temperaturę równą w przybliżeniu średniej rocznej temperaturze powietrza t_{sr_r} , wynoszącej ok. $t_{\text{sr}_r} = 7-9^\circ\text{C}$ [7], (w zależności od temperatur panujących na powierzchni), stanowi więc doskonałą izolację dla wód zalegających pod ziemią, których temperatura ustala się na podobnym poziomie. Podczas projektowania systemu grzewczego z pompą ciepła nie można jednak za każdym razem uzależniać jej pracy od występowania wód gruntowych, które nie zawsze są obecne. Można jednak dojść do wniosku, że korzystne jest połączenie dwóch akumulatorów ciepła, z których jeden (w tym wypadku grunt) spełnia rolę warstwy akumulacyjno-izolacyjnej, a drugi stanowi właściwe niskotemperaturowe źródło ciepła dla pompy. Chcąc zastąpić

w tej drugiej roli wodę, dobrze byłoby znaleźć akumulator przynajmniej w połowie tak dobry jak ona. Patrząc na równania (1), (2) i (3), widać, że ilość ciepła uzyskiwana z 1 m³ poszczególnych akumulatorów jest wprost proporcjonalna nie tylko do ich ciepła właściwego, ale również do gęstości. Biorąc zatem pod uwagę zarówno względy praktyczne, jak i konieczność współwystępowania obydwu akumulatorów obok siebie, idealnym połączeniem wydaje się być grunt i beton. Każdy budynek niezależnie od swojego przeznaczenia i wielkości musi posiadać fundamenty, które zawsze są wykonywane z żelbetu w formie ław, stóp, pali bądź płyty. Grunt i beton występują zatem razem niemalże na każdym kroku. Ponadto beton stosowany do wykonywania elementów konstrukcyjnych betonowych i żelbetowych jest tzw. betonem zwykłym, który charakteryzuje się korzystnymi z punktu widzenia akumulacyjności właściwościami fizycznymi:

- beton zwykły [8]

$$c_{p_beton} = 1 \text{ kJ/kgK}, \lambda_{beton} = 2,1 \text{ W/mK}, \rho_{beton} = 2200\div 2600 \text{ kg/m}^3.$$

Jak widać, pomimo niedużej wartości ciepła właściwego, ochładzając $V = 1 \text{ m}^3$ betonu o $\Delta t = 1^\circ\text{C}$, można z niego odebrać znaczną ilość ciepła na poziomie:

$$Q_{beton} = c_p \cdot \rho \cdot V \cdot \Delta t = 1 \cdot (2200\div 2600) \cdot 1 \cdot 1 = 2200\div 2600 \text{ kJ} \quad (4)$$

Do przeanalizowania pozostała jeszcze jedna, wcześniej wymieniona wielkość, a mianowicie współczynnik przewodzenia ciepła λ . Jest on tym większy, im większa jest gęstość i zawartość wilgoci danej substancji. Trudno jest jednoznacznie określić jego optymalną wartość dla materiału, który ma zostać wykorzystany jako akumulator. Z jednej strony mały współczynnik λ spowalnia stratę do otoczenia zakumulowanego ciepła, przyczynia się jednak do wzrostu czasu pobierania energii. Wysoka wartość λ zmniejsza natomiast czas potrzebny do naładowania i pobrania ciepła z akumulatora, lecz przyspiesza jego rozładowywanie. Rozpatrywany beton (zwykły) charakteryzuje się dużą gęstością, a zawartość wilgoci może w nim wynosić od 0 do 25% [9]. Konsekwencją tego są jego znikome właściwości izolacyjne [9]. W praktyce oznacza to, że ciepło przewodzone przez beton nie będzie napotykać na znaczny opór. Zdolność przewodzenia ciepła rozpatrywanych materiałów można scharakteryzować przez określenie wielkości τ (czas porównawczy przewodzenia ciepła [s]), posługując się przekształconym równaniem Fouriera [10]:

$$\tau = \frac{Q_p \cdot s}{\lambda \cdot F \cdot \Delta t} \text{ [s]} \quad (5)$$

gdzie: Q_p – ilość przewodzonego ciepła [kJ],

λ – współczynnik przewodzenia ciepła [kW/mK],

$\Delta t = t_1 - t_2$ – różnica temperatur po obydwu stronach materiału (woda, grunt itd.), [K],

s – droga przewodzenia [m],

F – powierzchnia przekroju, przez którą jest przewodzone ciepło [m²].

Za pomocą podanego równania poszczególne akumulatory zostały scharakteryzowane pod kątem czasu przewodzenia ciepła. Obliczenia wykonano dla bryły o wymiarach 1 m * 1 m * 1 m = 1 m³, każdego z rozpatrywanych materiałów (rys. 1.), która występuje w roli przegrody pomiędzy środowiskami o różnych temperaturach. Zakładana, przewodzona ilość ciepła wynosi $Q_p = 1$ kJ, a średnia różnica temperatur po obydwu stronach akumulatora to $\Delta t = 1$ K:

- woda o temp. 0°C:

$$\tau = \frac{1 * 1}{0,000432 * 1 * 1} = 2315 \text{ s} = 39,6 \text{ min} \quad (6)$$

