

Instytut Geografii i Przestrzennego
Zagospodarowania
im. Stanisława Leszczyckiego
Polska Akademia Nauk



mgr Damian Mazurek

**Metodyczne ujęcie modelowania przepływu zasobów
w kontekście ich regionalizacji na przykładzie wybranych
strumieni odpadów komunalnych**

Rozprawa doktorska przygotowana
pod kierunkiem
dr hab. Wojciecha Piontka, prof. AGH
Promotor pomocniczy:
dr Marcin Mazur

Warszawa, 2025 r.

Za wsparcie, cierpliwość, wyrozumiałość i nieustającą motywację dziękuję mojej rodzinie: żonie Natalii oraz dzieciom – Zuzi i Franiowi.

Specjalne podziękowania przesyłam Ś.P. dr. hab. Konradowi Czapiewskiemu, prof. IGiPZ, pierwszemu promotorowi, dzięki któremu powstała koncepcja tej pracy.

Promotorom niniejszej rozprawy – dr. hab. Wojciechowi Piontkowi oraz dr. Marcinowi Mazurowi dziękuję za merytoryczne wsparcie.

WYKAZ SKRÓTÓW

Art.	Artykuł (ustawy)	MCFP	Minimum Cos Flow Problem
BDL	Bank Danych Lokalnych		
BDOT	Baza Danych Obiektów Topograficznych	MFA	Material Flow Analysis
		Mg	Megagram
BDOT10k	Baza Danych Obiektów Topograficznych w skali 1:10000	NSP	Narodowy Spis Powszechny
		O/D	Origin/Destination
COIN-OR CBC	Computational Infrastructure for Operations Research	PAN	Polska Akademia Nauk
CV	Coefficient of Variation	PSZOK	Punkt Selektywnej Zbiórki Odpadów Komunalnych
DC	Distribution Cost		
Db	Budynek jednorodzinny	PWN	Państwowe Wydawnictwo Naukowe
Dj	Budynek dwurodzinny	RGOK	Region Gospodarki Odpadami Komunalnymi
Dw	Budynek wielorodzinny		
DFE	Design for Environment	RIPOK	Regionalna Instalacja Przetwarzania Odpadów Komunalnych
EEA	European Environmental Agency		
GIS	Systemy Informacji Geograficznej	ROP	Rozszerzona Odpowiedzialność Producenta
godz.	godzina		
GOZ	Gospodarka Obiegu Zamkniętego	SAGA	System of Automated Geoscientific Analyses
		SFA	Substance Flow Analysis
GUGIK	Główny Urząd Geodezji i Kartografii	tbo	technologia bezodpadowa
GUS	Główny Urząd Statystyczny	tłum.	tłumaczenie
km	kilometr	UE	Unia Europejska
KPGO	Krajowy Plan Gospodarki Odpadami	ust.	ustęp (ustawy)
		WE	Wspólnota Europejska
LCA	Life Cycle Assessment	WEEE	Zużyty sprzęt elektryczny i elektroniczny
LCCA	Life Cycle Cost Assessment		
LCI	Life Cycle Inventory	WMDT	Wskaźnik Międzygałęziowej Dostępności Transportowej
LCIA	Life Cycle Impact Assessment		
LP	Linear Programming		
MAUP	Modifiable Areal Unit Problem	ZSEE	Zużyty Sprzęt Elektryczny i Elektroniczny

SPIS TREŚCI

WSTĘP.....	9
1. ZNACZENIE I ROLA REGIONÓW W GOSPODAROWANIU ODPADAMI	23
1.1 Pojęcie regionu w naukach geograficznych.....	23
1.2 Koncepcje regionu węzłowego i przestrzeni przepływów.....	30
1.3 Problematyka dostępności przestrzennej oraz optymalizacji lokalizacji i interakcji przestrzennych....	36
2. PRZEPŁYWY SUROWCÓW W KONCEPCJI GOSPODARKI CYRKULARNEJ.....	57
2.1 Definicja i klasyfikacja odpadów	57
2.2 Odpady w badaniach.....	62
2.3 Istota gospodarki obiegu zamkniętego oraz problematyka modelowania dystrybucji surowców	74
2.4 Regiony gospodarowania odpadami.....	87
3. METODYKA BADANIA REDYSTRYBUCJI ZASOBÓW NA PRZYKŁADZIE ODPADÓW ZMIESZANYCH	95
3.1 Założenia badawcze	95
3.2 Źródła i rodzaje danych pierwotnych	122
3.3 Opis modelowania danych na potrzeby badania	129
3.4 Charakterystyka obszaru badań	140
4. WYNIKI MODELOWANIA PRZEPŁYWÓW ODPADÓW ZMIESZANYCH.....	165
4.1 Ogólna charakterystyka wyników analiz	165
4.2 Wpływ sieci transportowej na przepływy odpadów zmieszanych	167
4.3 Wpływ prognozowanych przekształceń społeczno-demograficznych na przepływy odpadów zmieszanych.....	179
4.4 Wpływ przestrzennej integracji systemu gospodarki odpadami na przepływy odpadów zmieszanych	195
4.5 Wpływ układu sił rynkowych na przepływy odpadów zmieszanych	204
4.6 Wpływ metody modelowania na przepływy odpadów zmieszanych.....	209
4.7 Synteza wyników	225
PODSUMOWANIE I REKOMENDACJE	233
SPIS RYCIN	253
SPIS TABEL.....	259
BIBLIOGRAFIA.....	261
ANEKS A	289
ANEKS B	371

WSTĘP

„Korzystanie z Ziemi wymaga organizacji przestrzeni i czasu” (Ullman 1974, s. 125, tłum. autor). Cytat ten stanowi esencję optymalizacji powiązań funkcjonalnych zachodzących w przestrzeni geograficznej, w której człowiek próbuje dokonywać racjonalnych wyborów i planować przestrzeń. Między innymi ten aspekt działalności człowieka jest przedmiotem zainteresowania naukowców z wielu różnych dziedzin nauki. Liczne badania ukierunkowane były na optymalizację różnych działań, mając na celu redukcję kosztów działalności, polepszenie jakości życia, czy zmniejszenie antropopresji. Klasycznymi przykładami takich badań są modele optymalnego rozwoju osadnictwa i rynków zbytu (np. W. Christaller 1933, W. Isard 1956, A. Lösch 1961). Rozwój zarówno potrzeb, jak i technologii, powodujący ciągłe zmiany w postrzeganiu przestrzeni i percepcji odległości (przestrzeń relatywna) sprawia, że powstają coraz to nowsze, lepiej dopasowane do panujących warunków modele.

W tworzenie modeli przestrzeni, lecz także modeli jej organizacji, zaangażowani byli także geografowie. Przekonanie, że geografia jest nauką o organizacji przestrzeni podkreślał E. J. Taaffe (1974). Wiedza o przestrzeni, procesach w niej zachodzących i relacjach obiektów mających określone położenie geograficzne oraz uwarunkowania funkcjonowania i rozwoju, pozwala lepiej tę przestrzeń rozumieć i kształtować. Niewątpliwie poznanie lokalnych warunków ułatwia podejmowanie działań związanych z planowaniem, w szczególności nakierowanym na optymalizację procesów zachodzących w przestrzeni.

Głównym celem pracy jest porównanie wpływu wybranych zmiennych (czynniki społeczno-demograficznych, prawno-administracyjnych, formalnych, sieci transportowej, konstrukcji metod) na wyniki optymalizacji przepływów zasobów na przykładzie kosztu transportu komunalnych odpadów zmieszanych w Polsce. Modelowania tego dokonano w wielu celowo wybranych wariantach, z wykorzystaniem różnych metod i przyjętych założeń. Takie analityczne podejście do metodologii optymalizacji przepływów odpadów, a zwłaszcza zestawienie wyników różnych rozwiązań w ujęciu porównawczym, nie cieszyło się dotychczas zainteresowaniem badaczy. Mimo iż poszczególne rozwiązania metodyczne są znane i stosowane od dawna, to problematyka wpływu konkretnych decyzji podejmowanych w tym zakresie na uzyskane wyniki stanowi ewidentną lukę badawczą.

