

**Prof. dr hab. inż. Katarzyna Juda-Rezler**

Etiudy Rewolucyjnej 46 m.14

02-643 Warszawa

**Uwagi do raportu firmy Jacobs o oddziaływaniu na środowisko Wschodniej Obwodnicy  
Warszawy na odcinku Węzeł Drewnica – Węzeł zakręt w zakresie przyjętej metodyki  
oceny rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń powietrza**

**1. Specyfika transportu drogowego jako źródła zanieczyszczenia  
powietrza atmosferycznego i ekosystemów**

**1.1. Emitowane zanieczyszczenia**

**Transport drogowy jest uznawany za jedno z podstawowych źródeł zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego** (EEA, 2005; SOER, 2015), i jednego z głównych sprawców problemów z dotrzymaniem dobrej jakości powietrza, zwłaszcza w miastach i wokół dróg, w tym miejskich obwodnic. Mimo systematycznego zmniejszania się jednostkowego zużycia paliwa w nowych samochodach i poprawy w zakresie charakterystyk emisji, szybki wzrost liczby samochodów i przejeżdżanych kilometrów, uniemożliwia istotne zmniejszenie presji jaką transport drogowy wywiera na środowisko. Potencjalne szanse na poprawę sytuacji w wyniku dalszych ulepszeń technologicznych mogą zostać utracone w wyniku zmian w stylu życia i wzrostu konsumpcji, częściowo dlatego, że poprawa efektywności powoduje zwykle spadek cen produktów i usług. Zjawisko to znane jest jako „efekt odbicia” (ang. *rebound effect*), a tendencja ta jest wyraźnie widoczna w sektorze transportu (SOER, 2015).

**Transport drogowy jest bezpośrednim źródłem emisji do atmosfery szeregu zanieczyszczeń gazowych i cząstek pyłu** powstających na skutek spalania ciekłych paliw oraz emisji cząstek pyłu powstających wskutek ścierania hamulców, opon oraz drogi. Jest także źródłem tzw. cząstek wtórnych, powstających w procesie kondensacji substancji gazowych (siarczanów, azotanów i węglowodorów) emitowanych w spalinach, a także na skutek wtórnego unoszenia cząstek osiadłych na powierzchni dróg. Wielkość i rodzaj emisji zanieczyszczeń występujących w spalinach związana jest z wieloma czynnikami; zależy od rodzaju i mocy silnika oraz stopnia jego zużycia, zastosowanych rozwiązań zmniejszających emisję (konwertyor katalityczny, filtr cząstek stałych), warunków eksploatacji, jak prędkość jazdy, faza ruchu (rozruch, hamowanie, przyspieszanie, stała prędkość), warunków meteorologicznych, rodzaju i stanu nawierzchni drogi oraz od składu paliwa. Dwa

podstawowe rodzaje silników stosowanych w samochodach to: (1) silniki o zapłonie iskrowym (ZI) nazywane potocznie benzynowymi oraz (2) silniki o zapłonie samoczynnym (ZS) określane mianem silników dieslowskich. Trzeba przy tym podkreślić, że skład spalin pochodzących z tych dwóch typów silników jest odmienny, a do problemów związanych z jakością powietrza, oprócz zwiększenia natężenia ruchu, przyczynia się także promowanie pojazdów z silnikami wysokoprężnymi. Trzeba tu także zaznaczyć, że przyjmowane do obliczeń wskaźniki emisyjne mogą znacznie zaniżać rzeczywiste emisje, co unaocznia na przykład ostatnio ujawniony (wrzesień 2015 r.) przez amerykańską Agencję Ochrony Środowiska (US EPA) skandal związany z montowaniem w silnikach wysokoprężnych koncernu Volkswagen, oprogramowania fałszującego pomiary stężeń zanieczyszczeń w spalinach.