- grunt (piasek suchy):

$$\tau = \frac{1 * 1}{0,00116 * 1 * 1} = 862 \text{ s} = 14,4 \text{ min} \quad (7)$$

- powietrze suche o temp. 0°C:

$$\tau = \frac{1 * 1}{0,0000243 * 1 * 1} = 41152 \text{ s} = 685,9 \text{ min} \quad (8)$$

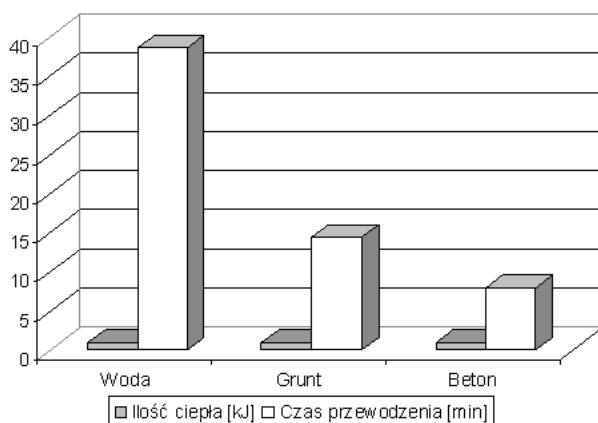
- beton zwykły:

$$\tau = \frac{1 * 1}{0,0021 * 1 * 1} = 476 \text{ s} = 8 \text{ min} \quad (9)$$

Zależność pomiędzy czasem przewodzenia a ilością przewodzonego ciepła dla $V = 1$ m³ wody, gruntu i betonu przy średniej różnicy temperatur po obydwu stronach akumulatorów równej $\Delta t = 1$ K została przedstawiona na wykresie (rys. 1.). Z uwagi na odbiegającą znacznie od reszty wartość τ dla powietrza, zostało ono na nim pominięte.

Z podanych obliczeń wynika, że najlepszą efektywnością w tym przypadku, rozumianą jako stosunek ilości przewodzonego ciepła do czasu przewodzenia, charakteryzuje się beton. Ciepło jest przez niego przewodzone prawie 5 razy

szybciej niż przez wodę oraz prawie 2 razy szybciej niż przez grunt. Głównym zadaniem akumulatora energii jest oczywiście jej magazynowanie, jednak wysoka zdolność przewodzenia ciepła nie jest, jak się okazuje, bez znaczenia, gdyż dzięki niej jesteśmy w stanie między innymi skrócić czas pozyskania ciepła, a więc zwiększyć ilość otrzymywanych kilowatów. Współczynnik λ betonu sprzyja zatem jego zastosowaniu jako akumulatora. Biorąc pod uwagę dotychczas wykazane korzystne właściwości tego materiału, dalszej analizie zostanie poddany właśnie on.



Rys. 1. Wykres zależności pomiędzy czasem przewodzenia i ciepłem przewodonym przez rozpatrywane akumulatory

Ze względów praktycznych można rozważyć dwa przypadki umiejscowienia akumulatora betonowego. W pierwszym, już wspomnianym, może on być położony jako fundament w gruncie, spełniającym rolę warstwy akumulacyjno-izolacyjnej. W drugim natomiast mógłby występować na powierzchni w formie np. ściany garażu, kolumny bądź muru. W obydwu przypadkach pod uwagę należy wziąć również właściwości fizyczne otoczenia, w którym znajduje się akumulator, od nich bowiem będzie zależeć przebieg procesów magazynowania energii i powrotu do temperatury zbliżonej do pierwotnej. W zależności od wariantu drugi z nich może przebiegać na drodze przewodzenia (fundament) bądź przenikania (ściana), w sposób mniej intensywny niż odbieranie ciepła, które w obydwu przypadkach odbywa się za pomocą konwekcji wymuszonej.

Umieszczenie akumulatora betonowego w gruncie, który często sam jest stosowany jako dolne źródło ciepła, sprawi, że znajdzie się on w otoczeniu o bardzo dobrych parametrach akumulacyjno-izolacyjnych. Z wykresu (rys. 1.) wynika również, że grunt charakteryzuje się w miarę korzystnymi właściwościami przewodzenia. Zapewni on zatem akumulatorowi betonowemu dogodne warunki do odzysku utraconej w wyniku poboru przez instalację pompy ciepła energii. Należy również zwrócić uwagę na fakt, że piasek suchy (a taki grunt był

brany pod uwagę we wcześniejszych obliczeniach) charakteryzuje się jednym z gorszych właściwościami przewodzenia ciepła. Choć pod względem nośności jest to podłoże najlepsze z możliwych, w praktyce częściej można spotkać się z gruntem zawierającym pewien procent wilgoci. Przyczynia się ona do zmniejszenia właściwości nośnych, powodując jednocześnie, że wymiana ciepła między akumulatorami będzie przebiegać intensywniej. Współczynniki przewodzenia ciepła dla niektórych rodzajów gruntów przedstawia tab. 1. [3].

