

October, 2003

Zmiany w metodyce modelowania rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w powietrzu opartej na modelu Gaussa

Robert Oleniacz

Marek Bogacki

*Robert Oleniacz, Marek Bogacki*¹

ZMIANY W METODYCE MODELOWANIA ROZPRZESTRZENIANIA SIĘ ZANIECZYSZCZEŃ W POWIETRZU OPARTEJ NA MODELU GAUSSA²

Streszczenie

Konieczność dostosowania polskich przepisów prawnych z zakresu ochrony środowiska do prawa unijnego spowodowała przyjęcie nowych kryteriów i metod oceny jakości powietrza. Jedną z metod oceny jakości powietrza jest modelowanie poziomów substancji w powietrzu oparte na obliczeniach rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w atmosferze. Konieczne zmiany objęły zatem również stosowaną w naszym kraju od wielu lat podstawową metodykę obliczeń stanu zanieczyszczenia powietrza powodowanego przez istniejące i projektowane źródła emisji, która po pewnej modyfikacji została uznana za referencyjną metodykę modelowania. W pracy przedstawiono zakres tych zmian i ich wpływ na uzyskiwane wyniki obliczeń pośrednich i końcowych.

Summary

Changes in the methodology of modelling the pollutant dispersion in the air based on the Gaussian model

Necessity of adaptation the Polish law in the field of the environment protection to the European Union law caused to adopt new criterions and methods of the air quality assessment. One of the methods of the air quality assessment is modelling of the substance levels in the air based on the calculation of the air pollutant dispersion in the atmosphere. Thus necessary changes also encompassed the basic methodology applied in our country for many years that had made possible calculation of the air pollution caused by existing and new emission sources. After some modifications the computation method was adopted as the reference modelling methodology.

¹ Akademia Górniczo-Hutnicza, Wydział Geodezji Górniczej i Inżynierii Środowiska

² Praca została wykonana w ramach badań własnych AGH nr 11.11.150.171

In the paper scale of the changes and their influence on the intermediate and final computation results were presented.

1. Wstęp

Stosowana w naszym kraju od przeszło 35 lat podstawowa metodyka obliczeń rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w powietrzu, oparta na modelu Gaussa, była w ciągu tego okresu kilka razy modyfikowana. Do roku 1998 tego typu obliczenia prowadzono na podstawie różnych wytycznych obliczania wpływu źródeł emisji na stan zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego wydanych przez Centralny Urząd Gospodarki Wodnej (1968 r.), a następnie przez Ministerstwo Administracji, Gospodarki Terenowej i Ochrony Środowiska (1972, 1977, 1981/1983). Ostatnie z tych wytycznych, opracowane w Zakładzie Ochrony Atmosfery Instytutu Inżynierii Środowiska Politechniki Warszawskiej przy współpracy z Instytutem Kształtowania Środowiska w Warszawie [8], było stosowane aż do roku 1998. Wtedy bowiem metodyka ta, po wprowadzeniu niezbędnych zmian i poszerzeniu o pewne procedury postępowania, została wreszcie usankcjonowana prawnie w postaci rozporządzenia Ministra Ochrony Środowiska Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z dnia 3 września 1998 r. w sprawie metod obliczania stanu zanieczyszczenia powietrza dla źródeł istniejących i projektowanych [2]. Pozwalała ona na teoretyczną ocenę wpływu źródeł emisji na jakość powietrza zgodnie z obowiązującymi wówczas w tym zakresie kryteriami [1], ale tylko do połowy 2002 r., kiedy to weszły w życie dwa nowe rozporządzenia Ministra Środowiska (z dnia 6 czerwca 2002 r.), wynikające z art. 86 ust. 1 i 2, art. 89 ust. 4 oraz art. 90 ust. 3 ustawy z dnia 27 kwietnia 2001 r. – Prawo ochrony środowiska [6]:

- rozporządzenie w sprawie dopuszczalnych poziomów niektórych substancji w powietrzu, alarmowych poziomów niektórych substancji w powietrzu oraz marginesów tolerancji dla dopuszczalnych poziomów niektórych substancji [3],
- rozporządzenie w sprawie oceny poziomów substancji w powietrzu [4].

Rozporządzenia te dostosowały nasze przepisy prawne do prawodawstwa unijnego w zakresie standardów i wymagań związanych z oceną poziomów substancji w powietrzu. Wiązało się to m.in. z wprowadzeniem nowych poziomów dopuszczalnych niektórych substancji w powietrzu (co do wartości i/lub okresów uśredniania) oraz kryteriów ich dotrzymywania w zależności od

rodzaju substancji, rodzaju obszaru i celu prowadzenia oceny. W załączniku nr 6 do rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 6 czerwca 2002 r. w sprawie oceny poziomów substancji w powietrzu określono także wymagania, jakie mają spełniać m.in. wyniki modelowania jakości powietrza (co do dokładności) [4].