Większość źródeł komunikacyjnych emituje podobne zanieczyszczenia, jednak ich relatywne proporcje są różne, w zależności od składu paliwa oraz szczegółowych charakterystyk procesu spalania, zależnych od rodzaju silnika. Najważniejszymi zanieczyszczeniami pochodzącymi z transportu, pod względem wielkości emitowanej masy, są ditlenek węgla ( $\text{CO}_2$ ) oraz para wodna ( $\text{H}_2\text{O}$ ), powstające podczas spalania całkowitego paliwa. Do toksycznych produktów spalania, będących nie tylko produktami ubocznymi spalania, ale głównie produktami niezupełnego i niecałkowitego spalania należą natomiast (Colville i in., 2001; Żak i in., 2005; Opher i Friedler, 2010): tlenek węgla ( $\text{CO}$ ), aldehydy, ditlenek siarki ( $\text{SO}_2$ ), tlenki azotu ( $\text{NO}_x$ ), węglowodory, w tym zarówno węglowodory aromatyczne jak i nienasycone, cząstki stałe, czyli cząstki materii węglowej z niecałkowitego spalania kropel paliwa, oraz pierwiastki śladowe, w tym metale ciężkie, zawarte w paliwach, z których następujące są powszechnie badane jako składniki spalin z silników samochodowych: kadm (Cd), chrom (Cr), miedź (Cu), nikiel (Ni), ołów (Pb), oraz cynk (Zn), a także metale z grupy platynowców, wykorzystywane w konwerterach katalitycznych: pallad (Pd), platyna (Pt) i rod (Rh).

Jak zaznaczono powyżej wymienione **dwa typy silników charakteryzują się odmiennym profilem emisji**. Samochody z silnikami ZI są głównym źródłem emisji  $\text{CO}$  i niskowrzących węglowodorów, w tym benzenu i jego pochodnych alkiłowych, a także ditlenku węgla – chociaż ostatnie dane wskazują, że różnice w emisji  $\text{CO}_2$  z dwóch typów silników maleją (EEA, 2014). Natomiast samochody z silnikami ZS emitują więcej aldehydów, ciężkich węglowodorów aromatycznych oraz tlenków azotu i cząstek stałych, będących aktualnie zanieczyszczeniami powietrza, których stężenia najczęściej (i powszechnie) przekraczają standardy jakości powietrza (poziomy dopuszczalne) ustanowione dyrektywami UE. Ponadto emisje  $\text{NO}_x$  z pojazdów z silnikami dieslowskimi w rzeczywistych warunkach jazdy często przekraczają wartości ustalone w cyklu badań testowych i określone w normach emisji Euro; ten problem ma również wpływ na oficjalne zużycie paliwa i wartości emisji  $\text{CO}_2$  (SOER, 2015).

**Zagadnieniem wymagającym szczególnej uwagi** podczas oceny oddziaływania transportu drogowego – w omawianym przypadku Wschodniej Obwodnicy Warszawy na odcinku Węzeł Drewnica – **jest prawidłowe określenie emisji cząstek stałych, pochodzących zarówno ze spalania paliw, jak i z procesów ścierania**. Emisje cząstek są przedmiotem znamiennej uwagi, ze względu na wysoce szkodliwy wpływ na zdrowie ludzkie (WHO, 2005; WHO, 2013). Trzeba brać pod uwagę, że zarówno rozkład frakcyjny tych cząstek, jak i ich skład chemiczny, w tym zawartość metali ciężkich oraz zaabsorbowanych na ich powierzchni wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA) – jest różny w zależności od źródła emisji i warunków rozprzestrzeniania w atmosferze.

