

Dr Marko Tainio
Zakład Modelowania Komputerowego
Instytut Badań Systemowych
Polska Akademia Nauk
Ul. Newelska 6
01-447 Warszawa, Polska

Warszawa, 8 kwietnia 2019. (Załącznik 2a)

Autoreferat

przedstawiający opis podstawowego osiągnięcia i powstałego dorobku naukowego
w związku z ubieganiem się o nadanie stopnia doktora habilitowanego

1. Dane osobowe

Nazwisko i imiona: Tainio, Marko Kalevi.

Miejsce/Data urodzenia: Varkaus, Finlandia/12 października 1977 r.

Identyfikator Orcid: 0000-0002-0973-2342.

Identyfikator Scopus: 8213549900.

2. Posiadane dyplomy i stopnie naukowe

- | | |
|------|---|
| 2015 | Stopień docenta w dziedzinie ocen oddziaływania na zdrowie środowiskowe – Uniwersytet Finlandii Wschodniej (Finlandia). <ul style="list-style-type: none">• W ramach postępowania w celu uzyskania stopnia w sierpniu 2015 r. został wygłoszony oceniany wykład i kolokwium. |
| 2010 | Nostryfikacja dyplomu doktorskiego <i>Metody i niepewności oceny skutków zdrowotnych zanieczyszczenia powietrza pyłami drobnymi (PM_{2.5})</i> - Politechnika Warszawska, Warszawa, Polska. |
| 2009 | Stopień doktora w dziedzinie zdrowia środowiskowego – Uniwersytet w Kuopio ^a (Finlandia). <ul style="list-style-type: none">• Tytuł rozprawy doktorskiej <i>Metody i niepewności oceny skutków zdrowotnych zanieczyszczenia powietrza pyłami drobnymi (PM_{2.5})</i>. |
| 2003 | Tytuł magistra nauk o środowisku - Uniwersytet w Kuopio ^a (Finlandia). |

^a Obecnie Uniwersytet w Kuopio nosi nazwę **Uniwersytet Finlandii Wschodniej (UEF)**.

3. Historia zatrudnienia

- | | |
|----------|--|
| 11/2016- | Starszy pracownik naukowy , Wydział Epidemiologii MRC, Uniwersytet w Cambridge, Cambridge, Wielka Brytania. |
|----------|--|

- 2013-2016 **Pracownik naukowy otrzymujący stypendium na rozwój kariery naukowej** - Wydział Epidemiologii MRC, Uniwersytet w Cambridge, Cambridge, Wielka Brytania.
- 2009-2013 **Adiunkt** – Instytut Badań Systemowych, Polska Akademia Nauk, Warszawa, Polska (od 2013 r. do chwili obecnej na urlopie).
- 2002-2011 **Pracownik naukowy (jako doktorant i po doktoracie)** – Narodowy Instytut Zdrowia i Opieki Socjalnej (THL), Zakład Zdrowia Środowiskowego, Kuopio, Finlandia.
- 2006 **Pracownik naukowy i student** – Międzynarodowy Instytut Analizy Systemowej Stosowanej (IIASA), Laxenburg, Austria.

4. Główne osiągnięcie naukowe

Główne osiągnięcie naukowe (zgodnie z art. 16 ust. 2 polskiej ustawy z dnia 14 marca 2003 r. o stopniach naukowych i tytule naukowym oraz stopniach i tytule w zakresie sztuki; Dz. U. 2003 nr 65 poz. 595 z późn. zm.) stanowi zbiór sześciu artykułów naukowych o wspólnej nazwie

Modelowanie komputerowe w zakresie informatyki zdrowia publicznego i zanieczyszczenia powietrza.

We wszystkich sześciu opublikowanych, recenzowanych artykułach (zob. poniżej) odegrałem znaczącą rolę w zakresie formułowania problemów badawczych, prowadzenia i raportowania badań, zob. szczegóły w załączonych formularzach „Potwierdzenia autorstwa” podpisanych przez współautorów. Wspomniane sześć prac naukowych (1-6) przedstawiono poniżej (od najnowszej do najstarszej):

Lp.	Artykuł i procentowe udziały współautorów	Wskaźnik cytowań (impact factor) czasopisma*	Punkty MNiSW (za 2016 r.)	Cytowania (Web of Science)	Cytowania (Scopus)
1	Holnicki P (40%), Kałużsko A (15%), Nahorski Z (15%), Tainio M. (30%) (2018). Intra-urban variability of the intake fraction from multiple emission sources. Atmospheric Pollution Research 9(6): 1184-1193. https://doi.org/10.1016/j.apr.2018.05.003	2.152	20	0	0
	<i>Opracowałem metodykę wyznaczenia wskaźników obciążenia chorobami, przeprowadziłem obliczenia oraz współuczestniczyłem w pisaniu artykułu.</i>				
2	Holnicki P (45%), Tainio M (35%) , Kałużsko A (10%), Nahorski Z. (10%) (2017). Burden of Disease due to multiple air pollutants emitted from local and international sources in Warsaw, Poland. International Journal of Environmental Research and Public Health 14 (11), 1359.	2.145	25	1	1

	https://doi.org/10.3390/ijerph14111359				
	<i>Uczestniczyłem w tworzeniu koncepcji i struktury badań, wykonałem obliczenia i analizy związane ze wskaźnikami DALY (lata życia skorygowane niesprawnościami) dla populacji mieszkańców Warszawy oraz uczestniczyłem w pisaniu artykułu.</i>				
3	Tainio M (35%) , de Nazelle AJ, Götschi T, Kahlmeier S, Rojas-Rueda D, Nieuwenhuijsen MJ, de Sá TH, Kelly P, Woodcock J. (2016). Can air pollution negate the health benefits of cycling and walking? Preventive Medicine 87: 233-236. https://doi.org/10.1016/j.ypmed.2016.02.002	3.483	40	51	64
	<i>Uczestniczyłem w zaprojektowaniu zakresu badań, napisałem wstępną wersję artykułu, przeprowadziłem obliczenia i byłem autorem korespondującym w procesie wydawniczym.</i>				
4	Tainio M. (100%) (2015). Burden of disease caused by local transport in Warsaw, Poland. Journal of Transport & Health 2(3): 423–433. https://doi.org/10.1016/j.jth.2015.06.005	2.774	25	12	12
	<i>Jestem jedynym autorem artykułu.</i>				
5	Tainio M. (40%) , Holnicki P. (20%), Loh M.M. (20%), Nahorski Z. (20%) (2014). Intake Fraction Variability Between Air Pollution Emission Sources Inside an Urban Area. Risk Analysis 34(11):2021-34. DOI: 10.1111/risa.12221.	2.898	35	9	9
	<i>Uczestniczyłem w planowaniu badań, przeprowadziłem obliczenia wskaźników ekspozycji i frakcji wdychanej, zaprojektowałem zawartość artykułu i napisałem jego fragmenty oraz byłem autorem korespondującym w procesie wydawniczym.</i>				
6	Tainio M. (30%) , Juda-Rezler K. (20%), Reizer M. (20%), Warchałowski A. (10%), Trapp W. (10%), Skotak K. (10%) (2013). Future climate and adverse health effects caused by fine particulate matter air pollution: Case study for Poland. Regional Environmental Change 13 (3): 705-715. https://doi.org/10.1007/s10113-012-0366-6	2.872	35	16	17
	<i>Uczestniczyłem w planowaniu badań, obliczyłem wskaźniki ekspozycji oraz związane z nimi ryzyko zdrowotne populacji spowodowane zanieczyszczeniem powietrza, przygotowałem wstępną wersję artykułu oraz byłem autorem korespondującym w procesie wydawniczym.</i>				

Uwaga: Zob. szczegółowe informacje w załączonych formularzach „Potwierdzenia autorstwa do celów habilitacji” określające „procentowy [%] wkład dr Tainio” w każdy artykuł. Formularze te podpisali współautorzy, potwierdzając, że dr Tainio odegrał znaczącą rolę w opracowaniu i opublikowaniu tych prac. Informacje dotyczące cytowań z Web of Science i Scopus zgromadzono w styczniu i lutym 2019 r.

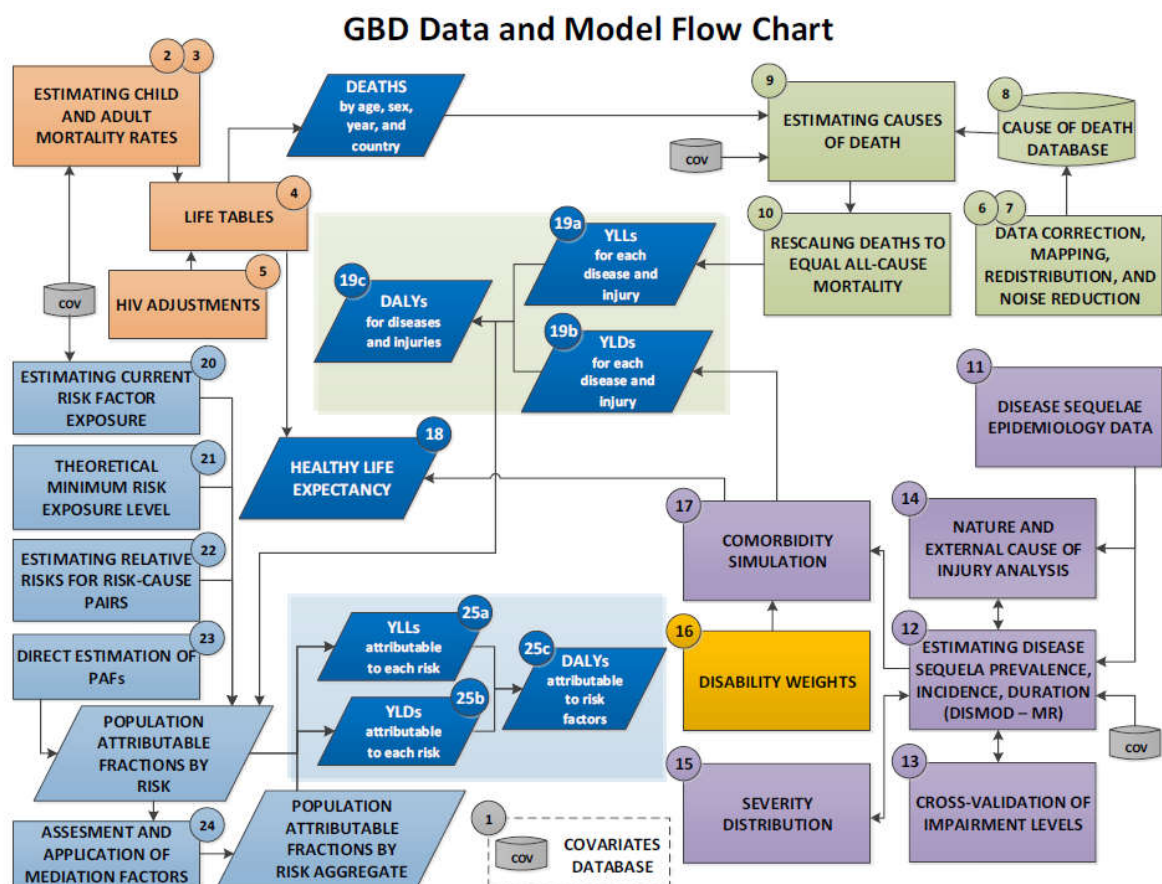
Opisane badania są multidyscyplinarne i łączą techniki z wielu dziedzin nauk (informatyki, matematyki i statystyki, zdrowia publicznego, nauk o środowisku oraz nauk o atmosferze). W ramach

badan informatycznych stanowią one część ogólnej dziedziny **informatyki zdrowia publicznego** (public health informatics), którą zdefiniowano jako „systematyczne stosowanie informacji, informatyki i technologii informatycznych w praktyce ochrony zdrowia publicznego oraz w związanych z nią badaniach i procesie uczenia się” (Yasnoff i in. 2000). Yasnoff i in. (2000) określili cztery kluczowe zasady informatyki zdrowia publicznego:

- **Promocja zdrowia** ludności i/lub społeczności (w odróżnieniu od jednostek, którymi zajmuje się medycyna);
- Stosowanie wiedzy i technologii z zakresu informatyki w celu **zapobiegania chorobom i uszkodzeniom ciała poprzez zmianę warunków lub środowiska** ludzi;
- Koncentrowanie działań na **wszystkich wrażliwych punktach łańcucha przyczynowego** prowadzącego do choroby lub uszkodzenia ciała;
- Uwzględnienie **ram administracyjnych**, w jakich ma miejsce ochrona zdrowia publicznego.