Tabela 1. Współczynnik przewodzenia ciepła gruntów, na podstawie [3]

Rodzaj gruntu	λ_g [W/mK]
Grunt gliniasty	2,33
Grunt piaszczysty	1,16
Piasek o wilgotności 20%	1,33
Piasek nasycony wodą	1,88
Piasek morski o wilgotności 20%	1,76
Grunt wilgotny	2,10
Grunt średnio wilgotny	1,40

Obecnie ewentualne występowanie dużej wilgotności podłoża w jego płytszych partiach nie stanowi problemu budowlanego. W tego typu sytuacjach obiekt posadawia się na fundamentach palowych, wbijanych na głębokość od kilku do kilkunastu metrów w głąb ziemi. Mogą one również być z powodzeniem używane jako akumulatory ciepła niskotemperaturowego. Niewątpliwą zaletą gruntu, która jest wykorzystywana często w układach grzewczych współpracujących z pompami ciepła, jest stabilność temperaturowa. W zależności od rocznej amplitudy temperatur na powierzchni, wartość średniej temperatury w kolejnych warstwach gruntu pozostaje niezmienna i jest równa w przybliżeniu średniej rocznej temperaturze powietrza [7], przy czym na przestrzeni 1÷10 m wraz ze wzrostem głębokości odchylenia od wartości średniej jest coraz mniejsza. Rozkład temperatur w gruncie do głębokości około 10 m można opisać następującym równaniem [5]:

$$\Delta T_{zx} = \Delta T_{zp} * \exp\left(-\sqrt{\frac{\omega}{2 * a}} * x\right) * \cos\left(\omega * t - \sqrt{\frac{\omega}{2 * a}} * x\right) \text{ [}^\circ\text{C]} \quad (10)$$

gdzie: ΔT_{zp} – amplituda temperatur na powierzchni gruntu [$^\circ\text{C}$],
 $a = 0,26 * 10^{-6} \div 0,46 * 10^{-6}$ m²/s – dyfuzyjność cieplna gruntu,
 x – głębokość w gruncie [m],
 t – czas [s],
 $\omega = 2\pi/\tau_z$ – częstość [1/s],
 τ_z – okres zmian [s].

Aby określić jakich średnich temperatur w przeciągu roku można się spodziewać na głębokości posadowienia fundamentowego akumulatora betonowego (w formie stopy lub ławy fundamentowej), tj. $x = 0,8 \div 1,2$ m, za pomocą wzoru (10) zostały wykonane obliczenia rozkładu temperatur w gruncie dla danych Rzeszowa. Były one prowadzone do momentu uzyskania minimalnych rocznych wahań temperatury w gruncie. W tab. 2. przedstawiono średnie miesięczne temperatury powietrza dla poszczególnych miesięcy [11].

Tabela 2. Rozkład średnich miesięcznych temperatur powietrza dla Rzeszowa

Miesiąc	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
Temperatura średnia [°C]	-4,3	-2,8	0,9	7,9	15,5	16,9	18,8	17,9	13,9	8,1	3,2	-0,8

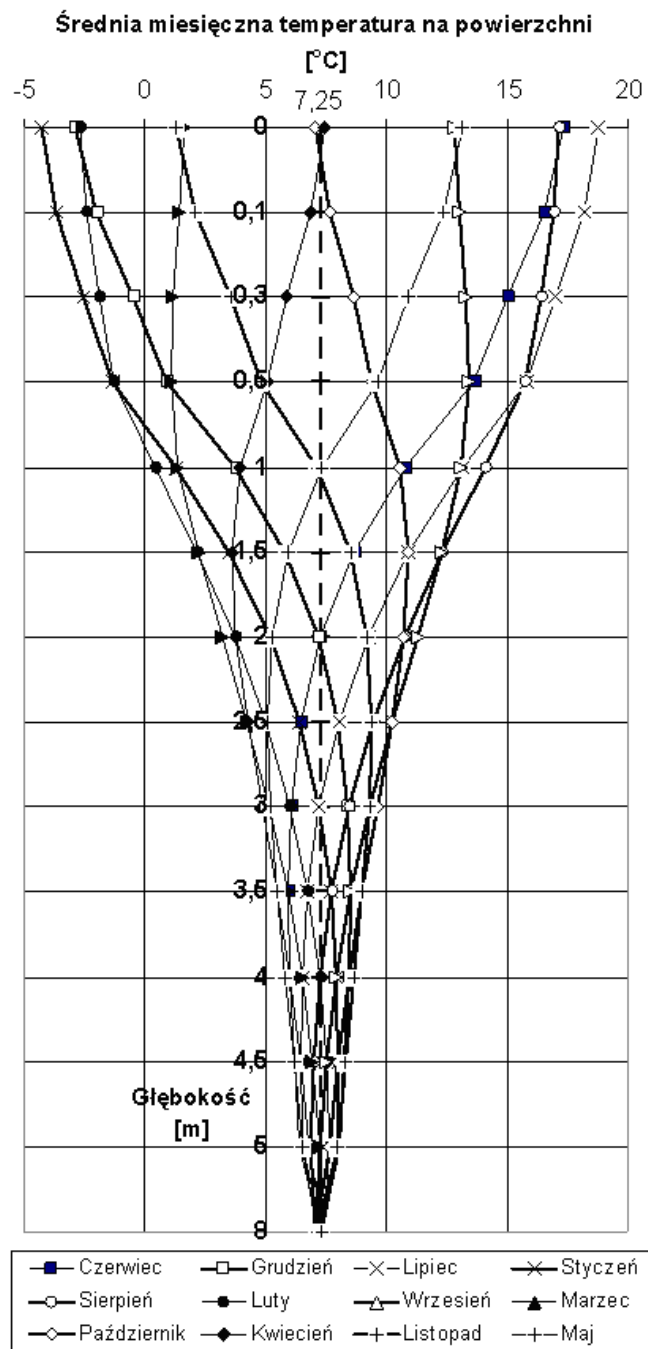
Na podstawie podanych wartości widać, że skrajne średniomiesięczne temperatury powietrza występują w styczniu $t_{\text{styczeń}} = -4,3^{\circ}\text{C}$ i lipcu $t_{\text{lipiec}} = 18,8^{\circ}\text{C}$. Średnią roczną wartość temperatury panującej na powierzchni t_{sr_r} można obliczyć w następujący sposób [5]:

$$t_{\text{sr}_r} = t_{\text{styczeń}} + \frac{\Delta T_{\text{zp}}}{2} = \frac{t_{\text{styczeń}} + t_{\text{lipiec}}}{2} = \frac{18,8 - (-4,3)}{2} = -4,3 + 11,55 = 7,25^{\circ}\text{C} \quad (11)$$

Ponadto przyjęto, że okres zmian τ wynosi rok, a czas t miesiąc. Dyfuzyjność gruntu została założona na poziomie $a = 0,36 \cdot 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$. Wyniki obliczeń przedstawia wykres (rys. 2.), z którego można odczytać wartości średnich temperatur panujących w gruncie dla poszczególnych miesięcy, w zależności od głębokości. Wynika z niego, że przy rocznych wahańach średnich miesięcznych temperatur na powierzchni w granicach od $-4,3$ do $18,8^{\circ}\text{C}$ stała temperatura gruntu w ciągu roku $t_{\text{sr}} \approx 7,25^{\circ}\text{C}$ będzie występować na poziomie ok. 8 m. W miarę wypłykania odchylenia od wartości średniej t_{sr} są coraz większe. Wykres pokazuje jednak, że na interesującej nas głębokości posadowienia fundamentu, równej ok. 1 m, minimalna temperatura w ciągu całego roku nie spada poniżej 0°C .

Wnioski

Podana ocena możliwości wykorzystania betonowych akumulatorów energii niskotemperaturowej pokazuje, że ich współpraca z pompami ciepła mogłaby przynieść dobre rezultaty zarówno z energetycznego, jak i praktycznego punktu widzenia. Okazuje się bowiem, że beton w porównaniu z innymi materiałami



Rys. 2. Rozkład rocznych średnich temperatur w gruncie dla Rzeszowa wykonany za pomocą wzoru (10)

charakteryzuje się bardzo dobrymi parametrami akumulacyjnymi, takimi jak gęstość, ciepło właściwe i współczynnik przewodzenia ciepła. Ponadto jest podstawowym, powszechnie dostępnym i tanim materiałem budowlanym, który zawsze występuje w otoczeniu docelowego miejsca pracy instalacji grzewczych (centralnego ogrzewania, przygotowania ciepłej wody użytkowej, wentylacji), tj. w różnego rodzaju obiektach. Możliwość użycia betonu jako źródła ciepła niskotemperaturowego dla pompy ciepła stanowi okazję do jednoczesnego wykorzystania jego właściwości wytrzymałościowych i akumulacyjnych. To z kolei rzuca nowe spojrzenie na ten popularnie stosowany materiał i daje podstawy do prowadzenia dalszych badań, mających na celu określenie praktycznych efektów pracy akumulatora betonowego.

LITERATURA

- [1] <http://www.polska-droga.pl/infopage.php?id=18>.
- [2] http://www.solis.pl/index.php/projektowanie_instalacji/inne_instalacje_wspolpracujace/gruntowe_akumulatory_energii_cieplnej.
- [3] Pisarev V., *Geotermia i pompy ciepła*, materiały do wykładu, niepublikowane.
- [4] <http://ocean.wsm.gdynia.pl/student/meteo1/temp1.htm>.
- [5] Szymański W., *Energia słoneczna*, materiały do wykładu, niepublikowane.
- [6] <http://www.energiaodnawialna.com.pl/index.php?page=energia&strona=10&energia=sloneczna>.
- [7] http://www.rynekinstalacyjny.com.pl/index.php?option=com_content&task=view&id=858&Itemid=135.
- [8] Heidemann W., Halne E., *Numerische Untersuchung des thermischen Verhaltens einer Speicherwand als Wärmequelle für eine Wärmepumpe*, The 9th International Conference of Air Conditioning. District heating. Szklarska Poręba 04-08.06.1998, mat. konf. Edition PZiTS, nr 756, Wrocław 1998.
- [9] Płoński W., Pogorzelski J.A., *Fizyka budowli*, Arkady, Warszawa 1979.
- [10] Hobler T., *Inżynieria chemiczna*, WNT, Warszawa 1979.
- [11] <http://www.kolektorek.pl/>.

THE ESTIMATION OF USAGE POSSIBILITIES OF CONCRETE ACCUMULATORS OF LOW TEMPERATURE ENERGY IN HEAT PUMPS SYSTEMS

S u m m a r y

The paper contains compare of physical properties of the most applied low temperature heat sources from the point view of their accumulation abilities. The usage possibilities of concrete as a low temperature energy accumulator have also been presented and estimated in the paper.