Cząstki powstające w nowoczesnych silnikach dieslowskich, po modyfikacjach związanych z koagulacją i innymi procesami następującymi w ciągu kilku sekund od emisji, wykazują bimodalny skład frakcyjny, z dużą ilością cząstek o rozmiarach poniżej 20 nm oraz drugim maksimum w zakresie od 30-50 do 100 nm (moda akumulacji), która składa się głównie z cząstek sadzy (Shi i in., 1999; WHO, 2005). **Większość tych cząstek należy zatem do pyłu ultradrobnego PM0.1** (zawartego w PM2.5). Kiedy pojawia się moda nukleacji (10 – 50 nm), składa się ona niemal wyłącznie z materii lotnej (węglowodory, uwodniony kwas siarkowy i sole), a jej występowanie zależy także od warunków rozcieńczania, przy czym zawartość mas w obu tych modach jest zbliżona.

**W odniesieniu do całkowitej masy pyłu, najważniejszym źródłem jego emisji, poza spalinami, jest ścieranie hamulców i opon** (UNECE/EMEP Task Force on Emissions Inventories and Projections, 2004). Pył zawieszony powstający ze **ścierania okładzin hamulcowych** stanowią cząstki o średnicach aerodynamicznych z przedziału 3-10  $\mu\text{m}$  (WHO, 2005) – a zatem **należące do tzw. cząstek grubych (z ang. coarse), oznaczanych jako PM2.5-10**. W skład tych cząstek wchodzi metale ciężkie, takie jak Fe, Cu, i Pb, a także związki organiczne i komponenty silikonowe, używane jako spoiwo w klockach hamulcowych. Cząstki powstające ze **ścierania opon** mają średnice rzędu kilkuset mikrometrów, z istotną frakcją powyżej 10  $\mu\text{m}$ . Składają się one z różnych rodzajów kauczuku (takich jak kauczuk butadienowo-styrenowy, kauczuk naturalny czy polibutadien). Są źródłem emisji przede wszystkim Cu i Zn, przy czym organiczny cynk jest szeroko używany jako wskaźnik pyłu pochodzącego ze ścierania opon.

**Źródła emisji pyłu inne niż spaliny** zyskują coraz większe znaczenie, gdyż emisje w spalinach stale się zmniejszają. Analiza wielkości emisji z dobrze utrzymanego, nowoczesnego samochodu wskazuje, iż **główny udział w emisji PM stanowi ścieranie elementów** (WHO, 2005).

Jak się obecnie powszechnie uważa (patrz np. WHO, 2005, EEA, 2014) transport drogowy jest najważniejszym źródłem obecności w powietrzu następujących z wymienionych powyżej zanieczyszczeń: NO<sub>x</sub>, CO, C<sub>6</sub>H<sub>6</sub>, pyłu PM, zwłaszcza w zakresie pyłu sub-

mikronowego PM1.0 pochodzącego z silników oraz pyłu grubego PM2.5-10 pochodzącego ze ścierania okładzin hamulcowych, opon i nawierzchni dróg. Natomiast standardy jakości powietrza (poziomy dopuszczalne/docelowe) obowiązują dla 13 zanieczyszczeń powietrza: SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, CO, PM10, PM2.5, Pb, C<sub>6</sub>H<sub>6</sub>, O<sub>3</sub> oraz dla WWA i metali ciężkich (As, Cd, Ni), dla których należy monitoringować zarówno stężenia w powietrzu, jak i depozycje na podłożu.

## 1.2. Oddziaływania

Ponieważ – jak omówiono powyżej – transport drogowy jest źródłem m.in. zanieczyszczeń kwaśnych, węglowodorów aromatycznych oraz metali ciężkich – **mogących w sposób istotny degradować środowisko glebowe i przenikać do wód podziemnych** – poza obliczeniem stężeń zanieczyszczeń konieczne jest wyliczenie depozycji tych zanieczyszczeń, aby ocenić, jakie zagrożenie dla gleby/wód niesie za sobą planowana inwestycja. Jest to szczególnie istotne dla odcinka **Węzeł Drewnica – Węzeł Zakręt, ze względu na czynne i planowane w rejonie Szkopówka ujęcia wody dla miasta Sulejówek**. Analiza wpływu depozycji zanieczyszczeń na ekosystemy znajdujące się w pobliżu planowanej autostrady **jest standardem ocen** wpływu tych inwestycji na środowisko przeprowadzanych w krajach Europy Zachodniej.