Obserwuje się coraz większą potrzebę dalszych badań i rozwiązań związanych z informatyką zdrowia publicznego. Na przykład potrzebna jest wielkoskalowa integracja danych, łącznie z rozwojem oprogramowania, w celu oszacowania ryzyka zdrowotnego (np. raka płuc) na poziomie globalnym i lokalnym oraz czynników ryzyka (np. zanieczyszczenie powietrza, palenie tytoniu). Najlepszym przykładem takich działań są badania dotyczące globalnego obciążenia chorobami (Global Burden of Disease - GBD) prowadzone przez Instytut Mierników i Oceny Zdrowia (Institute for Health Metrics and Evaluation - IHME). Badania IHME mają na celu „przedstawienie niezależnego, opartego na dowodach obrazu globalnych trendów z zakresu zdrowia, który stanowiłby podstawę dla prac decydentów, badaczy i podmiotów finansujących” (<http://www.healthdata.org/about/history>). W dokonanej w 2017 r. aktualizacji GBD (GBD 2017) przedstawiono „38 mld szacunków dotyczących 359 chorób i uszkodzeń ciała oraz 84 czynników ryzyka z 195 krajów i terytoriów, a także informacje dostarczone przez 3676 współpracowników z 146 krajów i terytoriów.” We wszystkich badaniach w szerokim zakresie zastosowano metody i narzędzia informatyki (zob. schemat blokowy badań na rys. 1 poniżej).

Tak zwane zbiory „big data”, gromadzone w coraz większych ilościach za pomocą tanich i licznych urządzeń teleinformatycznych przekazujących informacje, takich jak telefony komórkowe, tworzą nowe możliwości dla badań z zakresu informatyki zdrowia publicznego. Na przykład w najnowszych badaniach wykorzystano zdjęcia satelitarne w celu oszacowania globalnych stężeń zanieczyszczeń powietrza (np. Evans i in. 2013) oraz zdjęcia ulic w programie Google Street View w celu oszacowania wzorców podróży w Wielkiej Brytanii (Goel i in. 2018). Podczas gdy w pierwszej z tych prac wykorzystano dane zebrane dla celów badawczych, w drugiej użyto dużego zbioru danych zgromadzonych i utrzymywanych przez Google. Rola dostawców danych, jaką odgrywają duże międzynarodowe firmy stosujące technologie informatyczne, stanowi zarówno wyzwanie, jak i szansę dla badań z zakresu informatyki, w tym informatyki zdrowia publicznego. Jeśli – i kiedy – będzie dostępnych więcej zbiorów big data, to dane zgromadzone na przykład w Stanach Zjednoczonych będzie można wykorzystać w badaniach z zakresu informatyki zdrowia publicznego w Polsce, co stworzy nowe możliwości dla badaczy i grup badawczych, które nie są bezpośrednio zaangażowane w gromadzenie danych.



Rys. 1: Szczegółowy schemat blokowy badań z zakresu informatyki zdrowia publicznego opracowany przez IHME dla potrzeb GBD 2017 (IHME 2018).

Ocena oddziaływania na zdrowie (HIA)

W ramach informatyki zdrowia publicznego w moich badaniach zajmowałem się głównie modelowaniem ocen oddziaływania szkodliwych czynników na zdrowie (Health Impact Assessment - HIA). Według Światowej Organizacji Zdrowia (WHO), HIA „stanowi środek oceny skutków zdrowotnych polityk, planów i przedsięwzięć w różnych sektorach gospodarki przy użyciu technik ilościowych, jakościowych i partycypacyjnych.” HIA przypomina inne podobne metody oceny oddziaływań, takie jak ocena zintegrowana, analiza systemowa, analiza kosztów i korzyści oraz analiza ryzyka, niekiedy też terminów tych używa się zamiennie. W ramach moich badań nad HIA skupiłem się na dwóch obszarach: po pierwsze, opracowałem nowe metody szacowania ryzyka zdrowotnego oraz korzyści wynikających z polityk i działań, a po drugie, zastosowałem metody HIA do szacowania ryzyka zdrowotnego oraz korzyści wynikających z polityk i działań. W tym celu zastosowałem na przykład strukturę przyczynową DSPIR (model interwencji ujmujący czynniki sprawcze, presję, stan, oddziaływanie i środki przeciwdziałania), opracowaną przez Europejską Agencję Środowiska (EEA) w celu ustalenia zależności między politykami i zdrowiem.

Poniżej przedstawiono kluczowe projekty badawcze, w ramach których opracowałem i zastosowałem metody HIA:

- *Badania nad wyceną skutków zdrowotnych w ocenie transportu*, sfinansowane przez Ministerstwo Transportu Wielkiej Brytanii, za pośrednictwem Rządowej Agencji Zaopatrzenia, w 2017 r.;
- *Polityka ograniczania zanieczyszczenia powietrza – Ocena zintegrowanych strategii regionalnych i lokalnych (APPRAISAL)*, Projekt sfinansowany z 7. Programu Ramowego Unii Europejskiej, skupiający się na metodach HIA dla zanieczyszczenia powietrza (2012-2015);
- *Skutki transportu lokalnego w Warszawie dla zdrowia środowiskowego*, sfinansowane przez Ministerstwo Nauki i Szkolnictwa Wyższego, Polska (2012-2014);
- *Transport, zanieczyszczenie powietrza i aktywności fizyczne; program zintegrowanej oceny ryzyka zdrowotnego powodowanego przez zmiany klimatu i polityki miejskie (TAPAS)*, sfinansowane przez Fundację Coca Cola (2009-2013).

W uznaniu mojej działalności w zakresie badań nad HIA Uniwersytet Finlandii Wschodniej nadał mi stopień docenta w dziedzinie ocen oddziaływanie na zdrowie środowiskowe w 2015 r. W Finlandii stopień docenta jest tytułem akademickim, który umożliwia naukowcom objęcie stanowiska głównych badaczy, kierowanie grupami badawczymi i pełnienie roli promotorów doktorantów. Jest więc on podobny do polskiego stopnia doktora habilitowanego.

4.1 Cele badawcze

W moich badaniach, opisanych bardziej szczegółowo poniżej, zastosowałem metody HIA w celu szacowania ekspozycji na zanieczyszczenie powietrza atmosferycznego i związanych z nią skutków zdrowotnych. Informacje te są potrzebne do efektywnego kosztowo łagodzenia niekorzystnych skutków zdrowotnych zanieczyszczenia powietrza, przy jednoczesnym uwzględnieniu innych możliwych zmian poprzez ujęcie innych czynników ryzyka. Badania, które przedstawiam poniżej, przyczyniły się do ilościowego określenia: i) skutków zdrowotnych zanieczyszczenia powietrza w Warszawie i Polsce, ii) skutków zdrowotnych powodowanych przez różne składniki zanieczyszczenia powietrza w Warszawie, iii) oddziaływania zmian klimatu na stężenia zanieczyszczeń powietrza w Polsce oraz iv) zależności ryzyka związanego z zanieczyszczeniem powietrza i korzyści wynikającej z aktywności fizycznej w wielu różnych miastach.

Zanieczyszczenie powietrza

We wszystkich badaniach przedstawionych poniżej oszacowano skutki zdrowotne zanieczyszczenia powietrza, a zwłaszcza zanieczyszczenia powietrza pyłami zawieszonymi. Pyły zawieszone (PM) stanowią mieszaninę cząstek stałych i płynnych wytworzonych w źródłach antropogenicznych i naturalnych oraz zmieszanych w powietrzu. Tak zwane pyły wtórne powstają w powietrzu przez reakcje zachodzące między składnikami emitowanych zanieczyszczeń oraz gazów wchodzących w skład powietrza. Na ogół, pyły klasyfikuje się zgodnie z wielkością aerodynamiczną cząstek. Drobne pyły zawieszone, czyli PM_{2.5}, oznaczają cząstki o średnicy aerodynamicznej poniżej 2.5 µm.

Zanieczyszczenie powietrza stanowi na całym świecie znaczący czynnik ryzyka zdrowotnego. W wykonanych w 2017 roku badaniach w ramach sieci Global Burden of Disease oszacowano, że zanieczyszczenie powietrza powoduje globalnie 4,9 mln dających się mu przypisać zgonów rocznie, przy czym na Polskę przypada z tego prawie 25 000 zgonów (Sieć Współpracy w zakresie Globalnego Obciążenia Chorobami – Global Burden of Disease Collaborative Network 2018). Większość zgonów w Polsce, które można przypisać zanieczyszczeniu powietrza, była spowodowana zanieczyszczeniem powietrza atmosferycznego pyłami zawieszonymi (21 tys. zgonów rocznie), natomiast

zanieczyszczenie powietrza powodowane przez spalanie paliw stałych w gospodarstwach domowych i ozon doprowadziło odpowiednio do 2400 i 1300 dających się przypisać zgonów.

Z tych wszystkich względów, skutki zanieczyszczenia powietrza stanowią znaczący fragment badań z zakresu informatyki zdrowia publicznego. Ponieważ zanieczyszczenie powietrza powoduje problemy zdrowotne na całym świecie, należy zbadać i znaleźć sposoby ograniczenia jego skutków zdrowotnych. Jednocześnie, ponieważ zanieczyszczenie powietrza zmienia się w czasie i przestrzeni, zintegrowanie danych dotyczących zanieczyszczenia powietrza, populacji i zdrowia wymaga rozwoju i zastosowania technologii informatycznych do oszacowania, która emisja zanieczyszczeń powietrza wywołuje największe skutki zdrowotne i skąd pochodzi. Przedstawiane poniżej badania dotyczą właśnie tych kwestii.

4.2 Rezultaty badań

4.2.1 Prognozowanie ekspozycji na zanieczyszczenie powietrza w Warszawie (artykuły nr 1 i nr 5)

W artykule nr 1 (Holnicki i in. 2018) i nr 5 (Tainio i in. 2014) oszacowano ekspozycję na zanieczyszczenie powietrza w Warszawie. Określając ekspozycję na zanieczyszczenie powietrza szacuje się ilość zanieczyszczeń powietrza wdychaną przez ludzi, co pozwala na oszacowanie skutków zdrowotnych zanieczyszczenia powietrza. Oszacowanie zanieczyszczenia powietrza wieloma zanieczyszczeniami i zintegrowanie informacji przy użyciu modelu HIA wykonano w dwóch etapach:

1. Najpierw powiązano stężenia zanieczyszczeń powietrza wygenerowane przez modele dyspersyjne z populacją w oparciu o adresy domowe w celu oszacowania ekspozycji;
2. Następnie oszacowano zależność „emisja-ekspozycja” dla różnych zanieczyszczeń i kategorii źródeł, aby później zagregować informacje dotyczące ekspozycji w modelu HIA.