Wpłynęło do Oficyny Wydawniczej w maju 2007 r.

Barbara TCHÓRZEWSKA-CIEŚLAK

Politechnika Rzeszowska

SYSTEMATYKA STANÓW I CECH ZWIĄZANYCH Z EKSPLOATACJĄ SYSTEMU ZAOPATRZENIA W WODĘ

W pracy przedstawiono podział systemu zaopatrzenia w wodę (SZW) na podsystemy oraz przykłady zdarzeń niepożądanych, jakie mogą wystąpić w trakcie ich eksploatacji. Scharakteryzowano główne przyczyny i straty związane z występowaniem tego typu zdarzeń. Zaprezentowano także systematykę stanów eksploatacyjnych SZW oraz scharakteryzowano podstawowe cechy systemu związane z jego eksploatacją.

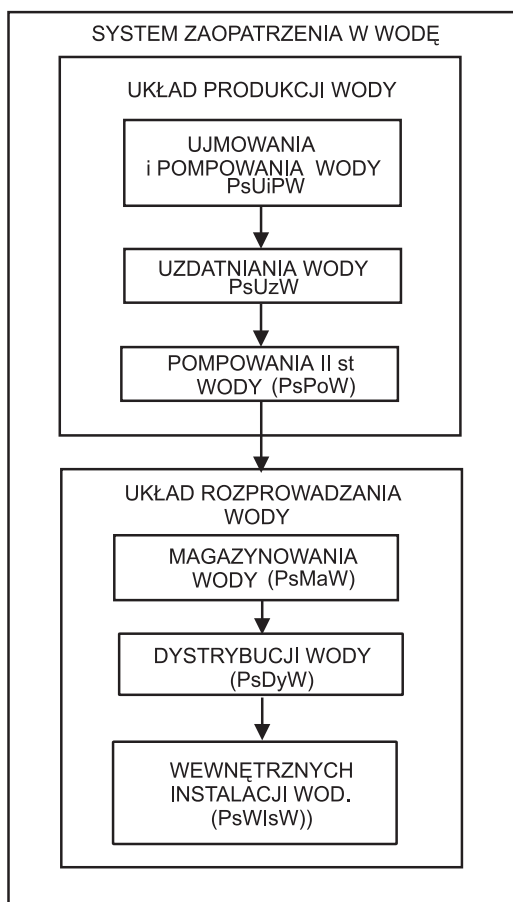
Słowa kluczowe: system zaopatrzenia w wodę, niezawodność, „bezpieczeństwo”

1. Wstęp

Z eksploatacją systemu zaopatrzenia w wodę (SZW) mamy kontakt każdego dnia, będąc konsumentami wody do spożycia. Niejednokrotnie można się przekonać o uciążliwościach związanych z zakłóceniami w jego funkcjonowaniu. Analizy niezawodności i bezpieczeństwa SZW były i są prowadzone w wielu ośrodkach naukowych w kraju i za granicą, co między innymi przedstawiono w pracach [1, 3, 4, 5, 9, 10]. W inżynierii środowiska początek badań w zakresie niezawodności sięga lat sześćdziesiątych, gdy na XXVII Konferencji Naukowo-Technicznej prof. N.N. Abramow przedstawił referat pt. *Zagadnienia niezawodności i ciągłości działania systemu wodociągowego*. Definicję niezawodności systemu inżynierskiego podał w 1973 roku profesor A. Wiczysty w pracy pt. *Problemy zaopatrzenia w wodę wielkich aglomeracji miejsko-przemysłowych*. Pojęcie bezpieczeństwa SZW wprowadził zespół autorski J. Rak, A. Wiczysty w pracy pt. *Bezpieczeństwo a niezawodność podsystemu uzdatniania wody* z roku 1991.

System zaopatrzenia w wodę posiada swoją specyfikę, a poszczególne jego podsystemy pełnią różne funkcje, jednocześnie współdziałając ze sobą, stanowią integralną całość. System zaopatrzenia w wodę składa się z następujących podsystemów: podsystemu ujmowania i pompowania wody (PsUiPW), uzdatniania wody (PsUzW), pompowania wody (PsPoW), magazynowania wody (PsMaW),

dystrybucji wody (PsDyW) i wewnętrznych instalacji wodociagowych (PsWIsW), co schematycznie przedstawiono na rys. 1.



Rys. 1. Blokowy schemat SZW

Celem pracy jest przedstawienie propozycji systematyki stanów eksploatacyjnych SZW oraz charakterystyka głównych cech związanych z funkcjonowaniem tego systemu.

2. Zdarzenia niepożądane w SZW

Obiektywną rzeczywistością w eksploatacji SZW oraz jego podsystemów jest występowanie różnego rodzaju zdarzeń niepożądanych, które mają bezpośredni wpływ na niezawodność funkcjonowania, jak i bezpieczeństwa całego

SZW. Do najczęściej występujących stanów awaryjnych w SZW można zaliczyć:

- incydentalne skażenia ujęć wody, np. skażenia chemiczne, biologiczne,
- awarie na stacjach uzdatniania wody (StUzW), np. zakłócenia w procesie technologicznym uzdatniania wody,
- awarie rurociągów tranzytowych, magistralnych i dystrybucyjnych, które mogą być przyczyną wtórnego skażenia wody w sieci wodociągowej, a także przerwy lub brak dostawy wody do odbiorców bądź spadek ciśnienia wody w sieci,
- pogorszenie się jakości wody w sieci wodociągowej w wyniku niekorzystnych warunków hydraulicznych (małe prędkości przepływu wody, stan techniczny rurociągów),
- awarie zasilania elektrycznego, co może spowodować brak możliwości eksploatacji poszczególnych podsystemów i elementów SZW, a nawet całego systemu.