Dodatkowo wyznaczono cele poznawcze, które stanowią poboczny, choć warty rozważenia wątek:

- rozpoznanie skali możliwych do osiągnięcia oszczędności w systemie transportu odpadów dzięki wdrożeniu wybranych modyfikacji systemu;
- rozpoznanie wpływu wybranych modyfikacji na skalę zróżnicowania kosztów jednostkowych przewozu odpadów zmieszanych w przestrzeni kraju.

Celem aplikacyjnym są natomiast wynikające z powyższych celów poznawczych rekomendacje możliwe do wykorzystania w przyszłych aktach regulujących gospodarkę odpadami w Polsce.

Efektami przeprowadzonego w pracy modelowania są międzygminne macierze O/D (ang. *Origin/Destination*), których komórki określają wolumen zaistniałych przepływów w ramach określonych regionów węzłowych. Porównanie wyników w zależności od stanu poszczególnych komponentów zastosowanych modeli pozwoliło określić ich zalety i wady oraz odpowiedzieć na następujące pytania badawcze:

(1) Jaki jest wpływ sieci transportowej na sumaryczny koszt transportu zmieszanych odpadów komunalnych, jego poziom zróżnicowania i rozkład przestrzenny w Polsce?

Odpowiedź na pierwsze z pytań badawczych pozwoli ocenić znaczenie drogowej sieci transportowej oraz określić w jakim stopniu szeroko pojęte koszty transportu są zależne od jej przestrzennego układu i zróżnicowania jakościowego. Decyzja o wyborze sieci dróg kołowych jako przedmiotu analizy była zgodna z aktualnie obowiązującym, lokalnym poziomem zarządzania systemem gospodarowania odpadami oraz faktem, że główną zaletą towarowego transportu drogowego jest możliwość dowiezienia ładunku bezpośrednio na miejsce przeznaczenia (tzw. zasada „od drzwi do drzwi”). Z drugiej strony, to właśnie ten transport cechuje szczególnie duża energochłonność i szkodliwy wpływ na środowisko naturalne. Optymalizacja transportu niesie za sobą korzyści także pozaekonomiczne (redukcja zanieczyszczeń powietrza, wpływ na bezpieczeństwo komunikacyjne). W skali całej Unii Europejskiej, gdzie duży nacisk kładziony jest na politykę ograniczenia emisji gazów cieplarnianych, transport drogowy wciąż nie tylko utrzymuje dominującą pozycję w wewnętrznym transporcie towarów, ale jego udział wręcz rośnie (Environemtal European Agency 2024). W 2022 roku gałąź ta osiągnęła 1866 miliardów tonokilometrów, co stanowi 53,8% przewozu towarów. W Polsce udział transportu drogowego jest jeszcze wyższy i w 2022 roku wyniósł 71,5%. Ogółem w Polsce transport odpowiada za niemal 35% całkowitego zużycia energii, a z racji energochłonności pozycja transportu drogowego jest w tym względzie szczególnie istotna.

O ile poprawa gęstości i jakości połączeń w skali całego obszaru badań w sposób oczywisty przyczynia się do obniżenia kosztów transportu, to nie jest znana skala potencjalnych oszczędności wynikających bezpośrednio z dostosowania przestrzennego zróżnicowania sieci do istniejących potrzeb związanych z rozmieszczeniem emisji i miejsc odbioru odpadów. Co więcej, uzyskana w pracy informacja na ten temat jest tym bardziej wartościowa, gdy można ją porównać z możliwościami jakie dają inne rozważane w pracy czynniki. Priorytetyzacja inwestycji transportowych z reguły nawiązuje do istniejącego bądź planowanego popytu, potencjału grawitacyjnego poszczególnych obszarów, poprawiając dostępność przede wszystkim tych miejsc, gdzie skala potencjalnych korzyści jest największa. Odbywa się to jednak najczęściej kosztem relatywnie wolniejszego rozwoju infrastruktury na obszarach o mniejszej masie i peryferyjnym położeniu, a w konsekwencji wzrostu skali zróżnicowania gęstości i jakości sieci drogowej na obszarze kraju.

Drugi aspekt rozważany w ramach analizy sieci transportowej dotyczy wpływu jej rodzaju na wyniki osiągnięte przez poszczególne metody modelowania. Zarówno jakość sieci, jak też jej rozmieszczenie, powinny istotnie różnicować sumaryczny koszt oszacowany poszczególnymi metodami. Cechy uwzględnionej sieci transportowej wpływają bowiem na fizyczny dystans pomiędzy emitentami i odbiorcami, a w konsekwencji na wartości w macierzy O/D. Układ sieci nieuwzględniający barier fizycznych (np. układ sieci linii prostych pomiędzy obiektami w przestrzeni przypominający linie kolejowe) może powodować zmianę kolejności relacji przestrzennych pomiędzy emitentami a danym odbiorcą. Podobny efekt zostanie uzyskany, gdy oprócz fizycznej odległości sieci drogowej uwzględnione zostaną cechy świadczące o jej jakości, istotnie wpływające na czas przejazdu. Wówczas bliskie połączenie drogowe może okazać się mniej korzystne ze względu na jakość drogi względem połączenia odleglejszego, które jest poprowadzone autostradą. Zmiana jakości i rozmieszczenia sieci powoduje zatem, że tolerancja dalszych podróży może być różna w zależności od przyjętej metody. W związku z powyższym można wysnuć pierwszą hipotezę (H_1), iż:

H_1 : W im większym stopniu sieć transportowa i zróżnicowanie jej cech zostają uwzględnione w modelowaniu przepływu odpadów, a przyjęta funkcja oporu przestrzeni determinuje bardziej dynamiczny spadek atrakcyjności potencjalnej destynacji podróży z odległością, tym większe jest przestrzenne zróżnicowanie kosztu transportu każdej jednostki masy (kosztów jednostkowych) zmieszanych odpadów komunalnych.

(2) Jaki jest wpływ prognozowanych przekształceń społeczno-demograficznych w poszczególnych gminach na sumaryczny koszt transportu zmieszanych odpadów komunalnych, jego poziom zróżnicowania i rozkład przestrzenny w Polsce?

Odpowiedź na drugie pytanie badawcze została udzielona na podstawie prognozowanych zmian w zakresie komponentów społeczno-demograficznych. Jak pisał Holzer (2003, s. 285): „We współczesnym świecie znajomość procesów demograficznych nabiera szczególnego znaczenia, ludność bowiem, będąca jednocześnie producentem dóbr i ich konsumentem, musi zajmować pierwszoplanowe miejsce w każdym ekonomicznym opracowaniu perspektywicznym.”. Z jednej strony, liczba i rozmieszczenie ludności ulega stałym dynamicznym zmianom. Na podstawie obserwowanych trendów demograficznych w perspektywie roku 2030 spodziewana jest nie tylko dalsza depopulacja i starzenie się ludności Polski, ale także pogłębienie zróżnicowania obszaru kraju w tym względzie. W efekcie ludność będzie jeszcze bardziej skoncentrowana przestrzennie, a rozległe obszary depopulacyjne będą coraz bardziej się wyludniały i coraz silniej odbiegały od średniej pod względem struktury wieku. Ponadto badania wskazują, iż należy oczekiwać jednoczesnej zmiany w zakresie świadomości społecznej i poprawy udziału odpadów podlegających segregacji (np. Bartelings i Sterner 1999, Laroche i in. 2001, Nowak i Ulfik 2018, Smol i in. 2018, Jigani i in. 2020, Smol i in. 2020). Poprawa ta będzie miała jednak miejsce przede wszystkim tam, gdzie obecnie sytuacja jest najgorsza, czyli wśród ludności starszej i mieszkańców obszarów peryferyjnych. W znacznie mniejszym stopniu dotyczyć ona będzie młodszych demograficznie obszarów centrów regionalnych. Zmiany społeczne przyczynią się więc do ogólnej redukcji emisji przede wszystkim tam, gdzie w ujęciu bezwzględnym już obecnie była ona najmniejsza. Zatem zarówno procesy demograficzne jak i spodziewane zmiany społeczne będą sprzyjały przestrzennej koncentracji emisji odpadów zmieszanych i powstawaniu obszarów zmagających się z problemem nadwyżki emisji w stosunku do chłonności pobliskich instalacji. W określonych warunkach transport odpadów z tych obszarów może odbywać się większą niż uprzednio odległość. W związku z powyższym można wysunąć hipotezę badawczą (H₂), że:

H₂: Zmiany społeczno-demograficzne jakie spodziewane są w perspektywie roku 2030 wpłyną niekorzystnie na koszty jednostkowe transportu zmieszanych odpadów komunalnych na obszarach koncentracji ludności, przez co przyczynią się do wzrostu całkowitego kosztu systemu oraz poziomu zróżnicowania kosztów jednostkowych w obrębie kraju.