Zgodnie z art. 222 ust. 2 ustawy z dnia 27 kwietnia 2001 r. – Prawo ochrony środowiska zostało także przygotowane rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 5 grudnia 2002 r. w sprawie wartości odniesienia dla niektórych substancji w powietrzu, które weszło w życie z dniem 1 lutego 2003 r. [5]. W załączniku nr 4 do tego rozporządzenia zamieszczono referencyjne metodyki modelowania poziomów substancji w powietrzu. Tym samym zostało uchylone rozporządzenie Ministra Ochrony Środowiska Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z dnia 3 września 1998 r. w sprawie metod obliczania stanu zanieczyszczenia powietrza dla źródeł istniejących i projektowanych [2]. W nowych (referencyjnych) metodykach modelowania poziomów substancji w powietrzu zostały wprowadzone kolejne zmiany w stosunku do wcześniej stosowanej metodyki obliczeniowej. Zróżnicowaniu uległy w szczególności:

- sposób przygotowania niektórych danych potrzebnych do obliczeń (głównie emisji substancji do powietrza oraz tła zanieczyszczeń),
- procedury postępowania związane ze skróconym i pełnym zakresem obliczeń,
- sposoby przyjmowania i/lub obliczania niektórych parametrów pośrednich (m.in. wyniesienia gazów odlotowych i średniej prędkości wiatru, a w konsekwencji także innych wielkości zależnych od tych parametrów).

Wszystko to skutkuje także różnicami w uzyskiwanych wynikach obliczeń końcowych (m.in. poziomów substancji w powietrzu). W niniejszej pracy omówiono ww. zmiany i większość z ich skutków.

2. Zmiany w sposobie przygotowania danych do obliczeń

Większość danych potrzebnych do wykonania obliczeń stężeń substancji w powietrzu oraz opadu substancji pyłowych zgodnie z referencyjną metodyką modelowania jest taka sama, jak w przypadku poprzednio obowiązującej metodyki. Nowa metodyka wprowadza jednak konieczność wykonywania obliczeń stężeń (w tym stężeń maksymalnych) uśrednionych dla 1 godziny, a nie dla

30 minut, jak to było poprzednio. W związku z powyższym przyjmowaną w obliczeniach maksymalną emisję zanieczyszczeń uśrednia się nie dla okresu 30 minut, ale dla 1 godziny. W przypadku gdy emisja maksymalna trwa krócej niż 1 godzina, należy obliczyć najwyższą średnią emisję odniesioną do 1 godziny (przykładowo, gdy rozpatrywane źródło emisji pracuje pół godziny, a potem przez minimum pół godziny nie pracuje, w konsekwencji uzyska się dokładnie dwa razy mniejszą średnią emisję odniesioną do 1 godziny w stosunku do emisji odniesionej do 30 minut, zachodzącej podczas pracy źródła). W praktyce nie powinno się zatem wyszczególniać podokresów emisji krótszych niż 1 godzina, zwłaszcza gdy jest to podokres związany z występowaniem emisji na maksymalnym poziomie. W danym podokresie dla każdego pracującego emitora przyjmuje się stałą wartość emisji oraz prędkości i temperatury gazów odlotowych na wylocie z emitora (średnią dla podokresu), pod warunkiem, że w rzeczywistości w czasie danego podokresu wielkości te nie zmieniają się o więcej niż 25%. W poprzedniej metodyce obliczeniowej emisja i parametry emitatorów dla poszczególnych podokresów nie mogły się różnić między sobą o więcej niż 30%.

Przy określaniu tła substancji i tła opadu substancji pyłowej dla źródła istniejącego nie koryguje się już (pomniejsza) ich wartości o udział tego źródła w kształtowaniu średniorocznych stężeń danej substancji czy rocznego opadu substancji pyłowej, jak to miało miejsce w poprzednio stosowanej metodyce obliczeniowej. Tło substancji, dla których są określone dopuszczalne poziomy w powietrzu, stanowi aktualny stan jakości powietrza określony przez właściwy inspektorat ochrony środowiska jako stężenie uśrednione dla roku. Tło pozostałych substancji oraz tło opadu substancji pyłowych uwzględnia się w wysokości 10% odpowiedniej wartości odniesienia: substancji w powietrzu uśrednionej dla roku (D_a) lub opadu substancji pyłowej (D_p). A zatem lista substancji wymagających uwzględniania tła (choćby tylko na poziomie 10% D_a) poszerzyła się z 25 do 165 i odpowiada liście substancji, dla których określono wartości odniesienia uśrednione dla okresu roku [5]. Na liście tej nie ma jednak nie tylko ozonu, ale i tlenku węgla. W przeciwieństwie do poprzednio obowiązującej metodyki obliczeniowej, metodyka referencyjna nie zwalnia także z obowiązku uwzględniania tła w obliczeniach stanu zanieczyszczenia powietrza dla źródeł modernizowanych, gdy modernizacja powoduje zmniejszenie ilości substancji wprowadzanych do powietrza. Nadal jednak tła nie uwzględnia się przy obliczeniach poziomów substancji w powietrzu prowadzonych dla zakładów, z których substancje te są

wprowadzane do powietrza wyłącznie emitorami o wysokości co najmniej 100 m.