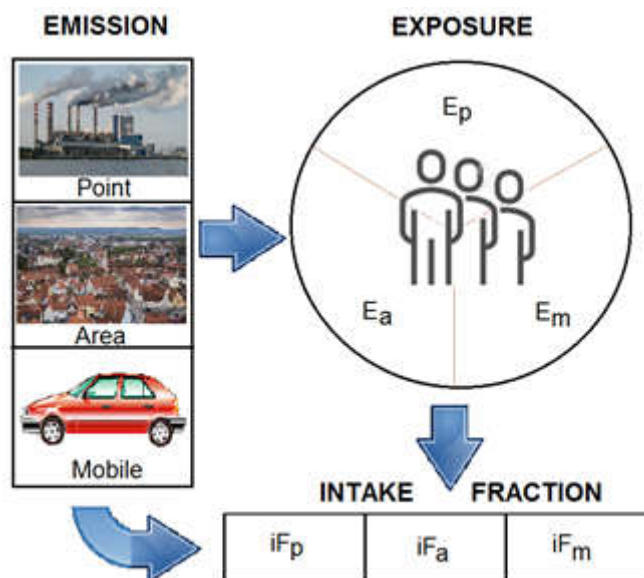
Żeby oszacować zależność „emisja-ekspozycja”, zastosowaliśmy wielkość nazywaną frakcją wdychaną (intake fraction – iF) (Bennett i in. 2002) w celu podsumowania i pokazania różnic między źródłami i kategoriami źródeł opartych na tej zależności (zob. rys. 2 poniżej). W odniesieniu do zanieczyszczeń powietrza wskaźnik iF opisuje frakcję emisji wdychaną przez populację narażoną na zanieczyszczenia. Na ogół, wskaźnik iF dla nieaktywnych zanieczyszczeń powietrza na obszarach miejskich waha się między 10 i 100 części na milion (Lai i in. 2000, Rosenbaum i in. 2011), co oznacza, że wdychane jest od 10 do 100 mg z każdego kilograma emitowanych zanieczyszczeń powietrza. Wskaźnik iF dla indywidualnego źródła (k) oblicza się z równania:

$$iF_{j,k} = \sum_{i=0} \frac{(C_{i,j,k} \times Pop_i \times BR)}{Q_{j,k}}$$

gdzie $iF_{j,k}$ – wdychana frakcja zanieczyszczenia j emitowanego ze źródła k; $C_{i,j,k}$ – prognozowany wzrost stężenia zanieczyszczenia powietrza (g/m^3) w receptorze punktowym dla zanieczyszczenia j, wywołanego przez źródło emisji k; Pop_i – liczba osób w obszarze receptorowym i; BR – średnia częstość oddechu; $Q_{j,k}$ – poziom emisji (g/s) zanieczyszczenia j ze źródła k. Źródło k reprezentuje zarówno źródła punktowe, jak i powierzchniowe. We wszystkich obliczeniach w artykułach nr 1 i nr 5 zastosowano stałą wartość BR równą $20 m^3/dzień$ na osobę (około $0,0002 m^3/s$ na osobę).

W celu zagregowania wskaźnika iF dla wielu źródeł stosuje się równanie w postaci:

$$iF_k = \frac{BR}{Q_k} \sum_j Pop_j \left(\sum_i C_{i,j,k} \right) \text{ and } Q_k = \sum_i Q_{i,k}$$



Rys. 2: Graficzne podsumowanie artykułu nr 1. E oznacza ekspozycję, a iF frakcje wdychane.

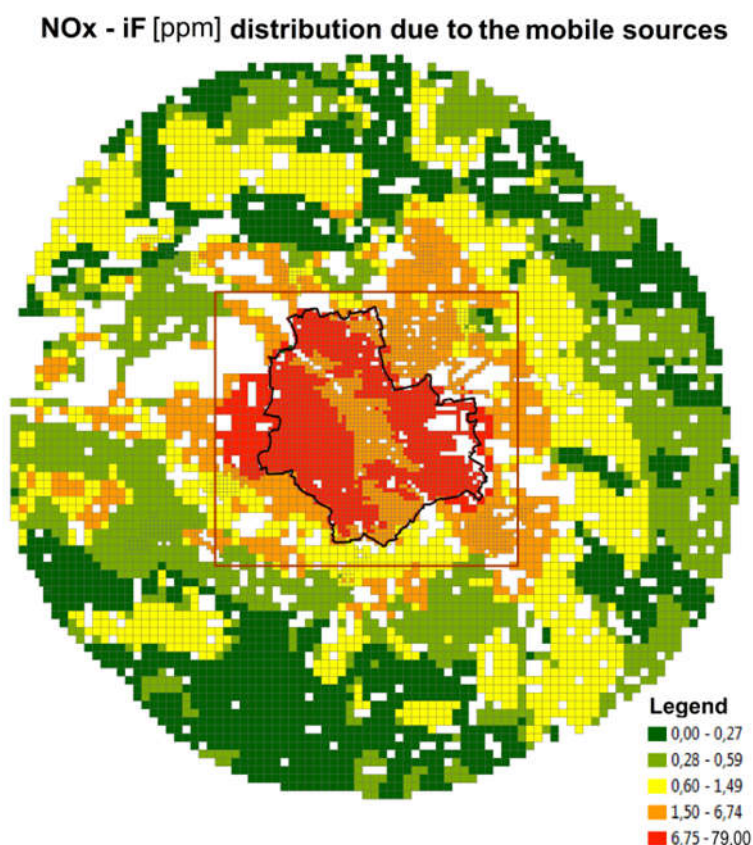
Dane dotyczące stężeń zanieczyszczeń powietrza dla różnych zanieczyszczeń powietrza, źródeł i kategorii źródeł zostały oszacowane przy użyciu gaussowskiego modelu dyspersyjnego CALPUFF (<http://www.src.com/calpuff/calpuff1.htm>). Obliczenia przeprowadzono w Instytucie Badań Systemowych Polskiej Akademii Nauk. Potrzebne dane dotyczące emisji zanieczyszczeń powietrza pochodziły z polskiej firmy EKOMETRIA (<http://www.ekometria.com.pl/>), która utworzyła je na zamówienie Wojewódzkiego Inspektoratu Środowiska w Warszawie. W tabl. 1 poniżej przedstawiono różnice w zakresie modelowania dyspersji między artykułami nr 1 i nr 5. W obu badaniach moim głównym zadaniem było zintegrowanie danych dotyczących populacji i stężeń i wyznaczenie ekspozycji i wskaźników iF .

Tablica 1: Różnice w zakresie modelowania dyspersji między artykułami nr 1 i nr 5.

	Artykuł nr 5 (Tainio i in. 2013)	Artykuł nr 1 (Holnicki i in. 2018)
Liczba rozpatrzonych zanieczyszczeń	12	17
Liczba źródeł lub obszarów źródeł	1790	18153
Rozdzielczość przestrzenna źródła (siatka)	1 km x 1 km	0,5 km×0,5 km w obrębie Warszawy oraz 1 km x 1 km poza Warszawą
Dane emisyjne za rok	2005	2012
Liczba obszarów receptorowych, w których prognozowano stężenia	563	2248

W artykule nr 5 prognozowano zmienność iF w obrębie miasta dla 12 zanieczyszczeń powietrza wykorzystując jako dane wejściowe modelowane dane dotyczące stężeń. Powiązano dane o stężeniach z danymi określającymi populację mieszkańców, uzyskanymi z Europejskiej Agencji Środowiska (EEA) (EEA 2000). Rozdzielczość przestrzenna danych wynosi 100 m x 100 m, dla wszystkich 28 państw członkowskich Unii Europejskiej. Dane dla Warszawy zostały zagregowane przy użyciu oprogramowania ArcGis do odpowiednich siatek użytych w modelowaniu (1 km x 1 km lub 0.5 km x 0.5 km). Wynikowe wskaźniki iF zostały obliczone dla wszystkich zanieczyszczeń i źródeł. Do wyznaczenia wskaźników iF zastosowano wersję 4.4 oprogramowania Analytica (<http://www.lumina.com/>), które powiązało bazę danych dyspersyjnych z danymi populacyjnymi.

W artykule nr 1 prognozowano zmienność frakcji iF w obrębie miasta dla 17 zanieczyszczeń powietrza przy użyciu dwóch różnych rozdzielczości: w obrębie Warszawy rozdzielczość wynosiła 0,5 x 0,5 km, a poza Warszawą 1 x 1 km (rys. 3). We wszystkich obliczeniach uwzględniono tylko populację mieszkańców w obrębie Warszawy. W ten sposób wykonano modelowanie w celu oszacowania, które źródła w obrębie Warszawy i w jej pobliżu przyczyniają się, i w jakim stopniu, do stężeń zanieczyszczeń powietrza w Warszawie.



Rys. 3: Rozkład przestrzenny wskaźników iF dla źródeł liniowych (ruchu drogowego) w odniesieniu do tlenków azotu jako zanieczyszczeń powietrza. Najwyższe wartości iF występują w granicach Warszawy, ale pewne wysokie wartości iF są również związane ze źródłami występującymi na zachód od miasta, wskazując, że emisja zanieczyszczeń powietrza z tych źródeł ma duży wpływ na jakość powietrza w Warszawie.

We wnioskach artykułu nr 5 stwierdzono, że dla większości zanieczyszczeń powietrza i źródeł najwyższe i najniższe wartości iF różniły się od 20 do 60 razy, co oznacza, że związane z nimi skutki zdrowotne również różnią się od 20 do 60 razy. Dla źródeł liniowych (ruchu drogowego) największe

wartości wskaźników iF występują łącznie z najwyższymi poziomami emisji. Wyniki te wskazują, że przestrzennie ukierunkowane działania łagodzące, takie jak niskoemisyjne strefy transportu zmotoryzowanego, mogłyby być potencjalnie bardziej efektywne kosztowo w Warszawie niż podobna redukcja emisji z innych źródeł.

We wnioskach z artykułu nr 1 stwierdzono także, że najwyższe wartości iF dla emisji ze źródeł powierzchniowych są związane ze źródłami zlokalizowanymi w peryferyjnych dzielnicach Warszawy lub w ich najbliższym sąsiedztwie (ogrzewanie domów). Natomiast najwyższe wartości iF dla emisji ze źródeł liniowych koncentrują się w dzielnicach centralnych, w których wysoka gęstość zaludnienia występuje jednocześnie z wysoką intensywnością ruchu drogowego. Redukcja emisji z właściwie wybranych na podstawie przeprowadzonych obliczeń źródeł powierzchniowych i liniowych o wysokim poziomie ekspozycji najbardziej przyczyniłaby się do poprawy efektów zdrowotnych (zob. tabl. 2 poniżej).

Badania przedstawione zarówno w artykule nr 1, jak i w artykule 5 przyniosły podobne wyniki (zob. tabl. 3 poniżej). W obu badaniach można było wyróżnić źródła i obszary emisji mające największy wpływ na lokalne stężenia zanieczyszczeń powietrza w obrębie Warszawy. Łącznie z informacjami dotyczącymi skutków zdrowotnych (zob. następny rozdział), informacje te można wykorzystać w celu ustalenia strategii zmniejszenia emisji, które miałyby największy wpływ na lokalne stężenia zanieczyszczeń powietrza i związane z nimi skutki zdrowotne.

Tablica 2: Zagregowane frakcje wdychane dla różnych kategorii emisji i zanieczyszczeń powietrza w Warszawie, jakie prognozowano w artykule nr 1. Jednostką wartości iF jest część na milion (ppm), gdzie 1 ppm oznacza wdychanie 1 mg zanieczyszczenia powietrza na każdy 1 kg emitowanego zanieczyszczenia.