(3) Jaki jest wpływ przyjętej perspektywy optymalizacji (zarządcy systemu) na sumaryczny koszt transportu zmieszanych odpadów komunalnych, jego poziom zróżnicowania i rozkład przestrzenny w Polsce?

Odpowiedź na trzecie pytanie badawcze dostarcza informacji na temat wpływu samej organizacji systemu na koszt transportu zmieszanych odpadów komunalnych. W pracy rozpatrywane były dwa aspekty tego zagadnienia. Pierwszym z nich jest poziom zarządzania systemem. Na wstępie pojawia się problem planowania zorganizowanego według określonej hierarchii (np. poziom regionalny i lokalny) (Sagan 2016). Niewątpliwie koordynacja decyzji i działań w szerszej skali przestrzennej dostarcza większej przestrzeni decyzyjnej, a w konsekwencji optymalizacja dystrybucji odpadów może przynieść większe korzyści. W świetle obowiązujących w Polsce uwarunkowań prawno-administracyjnych (Ustawa z dnia 14 grudnia 2012 r. o odpadach (tekst jednolity: Dz.U. z 2023 r. poz. 1587, z późn. zm.), zwana dalej Ustawą o odpadach), systemy dystrybucji odpadów powinny domykać się w ramach 16 regionów administracyjnych. Ogranicza to więc elastyczność wykorzystania istniejącej infrastruktury technicznej, ewentualnych nadwyżek chłonności odbiorców pojawiających się w stosunkowo niewielkiej odległości, lecz po drugiej stronie granicy regionu. Co więcej, decyzje o umowach odbioru odpadów są podejmowane na poziomie lokalnym. Zawierane są one bezpośrednio między samorządami poszczególnych gmin a konkretnymi wybranymi przez nich przedsiębiorstwami. W warunkach takich optymalizacja systemu dystrybucji polega więc wyłącznie na założeniu jego samoregulacji przez relacje między popytem i podażą, które w istotnym stopniu determinowane są przez koszty transportu. Brakuje natomiast jakichkolwiek mechanizmów zarządzania systemem na wyższym poziomie przestrzennym mającego na celu odgórną optymalizację kosztów, czy chociażby ich monitoring. Z jednej strony decentralizacja systemu zarządzania (np. państwem) powinna przekładać się na wzrost efektywności, ekonomiczności i sprawności działania właśnie poprzez odciążenie struktur centralnych od zadań możliwych do wykonania przez niższe szczeble administracji (Siekulicki 2022). Wdrożenie w życie scentralizowanych mechanizmów zarządzania systemem na poziomie regionalnym czy krajowym niewątpliwie generuje pewne koszty ekonomiczne, jednak przy obecnym stanie wiedzy nie jest możliwa ich ocena przez zestawienie ze skalą potencjalnych korzyści, także pozafinansowych (zanieczyszczenie powietrza itp.). W ten sposób wiedza wynikająca z odpowiedzi na trzecie pytanie badawcze nie ma jedynie charakteru poznawczego, ale także konkretny wymiar aplikacyjny. Poza tym, podobnie jak

w przypadku wpływu sieci drogowej, analiza uwzględniała gradację oddziaływania analizowanego czynnika. Ocenie podlegał nie tylko wpływ samego faktu koordynacji decyzji i działań między poszczególnymi graczami, ale także zasięg przestrzennego obszaru objętego optymalizacją. Zastosowanie modelu zakładającego likwidację bariery administracyjnej i koordynację działań między poszczególnymi regionami w sposób oczywisty prowadzi do redukcji sumarycznego kosztu. Co jednak istotne, porównanie wyników pozwoliło ocenić skalę tych korzyści. Oceniono w ten sposób także potencjalne konsekwencje w sferze sprawiedliwości przestrzennej (zdefiniowanej w podrozdziale 3.1), jakie wynikają z odejścia od założenia domkniętych systemów regionalnych i ich integracji w jeden system ogólnokrajowy. Różnego rodzaju powiązania ekonomiczne (także przepływy odpadów) pomiędzy jednostkami przestrzennymi położonymi w różnych województwach w modelu ogólnokrajowym wciąż mają charakter transgraniczny o różnej intensywności (Heffner 2023), lecz wpływ na koszt ma jedynie odległość, która jest wypadkową zniesienia bariery w postaci nieprzekraczalnej granicy administracyjnej województwa. Ponieważ wpływ likwidacji barier przestrzennych w większym stopniu dotyczy obszarów położonych bliżej tych barier, czyli peryferii wewnętrznych kraju, można przyjąć hipotezę ($H_{3.1}$), iż:

$H_{3.1}$: Przestrzenna integracja systemu prowadzi do redukcji kosztu sumarycznego oraz równoważenia kosztu jednostkowego na obszarze kraju.

Drugim aspektem związanym z zarządzaniem jest wpływ układu sił rynkowych. W przypadku modeli lokalnych (w których zarządzanie systemem gospodarki odpadami zależy od graczy na rynku) przyjęto założenie, że to emitent lub odbiorca odpadów ma dominującą rolę w podziale rynku. Jest to pewna forma odzwierciedlenia problemu dominującej roli danego aktora lub grupy aktorów w kształtowaniu regionu (Halkier i Sagan 2016). Różnica między modelem przyjmującym jedną lub drugą perspektywę optymalizacji jest istotna, cechuje ją asymetria. Chociaż z oczywistych przyczyn sumaryczna chłonność odbiorców odpadów cechuje pewna nadwyżka nad całkowitym wolumenem emisji, to ich liczba jest znacznie mniejsza niż liczba gmin dostarczających odpady, a rozmieszczenie bardziej nierównomierne. Dlatego to miejsca odbioru odpadów stanowią w systemie dobro rzadkie. Perspektywa emitenta ma więc bardziej lokalny charakter, a przegranie konkurencji o względnie korzystnie zlokalizowanego odbiorcę przez peryferyjnie położone gminy wiąże się z większym potencjalnym kosztem niż przegranie konkurencji o dostawcę odpadów. Zatem mimo, iż przyjęcie perspektywy emitenta, podobnie jak integracja przestrzenna systemu,

zwiększa przestrzeń decyzyjną i potencjalne korzyści z dokonanych wyborów, to w przypadku braku optymalizacji na poziomie ponadlokalnym potencjalne ryzyko przegranej konkurencji jest większe. W związku z tym przyjęto hipotezę ($H_{3.2}$), iż:

$H_{3.2}$: Przyjęcie perspektywy odbiorcy odpadów, założenia iż to instalacja jest podmiotem mającym przewagę na rynku i możliwość decydowania o doborze klientów (gmin) w celu racjonalizacji kosztów transportu, pozwala zarówno obniżyć sumaryczny koszt całego systemu, jak i zredukować poziom zróżnicowania kosztów jednostkowych w stosunku do modelu, w którym optymalizacji podlegają koszty poszczególnych emitentów odpadów (gmin).

(4) Jaki jest wpływ parametrów funkcji oporu przestrzeni (akceptowalności długich przewozów, która może być interpretowana jako ogólny spadek uciążliwości transportu odpadów) na sumaryczny koszt transportu zmieszanych odpadów komunalnych, jego poziom zróżnicowania i rozkład przestrzenny w Polsce?