3. Zmiany w procedurze postępowania

Aktualnie stosowana procedura postępowania przy skróconym i pełnym zakresie obliczeń znacznie różni się od procedury znanej z poprzedniej metodyki obliczeniowej. Wynika to głównie ze zmienionych:

- kryteriów, które muszą być spełnione, aby przestać na zakresie skróconym lub nie wykonywać wszystkich elementów zakresu pełnego,
- zasad obliczania maksymalnych stężeń substancji w powietrzu na elewacji wyższych niż parterowe budynków mieszkalnych lub biurowych, a także budynków żłobków, przedszkoli, szkół, szpitali lub sanatoriów (o ile znajdują się one w odległości mniejszej niż 10 wysokości danego emitora lub któregoś z emitorów w zespole).

Kryteria obliczeń poziomów substancji w powietrzu dla zakresu skróconego są aktualnie znacznie ostrzejsze. W poprzednio obowiązującej metodyce pełny zakres obliczeń nie był wymagany, gdy najwyższe ze stężeń maksymalnych (S_{mm}) powodowanych na powierzchni terenu przez jeden emitor punktowy (w tym także emitor zastępczy utworzony z zespołu emitorów), a w przypadku zespołu emitorów traktowanych indywidualnie – teoretyczna suma wywoływanych stężeń S_{mm} lub suma stężeń 30-minutowych powodowanych w każdym punkcie terenu, nie przekraczały poziomu 80% dopuszczalnego stężenia 30-minutowego (D_{30}), pomniejszonego o średnioroczne tło danego zanieczyszczenia (R) [2]. W metodyce aktualnie obowiązującej graniczny poziom odniesienia (związany ze skróconym zakresem obliczeń) dla stężeń S_{mm} powodowanych przez pojedynczy emitor, jak również sumy stężeń S_{mm} powodowanych przez zespół emitorów, określono w wysokości zaledwie 10% wartości odniesienia lub dopuszczalnego poziomu substancji w powietrzu uśrednionego dla 1 godziny (D_1). Omawiany poziom odniesienia nie zależy już jednak od wysokości tła substancji w powietrzu.

Kryterium opadu pyłu w metodyce referencyjnej zostało z kolei rozbudowane o dwa nowe warunki, związane z emisją kadmu i ołowiu. Wynika z nich, że pełny zakres obliczeń opadu pyłu wymagany jest także w przypadku, gdy [5]:

- łączna emisja kadmu wynosi co najmniej 0,5 Mg/rok lub $\frac{3,335 \cdot 10^{-6}}{n} \sum_e h_e^{3,15} \text{ [mg/s]},$
- łączna emisja ołowiu wynosi co najmniej 5 Mg/rok lub $\frac{3,335 \cdot 10^{-5}}{n} \sum_e h_e^{3,15} \text{ [mg/s]},$

gdzie:

- h – wysokość emitora,
- e – numer kolejnego emitora (od 1 do n),
- n – liczba emitatorów w zespole emitatorów.

W zakresie obliczeń maksymalnych stężeń substancji w powietrzu na wysokości najbliższych budynków (wyższych niż parterowe) sprecyzowane zostało postępowanie w przypadku obliczeń wykonywanych dla zespołu emitatorów (wcześniej każdy emitator musiał być traktowany indywidualnie). Z kolei w sytuacji gdy geometryczna wysokość najniższego emitora w zespole jest mniejsza niż wysokość ostatniej kondygnacji rozpatrywanego budynku, wprowadzono obowiązek wykonywania obliczeń dla wysokości zmieniających się co 1 m w zakresie od geometrycznej wysokości najniższego emitora do wysokości ostatniej kondygnacji Z lub do najwyższej efektywnej wysokości emitora $H_{\max}$ (w przypadku gdy $H_{\max} < Z$).