Związki kwaśne (NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub>) mogą powodować po depozycji zakwaszenie środowiska, które to zjawisko wywołuje zmianę naturalnego składu chemicznego gleby i wód, powodując po pewnym czasie zakłócenia w funkcjonowaniu ekosystemów. Silne zakwaszenie jest najtrudniej odwracalne (lub nieodwracalne) w wodach podziemnych i glebach. W glebach po przekroczeniu jej pojemności neutralizującej przebiega szereg niekorzystnych procesów jak:

- uwalnianie aluminium (Al<sup>+3</sup>), które jest związkiem silnie fitotoksycznym,
- wzrost mobilności i dostępności dla roślin zawartych w glebie metali ciężkich (związki metali ciężkich zmieniają się przy niskim pH w formy rozpuszczalne),
- wypłukiwanie anionów, jonów wodorowych, aluminium i metali ciężkich do wód podziemnych i powierzchniowych, co powoduje ich zakwaszenie i toksyczność.

Natomiast emitowane przez transport drogowy pyły zawierają pierwiastki toksyczne, w tym metale ciężkie oraz trwałe związki organiczne, charakteryzujące się zazwyczaj wysoką toksycznością.

W związku z powyższym, w sytuacji, gdy w niedużej odległości od planowanej autostrady znajdują się ujęcia wód podziemnych, **konieczna jest ocena rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń, określenia ich stężeń, a zwłaszcza depozycji (suchej i mokrej) do podłoża**.

Proces suchej depozycji zanieczyszczeń powietrza na podłożu jest uzależniony od stężenia tych zanieczyszczeń w atmosferze, od procesu turbulencyjnego i molekularnego transportu w przyziemnej warstwie atmosfery, od chemicznej i fizycznej charakterystyki zanieczyszczeń oraz od zdolności podłoża (receptora) do absorpcji zanieczyszczeń. Suchemu osiadaniu podlegają zarówno zanieczyszczenia gazowe, jak i pyły. W otoczeniu źródeł emisji zanieczyszczeń proces suchego osiadania jest determinowany przede wszystkim przez konfigurację źródeł, typ tych źródeł i występujące warunki meteorologiczne. Dla liniowych źródeł emisji, suche osiadanie zachodzi bezpośrednio w pobliżu źródła, gdzie stężenia zanieczyszczeń są największe i maleje wraz z odległością od źródła liczoną wzdłuż kierunku wiatru.

Mokra depozycja (wmywanie) zanieczyszczeń z atmosfery jest definiowana jako naturalny proces przechwytywania zanieczyszczeń przez chmury i/lub kropelki opadu, w którego konsekwencji zanieczyszczenia doprowadzane są do podłoża. Proces wmywania jest efektywnym mechanizmem usuwania dla rozpuszczalnych zanieczyszczeń gazowych i aerozoli o średnicy  $d > 1 \mu\text{m}$ . Wmywanie tego typu zachodzi szczególnie intensywnie w pobliżu źródeł emisji (także komunikacyjnych).

### **1.3. Specyfika rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń ze źródeł komunikacyjnych**

Informacje przedstawione w punktach 1.1 i 1.2 niniejszej Opinii uzmysławiają jak dużym problemem jest rzetelna ocena wpływu transportu drogowego – w analizowanym przypadku – **Wschodniej Obwodnicy Warszawy** na środowisko. Należy w tym celu określić aktywność ruchu, czyli ilość pojazdów w podziale na ich typ, rodzaj stosowanego paliwa, pojemność, oraz technologię budowy silnika; prędkości pojazdów na poszczególnych odcinkach planowanej trasy, w określonych przedziałach czasowych; następnie zastosować odpowiednie wskaźniki do wyznaczenia emisji poszczególnych zanieczyszczeń oraz wykorzystać **odpowiedni model matematyczny** do symulacji rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń i obliczenia wynikających z ruchu samochodów stężeń normowanych zanieczyszczeń oraz depozycji zanieczyszczeń kwaśnych, metali ciężkich i WWA. Przy czym obszar oddziaływania przyjmuje się jako **pas o szerokości 0.2-0.5 km** wokół drogi (WHO, 2005; Karner i in., 2010; Barzyk i in., 2015).