Do podstawowych przyczyn występowania ww. zdarzeń należą:

- działania sił natury,
- działania celowe lub przypadkowe osób trzecich,
- wady materiałowe,
- katastrofy przemysłowe i budowlane,
- oddziaływanie środowiska gruntowo-wodnego, w tym zmiany temperatury,
- zaniechanie systemowej modernizacji SZW (np. renowacje rurociągów, wprowadzanie systemów monitoringu i nadzoru),
- błędy popełnione przez człowieka, tj. na etapie projektowania: błędy w usytuowaniu odcinków sieci wodociągowej (złe rozpoznanie warunków gruntowych, błędny wybór trasy przebiegu wodociągu, nieuwzględnienie aktywności gospodarczej podmiotów trzecich), niewłaściwy standard rozwiązań projektowych (zły dobór armatury, automatyki, ochrony antykorozyjnej, błędy w rozwiązaniach hydraulicznych); na etapie wykonawstwa: odstępstwa wykonawcze w stosunku do projektu z zakresu technologii układania rur, sposobu połączeń poszczególnych odcinków rur, nieuwzględnienia rur osłonowych dla przejść pod przeszkodami i przez nie, ochrony przeciwkorozyjnej (biernej i czynnej), niewłaściwie przeprowadzonej próby ciśnieniowej; na etapie eksploatacji: brak całodobowej linii telefonicznej spełniającej rolę pogotowia wodociągowego, niewłaściwe procedury eksploatacyjne, brak monitoringu pracy sieci wodociągowej, nieuwzględnienie scenariuszy awaryjnego zaopatrzenia w wodę, niespójny system osłonowo-ostrzegawczy jakości wody.

Skutki (Sk) związane z wystąpieniem zdarzeń niepożądanych w SZW można podzielić na:

- Skutki finansowe (C) poniesione przez przedsiębiorstwa wodociągowe związane bezpośrednio z przerwami lub brakiem dostawy wody, koszty przywrócenia SZW do prawidłowej eksploatacji (usuwanie awarii, dezynfekcja sieci, odszkodowania) itp.
- Skutki społeczne, higieniczno-sanitarne (S), możliwość utraty zdrowia lub życia konsumentów wody, utrudnienia higieniczno-sanitarne, straty środowiskowe.

W tabeli 1. przedstawiono przykłady wystąpienia zdarzeń niepożądanych dla poszczególnych podsystemów.

Tabela 1. Przykłady zdarzeń niepożądanych w eksploatacji SZW

Podsystem	Zdarzenie niepożądane w SZW	System zabezpieczeń	Wtórne zdarzenie niepożądane	Możliwe skutki	
				C	S
PsUiPW	Incydentalne skażenie źródła wody	Stacja osłonowo-ostrzegawcza	Skażona woda dostała się do stacji uzdatniania wody (StUzW)	Koszty związane z koniecznością uruchomienia alternatywnego systemu uzdatniania wody	Spadek zaufania konsumentów do firmy wodociągowej
PsUzW	Awaria w ciągu technologicznym StUzW	Równoległe (awaryjne) ciągi technologiczne	Skażona woda dostała się do systemu dystrybucji, zmniejszenie produkcji	Koszty związane z koniecznością dezynfekcji sieci, usunięciem awarii	Możliwość utraty zdrowia konsumentów wody
PsPoW	Awaria pompy lub zespołu pompowego, awaria zasilania elektrycznego	Pompa rezerwowa, rezerwowe źródło zasilania	Spadek ciśnienia w sieci wodociągowej	Koszty związane z usunięciem awarii	Niepokój konsumentów związany z krótką przerwą w dostawie wody
PsDyW	Awaria sieci rozdzielczej lub sieci magistralnej	Monitoring sieci, ciągły pomiar ciśnienia i natężenia przepływu w wybranych punktach sieci wodociągowej	Przerwa w dostawie wody do miasta (ok. 1 dnia) lub brak dostawy wody dla konsumentów mieszkających w pobliżu awarii lub wtórne skażenia sieci wodociągowej	Koszty związane z przerwami dostawy wody, koniecznością zaopatrzenia ludności w wodę z innych źródeł oraz wynikłe ze strat uzdatnionej wody	Utrudnienia higieniczno-sanitarne oraz bytowe konsumentów wody

3. Główne stany i cechy w eksploatacji systemu zaopatrzenia w wodę

3.1 Stany SZW

Wyróżnienie stanów eksploatacyjnych SZW, związanych z jego niezawodnością było przedmiotem wielu rozważań przedstawionych między innymi w publikacjach [1, 3, 8, 10]. Jest to bardzo ważne zagadnienie, ponieważ prawidłowe zdefiniowanie tych stanów ma istotny wpływ na dalszą analizę niezawodności SZW. Zaproponowano nową systematykę w tym zakresie, która definiuje następujące stany eksploatacyjne SZW:

- Stan zdatności (SZ)

Charakteryzuje się brakiem uszkodzeń (awarii, zdarzeń niepożądanych), system wykonuje swoje zadanie zgodnie z obowiązującymi unormowaniami prawnymi i oczekiwaniami konsumentów wody w zakresie jakości i ilości wody do spożycia (nominalna wydajność produkcji wody $Q_{dmax} = 100\%$).