4. Zmiany w algorytmach obliczeń wstępnych

Do obliczeń wstępnych zalicza się m.in. obliczenia:

- efektywnej wysokości emitora H (tj. pozornego punktu emisji), będącej sumą geometrycznej wysokości emitora h i wyniesienia gazów odlotowych Δh ponad wylot emitora,
- parametrów meteorologicznych, takich jak:
 - prędkość wiatru u_h na wysokości wylotu emitora,
 - średnia prędkość wiatru u_s w warstwie od poziomu terenu do wysokości H,
 - średnia prędkość wiatru $\bar{u}$ w warstwie od wysokości emitora h do wysokości H,
 - współczynniki dyfuzji atmosferycznej: poziomej σ_y i pionowej σ_z ,
- aerodynamicznej szorstkości terenu z_o ,

- emitora zastępczego (w tym jego parametrów: emisji, wysokości i położenia),
- najwyższego ze stężeń maksymalnych substancji w powietrzu dla pojedynczego emitora (S_{mm}) oraz odległości jego występowania (x_{mm}).

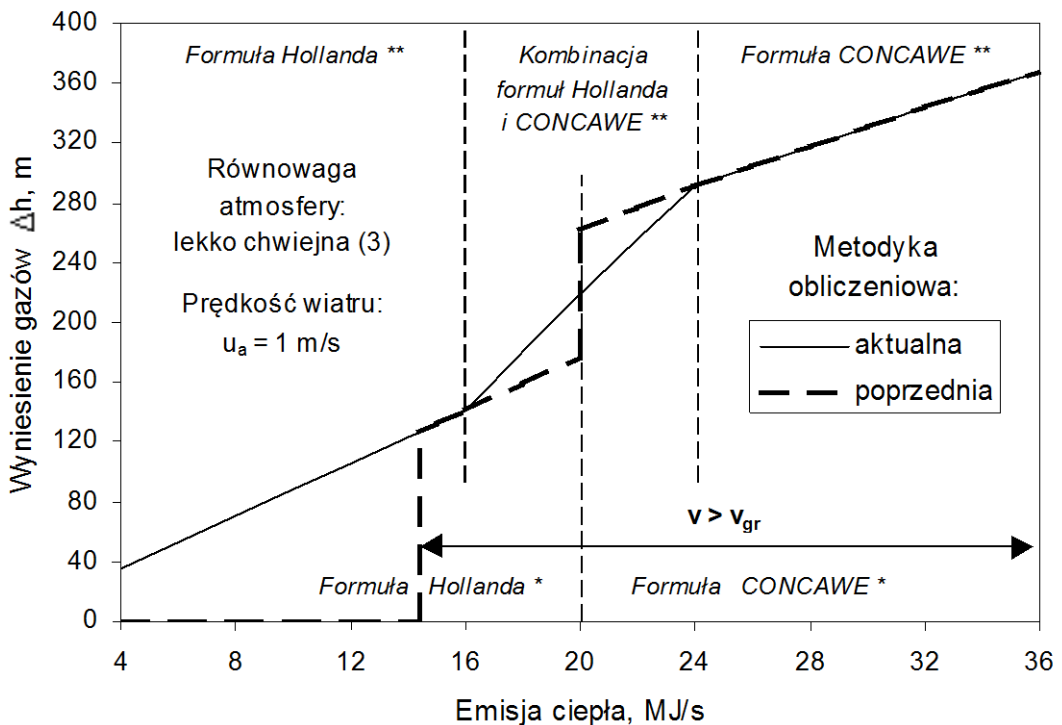
W stosunku do poprzednio obowiązujących metod obliczeniowych zmianami objęto tylko obliczenia efektywnej wysokości emitora H (a właściwie wyniesienia gazów odlotowych Δh) oraz niektórych parametrów meteorologicznych. Są to jednak zmiany bardzo istotne z punktu widzenia m.in. wyników obliczeń poziomów substancji w powietrzu.

Aktualne formuły do obliczania wyniesienia gazów odlotowych Δh ponad wylot emitora o średnicy d w zależności od ilości emitowanego ciepła Q i prędkości wylotowej gazów v przedstawiono w tabeli 1.

Tabela 1. Formuły do obliczania wyniesienia gazów odlotowych Δh [5, 7]

Emisja ciepła Q [kJ/s]	Prędkość wylotowa v	Wyniesienie gazów odlotowych Δh [m]	Formuła
$0 \leq Q \leq 16\,000$	$v \leq 0,5u_h$	$\Delta h = \Delta h_H = 0$	Hollanda
	$0,5u_h < v < u_h$	$\Delta h = \Delta h_H = \frac{1,5 \cdot v \cdot d + 0,00974 \cdot Q}{u_h} \cdot \frac{v - 0,5u_h}{0,5u_h}$	
	$v \geq u_h$	$\Delta h = \Delta h_H = \frac{1,5 \cdot v \cdot d + 0,00974 \cdot Q}{u_h}$	
$Q \geq 24\,000$	-	$\Delta h = \Delta h_C = \frac{1,126 \cdot Q^{0,58}}{u_h^{0,7}}$	CONCAWE
$Q > 16\,000$ i $Q < 24\,000$	-	$\Delta h = \Delta h_H \cdot \frac{24000 - Q}{8000} + \Delta h_C \cdot \frac{Q - 16000}{8000}$	Kombinacja formuł Hollanda i CONCAWE