Specyfika źródła emisji zanieczyszczeń jakim jest droga/autostrada wiąże się z kilkoma aspektami. Po pierwsze **emisja ma miejsce na bardzo niewielkiej wysokości** co istotnie wpływa na sposób rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń. Po drugie istnieje potrzeba uwzględnienia **turbulencji wytwarzanej przez poruszające się samochody**. Poza wpływem tej turbulencji na rozprzestrzenianie się zanieczyszczeń emitowanych z silników samochodowych, ma ona również istotny wpływ na ilość pyłu unoszonego z drogi. Po trzecie,

należy uwzględnić specyfikę rozprzestrzeniania się emitowanych zanieczyszczeń, biorąc pod uwagę kąt pomiędzy drogą a kierunkiem wiatru oraz warunki słabego przewietrzania (niewielkich prędkości wiatru). **Gaussowskie modele smugi**, powszechnie stosowane do modelowania dyspersji zanieczyszczeń powietrza dla celów oceny oddziaływania obiektów, zapewniają dokładne rozwiązanie analityczne dla źródeł liniowych, jedynie w sytuacji, gdy kierunek wiatru jest prostopadły do drogi. W sytuacji niewielkich prędkości wiatru, bądź wiatru wiejącego w kierunku zbliżonym do równoległego w stosunku do jezdni, poziome zawirowania wiatru powodują rozprzestrzenianie się smugi w zakresie szerokich kątów wobec głównej osi wiatru. Zastosowanie standardowych (I generacji) Gaussowskich modeli stanu ustalonego (*steady-state*) **może prowadzić do znacznych błędów w oszacowaniu** wzdłuż teoretycznej osi smugi. Zatem dla tego typu sytuacji użyty powinien zostać inny algorytm, uwzględniający dyspersję zanieczyszczeń pod wpływem „meandrującego” wiatru (Barzyk i in., 2015).

W związku z powyższym, do oceny oddziaływania na środowisko dróg, w tym autostrad stosuje się na świecie, w tym w Unii Europejskiej, **wyspecjalizowane modele do opisu rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń ze źródeł liniowych** – konieczność stosowania takich rozwiązań podkreślono także w opracowaniu: *Wskazówki metodyczne dotyczące modelowania matematycznego w systemie zarządzania jakością powietrza*, (Ministerstwo Środowiska, GIOŚ, Warszawa, 2003).

We współczesnych modelach wykorzystywanych do analizy wpływu dróg na jakość powietrza – w większości przypadków są to **modele Gaussowskie II generacji** – wykorzystuje się zazwyczaj sekwencyjne dane meteorologiczne (w przeciwieństwie do danych klimatologicznych, stosowanych w modelach I generacji), teorię Monina-Obukhowa do określenia w sposób ciągły stabilności w warstwie granicznej atmosfery (w przeciwieństwie do stosowanych w modelach I generacji klas stabilności), oraz dedykowane algorytmy do określania dyspersji przy powierzchni ziemi, przy uwzględnieniu turbulencji wytwarzanej przez samochody. Niektóre modele (np. model C-LINE) posiadają także algorytmy uwzględniające dyspersję przy niewielkich prędkościach wiatru. Wśród takich nowoczesnych modeli – **stosowanych do rutynowych obliczeń** – można wymienić duński model OML-Highway (Ketzler i in., 2013), fiński model CAR-FMI (Levitin i in., 2005) oraz amerykański model C-LINE (Barzyk i in., 2015); wśród starszych modeli: rodzinę amerykańskich modeli CALINE, duński model OSPM, angielskie ADMS-Roads i ADMS-Urban oraz holenderski CAR International.