Pytanie czwarte dotyczy wpływu przyjętych parametrów funkcji oporu przestrzeni. Dynamika spadku atrakcyjności celu podróży z odległością, bądź też średnia długość podróży, może być w tym przypadku interpretowana jako zmienna odzwierciedlająca poziom rozwoju technologii transportu odpadów. Wraz z jej rozwojem, redukcją kosztów, czasu, emisji zanieczyszczeń, poprawą komfortu, przewaga atrakcyjności potencjalnych destynacji znajdujących się w mniejszej odległości ma coraz mniejsze znaczenie, przez co zwiększa się akceptowalność podróży długodystansowych i wzrasta średnia długość podróży. Jednak czynnik ten nie tylko ogranicza uciążliwość całego systemu transportu odpadów, ale wpływa także na potencjalne korzyści związane z optymalizacją systemu. Z jednej strony mniejsza akceptowalność dłuższych podróży eksponuje przewagę lokalizacyjną pewnych obszarów, które z reguły cechują się większą gęstością zaludnienia i emisją odpadów, co w konsekwencji prowadzi do potencjalnych oszczędności. Z drugiej strony powoduje ona jeszcze większą marginalizację obszarów peryferyjnych, narażonych na ryzyko wysokich kosztów jednostkowych wynikających z przegranej konkurencji. Przyjęto zatem hipotezy ($H_{4.1.1}$ - $H_{4.1.3}$), iż:

$H_{4.1.1}$: Oszczędność wynikająca z jednoczesnej redukcji kosztu transportu (wzrost akceptowalności długich podróży) oraz optymalizacji przestrzennego rozmieszczenia miejsc emisji i przetwarzania odpadów przewyższają sumę efektów uzyskanych w wyniku oddziaływania każdego z tych dwóch czynników z osobna (synergia dodatnia).

H_{4.1.2}: Redukcja kosztu sumarycznego, o której mowa w H_{4.1.1} odbywa się poprzez zwiększenie przestrzennego zróżnicowania kosztów jednostkowych (nierówność przestrzenna).

H_{4.1.3}: Zależności których dotyczą H_{4.1.1} i H_{4.1.2} w większym stopniu zależą od parametrów funkcji oporu przestrzeni, niż od jej rodzaju.

Uwzględnienie niewykorzystanej chłonności odbiorcy użytej jako czynnika odpowiadającego za bezpieczeństwo całego systemu, wpływa na zwiększenie atrakcyjności odbiorców będących daleko od wartości granicznej i pozwala ocenić koszt ograniczenia ryzyka przekroczenia chłonności poszczególnych odbiorców (pytanie 4). Rozmieszczenie niewykorzystanej chłonności także podlega więc optymalizacji, pozwala ocenić presję i potencjalny koszt związany z redukcją odbioru odpadów w miejscach narażonych na przekroczenie możliwości technicznych w tym zakresie. W związku z tym przyjęto kolejną hipotezę badawczą dotyczącą odpowiedzi na pytanie czwarte (H_{4.2}), iż:

H_{4.2} Dążenie do równoważenia rezerwy chłonności odbiorców odpadów generuje mniejszy wzrost kosztu niż wynosi oszczędność o której mowa w H_{4.1.1}.

(5) Jakie są relacje między porównywanymi modelami optymalizacyjnymi pod względem sumarycznych kosztów systemu oraz w kategorii sprawiedliwości przestrzennej?

Ostatnie pytanie badawcze dotyczy podsumowania wpływu poszczególnych czynników analizowanych w pracy. Postawiono dwie hipotezy w tym zakresie. Po pierwsze (H_{5.1}):

H_{5.1}: Skala wpływu analizowanych w pracy czynników, to jest (a) zmian sytuacji społeczno-demograficznej, (b) układu sieci transportowej, (c) poziomu koordynacji decyzji i działań, (d) rozwoju technologii transportu odpadów oraz (e) dążenia do pozostawienia rezerwy chłonności u poszczególnych odbiorców, na sumaryczny koszt transportu zmieszanych odpadów komunalnych w Polsce jest istotnie zróżnicowana.

Prawdopodobnie oszczędności są możliwe przede wszystkim dzięki uprzywilejowanej pozycji największych emitentów, których pozycja może dać największe (w ujęciu bezwzględnym) potencjalne korzyści dla efektywności całego systemu, czyli za cenę marginalizacji mniejszych emitentów i zróżnicowania kosztów jednostkowych. Dlatego w ramach drugiej hipotezy (H_{5.2}) przypuszcza się, iż:

H_{5.2}: Analizowane modele optymalizacyjne różniące się stanem poszczególnych komponentów można ułożyć w określonej kolejności na osi continuum, w którym z reguły wzrostowi korzyści w postaci redukcji sumarycznego kosztu transportu w całym systemie towarzyszy pogorszenie

sytuacji w wymiarze sprawiedliwości przestrzennej wyrażonej kosztami jednostkowymi ponoszonymi przez poszczególnych emitentów.

Na potrzeby niniejszych badań przez optymalizację [łac. optimus - najlepszy] rozumie się wyznaczenie najlepszego rozwiązania jakiegoś zadania ze względu na przyjęte kryterium (np. koszt, zysk, niezawodność, dokładność, czas realizacji zadania), przy uwzględnieniu istniejących ograniczeń. (*Encyklopedia PWN*, dostęp 18.12.2024). Polega ona na wskazaniu najlepszego możliwego stanu modelu. Optymalizacja kosztu polega zwykle na takim doborze zmiennych modelu aby uzyskać minimalny koszt sumaryczny w systemie lub podsystemach. Według Słownika Języka Polskiego (www.sjp.pwn.pl, dostęp: 15.11.2024) termin „optymalizacja” oznacza „poszukiwanie za pomocą metod matematycznych najlepszego, ze względu na wybrane kryterium, rozwiązania danego zagadnienia gospodarczego, przy uwzględnieniu określonych ograniczeń”. Zakres przedmiotowy optymalizacji obejmował ogólnie rozumiane (wyjaśnione w dalszej części pracy) koszty ekonomiczne przepływu odpadów od miejsca ich wytworzenia do miejsca ich zagospodarowania. Ogólny szacowany koszt przepływu odpadów w kraju oraz jego zróżnicowanie przestrzenne zostały przeanalizowane w zależności od modelu dystrybucji oraz wybranych czynników jakie można uwzględnić w danym podejściu badawczym. Podsumowanie porównawczej analizy wyników empirycznych prowadzi do kompleksowego ujęcia związku między metodą optymalizacji kosztu przepływu zasobów i uwzględnieniem określonych czynników jakie wpływają na ten koszt a rodzajem i skalą efektu uzyskanego w postaci ich redukcji i zrównoważenia.

Organizacja przestrzeni, rozumiana jako gospodarowanie nią (planowanie układu struktur w przestrzeni geograficznej), jak również jako planowanie procesów (działalność logistyczna, planowanie kierunku potoków transportowych), jest istotnym elementem gospodarki państwa, zarządzania lokalnego, działalności przedsiębiorstw i życia społecznego. To, w jaki sposób zostanie ona dokonana, zależy w których sferach i jak duże korzyści zostaną osiągnięte. Współcześnie szczególne znaczenie odgrywa optymalizacja przestrzeni. Przekłada się ona na optymalizację procesów w niej zachodzących jak również na koszty (życia, produkcji, transportu, inwestycji). Szczególne miejsce w dyskusji naukowej w tym kontekście zajmuje minimalizacja wpływu działalności człowieka na środowisko, co wynika po części z wdrażania gospodarki obiegu zamkniętego (GOZ). GOZ jest ideą w założeniu zakładającą optymalizację wykorzystania zasobów. Korzyści środowiskowe, według GOZ, powinny zostać osiągnięte równolegle z korzyściami ekonomicznymi (Winans i in. 2017). Pomimo stosunkowo

niewielkiego zainteresowania geografów tą ideą, wydaje się ona istotną w kontekście organizacji przestrzeni i optymalizacji przepływu zasobów. Te z kolei zależą od wielu czynników zróżnicowanych w przestrzeni geograficznej. Warto więc odnotować, że zrozumienie zróżnicowania przestrzennego zjawisk i ich przyczyn jest domeną geografii. Rola tej dyscypliny naukowej jest szczególnie podkreślana w rozwoju dziedziny ekologii przemysłowej¹ (Andrews 2002).