Do obliczania wyniesienia gazów odlotowych ponad wylot emitora zastosowano zatem formuły Hollanda i CONCAWE znane z poprzedniej metodyki, ale ograniczono ich stosowanie dla emitorów o emisji ciepła Q co najwyżej 16 MJ/s (formuła Hollanda) oraz co najmniej 24 MJ/s (formuła CONCAWE). Dla przedziału emisji ciepła od 16 do 24 MJ/s zaproponowano kombinację formuł Hollanda i CONCAWE, zapewniającą płynne przejście w obliczeniach Δh pomiędzy tymi formułami. Dotychczasowa metodyka zakładała bowiem stosowanie formuły Hollanda dla $Q \leq 20$ MJ/s, a formuły CONCAWE dla $Q > 20$ MJ/s i wiązała się ze skokowym przejściem w obliczeniach Δh na granicy stosowalności obydwu formuł. Graficzne porównanie poprzednich i aktualnych formuł na obliczanie wyniesienia gazów odlotowych w zakresie zmienności Δh w funkcji emisji ciepła dla przykładowego emitora i założonej sytuacji meteorologicznej przedstawiono na rysunku 1.



Rys. 1. Wpływ emisji ciepła z emitora na wyniki obliczeń wyniesienia gazów w poprzedniej i aktualnej metodyce obliczeniowej ($h = 120$ m, $d = 4$ m, $T = 373$ K)

Na rysunku tym zobrazowano także sytuację związaną z koniecznością przyjęcia w poprzedniej metodyce obliczeniowej Δh na poziomie zerowym, w przypadku gdy prędkość gazów odlotowych na wylocie z emitora nie przekraczała tzw. prędkości granicznej v_{gr} , obliczanej w funkcji wysokości emitora ($v_{gr} = 0,5 \cdot h^{0,6}$) [2]. Z uwagi na fakt, że ilość emitowanego ciepła jest zależna od prędkości wylotowej gazów, zmniejszanie emisji ciepła wiąże się również ze spadkiem prędkości gazów odlotowych na wylocie z emitora (przy założeniu niezmienności innych parametrów, od których także zależy emisja ciepła, tj. średnicy emitora d , ciepła właściwego gazów odlotowych przy stałym ciśnieniu C_p , temperatury gazów odlotowych T oraz temperatury powietrza T_o), co w pewnym momencie powoduje zejście z prędkością wylotową gazów v poniżej prędkości granicznej v_{gr} . W przypadku przedstawionym na rysunku 1 prędkość graniczna wynosi $v_{gr} = 8,84$ m/s, a emisja ciepła odpowiadająca prędkości wylotowej $v = v_{gr}$ wynosi ok. 14,44 MJ/s.

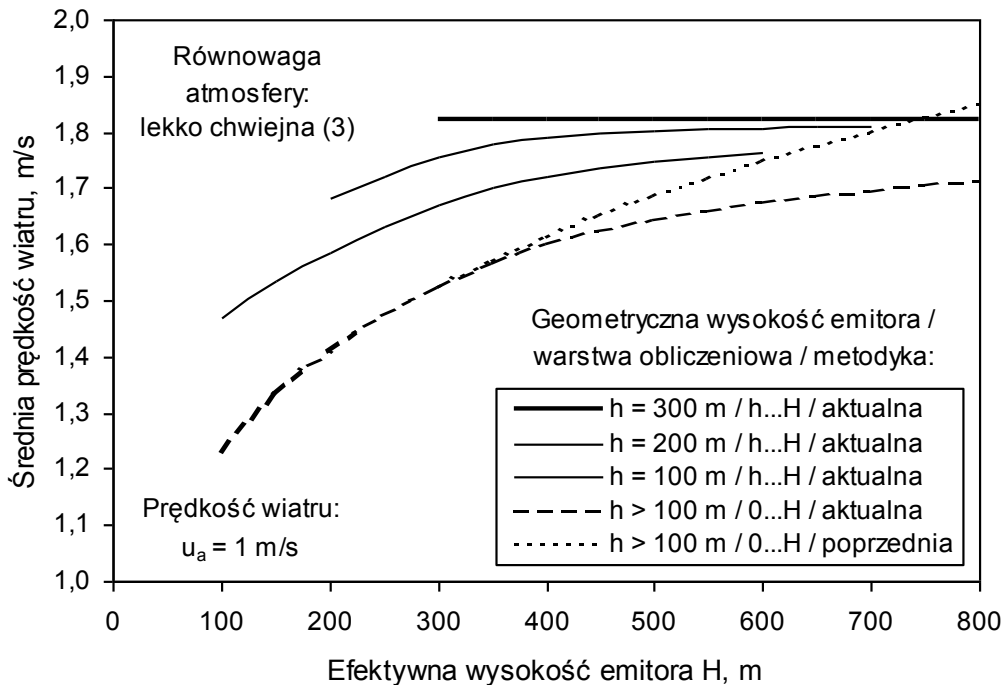
W aktualnie obowiązującej metodyce obliczeniowej zerowe wyniesienie gazów odlotowych przyjmuje się tylko wtedy, gdy $Q \leq 16$ MJ/s i $v \leq 0,5u_h$, a więc może to mieć praktycznie miejsce dopiero przy większych prędkościach wiatru na wysokości emitora u_h i/lub przy bardzo małej prędkości wylotowej gazów v . W nowej formule Hollanda wyróżnia się także przypadek, gdy $0,5u_h < v < u_h$. Wówczas wyniesienie Δh oblicza się z zależności umożliwiającej płynne przejście do wartości $\Delta h = 0$ przy $v \rightarrow 0,5u_h$.