## **2. Uwagi do przyjętej metodyki oceny rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń powietrza**

Zastosowana w raporcie firmy Jacobs o oddziaływaniu na środowisko Wschodniej Obwodnicy Warszawy na odcinku Węzeł Drewnica – Węzeł Zakręt metodyka oceny rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń powietrza jest metodyką referencyjną opisaną w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 26 stycznia 2010 r. w sprawie wartości odniesienia dla niektórych substancji w powietrzu (Dz. U. Nr 16, poz. 87).

### **Trzeba podkreślić następujące aspekty zastosowania tej metodyki:**

1. Metodyka referencyjna obliczeń stężeń zanieczyszczeń jest metodyką opracowaną dla **źródeł punktowych**.
2. Z matematycznego punktu widzenia jest to **Gaussowski model smugi I generacji**, oparty na analitycznym rozwiązaniu równań adwekcji-dyfuzji, zaproponowanym w latach 60. XX w. przez F. Pasquill'a. Źródła komunikacyjne (liniowe) są reprezentowane przez zespół źródeł punktowych.
3. Metodyka referencyjna zawarta w przywołanym Rozporządzeniu jest **niewielką modyfikacją metodyki opracowanej w Polsce 40 lat temu** na podstawie rozwiązania Pasquill'a. Metodyka ta – w latach 70. XX w. nowoczesna – dziś musi być oceniona jako anachroniczna i nie uwzględniająca ogromnego postępu naukowego, jaki dokonał się w ciągu ostatnich 40 lat w dziedzinie matematycznego modelowania procesów atmosferycznych.
4. W nowej wersji szeroko w Polsce stosowanego programu implementującego tę metodykę – programu OPERAT FB, który został zastosowany przez Autorów opracowania – zaimplementowano wyspecjalizowany model dla źródeł liniowych, amerykański model CALINE, która to opcja **nie została jednak przez Autorów wykorzystana**.

Można zatem stwierdzić, że **przyjęta metodyka nie uwzględnia** – scharakteryzowanej w p. 1.3 – **specyfiki rozprzestrzeniania się zanieczyszczeń ze źródeł komunikacyjnych, a zatem uzyskane wyniki mogą być obciążone trudnym do oszacowania, ale z pewnością znacznym, błędem.**

### **Ponadto, w modelu przyjęto pewne niewłaściwe lub wręcz błędne założenia:**

1. **Model ruchu dla samochodów ciężarowych i dostawczych.** Do opracowania modelu ruchu dla tych pojazdów wewnątrz Warszawy wykorzystano **wyniki badań z lat 80. XX w.** Jest wysoce prawdopodobne, że modele ruchu w drugiej i trzeciej dekadzie XXI w. w sposób istotny różnią się/będą się różniły od tych z lat okresu PRL-u.

## 2. Przyjęte wskaźniki emisyjne.

a. Opracowanie opiera się na wskaźnikach emisyjnych opublikowanych w 2010 r. Obecnie dostępne są nowsze opracowania.

b. **Brak uwzględnienia różnic** jakimi charakteryzują się emisje spalinowe z samochodów z silnikami ZI i ZS.

3. **Przyjęte godziny szczytu.** Autorzy przyjęli, że w ciągu doby występują jedynie 3 godz. szczytu komunikacyjnego. Codzienna obserwacja ruchu samochodowego w Warszawie i na drogach dojazdowych do stolicy, wskazuje na dłuższy okres szczytu w ciągu doby. W ocenach wykonywanych w innych krajach, zazwyczaj przyjmuje się szczyt poranny (2 godz.) i popołudniowy (3 godz.). Ponadto, ostatnie doświadczenia z poszerzania ulic w Warszawie, wskazują że zabiegi te nie tyle usprawniają ruch, co zwiększają jego intensywność. Co więcej z Opracowania wynika, że **nie uwzględniono specyfiki ruchu w ciągu szczytu** (liczba samochodów, prędkość ruchu)!