Problem zagospodarowania odpadów jest w obecnych czasach kluczowy dla rozwoju GOZ (Karwacka 2017, Kulczycka 2018, Kulczycka i Pędziwiatr 2019). Wiąże się to nie tylko ze skalą ich powstawania i wszelkimi uwarunkowaniami z tym związanymi, ale również z procesami wpływającymi na środowisko i człowieka – systemem zbiórki, transportem, rozwojem infrastruktury i technologii przetwarzania. Procesy te są ciągłe i oddziałują w sposób stały, choć nierównomierny, na środowisko i zagospodarowanie przestrzeni. Zatem system dystrybucji odpadów do miejsc ich zagospodarowania zmienia się w czasie i przestrzeni. Praca nie ma na celu uwzględnienia wszystkich czynników, które mają istotny wpływ na ten system, lecz skupia się na wybranych uwarunkowaniach, które przypuszczalnie mają największy wpływ na relacje przestrzenne, w tym w szczególności na alokację wytwarzania i logistykę.

W odróżnieniu od multidyscyplinarnych badań przepływu materiałów opartych na metodach MFA (ang. *Material Flow Analysis*) i LCA (ang. *Life Cycle Assessment*), praca ta dotyczy wybranej frakcji, co zbliża ją do koncepcji badawczych SFA (ang. *Substance Flow Analysis*). SFA skupia się na przepływie wybranej substancji lub grup substancji i może polegać na dwóch podejściach: oddzieleniu gospodarki od środowiska jako dwóch podsystemów, lub zintegrowanemu badaniu tych dwóch sfer jako całego systemu (van der Voet 2002). W niniejszym badaniu kryterium optymalizacji stanowił wyłącznie koszt ekonomiczny.

Przepływy – w zależności od specyfiki alokowanej materii – mogą istnieć w obrębie różnych jednostek przestrzennych: regionów ekologicznych, ekonomicznych lub administracyjnych (Andrews 2002). Można je badać również w różnych skalach przestrzennych. W zależności od przyjętego zakresu przestrzennego i podziału obszaru badań na pola podstawowe, rezultat może być w dużej mierze zdeterminowany specyfiką danego terytorium, bądź dostarczać ogólniejszych, bardziej uniwersalnych obserwacji. Stworzony

¹ Ekologia przemysłowa (ang. *industrial ecology*) koncentruje się na projektowaniu produktów i procesach produkcyjnych. W połączeniu z koncepcją gospodarki obiegu zamkniętego (GOZ) główną ideą tej dziedziny jest optymalizacja cyklu życia produktu prowadząca do minimalizacji kosztu produkcji i negatywnego wpływu działalności gospodarczej na środowisko (Lifset i Graedel 2002).

w Polsce przez ustawodawcę zbiór zasad dotyczących gospodarki odpadami (Ustawa odpadach), ograniczył ramy przestrzenne przepływu odpadów do zasięgu kraju, a w przypadku odpadów zmieszanych – do zasięgu województw. Zakres przestrzenny badania przeprowadzonego w ramach niniejszej pracy oraz przyjęty w niej podział na jednostki przestrzenne wynika więc z uwarunkowań prawnych i przestrzennej agregacji dostępnych danych statystycznych.

Najbardziej szczegółowe dane o wytworzonych odpadach są dostępne w agregacji według gmin, a informacja przestrzenna o instalacjach przetwarzania odpadów ma charakter dyskretny (dane punktowe). W kontekście celu pracy, wybór jednego regionu bądź innego zwartego obszaru czy grupy terytoriów, nie znajduje uzasadnienia z dwóch zasadniczych powodów. Po pierwsze, uwarunkowania prawne wymuszają domykanie się systemu przepływu odpadów w ramach pewnych regionów. Cecha ta powinna więc znaleźć odzwierciedlenie także w zasięgu przyjętego obszaru badań. Powinien on składać się z całych takich regionów stanowiących domknięty system. Po drugie, ze względu na metodyczny charakter pracy, istotne jest uwzględnienie wszystkich możliwości dystrybucji odpadów pomiędzy potencjalnymi nadawcami i odbiorcami występującymi na obszarze badań, a także możliwie jak największe wykluczenie oddziaływania czynników zewnętrznych. Dlatego obszar badań powinien obejmować więcej niż jeden taki region stanowiący domknięty system. Aby uzyskane wyniki miały możliwie uniwersalny charakter ważne jest również objęcie badaniem jednostek przestrzennych istotnie zróżnicowanych pod względem cech morfologicznych, struktury osadniczej, masy wytwarzanych odpadów, struktury demograficznej oraz dostępności infrastruktury technicznej (w tym zwłaszcza sieci drogowej i instalacji przetwarzania odpadów). W związku z powyższym, obszarem badań objęto terytorium całej Polski. Stan danych przestrzennych i statystycznych przyjęto na 2021 r., natomiast stan prawny odnosi się do roku 2025.

Problem badawczy podjęty w niniejszej pracy można zawrzeć w sposób ogólny w następującym pytaniu: jak zoptymalizować koszt przepływu odpadów w skali kraju? Autor wykorzystuje w pracy wybrane modele interakcji przestrzennych oraz model optymalizacji do rozdystrybuowania odpadów zmieszanych. Zaawansowane modele interakcji przestrzennych powstały w latach 50. i 60. i rozwijały się dynamicznie w kolejnych dwóch dekadach. Wśród nich można wyróżnić modele grawitacji, inspirowane prawem grawitacji Newtona. Opisują one interakcje (przepływy ludności, towarów) między różnymi lokalizacjami proporcjonalne

do ich masy i odwrotnie proporcjonalne do odległości między nimi. Ich rozwinięciem były modele potencjału, które rozszerzyły koncepcję modelu grawitacji uwzględniając interakcje między daną lokalizacją a wszystkimi innymi lokalizacjami w systemie, określając je mianem potencjalnych powiązań. W ten sposób możliwe jest określenie potencjału danej lokalizacji w zakresie dostępności do różnych lokalizacji, które nie zależy od umieszczonej tam masy. Modele grawitacji i modele potencjału zestawiono z wybraną metodą optymalizacji przepływu zasobów.

Układ pracy wynika bezpośrednio z postawionych pytań i hipotez. Praca składa się ze wstępu, przeglądu literatury, opisu metod, opisu wyników oraz wniosków i rekomendacji podzielonych na rozdziały. Pierwszy rozdział został poświęcony przeglądowi definicji regionu i klasyfikacji tego pojęcia oraz zagadnieniu optymalizacji w kontekście przestrzeni przepływów i dostępności przestrzennej. W tym miejscu autor uzasadnił wagę podstawowych zagadnień poruszanych w pracy i sprecyzował podstawowe definicje pojęć w niej stosowanych.

W rozdziale drugim poświęcono miejsce na omówienie zagadnień związanych z genezą badań nad odpadami, w szczególności w ujęciu przestrzennym i społecznym. Scharakteryzowano na podstawie bogatej literatury przedmiotu koncepcję gospodarki cyrkularnej i znaczenie optymalizacji ekonomicznej cyklu życia produktu w kontekście analiz przepływu zasobów. Przedstawiono również w zwięzły sposób klasyfikację odpadów stosowaną oficjalnie w Polsce na podstawie obowiązujących aktów prawa oraz wyszczególniono najważniejsze dyrektywy, ustawy i rozporządzenia regulujące system gospodarki odpadami w Polsce.

Rozdział trzeci zawiera opis stosowanych w niniejszej pracy metod badawczych oraz wykorzystanych do analiz narzędzi. Ze względu na mnogość czynników wpływających zarówno na sam transport, relacje przestrzenne jak też organizację systemu gospodarki odpadami i wytwarzanie odpadów, konieczne było wprowadzenie pewnych uproszczeń i uogólnień, które opisano w pierwszej części rozdziału. Przygotowany empiryczny materiał badawczy w postaci danych dotyczących wielkości i zróżnicowania przestrzennego emisji komunalnych odpadów zmieszanych w Polsce, lokalizacji punktów ich odbioru i ich mocy przerobowych, a także sieci transportowej umożliwiającej ich redystrybucję, został uprzednio przetworzony. Ze względu na wątpliwą wiarygodność dostępnej publicznie informacji w zakresie ilości wytwarzanych odpadów (utworzenie spójnej wielopoziomowej bazy danych o gospodarce odpadami było postulowane np. przez Piontka i in. 2014) etap ten obejmował korektę danych

źródłowych przy użyciu estymacji rzeczywistej ilości wytwarzanych odpadów na podstawie czterech zmiennych: liczby mieszkańców poszczególnych gmin, ich struktury wiekowej, liczby turystów oraz rodzaju zabudowy mieszkaniowej (liczba mieszkańców w poszczególnych grupach wiekowych zamieszkującej zabudowę jednorodzinną i wielorodzinną). W tej części pracy poświęcono również miejsce na charakterystykę obszaru badań, w której przedstawiono zróżnicowanie przestrzenne czynników społeczno-demograficznych oraz badane w kolejnym etapie scenariusze wytwarzania odpadów.