Zmianie uległy także algorytmy na obliczanie: prędkości wiatru u_h na wysokości wylotu emitora (w przypadku gdy $h > 300$ m) oraz średniej prędkości wiatru u_s w warstwie od poziomu terenu do wysokości H (w przypadku gdy $H > 300$ m). W referencyjnej metodyce modelowania dla emitatorów o wysokości geometrycznej przekraczającej 300 m wartość u_h oblicza się dla wysokości 300 m. W sytuacji, gdy $H > 300$ m, średnia prędkość wiatru w warstwie od poziomu terenu ($Z = 0$ m) do wysokości H obliczana jest z zależności osiagającej szybszą asymptotę poziomą, co zostało zilustrowane na rysunku 2, przy założeniu prędkości wiatru na wysokości anemometru (14 m) $u_a = 1$ m/s. Na rysunku tym przedstawiono ponadto zmienność średniej prędkości wiatru $\bar{u}$ obliczanej zgodnie z referencyjną metodyką modelowania w warstwie od geometrycznej wysokości emitora h do efektywnej wysokości emitora H w zależności od wartości H (przy $\Delta h = 0...500$ m) oraz h ($h = 100, 200$ i 300 m). Jest to o tyle istotne, że tak określona średnia prędkość wiatru $\bar{u}$ występuje obecnie m.in. we wszystkich wzorach na obliczanie poziomów substancji w powietrzu w miejsce stosowanej w poprzedniej metodyce

średniej prędkości wiatru w warstwie od powierzchni terenu do wysokości H . Średnia prędkość wiatru w warstwie od powierzchni terenu do wysokości H oznaczana jest teraz symbolem u_s i stosowana jedynie we wzorze na obliczanie opadu substancji pyłowej.

5. Zmiany w uzyskiwanych wynikach obliczeń

Konsekwencją zmian omówionych w rozdziale poprzednim (sposobu obliczania wyniesienia gazów odlotowych oraz średniej prędkości wiatru) są także zmiany w uzyskiwanych wynikach obliczeń (m.in. stężeń w powietrzu oraz odległości x_m występowania stężeń maksymalnych powodowanych przez emitor na poziomie terenu).



Rys. 2. Wpływ geometrycznej (h) i efektywnej (H) wysokości emitora na wyniki obliczeń średniej prędkości wiatru w warstwie od poziomu terenu do H oraz od h do H

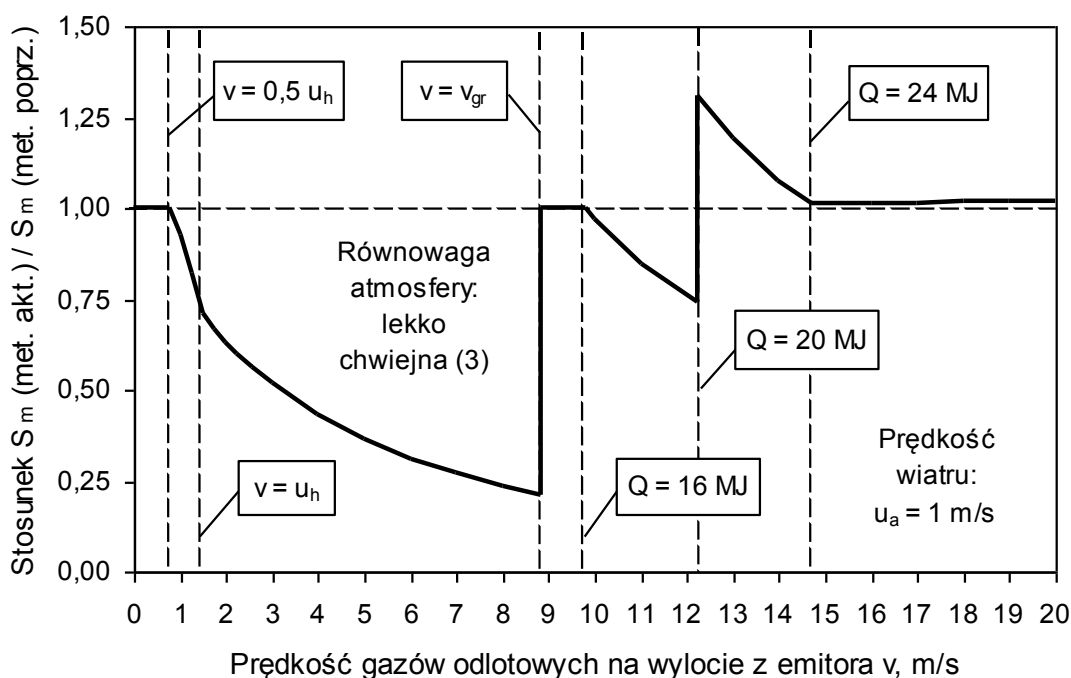
Wynika to głównie z tego, że:

- wraz ze spadkiem wyniesienia gazów ponad wylot emitora (a tym samym efektywnej wysokości emitora H) wykładniczo zwiększają się powodowane w powietrzu stężenia oraz zmniejsza się

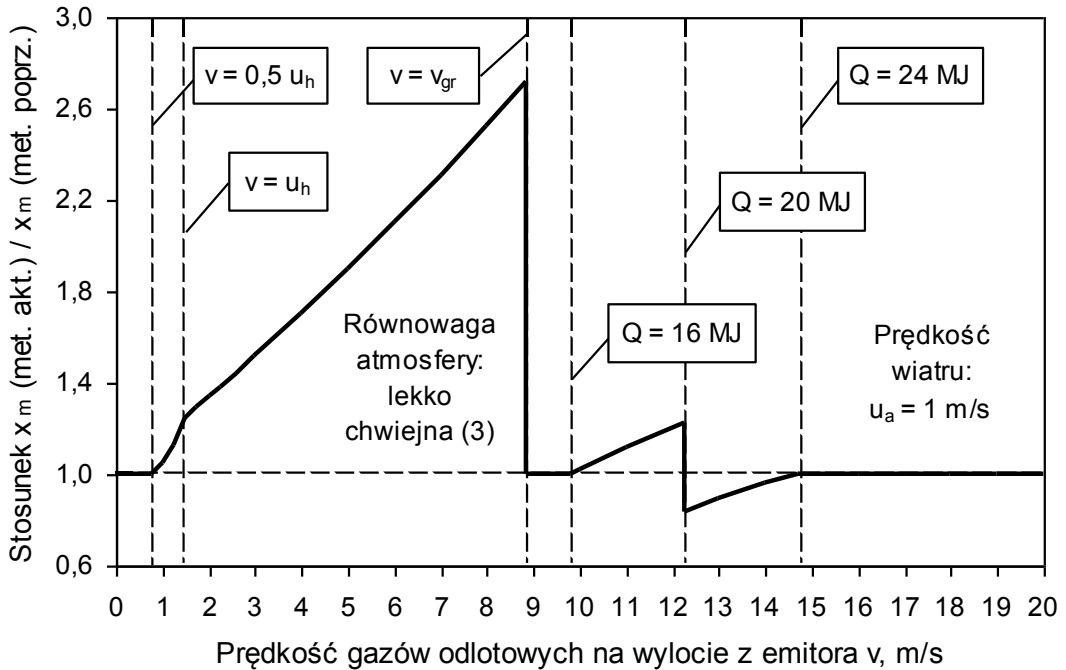
odległość występowania stężenia maksymalnego (efekt ten jest tym bardziej widoczny im niższy jest emitor),

- wywoływane w powietrzu stężenia są odwrotnie proporcjonalne do średniej prędkości wiatru w warstwie od h do H (w poprzedniej metodyce – w warstwie od 0 do H).

Większe znaczenie mają tutaj różnice w sposobie obliczania wyniesienia gazów odlotowych Δh występujące w aktualnej i poprzedniej metodyce obliczeniowej. Rozbieżności w uzyskiwanych wynikach obliczeń stężeń maksymalnych S_m oraz odległości ich występowania x_m na wybranym przykładzie przedstawiono na rysunkach 3 i 4. Omawiane różnice nie występują jedynie w przypadku prędkości gazów odlotowych $v \leq 0,5u_h$ (w podanym przykładzie $u_h = 1,52$ m/s) oraz w przedziale od $v > v_{gr}$ do $Q \leq 16$ MJ, a jeśli chodzi o odległość x_m – to dodatkowo w przypadku gdy $Q \geq 24$ MJ.