4. **Rodzaj emitowanego pyłu PM.** Na str. 344 (rozdz. 16.2) Autorzy piszą: „*Na potrzeby obliczeń przyjęto, że pył emitowany podczas spalania paliw w pojazdach oraz pył powstający podczas ścierania okładzin hamulcowych, opon i drogi to w całości pył zawieszony PM10. Udział pyłu zawieszony PM2,5 w pyłe PM10 został natomiast przyjęty na poziomie 95% na podstawie opracowania pt. Emission estimation technique manual for Combustion engines Version 3.0 June 2008 - National Pollutant Inventory; Australian Government, Department of the Environment, Water, Heritage and the Arts*”. Jak podano w p.1.1 niniejszej Opinii, pył powstający podczas spalania paliw to pył submikronowy, a więc przyjęte założenie jest słuszne. **Nie jest ono natomiast słuszne** dla pyłu pochodzącego ze ścierania, który to pył należy do frakcji grubej, PM2.5-10. To błędne założenie może mieć bardzo duże znaczenie dla uzyskanych wyników, zwłaszcza że ścieranie elementów ma duży (często przeważający) udział w całkowitej emisji PM z komunikacji (WHO, 2005).

5. **Rodzaj emitowanych tlenków azotu.** Na str. 344 (rozdz. 16.2) Autorzy piszą: „*Na podstawie badań przeprowadzonych przez WIOŚ na komunikacyjnej stacji monitoringu powietrza przyjęto, że maksymalnie do 40% emitowanych tlenków azotu ulegnie konwersji do NO<sub>2</sub>*”. Założenie to budzi poważne zastrzeżenia. Tlenek azotu jest zanieczyszczeniem bardzo nietrwałym, ulegającym w atmosferze szybkiemu utlenianiu do ditlenku azotu. Dla uzasadnienia przyjętego założenia przedstawiono wykres i tabelę dotyczące dobowego przebiegu stężeń NO<sub>2</sub>, NO i NO<sub>x</sub> ze stacji komunikacyjnej w Warszawie, bez wyjaśnienia jakiego okresu dane te dotyczą. Uzasadnienie to należy uznać za wysoce niewystarczające.



6. **Przyjęta wartość współczynnika szorstkości terenu z0.** Do obliczeń przyjęto wartość  $z_0 = 2$  m, argumentując tak wysoką wartość przebiegiem trasy przez „*tereny zabudowy mieszkaniowej, tereny leśne i nieużytki*”. Przyjęta wartość budzi poważne zastrzeżenia, zwłaszcza dla terenów nieużytków, dla których  $z_0$  jest o dwa rzędy wielkości mniejsze, a które to tereny występują wzdłuż trasy. Wartość  $z_0$  powinna zostać uzmienniona zgodnie z rzeczywistym pokryciem terenu.
7. **Wysokość emisji.** Za wysokość emisji przyjęto 2,5 m (przyjęte  $z_0 + 0,5$  m). Wartość ta nie odpowiada w żadnej mierze rzeczywistości i może powodować poważne zakłamanie wyników. Argumentacja Autorów opracowania związana jest z założeniami przyjętego modelu opracowanego dla źródeł punktowych. Konieczność stosowania tego typu „zabiegów” jest kolejnym argumentem przemawiającym za zasadnością stosowania modelu odpowiedniego dla źródeł komunikacyjnych.
8. **Brak obliczeń dla metali ciężkich.** Jak podano w p. 1.1. Opinii transport drogowy jest źródłem emisji wielu pierwiastków, w tym 4 metali ciężkich, których stężenia są normowane Dyrektywami UE: As, Cd, Ni i Pb. Należy przeprowadzić obliczenia dla tych metali.
9. **Brak obliczeń depozycji związków kwaśnych, WWA i metali ciężkich.** Uzasadnienie konieczności przeprowadzenia takich obliczeń podano w punkcie 1.2 Opinii.