- Stan częściowej zdatności (SCzZ)

Charakteryzuje się występowaniem tolerowanych uszkodzeń w tolerowanej liczbie, nieprzekraczalnym stanem dopuszczalnym ($Q_{dmax} = 75\%$), brakiem istotnych strat, istnieją natomiast przesłanki do eskalacji uszkodzeń (powstania tzw. efektu domina), [7].

- Stan częściowej niezdatności (SCzN)

Charakteryzuje się występowaniem nielicznych, nietolerowanych awarii, osiągnięty jest pewien stan graniczny ($Q_{dmax} = 50\%$), system działa niepoprawnie, wypełnia swoje funkcje w ograniczonym zakresie, występują straty finansowe.

- Stan krytycznej niezdatności (SKN)

Charakteryzuje się występowaniem nietolerowanych awarii, które powodują, że zostaje przekroczony pewien stan graniczny ($Q_n = 25\%$), system działa niepoprawnie lub w ogóle przestaje działać, występują znaczące straty zarówno finansowe, jak i społeczne.

- Stan całkowitej niezdatności (SCN)

Charakteryzuje się tym, że system nie jest w stanie wypełniać przynależnych mu funkcji, charakteryzuje go brak dostawy wody do odbiorców, a występujące straty finansowe i społeczne są bardzo znaczące.

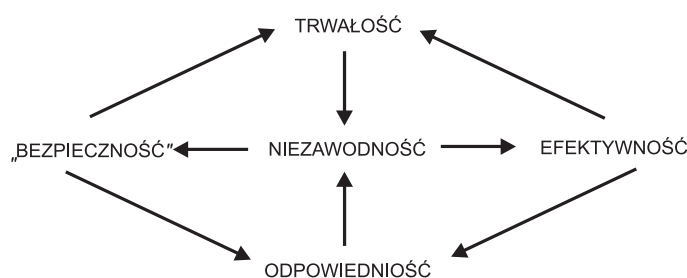
3.2 Wybrane cechy SZW

Bardzo ważne w analizie eksploatacji SZW jest również określenie charakterystycznych cech oraz właściwości, które w sposób precyzyjny opisują jego funkcjonowanie. Do podstawowych cech związanych z eksploatacją SZW zalicza się:

- Niezawodność (ang. dependability) – jest cechą systemu opisującą jego zdolność do wykonywania przynależnych mu funkcji, tj. dostarczeniem do odbiorców wody w wymaganej ilości, pod odpowiednim ciśnieniem, o parametrach jakościowych zgodnych z obowiązującym normatywem i o akceptowalnej cenie, w dowolnej chwili czasu i w danych warunkach eksploatacyjnych. Niezawodność jest charakteryzowana za pomocą tzw. wskaźników niezawodności oraz może być opisana za pomocą trzech pojęć, takich jak:
 - „nieuszkodzalność” (ang. reliability) – zdolność SZW do bezuszkodzeniowego (bezawaryjnego) funkcjonowania, zgodnie z jego przeznaczeniem, w dowolnej chwili czasu i w danych warunkach eksploatacji,
 - nadmiarowość (ang. redundancy) – łączna cecha SZW opisująca rezerwowanie systemu, które umożliwia funkcjonowanie systemu w stanach awaryjnych (np. rezerwowanie pomp, rezerwowe ujęcia wody czy ciągi technologiczne w StUzW itp.),
 - gotowość (ang. availability) – to cecha SZW opisująca jego dyspozycyjność, zdolność do funkcjonowania w wymaganym stanie technicznym.
- Trwałość (ang. durability) – jest cechą systemu lub jego poszczególnych podsystemów bądź elementów charakteryzowaną granicznym czasem użytkowania (np. czas użytkowania pomp, wiek rurociągów), po przekroczeniu którego należy wykonać gruntowny remont lub modernizację.
- Efektywność (ang. effectiveness) – zdolność systemu do ekonomicznego wykonywania przynależnych mu funkcji.
- Bezpieczeństwo („bezpieczność”, ang. safety) – zdolność systemu do bezpiecznego wykonywania swoich funkcji w danym środowisku. Miarą bezpieczeństwa jest prawdopodobieństwo niewystąpienia skutków katastroficznych (utrata zdrowia lub życia ludzi, poważne straty materialne czy straty w środowisku naturalnym), [2, 6]. Nowa nomenklatura w tym zakresie wprowadza pojęcie „bezpieczność”, które jest określane jako łączna cecha opisująca jego przysposobienie do unikania zagrożeń i narażeń. „Bezpieczność” jest opisywana zbiorem pięciu pojęć [8], do których należą:
 - „ochronialność” („bezpieczność” bierna) – to cecha systemu opisująca jego przysposobienie do ochrony operatora i użytkowników (konsumentów wody) przed skutkami zewnętrznych i wewnętrznych narażeń,
 - „niezagrożalność” („bezpieczność” czynna) – cecha systemu opisująca jego przysposobienie do unikania zagrożeń,