Rys. 3. Porównanie aktualnej i poprzedniej metodyki obliczeniowej w zakresie wyników obliczeń stężeń maksymalnych S_m substancji gazowej na poziomie terenu ($h = 120$ m, $d = 4$ m, $T = 373$ K, $z_o = 0,5$ m, $E = 10$ kg/h)



Rys. 4. Porównanie aktualnej i poprzedniej metodyki obliczeniowej w zakresie wyników obliczeń odległości x_m występowania stężeń maksymalnych
($h = 120$ m, $d = 4$ m, $T = 373$ K, $z_o = 0,5$ m)

Największe rozbieżności uzyskuje się dla $v \leq v_{gr}$, gdy $v \rightarrow v_{gr}$ (w podanym przykładzie $v_{gr} = 8,84$ m/s). Wyniki obliczeń S_m są wówczas do kilku razy mniejsze, a wyniki obliczeń x_m do kilku razy większe w metodyce aktualnie obowiązującej. Jest to jednak efekt zamierzony, gdyż w ten sposób zlikwidowane zostało znane z poprzedniej metodyki skokowe przejście wyników obliczeń przy obniżeniu v do poziomu $v_{gr.}$, powodujące sztuczne zawyżenie stężeń maksymalnych oraz zaniżenie odległości ich występowania. W porównaniu z poprzednią metodyką obliczeniową metodyka aktualna daje wyższe wyniki obliczeń S_m także w przypadku gdy $16 \text{ MJ} < Q \leq 20 \text{ MJ}$, a niższe gdy $Q > 20 \text{ MJ}$ (dla $Q \geq 24 \text{ MJ}$ wzrost ten jest niewielki i wynika tylko z różnic w sposobie obliczania wartości $\bar{u}$). Różnice w uzyskiwanych wynikach obliczeń odległości x_m mają zwykle trend odwrotny.

6. Podsumowanie

Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 5 grudnia 2002 r. w sprawie wartości odniesienia dla niektórych substancji w powietrzu, określające m.in. referencyjne metodyki modelowania poziomów substancji w powietrzu, wprowadziło wiele zmian w stosowanej od dawna w Polsce metodyce modelowania rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń w powietrzu opartej na modelu Gaussa, dostosowując ją do nowych kryteriów oceny jakości powietrza i korygując niektóre niedoskonałości metodyki poprzedniej. Stosując nowe algorytmy obliczeniowe należy jednak pamiętać, że uzyskiwane wyniki obliczeń w niektórych przypadkach będą znacznie odbiegać od wyników otrzymanych przy pomocy metodyki stosowanej wcześniej. Dotyczy to m.in. obliczeń najwyższych ze stężeń maksymalnych w powietrzu i odległości ich występowania od emitora.

Literatura

- [1] Rozporządzenie Ministra Ochrony Środowiska Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z dnia 28 kwietnia 1998 r. w sprawie dopuszczalnych wartości stężeń substancji zanieczyszczających w powietrzu. Dz. U. Nr 55, poz. 355, 1998
- [2] Rozporządzenie Ministra Ochrony Środowiska Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z dnia 3 września 1998 r. w sprawie metod obliczania stanu zanieczyszczenia powietrza dla źródeł istniejących i projektowanych. Dz. U. Nr 122, poz. 805, 1998
- [3] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 6 czerwca 2002 r. w sprawie dopuszczalnych poziomów niektórych substancji w powietrzu, alarmowych poziomów niektórych substancji w powietrzu oraz marginesów tolerancji dla dopuszczalnych poziomów niektórych substancji. Dz. U. Nr 87, poz. 796, 2002
- [4] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 6 czerwca 2002 r. w sprawie oceny poziomów substancji w powietrzu. Dz. U. Nr 87, poz. 798, 2002
- [5] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 5 grudnia 2002 r. w sprawie wartości odniesienia dla niektórych substancji w powietrzu. Dz. U. Nr 1, poz. 12, 2003
- [6] Ustawa z 27 kwietnia 2001 r. Prawo ochrony środowiska. Dz. U. Nr 62, poz. 627, 2001 (wraz z późniejszymi zmianami)
- [7] Wielgosiński G.: Wyniesienie gazów odlotowych – problemy obliczeniowe. Materiały z V Konferencji „Problemy ochrony powietrza

- w aglomeracjach miejsko-przemysłowych”, Politechnika Śląska, Katedra Ochrony Powietrza, Zakopane, 25-28 czerwca 2003
- [8] Wytyczne obliczania stanu zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego. Materiały szkoleniowe Departamentu Ochrony Środowiska Ministerstwa Administracji, Gospodarki Terenowej i Ochrony Środowiska, Zarząd Główny PZITS, Zakład Szkolenia i Wydawnictw, Warszawa, Wyd. PZITS nr 359/II, 1981/1983