W świetle przedstawionych uwag uważa się, że raport w zakresie ochrony powietrza powinien zostać ponownie wykonany, przy uwzględnieniu przedstawionych w niniejszej Opinii uwag i zastrzeżeń. Dopiero wyniki obliczeń z uwzględnieniem powyższych uwag pozwoli na ocenę rzeczywistej uciążliwości rozpatrywanej inwestycji.

## Literatura

- 1) Barzyk T.M., Isakov V., Arunachalam S., Venkatram A., Cook R., Naess B., 2015. A near-road modeling system for community-scale assessments of traffic-related air pollution in the United States. *Environmental Modelling & Software*, 66, 46-56.
- 2) Briant R., Korsakissok I., Seigneur C., 2011. An improved line source model for air pollutant dispersion from roadway traffic. *Atmospheric Environment*, 45, 4099-4107.
- 3) Colvile R.N., Hutchinson E.J., Mindell J.S., Warren R.F., 2001. The transport sector as a source of air pollution. *Atmospheric Environment*, 35, 1537-1565.
- 4) EEA, 2005.
- 5) EEA, 2014. Focusing on environmental pressures from long-distance transport. TERM 2014: transport indicators tracking progress towards environmental targets in Europe. Report 7/2014. European Environmental Agency, Copenhagen.
- 6) Karner A.A., Eisinger D.S., Niemeier D.A., 2010. Near-roadway air quality: synthesizing the findings from real-world data. *Environmental Science & Technology*, 44, 5334-5344.
- 7) Ketzel M., Jensen S.S., Becker T., Lorentz H., Olesen H.R., Løfstrøm P., 2013. OML-Highway model: Evaluation of the open road source model OML-Highway for several field datasets. Prezentacja na HARMO 15: 15th International Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes, 6-9 maja 2013, Madryt, Hiszpania.
- 8) Levitin J., Härkönen J., Kukkonen J., Nikmo J., 2005. Evaluation of the CALINE4 and CAR-FMI models against measurements near a major road. *Atmospheric Environment*, 39, 4439-4452.
- 9) Opher T., Friedler E., 2010. Factors affecting highway runoff quality. *Urban Water Journal*, 7:3, 155-172.
- 10) Shi J.P., Harrison R.M., Brear F., 1999. Particle size distribution emitted from a modern diesel engine. *The Science of the Total Environment*, 235, 305-317.
- 11) Snyder M.G., Venkatram A., Heist D.K., Perry S.G., Petersen W.B., Isakov V., 2013. R-LINE: A line source dispersion model for near-surface releases. *Atmospheric Environment*, 77, 748-756.
- 12) SOER, 2015. Środowisko Europy 2015 – Stan i prognozy: Synteza. Europejska Agencja Środowiska, Kopenhaga.
- 13) WHO, 2005. Health effects of transport-related air pollution. Krzyżanowski M., Kuna-Dibbert B., Schneider J. (red.). World Health Organization, Regional Office for Europe, Kopenhaga.
- 14) WHO, 2013. Outdoor air pollution a leading environmental cause of cancer deaths. Communication of the International Agency for Research on Cancer, WHO. Press release no. 221, 17.10.2013.
- 15) Żak M., Koniecznyński J., Klejnowski K., 2005. Występowanie benzenu i jego pochodnych alkilowych w powietrzu atmosferycznym na obszarach miejskich ze szczególnym uwzględnieniem rejonów tras komunikacyjnych. Prace i Studia; Instytut Podstaw Inżynierii Środowiska Polskiej Akademii Nauk, Zabrze.