Zanieczyszczenia	Wysokie źródła punktowe	Niskie źródła punktowe	Źródła powierzchniowe	Źródła liniowe	Wszystkie źródła
SO ₂	0.74	2.03	5.95	13.20	3.40
SO ₄	0.01	0.03	0.26	0.81	0.15
NO _x	0.60	3.80	6.02	13.92	8.48
NO ₃	0.03	0.18	0.08	0.60	0.34
PPM10	0.89	3.99	6.81	16.70	7.17
PPM10_r	-	-	-	20.15	20.15
PPM25	1.01	4.08	6.72	16.55	7.14
PPM25_r	-	-	-	21.91	21.91
PM10	1.19	4.07	6.85	20.10	10.95
PM25	1.93	4.26	6.77	21.53	8.49
CO	0.78	2.62	6.43	22.77	20.34
C ₆ H ₆	0.57	2.68	7.36	22.63	2.43
Pb	1.30	5.39	7.29	21.08	11.77
As	1.18	2.80	7.28		6.75
Cd	0.77	9.08	7.28	3.52	6.94
Ni	0.86	5.62	7.28	15.65	7.06
BaP	1.41	2.31	6.22	12.57	6.15

Tablica 3: Porównanie szacunkowych wartości frakcji wdychanych otrzymanych w artykule nr 1 i artykule nr 5 dla źródeł powierzchniowych i liniowych dla czterech zanieczyszczeń powietrza.

	Artykuł nr 5	Artykuł nr 1
Źródła powierzchniowe		
PM ₁₀	21	29
PM _{2.5}	20	28
NO _x	18	30
SO ₂	18	30
Źródła liniowe		
PM ₁₀	45	37
PM _{2.5}	44	39
NO _x	30	24
SO ₂	32	26

4.2.2 Prognozowanie skutków zdrowotnych zanieczyszczenia powietrza w Warszawie (artykuły nr 2 i nr 4)

W artykule nr 2 (Holnicki i in. 2017) i artykule nr 4 (Tainio 2015) oszacowano skutki zdrowotne powodowane przez zanieczyszczenie powietrza w Warszawie w Polsce. W obu badaniach obliczono dane dotyczące ekspozycji, które przedstawiono w osobnych publikacjach naukowych (zob. poprzedni rozdział), natomiast metodę wyznaczania skutków zdrowotnych przedstawiłem w samodzielnej publikacji. W obu badaniach moim zadaniem było zbudowanie modelu służącego do obliczania skutków zdrowotnych i oszacowanie niepewności związanej ze skutkami zdrowotnymi.

Żeby wyznaczyć szkody dla zdrowia spowodowane przez zanieczyszczenie powietrza, na ogół stosujemy metodę opartą na ryzyku przypisanym populacji (population attributable fraction – PAF) (np. Barendregt i Veerman 2010). PAF definiuje się jako „proporcjonalne zmniejszenie występowania chorób lub śmiertelności populacji, które wystąpiłoby w przypadku zmniejszenia czynnika ryzyka zgodnie z alternatywnym idealnym scenariuszem ekspozycji”, a skutki zdrowotne oblicza się przy użyciu następujących trzech równań:

$$RR_i = RR(\text{reported})^{(1/Eb)^{E_i}}$$

$$PAF = \frac{\sum_{i=1}^n P_i \times RR_i - \sum_{i=1}^n P'_i \times RR'_i}{\sum_{i=1}^n P_i \times RR_i}$$

$$\text{Number of deaths} = PAF \times \text{Background mortality}$$

gdzie $RR(\text{reported})$ – względne ryzyko wystąpienia skutku choroby (np. całkowita śmiertelność spowodowana zmianą ekspozycji na zanieczyszczenie powietrza o $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$), ustalone na podstawie literatury epidemiologicznej, E_b – ekspozycja na zanieczyszczenie powietrza, dla której oszacowano

RR w badaniu epidemiologicznym (np. 10 µg/m), RR_i - RR dla danego poziomu ekspozycji w scenariuszu i, E_i – poziom ekspozycji w scenariuszu i (zwykle E_i to jest aktualna ekspozycja), P_i – odsetek populacji w scenariuszu i, P_i' - odsetek populacji na poziomie ekspozycji i (dla idealnego scenariusza ekspozycji), n – liczba poziomów ekspozycji, Background_mortality – bazowa śmiertelność na badanym obszarze.

Równanie PAF stosuje się, gdy dane dotyczące zdrowia pochodzą z badań epidemiologicznych (ludzi). Jeśli dane dotyczące zdrowia pochodzą z badań toksykologicznych (zwierząt i/lub ludzi), skutki zdrowotne oblicza się z innych równań, jak na przykład w przypadku raka płuc:

$$AI = E \times UR \times Pop$$

$$Number\ of\ new\ cancer\ cases\ per\ year = AI/75$$

gdzie E – ekspozycja na zanieczyszczenie powietrza, UR (ryzyko jednostkowe) – ryzyko wystąpienia raka płuc w czasie całego życia, Pop – wielkość badanej populacji, AI – oszacowana częstość występowania (liczba nowych przypadków raka płuc w roku). Równanie to szacuje ryzyko zachorowania na raka w ciągu całego życia, zaś żeby oszacować liczbę nowych przypadków na rok, ryzyko wystąpienia raka płuc w populacji podzielono przez 75, przyjmując 75 lat jako średni okres życia.

W tabl. 4 przedstawiono przykładowe bazowe dane dla RR i UR, a w tabl. 5 wynikowe skutki zdrowotne dla Warszawy wyznaczone w artykule nr 2. W obu badaniach wykorzystano bazowe dane dotyczące śmiertelności i obciążenia zdrowotne uzyskane w przeprowadzonych przez IHME badaniach GBD (<http://ghdx.healthdata.org/gbd-results-tool>), które dostarczyły bazowych danych zdrowotnych uwzględniających wiek, płeć i chorobę dla wszystkich krajów świata. Na podstawie badań GBD, wyznaczono cztery różne wskaźniki stanu zdrowia:

- **Liczba zgonów** rocznie według wieku, płci i choroby (np. liczba przypadków raka płuc na rok).
- **Liczba utraconych lat życia (YLL)** na skutek przedwczesnej śmiertelności. YLL szacuje się mnożąc liczbę zgonów rocznie przez oczekiwaną długość życia osoby tej samej płci i w tym samym wieku.
- **Liczba utraconych lat życia na skutek niepełnosprawności i uszkodzenia ciała (YLD)**. Przy pomocy YLD szacuje się utratę jakości życia w czasie niepełnosprawności lub uszkodzenia ciała mnożąc wagę choroby (liczbę między zero i jeden) przez okres trwania choroby lub uszkodzenia ciała.
- **Liczba lat życia skorygowana niesprawnością (DALY)**. DALY jest sumą YLL i YLD, jedno DALY jest więc niejako równoważne jednemu YLL, czyli utracie jednego roku życia.

Bazowe obciążenie oszacowane dla Polski zostało przeskalowane dla Warszawy na podstawie wielkości populacji według wieku i płci.

Tablica 4. Zestawienie funkcji „ekspozycja-odpowiedź” (ERF) użytych w artykule nr 2. RR (względne ryzyko), UR (ryzyko jednostkowe), HR (współczynnik ryzyka).

Zanieczyszczenie	Krańcowy skutek zdrowotny	Grupa wieku	Rodzaj ERF	ERF	Literatura
PM2.5	Śmiertelność z przyczyn naturalnych	30+	RR (relative risk)	1.062 (95% CI 1.040-1.083)	Héroux et al. 2015.
PM2.5, PM2.5-10	Nowe przypadki przewlekłego zapalenia oskrzeli	30+	UR (unit risk)	5.33 x 10 ⁻⁵ (0.17 x 10 ⁻⁵ -11.3 x 10 ⁻⁵)	Hurley et al., 2005.
PM2.5	Dni z ograniczoną aktywnością (RAD)	15-64	UR	0.09 (0.079-1.013)	Hurley et al., 2005.
PM2.5, PM2.5-10	Dni z chorobami dolnych dróg oddechowych u dzieci w wielu szkolnym	5-14	UR	0.186 (0.186-0.277)	Hurley et al., 2005.
PM2.5, PM2.5-10	Dni z chorobami dolnych dróg oddechowych u dorosłych	15+	UR	0.13 (0.015-0.243)	Hurley et al., 2005.
NOx	Śmiertelność z przyczyn naturalnych	30+	HR (hazard rate)	1.02 (95% CI 1.00-1.04)	Beelen et al. 2013.
SO2	Rak płuc	All	RR	1.01 (0.94-1.08)	Nafstad et al., 2003.
BaP	Rak płuc	All	UR	8.7 x 10 ⁻⁵ (1.0 x 10 ⁻⁵ – 10 x 10 ⁻⁵)	World Health Organization, 2000; Bostrom et al., 2002
Cd	Rak płuc	All	UR	1.8 x 10 ⁻³ (1.0 x 10 ⁻³ – 1.8 x 10 ⁻³)	Bickel and Friedrich 2005; Takenaka et al., 1983.
Ni	Rak płuc	All	UR	2.4 x 10 ⁻⁴ (1.1 x 10 ⁻⁵ – 2.4 x 10 ⁻⁴)	Bickel and Friedrich 2005; Peto et al., 1984; Chovil et al., 1981.
As	Rak płuc	All	All	0.00015	Erraguntla et al. 2012.
Pb	Łagodne upośledzenie umysłowe (MMR)	0-1	Specyficzne	Specyficzne	Fewtrell et al., 2003.
Pb	Choroba sercowo-naczyniowa	15-79	RR	Specyficzne	Fewtrell et al., 2003.
CO	Choroba niedokrwienna serca	All	RR	1.00934 (1.01512-1.00359)	Hosseinoor et al. 2005.
C6H6	Białaczka	All	UR	6.0 x 10 ⁻⁶ (2.26 x 10 ⁻⁶ - 7.8 x 10 ⁻⁶)	Hänninen and Knol 2011.

Tablica 5: Wynikowe obciążenie zdrowotne w DALY w Warszawie z artykułu nr 2. Wyniki są wyrażone z 95% przedziałem ufności oszacowanym przy pomocy symulacji Monte Carlo.