Rozdział czwarty przedstawia wyniki analiz zróżnicowania modeli optymalizacji przepływu zasobów na przykładzie odpadów zmieszanych w Polsce. Rozdział podzielono zgodnie z przyjętą kolejnością pytań badawczych, wydzielając odrębne podrozdziały dla każdej grupy zagadnień wpływających na wynik optymalizacji i rozmieszczenia przepływów. W tym rozdziale wyniki poddano syntetycznej ocenie.

W podsumowaniu osiągnięte wyniki badania odniesiono do przytoczonych w pierwszych częściach pracy teorii i modeli przepływów. Przedstawiono rekomendacje do dalszych badań optymalizacji przepływów oraz aplikacyjności analizowanych w pracy metod.

Integralną częścią pracy są aneksy, które zawierają zestawienia zmiennych statystycznych oraz danych wynikowych w formie tabel, wykresów oraz map. Aneksy podzielono według formy prezentacji: Aneks A – kartograficzny, Aneks B – tabele.

Przegląd literatury stanowiący podstawę niniejszej pracy przeprowadzono z wykorzystaniem systematycznej procedury, co jest kluczowe dla zapewnienia kompleksowości, obiektywności i replikowalności wyników. Jako ramy metodologiczne wybrano model PRISMA (*Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analyses*), który posłużył do precyzyjnego zdefiniowania kryteriów włączania i wykluczania, a także udokumentowania procesu selekcji artykułów. Analiza objęła interdyscyplinarny zestaw zagadnień, koncentrując się na kluczowych terminach związanych z gospodarką cyrkularną, gospodarką odpadami, badaniami przepływów zasobów w przestrzeni geograficznej, metodami optymalizacji, zagadnieniami dostępności przestrzennej i regionalizacji, a także teoriami dotyczącymi regionów, ze szczególnym uwzględnieniem koncepcji regionów węzłowych. Kwerendy przeprowadzono w wiodących bazach danych naukowych o zasięgu globalnym, w tym Web of Science (Core Collection) oraz Scopus, co umożliwiło dostęp do recenzowanych publikacji z zakresu nauk ekonomicznych, geograficznych, inżynierskich i środowiskowych. Ostateczna synteza literatury koncentruje

się na identyfikacji spektrum zagadnień badań gospodarki odpadami, luk badawczych oraz najlepszych praktyk metodycznych istotnych dla analizy i modelowania systemów gospodarki obiegu zamkniętego w ujęciu przestrzennym.

1. ZNACZENIE I ROLA REGIONÓW W GOSPODAROWANIU ODPADAMI

1.1 Pojęcie regionu w naukach geograficznych

W latach 50. i 60. XX wieku Walter Isard oraz jego następcy dali początek nowej dyscyplinie naukowej - regionalistyce, której przedmiotem badań stały się gospodarcze aspekty rozwoju regionów i miast, co pozwoliło wypełnić lukę pomiędzy naukami ekonomicznymi a geografiami opisową (Lewandowska-Gwarda 2013). Do szerzej znanych delimitacji z tego okresu M. Koter i A. Suliborski (1994) zaliczają regiony przyrodnicze (Strahler 1960), regiony kulturowe (Russel i in. 1969), regiony miejskie (Dickinson 1964) i regiony ekonomiczne (Dziewoński 1961).

Geografia regionalna pełni trzy podstawowe funkcje: 1) poznawczo-kontemplacyjną, 2) użyteczną w planowaniu rozwoju gospodarczego, 3) użyteczną w planowaniu działań militarnych (Wójcik 2011). W kontekście problemu badawczego niniejszej pracy na pierwszy plan wysuwa się aplikacyjność proponowanych podejść do delimitacji regionów gospodarki odpadami. Jednakże, żeby lepiej zrozumieć funkcję jaką pełni w niniejszej pracy termin „region”, należy bliżej przyjrzeć się jego definicjom.

Termin region znany jest w geografii w zasadzie od początku istnienia tej dyscypliny i do dziś trudno jest jednoznacznie wskazać prawidłową i wyczerpującą definicję. Według Encyklopedii PWN (2000) „region” oznacza „umownie wydzielony, względnie jednorodny obszar odróżniający się od terenów przyległych określonymi cechami naturalnymi lub nabytymi”.

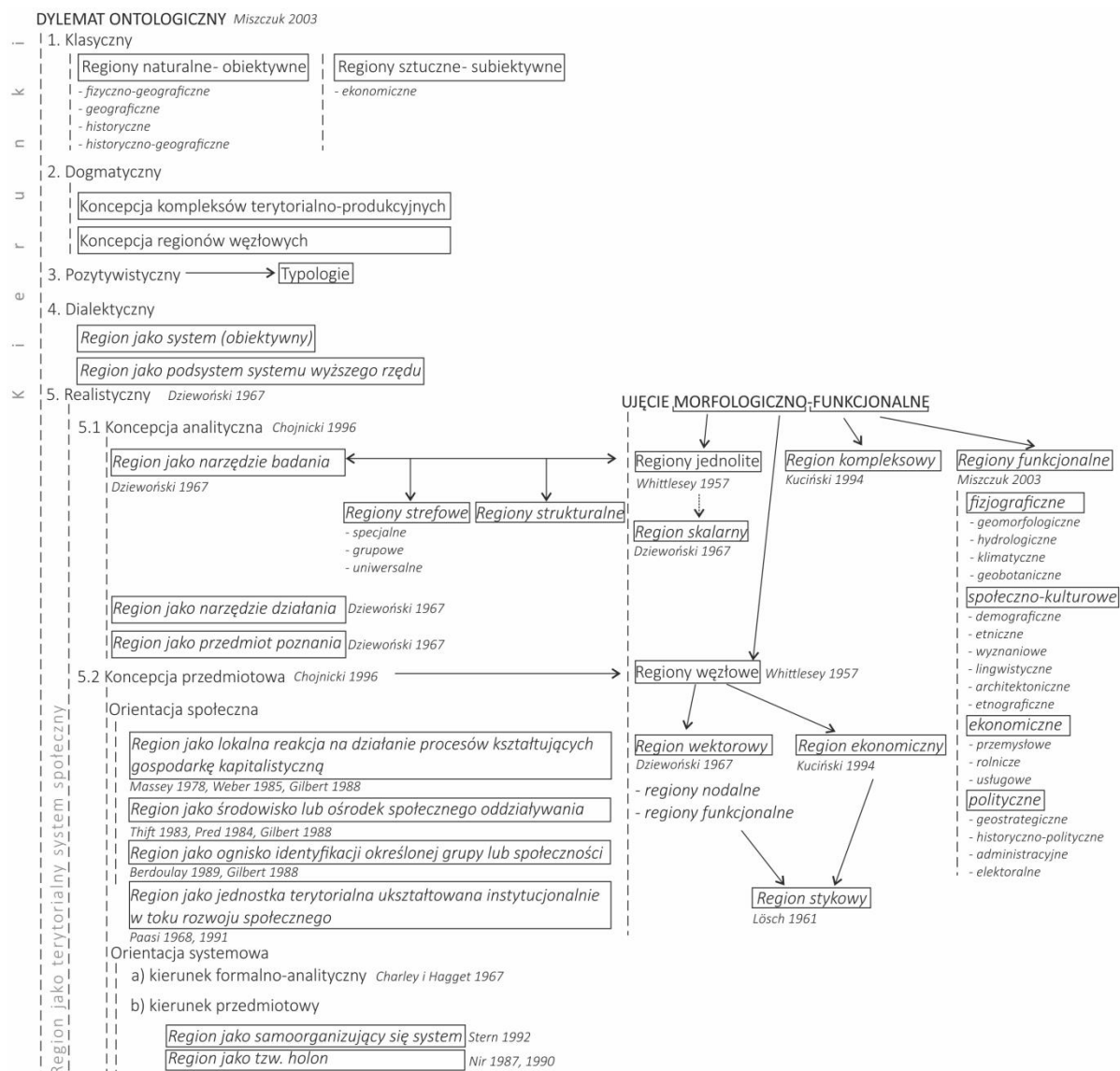
Niewątpliwie wprowadzenie tego pojęcia w geografii pozwoliło człowiekowi na usystematyzowanie i kategoryzację przestrzeni, która go otacza. Jednakże słowo „region” stosowane jest przez wiele środowisk naukowych i nie tylko, dlatego zarzuca się mu brak tożsamości – utożsamiania z konkretną dyscypliną naukową (Tinkler 1973) oraz nieprecyzyjność wynikającą z różnych potrzeb praktycznych lub poznawczych (Beaujeu-Garnier 1976).