- „nieszkodliwość” – cecha systemu opisująca jego przysposobienie do ograniczania szkodliwego oddziaływania systemu na środowisko naturalne,
- „zabezpieczalność” – cecha systemu opisująca system ostrzegawczo-monitorujący-blokujący, uniemożliwiający działanie systemu w stanie zagrożenia dla jego użytkowników,
- „bezszkodowość” – cecha systemu opisująca poprawność współdziałania jego elementów przy eliminacji możliwych szkód i strat.
- Odpowiedniość (ang. adequacy) – to cecha systemu, która opisuje jego przysposobienie do wykonywania określonych zadań w normalnych i ekstremalnych warunkach użytkowania, może być opisana za pomocą pojęć takich, jak:
 - funkcjonalność – to cecha systemu opisująca jego prawidłowość zaprojektowania,
 - kompatybilność – to cecha systemu opisująca jego zdolność dostosowania się do wymagań odbiorców,
 - sterowalność – to cecha systemu opisująca jego zdolność do sprawnego i ekonomicznego użytkowania.

Relacje pomiędzy poszczególnymi cechami przedstawiono na rys. 2.



Rys. 2. Relacje pomiędzy głównymi cechami SZW, na podstawie [8]

4. Podsumowanie

- Zdarzenia awaryjne nie pojawiają się bez przyczyny, są łańcuchem niepożądanych (krytycznych) zdarzeń. Występują też w wyniku podejmowania błędnych decyzji, które powodują negatywne skutki w eksploatacji SZW. W pracy dokonano syntezy stanów i cech eksploatacyjnych związanych z działaniem SZW.
- System zaopatrzenia w wodę charakteryzuje się pracą ciągłą i należy do tzw. infrastruktury krytycznej, a jego niezawodne i bezpieczne funkcjonowanie ma bezpośredni wpływ na jakość życia konsumentów wody. Analizy niezawodności i bezpieczeństwa SZW powinny być standardami w procesie jego eksploatacji.

- Przedstawiona problematyka ma na celu zwrócenie uwagi na potrzebę dalszego doskonalenia definicji i ujednoczenia nomenklatury związanej z analizą i oceną niezawodności SZW. Zaproponowane w pracy definicje powinny stać się przyczynkiem do systemowego traktowania SZW.

LITERATURA

- [1] Denczew S., Królikowski A., *Podstawy nowoczesnej eksploatacji układów wodociągowych i kanalizacyjnych*. Arkady, Warszawa 2002.
- [2] Jaźwiński J., Ważyńska-Fiok K., *Bezpieczeństwo systemów*. PWN, Warszawa 1993.
- [3] Kwietniewski M., *Metodyka badań eksploatacyjnych sieci wodociągowych pod kątem niezawodności dostawy wody do odbiorców*. Prace naukowe, Inżynieria Środowiska, z. 28, Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej, Warszawa 1999.
- [4] Kwietniewski M., Roman M., Kłos-Trębaczekiewicz H., *Niezawodność wodociągów i kanalizacji*. Arkady, Warszawa 1993.
- [5] Rak J., *Istota ryzyka w funkcjonowaniu systemu zaopatrzenia w wodę*. Oficyna Wydawnicza Politechniki Rzeszowskiej, Rzeszów 2004.
- [6] Rak J., *Podstawy bezpieczeństwa systemów zaopatrzenia w wodę*. Wydawnictwo PAN, Komitet Inżynierii Środowiska t. 28, 2005, s.1-215.
- [7] Rak J., Tchórzewska-Cieślak B., *Modelowanie awarii typu efekt domina*. *Gaz, Woda i Technika Sanitarna*, Wydawnictwo czasopism i książek technicznych Sigma Not, z. 11, 2005, s. 49-51.
- [8] Smalko Z., *Charakterystyka spolegliwości układu człowiek-maszyna-otoczenie*. Materiały szkoły niezawodności PAN, Szczyrk 2007, s. 432-438.
- [9] Wieczysty A., *Niezawodność systemów wodociągowych i kanalizacyjnych*, tom I i II. Wydawnictwo Politechniki Krakowskiej, Kraków 1990.
- [10] Wieczysty A. i inni., *Podnoszenie niezawodności komunalnych systemów zaopatrzenia w wodę*. [W:] *Metody oceny i podnoszenia niezawodności działania komunalnych systemów zaopatrzenia w wodę*, Monografia Komitetu Inżynierii Środowiska PAN, t. 2, Kraków 2001.

SYSTEMATICS OF STATES AND CHARACTERISTICS CONNECTED WITH WATER SUPPLY SYSTEM OPERATING

Summary

In this thesis, the division of the water supply system (WSS) into subsystems and the examples of the undesirable events that can appear during the operation of those subsystems, have been presented. The characteristic of the main causes and the losses connected with the appearance of those types of events, has been made. The systematics of WSS operating states has also been presented, as well as the basic characteristics of the system, connected with its operation, have been described.

Key words: water supply system, reliability, safety.

Wpłynęło do Oficyny Wydawniczej w kwietniu 2007 r.