Zanieczyszczenie i skutek zdrowotny	Wysokie źródła punktowe	Niskie źródła punktowe	Źródła liniowe	Źródła powierzchniowe	Napływ spoza badanego obszaru	Wszystkie skutki zdrowotne
PM _{2.5} : Niewypadkowa śmiertelność	59 (44 do 73)	182 (136 do 226)	6094 (4563 do 7546)	10852 (8126 do 13438)	19000 (14228 do 23528)	36186 (27098 do 44811)
PM _{2.5} : Przewlekłe zapalenie oskrzeli (POChP)	5 (1 do 9)	15 (3 do 28)	509 (101 do 927)	906 (179 do 1651)	1586 (314 do 2891)	3021 (598 do 5505)
PM _{2.5} : Dni z ograniczoną aktywnością (RAD)	1 (1 do 1)	4 (3 do 4)	122 (110 do 133)	217 (196 do 237)	379 (343 do 415)	722 (654 to 791)
PM _{2.5} : Dni z objawami dolnych dróg oddechowych (u dzieci w wielu szkolnym)	<1	1 (1 do 1)	31 (19 do 43)	55 (33 do 76)	96 (58 do 133)	182 (111 do 252)
PM _{2.5} : Dni z chorobami dolnych dróg oddechowych (u dorosłych)	1 (0 do 1)	2 (1 do 4)	71 (21 do 134)	126 (37 do 239)	220 (65 do 418)	419 (124 do 797)
PM _{2.5-10} : Dni z chorobami dolnych dróg oddechowych (u dzieci w wielu szkolnym)	<1	1 (1 do 1)	88 (54 do 122)	15 (9 do 21)	19 (11 do 26)	123 (75 do 170)
PM _{2.5-10} : Dni z chorobami dolnych dróg oddechowych (u dorosłych)	1 (0 do 1)	2 (1 do 4)	202 (60 do 384)	36 (11 do 68)	43 (13 do 81)	283 (84 do 538)
PM _{2.5-10} : Przewlekłe zapalenie oskrzeli (POChP)	4 (1 do 8)	16 (3 do 29)	1455 (288 do 2652)	256 (51 do 467)	307 (61 do 559)	2038 (403 do 3715)
NOx: Niewypadkowa śmiertelność	111 (25 do 194)	123 (28 do 215)	5966 (1364 do 10448)	548 (125 do 959)	423 (97 do 741)	7170 (1639 do 12557)
SO ₂ : Rak płuc	16 (80 do 105)	6 (31 do 41)	39 (197 do 260)	72 (359 do 473)	31 (156 do 206)	164 (823 do 1086)
BaP: Rak płuc	0 (0 do 1)	1 (0 do 1)	7 (2 do 10)	34 (12 do 48)	22 (8 do 31)	63 (22 do 91)
Cd: Rak płuc	<1	1 (0 do 2)	<1	16 (1 do 40)	1 (0 do 2)	18 (1 do 44)
Ni: Rak	<1	<1	<1	<1	<1	1 (0 do 1)
Pb: łagodne upośledzenie umysłowe (u dzieci)	<1	-	8 (3 do 17)	5 (2 do 10)	1 (0 do 1)	13 (5 do 28)
Pb: Choroby sercowo-naczyniowe (u dorosłych)	0 (0 do 1)	-	166 (81 do 301)	100 (49 do 181)	11 (6 do 20)	279 (137 do 507)

As: Rak płuc	<1	<1	<1	<1	<1	<1
CO: Choroba niedokrwienna serca	<1	<1	98 (38 do 158)	3 (1 do 5)	59 (23 do 95)	160 (62 do 259)
C ₆ H ₆ : Białaczka	1 (0 do 1)	0 (0 do 1)	3 (2 do 4)	3 (2 do 4)	-	7 (4 do 9)
Ogółem	200 (68 do 326)	357 (241 do 469)	14856 (9708 do 19902)	13241 (10288 do 16065)	22196 (17177 do 26998)	50849 (39270 do 62083)
Odsetek wszystkich skutków zdrowotnych spowodowanych przez źródło emisji	0	1	29	26	44	100

Zarówno w artykule nr 2, jak i w artykule nr 4 uzyskano podobne skutki zdrowotne spowodowane przez zanieczyszczenie powietrza w Warszawie. W artykule nr 2 oszacowano obciążenie zdrowia związane z zanieczyszczeniem powietrza na 2800 przypisywanych zgonów i 51 000 DALY na rok. Stanowią one, odpowiednio, 15% i 9% wszystkich zgonów i DALY na badanym obszarze, co oznacza, że zanieczyszczenie powietrza w znaczącym stopniu przyczynia się zarówno do przypisywanych zgonów, jak i chorób w Warszawie. Około 45% przypisywanych zgonów było spowodowanych przez napływ zanieczyszczeń powietrza spoza Warszawy, a za 55% były odpowiedzialne lokalne źródła emisji, co wskazuje, że redukcja tego obciążenia dla zdrowia wymaga lokalnych, krajowych i międzynarodowych strategii zmniejszania emisji zanieczyszczeń. Jeśli chodzi o źródła lokalne, to źródła powierzchniowe emisji z sektora bytowego spowodowały 47% obciążenia, natomiast źródła liniowe (ruch drogowy) były odpowiedzialne za 50% (zob. tabl. 5). Wskazuje to wyraźnie, że lokalne działania łagodzące powinny dotyczyć tych dwóch kategorii emisji. W artykule nr 2 przedstawiono również informacje dotyczące odpowiedzialności różnych zanieczyszczeń powietrza za spowodowanie ryzyka dla zdrowia. Zarówno dla szacowanych zgonów, jak i dla DALY, pyły PM_{2.5} były odpowiedzialne za prawie wszystkie skutki zdrowotne, a w przypadku DALY większość skutków zdrowotnych spowodowanych przez PM_{2.5} było związanych z szacowanymi zgonami. Pyły PM_{2.5} stanowią więc w Warszawie najważniejsze zanieczyszczenie powietrza pod względem skutków zdrowotnych.

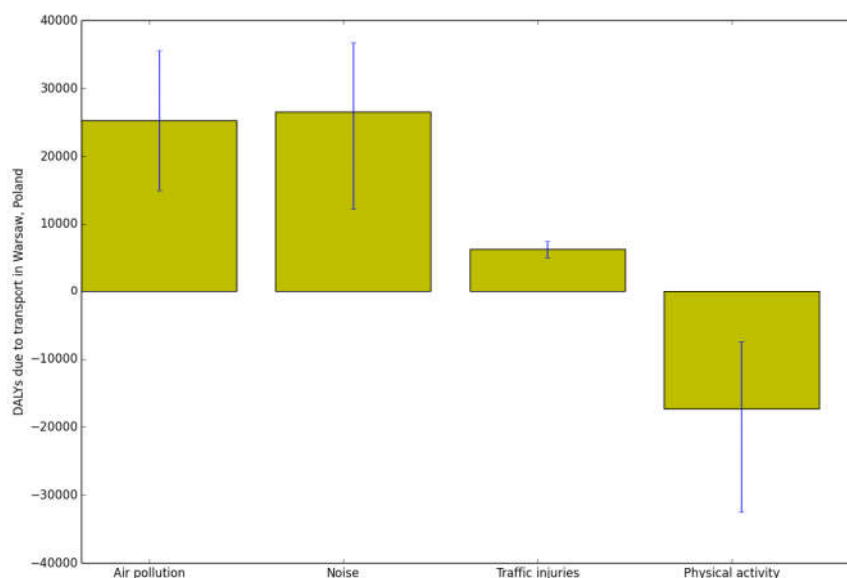
Podczas gdy głównym zagadnieniem rozpatrywanym w artykule nr 2 było zanieczyszczenie powietrza, w artykule nr 4 porównano ryzyka powodowane przez zanieczyszczenie powietrza z hałasem i uszkodzeniami ciała związanymi z ruchem drogowym oraz ryzykami i korzyściami związanymi z aktywnością fizyczną (zob. rys. 4). W artykule 4 oszacowano, że transport lokalny w Warszawie powoduje około 41 000 DALY na rok w warszawskiej populacji. Uwzględniając wyłącznie ryzyka zdrowotne powodowane przez zanieczyszczenie powietrza, hałas i uszkodzenia ciała związane z ruchem drogowym, całkowite obciążenia zdrowotne wynoszą 58 000 DALY, podczas gdy aktywność fizyczna związana z chodzeniem pieszo i jeżdżeniem na rowerze przynosi korzyść zdrowotną o wartości 17 000 DALY. Jest to 11% całej liczby DALY na badanym obszarze. Główne ryzyka stanowią zanieczyszczenie powietrza pyłami PM_{2.5} (44% wszystkich ryzyk zdrowotnych) i hałas (46%), co wskazuje, że można by potencjalnie uzyskać poprawę stanu zdrowia populacji lokalnej przez zredukowanie emisji PM_{2.5} i hałasu generowanego przez transport zmotoryzowany.

Szacowanie i propagacja niepewności

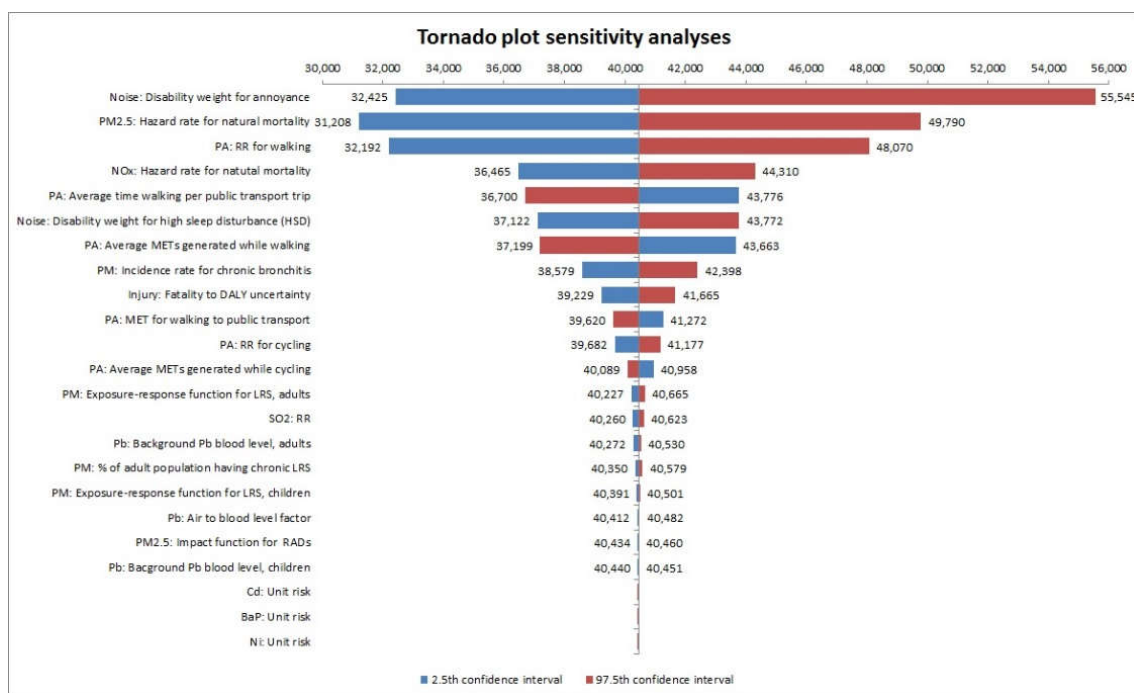
Zarówno w artykule nr 2, jak i w artykule nr 4 zastosowaliśmy metody analizy niepewności i analizy wrażliwości. Analiza niepewności oznacza metody i działania określające ilościowo niepewność związaną z parametrami wejściowymi lub strukturą modelu. Na przykład większość wartości RR w

tabl. 4 jest niepewna. Tę niepewność propagowano w modelu za pomocą metod symulacji Monte Carlo. W obu badaniach przeprowadzono analizę i symulacje Monte Carlo za pomocą programu Analytica, opracowanego przez firmę Lumina Inc. z Kalifornii (<http://www.lumina.com/>). Dzięki temu mogliśmy określić niepewność związaną ze wszystkimi skutkami zdrowotnymi. Na przykład w artykule nr 2 prognozowano, że liczba DALY wynikająca ze zgonów przypisywanych PM2.5 wyniesie 36 186 rocznie, z 95% przedziałem ufności od 27 098 do 44 811 (tabl. 5). Podobnie, w artykule nr 4 użyto niepewności, żeby pokazać różnice między skutkami zdrowotnymi zanieczyszczenia powietrza związanego z ruchem drogowym, hałasem, aktywnością fizyczną i uszkodzeniami ciała. W ten sposób można było wykazać, że ponieważ skutki zdrowotne spowodowane przez uszkodzenia ciała są względnie dobrze znane, to skala ich skutków zdrowotnych jest mniejsza niż skala skutków zdrowotnych związanych z zanieczyszczeniem powietrza i hałasem (rys. 4).