Termin „region” był przedmiotem dyskusji naukowców w zasadzie od początku istnienia geografii nowożytnej (Rykiel 1991). A. Miszczuk (2003) wyróżnił 5 podstawowych kierunków odnoszących się do dylematu ontologicznego. Pierwszy dzielił regiony według klasycznego podejścia na naturalne i sztuczne. Regiony naturalne stanowią obszary, które istnieją niezależnie od badacza. Regiony sztuczne są z kolei efektem delimitacji, które nigdy do

końca nie będą obiektywne. Z. Rykiel w swojej pracy habilitacyjnej szczegółowo opisał transformację klasycznego pojmowania regionalizacji i regionu do wydzielenia pojęcia regionu społeczno-ekonomicznego. Sztuczny podział na regiony według granic administracyjnych prowadzi do konieczności dezagregacji zjawisk społeczno-ekonomicznych, co było sprzeczne z klasycznym pojmowaniem regionalizacji opierającej się na istnieniu regionów naturalnych. Koncepcja ta opierała się na współzależnościach między zjawiskami fizycznogeograficznymi i społeczno-ekonomicznymi (determinizm geograficzny). Region naturalny obejmował więc tereny rolnicze, leśne, górnicze. Z kolei region sztuczny nie był zdefiniowany i obejmował obszary, gdzie determinizm geograficzny nie występował. Według nowej koncepcji regiony naturalne zaczęto utożsamiać z regionami geograficznymi, natomiast regiony sztuczne były delimitowane na podstawie granic administracyjnych (szczególnym rodzajem regionów sztucznych są regiony historyczne).

W literaturze pojawiło się wiele definicji regionu, co było związane ze wzrostem zainteresowania przedstawicieli wielu dyscyplin, zarówno poziomem rozwoju regionalnego, jak i zróżnicowanymi procesami zachodzącymi w regionie (Chojnicki 1996, Łoboda 2012, Pająk i in. 2016, Dahlke 2017). Zasadniczo można wyróżnić dwa nurty naukowe, które obejmowały różne koncepcje i klasyfikacje tego pojęcia. Przedstawiciele pierwszego nurtu podejmowali rozważania nad znaczeniem ontologicznym regionu, natomiast równolegle termin ten klasyfikowano w kategoriach morfologiczno-funkcjonalnych (Ryc. 1).

Regionalizacja może być rozumiana w dwojaki sposób – jako proces – procedurę wyodrębniania regionów na podstawie przyjętych uprzednio założeń, lub oznaczać sam wynik tej procedury, czyli obrazować podział przestrzeni na regiony. Komplementarny charakter tego pojęcia dokładnie opisali Z. Chojnicki i T. Czyż (1992). Określili, że czynność regionalizacji jest działaniem pierwotnym, natomiast jej wynik ma znaczenie wtórne. Rozwój prac opartych na matematycznych modelach opisujących i dzielących przestrzeń na jednostki wiąże się z kierunkiem pozytywistycznym. Wyodrębnione jednostki różnią się od siebie na podstawie określonych przez badacza kryteriów klasowych. Efektem licznie reprezentujących ten kierunek prac są różnego rodzaju typologie i klasyfikacje.



Ryc. 1 Podział podejść i koncepcji pojmowania pojęcia region

Źródło: Opracowanie własne

Kolejny kierunek dyskusji nad dylematem istoty regionu – dialektyczny – doprowadził do uznania dwóch znaczeń w zależności od stopnia złożoności przestrzeni. Region, według tego podejścia, może stanowić system, który istnieje obiektywnie i posiada elementy składowe, lecz może być także częścią większego systemu i być jednym z wielu podsystemów systemu wyższego rzędu.

Szerokie uznanie w geografii społeczno-ekonomicznej zyskał kierunek realistyczny, który reprezentowany jest przez dwie koncepcje – analityczną i przedmiotową (Chojnicki 1996). Pierwsza koncepcja czerpie inspirację z kierunku pozytywistycznego. Według niej region definiuje się jako „zgeneralizowany przestrzennie zbiór lub klasę” (s. 8-9), będący efektem regionalizacji opartej na metodach taksonomii numerycznej (por.: Grigg 1965,

Chojnicki i Czyż 1973). Koncepcja przedmiotowa generalnie mówi o tym, że „regiony istnieją niezależnie od badaczy, muszą oni odkrywać je a nie tworzyć” (Dumoral 1980, s. 21). Podobne stanowisko reprezentował Fremont (1976, za Chojnicki 1996). Według Z. Chojnickiego (1996) regiony tworzą zjawiska i cechy obserwowalne ale również niematerialne. Stąd też wyróżnił dwie orientacje pojmowania regionu według koncepcji przedmiotowej: społeczną, gdzie region jest elementem struktury i rozwoju społecznego, oraz systemową, gdzie region składa się z różnych elementów powiązanych ze sobą.

Ogólną i powszechnie uznaną definicją jest podział zaproponowany przez K. Dziewońskiego (1967). K. Dziewoński wyróżnił trzy podstawowe kategorie wpisujące się w koncepcję analityczną Z. Chojnickiego: region jako narzędzie badania, region jako narzędzie działania oraz region jako przedmiot poznania. Pierwsze z wymienionych znaczeń nawiązuje do definicji D. Whittleseya (1954), który traktował region jako narzędzie analityczne (Wróbel 1965). Celem badacza w tym ujęciu jest dokonanie typologii, klasyfikacji bądź regionalizacji. W drugim znaczeniu region jest jednostką organizacyjną, w przestrzeni której inicjowane, wspierane i sterowane są określone procesy rozwojowe. Przykładem są jednostki administracyjne, uznawane w języku potocznym, naukowym oraz urzędowym regionami. W klasyfikacji Wspólnot Europejskich za regiony uznaje się niemieckie landy, prowincje w Belgii, departamenty we Francji czy polskie województwa (Parysek 1993). Trzecie znaczenie terminu region nawiązuje do klasycznej geografii. Identyfikacja regionów polega na wyodrębnieniu jednostek o unikatowych cechach. Proces badawczy jest wówczas zindywidualizowany i polega na odkrywaniu i przestrzennym rozróżnianiu badanych obszarów.

Wyróżnia się 3 podstawowe koncepcje regionu wyróżniające regionalizację (Chojnicki i Czyż 1992):

- 1) analityczno-poznawczą,
- 2) strukturalną,
- 3) praktyczną.

Pierwsza koncepcja polega na wyznaczeniu obszarów względnie jednorodnych (tzw. powierzchniowych lub homogenicznych). Według definicji K. Dziewońskiego (1967) region jest narzędziem analizy przestrzennej. Dzięki regionalizacji dostrzegalne stają się zróżnicowanie przestrzenne zjawisk społeczno-ekonomicznych. Regiony (k) powstają w wyniku połączenia mniejszych jednostek przestrzennych spełniając warunek liczby jednostek podstawowych (N),

gdzie $k < N$ zachowując ciągłość przestrzenną. Jednostka podstawowa ma charakter operacyjny, czyli służy wyłącznie do analizy czynnikowej, wieloczynnikowej – inaczej atrybutowej (nieodłącznej) bądź relacyjnej (relacji pomiędzy tymi jednostkami). Jednostkami operacyjnymi w praktyce są zwykle te najmniejsze jednostki (np. administracyjne), dla których dostępne są dane statystyczne. Podlegają one ocenie podobieństwa, bądź niepodobieństwa na podstawie funkcji podobieństwa wynikającej z przeprowadzonej estymacji cech.