W obu badaniach przeprowadziliśmy również analizę wrażliwości. Analiza wrażliwości pozwala ustalić, w jaki sposób niepewność związana ze zmienną wejściową wpływa na niepewność związaną z wynikiem modelu (Frey i Patil 2002). Definicja niepewności może być różna w zależności od dziedziny, ale w tych przykładach niepewność oznacza brak wiedzy dotyczącej zmiennej wejściowej (np. dokładnych parametrów służących do oszacowania szkód dla zdrowia powodowanych przez PM2.5) lub matematycznego sformułowania modelu. W niektórych przypadkach nazwano to, odpowiednio, niepewnością parametryczną lub niepewnością modelu (np. Linkov i Burmistrov 2003). W artykule nr 4 użyliśmy metody analizy wrażliwości wykorzystującej wykres typu tornado (zob. 5). W analizie wrażliwości wykorzystującej wykres typu tornado wyniki przelicza się osobno dla niskich, średnich i wysokich wartości niepewności każdego szacowanego parametru, jednocześnie zachowując wartości nominalne innych parametrów. Wyniki pokazują, jak każda zmienna wpływa na wynik modelu. Na rys. 5 zmienne uporządkowano od najwyższej wrażliwości (dla wagi niepełnosprawności spowodowanej hałasem) do najniższej, żeby lepiej wyróżnić zmienne, których niepewność w największym stopniu wpływa na wyniki.



Rys. 4: Przykład analizy niepewności w artykule nr 4. Wartości DALY zostały obliczone osobno dla czterech różnych rodzajów źródeł (zanieczyszczenia powietrza, hałasu, uszkodzeń ciała związanych z ruchem drogowym i aktywności fizycznej). Do propagowania niepewności w modelu zastosowano metody symulacji Monte Carlo.



Rys. 5: Przykład analizy wrażliwości wykorzystującej wykres typu tornado z artykułu nr 4. Na samej górze znajduje się zmienna (waga niepełnosprawności dla hałasu), która najbardziej wpływa na wynik modelu, co wskazuje, że dalsze badania uściślające wartości tej zmiennej przyczyniłyby się najbardziej do zmniejszenia niepewności wyników.

Wnioski artykułów nr 2 i nr 4

We wnioskach z artykułów nr 2 i nr 4 określono ilościowo skutki zdrowotne zanieczyszczenia powietrza w Warszawie oraz bardziej dokładnie określono ich znaczenie dla różnych zanieczyszczeń powietrza, kategorii źródeł i lokalizacji emisji. Wszystko to jest ważne dla opracowania strategii minimalizacji zanieczyszczenia powietrza. Ponadto, w obu badaniach zastosowano metody symulacji Monte Carlo w celu oszacowania i propagowania niepewności. Dzięki temu można było przedstawić wyniki wraz z ich niepewnością i wykazać, które niepewności najbardziej wpływają na skutki zdrowotne. Jest to istotne dla ukierunkowania dalszych badań oraz przekazywania informacji o niepewności innym naukowcom i decydentom.

4.2.3 Prognozowanie skutków zdrowotnych zanieczyszczenia powietrza w Polsce (artykuł nr 6)

Artykuł nr 6 (Tainio i in. 2013) jest przykładem badań z zakresu HIA, w których szacuje się skutki zdrowotne w ramach różnych scenariuszy dla przyszłości. W artykule nr 6 przebadano, jak prognozowane zmiany klimatu wpłyną na ekspozycję populacji i związane z nią skutki zdrowotne spowodowane przez zanieczyszczenie powietrza pyłami PM2.5 w Polsce. Ekspozycję na PM2.5 szacowano dla trzech dekad: lat 90-tych XX wieku oraz lat 40-tych i 90-tych XXI wieku. Przyszłe warunki klimatyczne prognozowano za pomocą Regionalnego Modelu Klimatu RegCM (Beta), opartego na modelu ogólnej cyrkulacji atmosfery ECHAM5. Symulacji dyspersji PM2.5 dokonano za

pomocą modelu transportu zanieczyszczeń CAMx w wersji 4.40. Dyspersję modelowano na Politechnice Warszawskiej.

Moim zadaniem w ramach badań było oszacowanie ekspozycji przez porównanie danych dotyczących populacji i stężeń oraz związanych z nimi skutków zdrowotnych powodowanych przez PM2.5 w Polsce. Żeby zilustrować różnice między różnymi metodami obliczania ekspozycji (niepewności modelu), obliczono obciążenie zdrowotne przy użyciu dwóch różnych szacunkowych wielkości ekspozycji:

- średniego stężenia;
- stężenia ważonego populacyjnie.

Średnie stężenie stanowiło średnią ze wszystkich szacunkowych stężeń z terenu Polski. Przy określaniu stężenia ważonego populacyjnie uwzględniono koincydencję lokalizacji stężeń PM2.5 i populacji, a stężenie to obliczono z równania:

$$E = \frac{\sum_i C_i \times Pop_i}{\sum_i Pop_i}$$

W powyższym równaniu E – jest ekspozycją (stężeniem PM2.5 ważonym populacją) (o jednostce $\mu\text{g}/\text{m}^3$) na danym obszarze, C - stężeniem PM2.5 (o jednostce $\mu\text{g}/\text{m}^3$) w i-tym oczku siatki, Pop_i – liczbą osób w i-tym oczku siatki. Na rys. 6 przedstawiono wyniki oszacowania ekspozycji obiema metodami określania ekspozycji dla trzech różnych dekad. W każdym roku stężenie ważne populacyjnie było wyższe niż średnie stężenie na skutek dodatniej korelacji wielkości populacji i stężeń zanieczyszczeń powietrza.



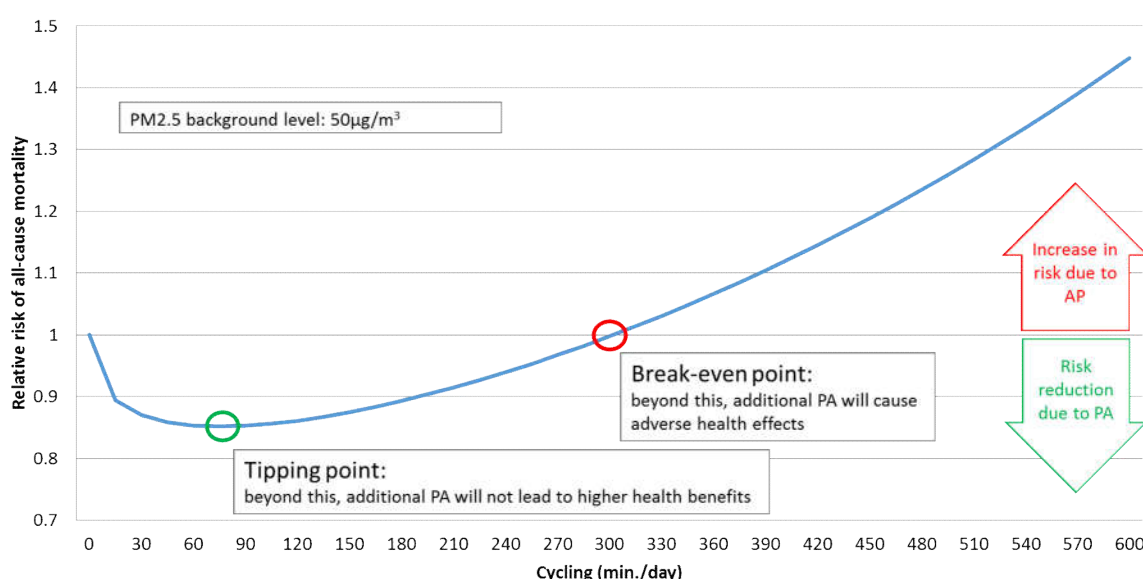
Rys. 6: Różnica między średnim stężeniem PM2.5 i ważonym populacyjnie stężeniem PM2.5 w Polsce dla różnych lat modelowanych w artykule nr 6. We wszystkich latach stężenie ważne populacyjnie było wyższe na skutek dodatniej korelacji zanieczyszczenia powietrza i wielkości populacji.

We wnioskach z artykułu nr 6 stwierdzono, że ekspozycja na zanieczyszczenie powietrza pyłami PM2.5 spowodowała w Polsce w 2000 r. dziesiątki tysięcy przedwczesnych zgonów. Z szacunków związanych ze zmianami klimatu w Polsce wynika, że w okresie od 1990 do 2040 może nastąpić spadek ekspozycji na PM2.5 o około 6%. Analiza rozszerzona na okres do lat 90-tych XXI wieku nie wykazała podobnej redukcji w tym okresie, co wskazuje, że w najbliższych kilku dekad zmiany

klimatu będą silnie wpływały na dyspersję PM_{2.5}. Wyniki te mają duże znaczenie dla procesu planowania efektywnych kosztowo działań zapobiegawczych dotyczących zanieczyszczenia powietrza w Polsce.

4.2.4 Obliczanie skutków zdrowotnych zanieczyszczenia powietrza dla rowerzystów i pieszych w wielu lokalizacjach (artykuł nr 3)

Artykuł nr 3 (Tainio i in. 2016) jest przykładem modelu HIA służącego do dostarczenia odpowiednich informacji zarówno decydentom, jak i indywidualnym osobom. W artykule nr 3 porównano ryzyka zdrowotne związane z zanieczyszczeniem powietrza z korzyściami zdrowotnymi, jakie odnoszą rowerzyści i piesi z aktywności fizycznej (aktywnego przemieszczania się), dla szerokiego zakresu możliwych stężeń zanieczyszczeń powietrza i poziomów aktywnego przemieszczania się. Moim zadaniem w artykule nr 3 było opracowanie modelu, wykonałem też wszystkie obliczenia.

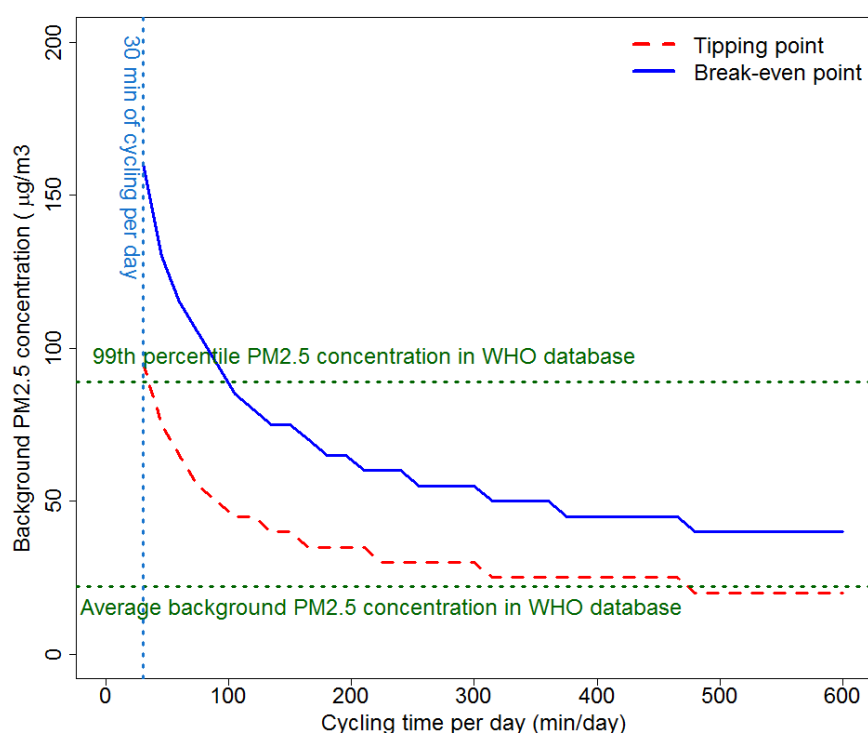


Rys. 7: Punkt zwrotny i punkt wyrównania mierzone względny ryzykiem (RR) dla śmiertelności całkowitej obejmującej skutki zanieczyszczenia powietrza (na poziomie 50 µg/m³ PM_{2.5}) i aktywności fizycznej (w tym przypadku jazdy na rowerze).

Podstawy teoretyczne tych badań zilustrowano na rys. 7. Kiedy ktoś jedzie na rowerze lub idzie pieszo, pojawiają się dwa problemy. Po pierwsze, zarówno chodzenie, jak i jazda na rowerze są korzystną dla zdrowia aktywnością fizyczną. Z drugiej strony, w czasie aktywności fizycznej wzrasta częstość oddechu, co powoduje zwiększenia ilości wdychanych zanieczyszczeń powietrza. Stwarza to dodatkowe ryzyko zdrowotne związane z zanieczyszczeniem powietrza w porównaniu z sytuacją, w której nie podejmuje się aktywności fizycznej. W czasie pierwszych minut chodzenia i jazdy na rowerze korzyści płynące z aktywności fizycznej są większe niż ryzyko związane z zanieczyszczeniem powietrza, natomiast w niekorzystnych warunkach środowiskowych ryzyko związane z zanieczyszczeniem powietrza może ostatecznie przeważać nad korzyściami płynącymi z aktywności fizycznej. Wcześniejsze badania wskazywały, że ryzyko związane z zanieczyszczeniem powietrza jest mniejsze niż korzyść płynąca z aktywności fizycznej (Mueller i in. 2015). Jednakże, wszystkie badania prowadzono w krajach o wysokim dochodzie, w których występuje niskie stężenie zanieczyszczeń powietrza. Żeby zbadać bardziej szczegółowo zależność między ryzykiem związanym z zanieczyszczeniem powietrza i korzyściami płynącymi z aktywności fizycznej, opracowano model HIA

służący do szacowania łącznych ryzyk dla wielu zróżnicowanych stężeń zanieczyszczeń powietrza i czasów aktywnego przemieszczania się.

Ogólny wniosek z artykułu nr 3 jest taki, że korzyści płynące z aktywnego przemieszczania się na ogół przeważają nad ryzykami zdrowotnymi związanymi z zanieczyszczeniem powietrza i z tego powodu należy je w większym stopniu promować. Gdy porównywaliśmy długoterminowe korzyści zdrowotne płynące z aktywności fizycznej z potencjalnym ryzykiem zdrowotnym związanym ze zwiększoną ekspozycją na zanieczyszczenie powietrza, nasze obliczenia pokazały, że promocja jazdy na rowerze i chodzenia jest uzasadniona w większości okoliczności oraz że jazda na rowerze może wiązać się z większym ryzykiem tylko w niewielu miastach o najwyższym stężeniu PM_{2.5} na świecie (zob. rys. 8).



Rys. 8: Punkt zwrotny i punkt wyrównania dla różnych poziomów jazdy na rowerze (odpowiednio, czerwona linia przerywana i niebieska linia ciągła) (w minutach na dzień, oś odciętych) i dla różnych bazowych stężeń PM_{2.5} (oś rzędnych). Zielone linie pokazują stężenie średnie i 99 percentyl bazowych stężeń PM_{2.5} w Bazie Danych Zanieczyszczeń Powietrza Atmosferycznego Światowej Organizacji Zdrowia (WHO) (<https://www.who.int/airpollution/data/cities/en/>).

Artykuł spotkał się z pozytywnym odbiorem po publikacji, wywołując duże zainteresowanie ze strony mediów, po czym nastąpił szereg cytowań i wzmianek w dokumentach określających politykę środowiskową. Po opublikowaniu badań w maju 2016 r. zostały one wymienione w 135 doniesieniach na całym świecie, łącznie z interaktywnym narzędziem internetowym opracowanym przez gazetę Financial Times (zob. <https://ig.ft.com/sites/urban-cycling/>). W Web of Science artykuł nr 3 należy do górnej frakcji 1% najbardziej cytowanych prac (z 51 cytowaniami). O badaniach wspomniano w wytycznych Narodowego Instytutu Zdrowia i Doskonałości Klinicznej (NICE) dotyczących „Aktywności Fizycznej i Środowiska” (NG90) (Wielka Brytania), w rocznym raporcie Głównego Lekarza Kraju, prof. lady Sally Davies w 2017 r.: „Skutki zdrowotne zanieczyszczenia powietrza” (Wielka Brytania) i w raporcie „Zdrowie jako puls nowej agendy miejskiej”,

sporządzonego dla Konferencji Organizacji Narodów Zjednoczonych ds. Mieszkalnictwa i Zrównoważonego Rozwoju Obszarów Miejskich (Habitat III).

4.3 Wnioski z badań

Opisane badania przedstawiły zastosowanie metod badań z zakresu HIA w ramach informatyki zdrowia publicznego. We wszystkich opisanych badaniach zintegrowano dane z wielu źródeł. W artykule nr 3 użyto prostego modelu realizowanego w arkuszu kalkulacyjnym, a w artykule nr 1 zintegrowano duże zbiory danych dotyczące populacji stężeń wykorzystując zapytania SQL. We wszystkich sześciu pracach szacowano ekspozycję na zanieczyszczenie powietrza.

Innym głównym zagadnieniem w tych badaniach było zastosowanie metod analizy niepewności i wrażliwości do zidentyfikowania, ilościowego określenia i propagowania niepewności. Najwięcej miejsca tej kwestii poświęcono w artykułach nr 2 i nr 4, w których przedstawiono nie tylko szacunkowe wartości średnie, lecz także przedziały ufności wokół wartości średniej. Jest to ważne przy wyrażaniu niepewności związanej z wynikami. Ponadto, wykorzystując niepewności mogliśmy przeprowadzić analizę wrażliwości, która dostarczyła więcej informacji o tym, które niepewności najbardziej wpływają na końcową niepewność wyników, co dodatkowo ukierunkowuje dalsze badania.

Jeśli odniesiemy się ponownie do czterech zasad badań z zakresu informatyki zdrowia publicznego (Yasnoff i in. 2000), przedstawionych na początku tego rozdziału, to badania, które wymieniłem w niniejszym wniosku:

- dostarczyły informacji do celów promocji zdrowia ludności dzięki oszacowaniu skutków zdrowotnych powodowanych przez zanieczyszczenie powietrza w Warszawie i w Polsce (zasada nr 1);
- wykorzystywały metody naukowe i technologie informatyczne do oszacowania, w jaki sposób można by zapobiec negatywnym skutkom zdrowotnym zanieczyszczenia powietrza przez zmianę warunków środowiskowych (zasada nr 2);
- skoncentrowały się na łańcuchu przyczynowym prowadzącym od emisji zanieczyszczeń powietrza do skutków zdrowotnych (zasada nr 3);
- uwzględniły wymagania administracyjne, dostarczając informacji, które można wykorzystać do promowania zmian ustawodawstwa, a które, w przypadku artykułu nr 3, w wielu przypadkach już wykorzystano jako podstawę nowego ustawodawstwa (zasada nr 4).

Cytowane pozycje literatury

Barendregt JJ, Veerman JL (2010). Categorical versus continuous risk factors and the calculation of potential impact fractions. *J Epidemiol Community Health*. 2010 Mar;64(3):209-12.

Beelen, R.; Raaschou-Nielsen, O.; Stafoggia, M.; Andersen, Z.J.; Weinmayr, G.; Hoffmann, B.; Wolf, K.; Samoli, E.; Fischer, P.; Nieuwenhuijsen, M.; et al. Effects of long-term exposure to air pollution on natural-cause mortality: An analysis of 22 European cohorts within the multicentre ESCAPE project. *Lancet* 2013, 383, 785–795.

Bennett DH, McKone TE, Evans JS, Nazaroff WW, Margni MD, Jolliet O, et al. Defining intake fraction. *Environmental Science & Technology*. 2002 May 1;36(9):206A–211A.

Bickel, P.; Friedrich, R. ExternE—Externalities of Energy—Methodology; Update (EUR 21951); European Commission: Brussels, Belgium, 2005.

Bostrom, C.E.; Gerde, P.; Hanberg, A.; Jernstrom, B.; Johansson, C.; Kyrklund, T.; Rannug, A.; Tornqvist, M.; Victorin, K.; Westerholm, R. Cancer risk assessment, indicators, and guidelines for polycyclic aromatic hydrocarbons in the ambient air. *Environ. Health Perspect.* 2002, 110, 451–488.

Chovil, A.; Sutherland, R.; Halliday, M. Respiratory cancer in a cohort of nickel sinter plant workers. *Br. J. Ind. Med.* 1981, 38, 327–333.

Erraguntla, N.K.; Sielken, R.L., Jr.; Valdez-Flores, C.; Grant, R.L. An updated inhalation unit risk factor for arsenic and inorganic arsenic compounds based on a combined analysis of epidemiology studies. *Regul. Toxicol. Pharmacol.* 2012, 64, 329–341.

European Environment Agency (EEA). Population density disaggregated with Corine land cover 2000 [Internet]. Available from: <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/population-density-disaggregated-with-corine-land-cover-2000-1>

Evans J, van Donkelaar A, Martin RV, Burnett R, Rainham DG, Birkett NJ, Krewski D. (2013). Estimates of global mortality attributable to particulate air pollution using satellite imagery. *Environ Res.* 2013 Jan;120:33-42.

Fewtrell, L.; Kaufmann, R.; Pruss-Ustun, A. Lead Assessing the Environmental Burden of Disease at National and Local Levels; World Health Organization: Geneva, Switzerland, 2003.

Frey HC, Patil SR. (2002). Identification and review of sensitivity analysis methods. *Risk Anal.* 2002 22(3):553-78.

GBD 2017 Disease and Injury Incidence and Prevalence Collaborators. Global, regional, and national incidence, prevalence, and years lived with disability for 354 diseases and injuries for 195 countries and territories, 1990–2017: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2017. *The Lancet.* 8 Nov 2018;392:1789–858. doi: [http://dx.doi.org/10.1016/S0140-6736\(18\)32279-7](http://dx.doi.org/10.1016/S0140-6736(18)32279-7).

Global Burden of Disease Collaborative Network. Global Burden of Disease Study 2017 (GBD 2017) Results. Seattle, United States: Institute for Health Metrics and Evaluation (IHME), 2018. Available from <http://ghdx.healthdata.org/gbd-results-tool>.

Goel R, Garcia LMT, Goodman A, Johnson R, Aldred R, Murugesan M, Brage S, Bhalla K, Woodcock J. Estimating city-level travel patterns using street imagery: A case study of using Google Street View in Britain. *PLoS One.* 2018 May 2;13(5):e0196521.

Hänninen, O.; Knol, A.B.; Jantunen, M.; Lim, T.A.; Conrad, A.; Rappolder, M.; Carrer, P.; Fanetti, A.C.; Kim, R.; Buekers, J.; et al. Environmental burden of disease in Europe: Assessing nine risk factors in six countries. *Environ. Health Perspect.* 2014, 122, 439–446.

Héroux, M.E.; Anderson, H.R.; Atkinson, R.; Brunekreef, B.; Cohen, A.; Forastiere, F.; Hurley, F.; Katsouyanni, K.; Krewski, D.; Krzyzanowski, M.; et al. Quantifying the health impacts of ambient air pollutants: Recommendations of a WHO/Europe project. *Int. J. Public Health* 2015, 7, 619–627.

Holnicki P, Kałuszko A, Nahorski Z, Tainio M. (2018). Intra-urban variability of the intake fraction from multiple emission sources. *Atmospheric Pollution Research* 9(6): 1184-1193. <https://doi.org/10.1016/j.apr.2018.05.003>

- Holnicki P, Tainio M, Kałuszek A, Nahorski Z. (2017). Burden of Disease due to multiple air pollutants emitted from local and international sources in Warsaw, Poland. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 14 (11), 1359. <https://doi.org/10.3390/ijerph14111359>
- Hosseinpour, A.R.; Forouzanfar, M.H.; Yunesian, M.; Asghari, F.; Naeni, K.H.; Farhood, D. Air pollution and hospitalization due to angina pectoris in Tehran, Iran: A time-series study . *Environ. Res.* 2005, 99, 126–131.
- Hurley, F.; Hunt, A.; Cowie, H.; Holland, M.; Miller, B.; Pye, S.; Watkiss, P. Methodology Paper (Volume 2) for Service Contract for Carrying Out Cost-Benefit Analysis of Air Quality Related Issues, in Particular in the Clean Air for Europe (CAFE) Programme; No. AEAT/ED51014/Methodology Volume 2: Issue 2; AEA Technology Environment: Harwell, UK, 2005.
- Institute for Health Metrics and Evaluation (IHME) (2018). Protocol for the Global Burden of Diseases, injuries, and risk factors study (GBD). Available at: http://www.healthdata.org/sites/default/files/files/Projects/GBD/GBD_Protocol.pdf
- Lai ACK, Thatcher TL, Nazaroff WW. Inhalation transfer factors for air pollution health risk assessment. *Journal of the Air & Waste Management Association*. 2000 Sep;50(9):1688–99.
- Linkov I, Burmistrov D. (2003). Model uncertainty and choices made by modelers: lessons learned from the International Atomic Energy Agency model intercomparisons. *Risk Anal.* 2003 23(6):1297–308.
- Mueller N, Rojas-Rueda D, Cole-Hunter T, de Nazelle A, Dons E, Gerike R, Götschi T, Int Panis L, Kahlmeier S, Nieuwenhuijsen M. (2015). Health impact assessment of active transportation: A systematic review. *Prev Med.* 2015 Jul;76:103–14.
- Nafstad, P.; Haheim, L.L.; Oftedal, B.; Gram, F.; Holme, I.; Hjermann, I.; Leren, P. Lung cancer and air pollution: A 27 year follow up of 16 209 Norwegian men. *Thorax* 2003, 58, 1071–1076.
- Peto, J.; Cuckle, H.; Doll, R.; Hermon, C.; Morgan, L. Respiratory cancer mortality of Welsh nickel refinery workers. *IARC Sci. Publ.* 1984, 53, 37–46.
- Rosenbaum RK, Huijbregts MAJ, Henderson AD, Margni M, McKone TE, van de Meent D, et al. USEtox human exposure and toxicity factors for comparative assessment of toxic emissions in life cycle analysis: sensitivity to key chemical properties. *Int J Life Cycle Assess.* 2011 Sep;16(8):710–27.
- Tainio M, de Nazelle AJ, Götschi T, Kahlmeier S, Rojas-Rueda D, Nieuwenhuijsen MJ, de Sá TH, Kelly P, Woodcock J. (2016). Can air pollution negate the health benefits of cycling and walking? *Preventive Medicine* 87: 233–236. <https://doi.org/10.1016/j.ypmed.2016.02.002>
- Tainio M. (2015). Burden of disease caused by local transport in Warsaw, Poland. *Journal of Transport & Health* 2(3): 423–433. <https://doi.org/10.1016/j.jth.2015.06.005>
- Tainio M., Holnicki P., Loh M.M., Nahorski Z. (2014). Intake Fraction Variability Between Air Pollution Emission Sources Inside an Urban Area. *Risk Analysis* 34(11):2021–34. DOI: 10.1111/risa.12221.
- Tainio M., Juda-Rezler K., Reizer M., Warchałowski A., Trapp W., Skotak K. (2013). Future climate and adverse health effects caused by fine particulate matter air pollution: Case study for Poland. *Regional Environmental Change* 13 (3): 705–715. <https://doi.org/10.1007/s10113-012-0366-6>
- Takenaka, S.; Oldiges, H.; König, H.; Hochrainer, D.; Oberdorster, G. Carcinogenicity of cadmium chloride aerosols in W rats. *J. Natl. Cancer Inst.* 1983, 70, 367–373.

World Health Organization. Air Quality Guidelines for Europe, 2nd ed.; World Health Organization, Regional Office for Europe: Copenhagen, Denmark, 2000.

Yasnoff W. A., P. W. O'Carroll, D. Koo, R. W. Linkins, E. M. Kilbourne (2000). Public health informatics: improving and transforming public health in the information age. Journal of public health management and practice: JPHMP 6(6):67-75.

5 Inne wyniki

5.1 Inne badania z zakresu informatyki zdrowia publicznego

Podsumowując, jestem autorem lub współautorem 37 recenzowanych artykułów opublikowanych w czasopismach naukowych, ośmiu streszczeń konferencyjnych indeksowanych w Web of Science, 62 innych krótkich streszczeń konferencyjnych, jednego raportu i jednego rozdziału w książce naukowej. Poniżej przedstawiono podsumowanie tych publikacji. Pełną listę moich publikacji przedstawiłem w załączniku 3. Identyfikator Orcid: 0000-0002-0973-2342, Identyfikator Scopus: 8213549900.

Kategoria	Przed doktoratem <PhD	Po doktoracie ≥PhD	Ogółem
Monografie naukowe	1	0	1
Artykuły w czasopismach naukowych	11	26	37
Inne publikacje: krótkie streszczenia konferencyjne indeksowane w Web of Science	6	2	8
Inne publikacje: krótkie streszczenia konferencyjne	20	42	62
Rozdziały w książkach nieuwjęte w WoS	0	2	2
Inne publikacje naukowe	0	1	1
Ogółem	38	73	111

Uwaga: Większość publikacji konferencyjnych była poddana recenzowaniu i na tej podstawie zaakceptowana przez organizatorów konferencji.

Wskaźnik cytowań (impact factor) i punkty MNiSW:

Kategoria	Przed doktoratem <PhD	Po doktoracie ≥PhD	Ogółem
Wskaźnik cytowań (impact factor)	70	125	195
Punkty MNiSW z listy A	390	820	1210

Uwaga: 35 z 37 opublikowanych artykułów było opublikowanych w czasopismach z listy A MNiSW. Dwóch nie umieszczono na żadnej z list (A-C). Dane do wskaźnika cytowań (impact factor) zgromadzono w listopadzie 2018 r.

Indeks Hirsha (h):

Źródło	Liczba cytowań	Indeks h
Google Scholar	1455	19
Scopus (ogółem)	892	15
Scopus (bez samocytowań)	707	12
Web of Science (ogółem)	710	15
Web of Science (bez samocytowań)	555	13

Uwaga: Indeks h bez samocytowań dla WoS został obliczony ręcznie na podstawie Web of Science. Żeby usunąć samocytowania, przejrzałem indywidualnie wszystkie prace cytujące moje artykuły w celu ustalenia samocytowań. Ponieważ niektóre z moich artykułów miały ponad 10 autorów, a cytujące artykuły ponad 10 współautorów, nie można wykluczyć, że niektóre samocytowania zostały przeoczone. Dane z Web of Science, Google Scholar i Scopus gromadzono w styczniu i lutym 2019 r.

Rozkład cytowań:

Źródło	Przed doktoratem <PhD		Po doktoracie ≥PhD	
	Publikacje	Cytowania	Publikacje	Cytowania
Scopus (ogółem)	11	288	26	604
Scopus (bez samocytowań)	11	219	26	488
Web of Science (ogółem)	11	246	26	464
Web of Science (bez samocytowań)	11	191	26	364

Uwaga: Dane zgromadzono w styczniu i lutym 2019 r.

5.2 Inne osiągnięcia akademickie i działalność dydaktyczna oraz organizacyjna

Wykonałem 22 recenzje dla recenzowanych czasopism naukowych w latach 2008-2018, m.in. Journal of Transport & Health, Environmental Science & Technology, Environment International, Traffic Injury Prevention, Accident Analysis & Prevention, PLOS ONE, BMC Public Health, Atmospheric Environment, Air Quality, Atmosphere and Health, Atmospheric Pollution Research, International Journal of Environmental Research and Public Health, Risk Analysis, American Journal of Preventive Medicine, Preventive Medicine, Environmental Health Perspectives. Ponadto, recenzowałem również streszczenia konferencyjne na konferencje „Environment and Health – Bridging South, North, East and West 2013” („Środowisko i Zdrowie – Łącząc Południe, Północ, Wschód i Zachód”), oceniałem wnioski o finansowanie projektów dla Szwedzkiej Rady Badań w Dziedzinie Środowiska, Nauk Rolniczych i Planowania Przestrzennego oraz pełniłem w 2012 r. funkcję zewnętrznego recenzenta projektu w ramach 7. Programu Ramowego UE pt. „Life Cycle Impact assessment

Methods for imProved sustAinability Characterisation of Technologies” („Metody oceny oddziaływań w ciągu cyklu życia dla poprawy zrównoważonej charakteryzacji technologii”) (LC-Impact).

Byłem członkiem komitetu organizacyjnego dwóch spotkań naukowych (UKCRC16 – Konferencji Centrów Doskonałości Badań Zdrowia Publicznego w 2016 r.; dorocznego seminarium w ramach studiów doktoranckich z zakresu zdrowia środowiskowego w 2008 r.) oraz przewodniczyłem sesjom/sympozjom na pięciu spotkaniach naukowych. W trzech przypadkach (Niepewność związana z oceną ryzyka dla ludzi i środowiska w 2010 r.; Zanieczyszczenie środowiska i aktywność fizyczna z perspektywy zdrowia środowiskowego w 2018 r.; Zanieczyszczenie środowiska i aktywność fizyczna w 2018 r.), również przygotowałem i złożyłem wnioski do organizatorów konferencji o przyznanie nam czasu i miejsca na sympozjum.

Przed doktoratem uczestniczyłem w szkole letniej zorganizowanej przez Międzynarodowy Instytut Stosowanej Analizy Systemów (IIASA) w Laxenburgu, w Austrii. Po uzyskaniu stopnia doktora przez ponad pięć lat przebywałem jako pracownik naukowy po doktoracie (postdoc) w Uniwersytecie w Cambridge, w Wielkiej Brytanii, gdzie prowadziłem badania z zakresu informatyki zdrowia publicznego.

W 2015 r. uzyskałem stopień docenta w dziedzinie ocen oddziaływanie na zdrowie środowiskowe. W Finlandii stopień docenta jest tytułem akademickim, a stosowana tam procedura przypomina postępowanie habilitacyjne w Polsce. W ramach procedury wygłosiłem wykład z dyskusją i pytaniami na Wydziale Nauk Ścisłych i Leśnictwa Uniwersytetu Finlandii Wschodniej.

Wykładałem w Uniwersytecie w Cambridge, Uniwersytecie Finlandii Wschodniej i Międzynarodowym Instytucie Środowiska i Zdrowia Publicznego na Cyprze. Jestem współpromotorem jednej rozprawy doktorskiej (w Finlandii) i byłem promotorem pracy magisterskiej w Londyńskiej Szkole Higieny i Medycyny Tropikalnej w 2015 r.

Warszawa, 8 kwietnia 2019

.....
Marko Tainio