Druga koncepcja polega na pojmowaniu regionu jako złożonego systemu, czyli regionu węzłowego. Dominowały wówczas dwie koncepcje – kompleksów terytorialno-produkcyjnych, posiadających charakter względnie jednorodnych regionów ekonomicznych o określonym profilu produkcji, oraz regionów węzłowych, związanych z powiązaniami funkcjonalnymi elementów przestrzeni wewnątrz jednostek przestrzennych. Region węzłowy jest więc „pewną całością terytorialną wyodrębnioną z otoczenia ze względu na wewnętrzne powiązania” (Chojnicki, Czyż 1992, s. 10). W badaniach empirycznych prowadzonych w tym nurcie dążono najczęściej do generalizacji relacji, wyznaczając w ten sposób regiony złożone z obiektów powiązanych ze sobą jakimś zjawiskiem lub badano siły rzeczywistych powiązań, co miało z kolei istotny charakter poznawczy. Zatem faktyczne istnienie wielu relacji jednego obiektu w przestrzeni geograficznej poddawano redukcji do jednego najsilniejszego lub najbardziej prawdopodobnego powiązania funkcjonalnego, co umożliwiało wyznaczenie jednorodnych, zwartych regionów. Takie podejście miało jedną zasadniczą zaletę – możliwe było przedstawienie rezultatów regionalizacji w sposób zgeneralizowany i czytelny, a zatem łatwy w interpretacji. Niedogodnością jest z kolei pewne uproszczenie polegające na pominięciu ważnych informacji o pozostałych powiązaniach funkcjonalnych, które w rzeczywistości istnieją i mogą mieć łącznie istotne znaczenie. Koncepcja regionów węzłowych odgrywa w niniejszej pracy szczególną rolę, więc w dalszej jej części została przedstawiona bardziej szczegółowo (patrz podrozdział 1.3).

Regionalizacja praktyczna (trzecia koncepcja Chojnickiego i Czyż, 1992) służy między innymi organizacji terytorialnej państwa. Według Sitka (2010) jedynym przykładem regionu dającego się obiektywnie określić jest region administracyjny. Należy jednakże zauważyć, że pojmowanie regionów administracyjnych w taki sposób jest zasadne tylko w przypadku uznania ex-post ich istnienia, bez zagłębiania się w kryteria ich delimitacji. Jednostki administracyjne wyznaczone są na podstawie względnie obiektywnych kryteriów, jednakże istotny jest również w tym procesie czynnik ludzki (decyzji administracyjnej) w wyznaczaniu

przebiegu granicy. Regionalizacja jest więc nie tylko narzędziem naukowym, lecz również posiada wymiar praktyczny i służy do uprawiania polityki (Chojnicki, Czyż 1992). Przykładem jest podział na regiony w Unii Europejskiej, które służą organom decyzyjnym w różnorodnym zakresie – gospodarczym, kulturalnym, naukowym i wielu innych (Parysek 1993). Regiony administracyjne mają też istotny wpływ na wyniki niniejszej pracy, gdyż determinują zasięg domykania się systemu gospodarowania odpadami.

We współczesnych badaniach region traktowany jest w dużej mierze jako wyodrębniony z większej całości obiekt przestrzenny, który można sklasyfikować, poddać typologii czy ocenie. Zbliżoną definicję podaje W. Kosiedowski (2005). A. Potoczek (2003) dodatkowo uznaje, że kryteria i metody delimitacji regionów są i będą zawsze subiektywne. Takie pojmowanie regionu utożsamia się często z regionalizacją fizycznogeograficzną. W odniesieniu do badań rozwoju społeczno-gospodarczego przyjmuje się założenie, że region jest jednostką o charakterze jednorodnym, co oczywiście jest sprzeczne z rzeczywistością lecz zgodne z definicją regionu P. E. Jamesa (1959), który doprecyzował, że jednostkę tę odróżnia zespół przestrzennie powiązanych cech. Definicja P. E. Jamesa, jak również jej pierwotna forma autorstwa D. Whittleseya (1954) spotkała się z krytyką w środowisku naukowym. Kwestionowano jej obiektywizm a także zarzucano formalizm (za Chojnicki, Czyż 1992), lecz była podstawą do badań regionów ekonomicznych, które są sztucznie wyodrębnionymi jednostkami przestrzennymi. Zauważono jednak, że identyfikacja tego typu regionów wymaga również określenia siły wewnętrznych powiązań funkcjonalno-przestrzennych, gdyż to „te powiązania decydują o tożsamości mieszkańców regionu, obszarze ich aktywności gospodarczej i społecznej...” co „...wpływa na wykształcenie się unikatowych cech odróżniających dany region od innych” (Mazur i Mazurek 2019, s. 119).

W ujęciu morfologiczno-funkcjonalnym region rozumiany jest jako obszar zlewni, z której zasoby (odpady) są transportowane do lokalizacji docelowego przetworzenia (instalacji przetwarzania, recyklera, składowiska, sortowni). Jest to więc region węzłowy posiadający swojego sąsiada (sąsiadów). Dopuszczalne są (w wybranych przypadkach) eksklawy regionów oraz nakładanie się regionów na siebie. W takich przypadkach jednostki te nie spełniają klasycznej definicji regionu ani tym bardziej zlewni, więc należy je uznać za specyficzne przypadki regionów węzłowych mających charakter zlewni (jak np. stosowane w literaturze przedmiotu zlewnie migracyjne). Wyznaczenie zlewni odpadów, gdzie możliwy jest jednoczesny wybór wielu odbiorców, wymyka się klasycznej koncepcji względnie

jednorodnego, określonego pewną granicą regionu, lecz jednocześnie wymaga zastosowania odpowiednich metod charakterystycznych dla procesu delimitacji regionów polegających na agregacji.

Należy zauważyć, że pojęcie zlewni stosowane jest głównie w naukach przyrodniczych i posiada cechy szczególne odróżniające je od takich terminów jak zlewisko czy dorzecze. Dotyczy ono bowiem jedynie spływu wód powierzchniowych – w odróżnieniu od zlewiska, które obejmuje również wody podziemne (Rdzanek 2000). W geografii społeczno-ekonomicznej stosuje się np. pojęcie zlewni migracyjnej (np. Ilnicki i Szczyrba 2019, Ilnicki 2020), natomiast w naukach rolniczych – zlewni rolniczej i zlewni leśnej (np. Stachowicz 1995, Krasowska i Banaszuk 2015).

Wreszcie "region" może być rozumiany jako pewien model przestrzenny. Modelowanie jest jednym z podstawowych działań podejmowanych w ramach działalności naukowej. W geografii model często utożsamiany jest z mapą, która jest zgeneralizowanym, uproszczonym odwzorowaniem różnego rodzaju zjawisk na płaszczyźnie, lecz stosowany jest również w innych kontekstach. Istota tego pojęcia polega przede wszystkim na ustalaniu izomorfizmu i analogii między układem badanym a jego modelem [łac. modulus - wzór]. Słowo „model” jest przykładem homonimu, stąd też jego zastosowanie w badaniu jest również dwojakie. Stanowi on "układ założeń przyjmowanych w danej nauce w celu ułatwienia (lub umożliwienia) rozwiązania danego problemu badawczego" (Encyklopedia PWN, dostęp 18.12.2024). Najczęściej termin „model” funkcjonuje jako określenie procedury badawczej lub metody. Słownik Języka Polskiego podaje aż 10 definicji tego pojęcia. Z perspektywy nauki najtrafniejsze są dwie z nich (www.sjp.pwn.pl, dostęp 08.12.2023):

- „wzór, według którego coś jest lub ma być wykonane”;
- „konstrukcja, schemat lub opis ukazujący działanie, budowę, cechy, zależności jakiegoś zjawiska lub obiektu”.

Celem modelowania jest umożliwienie analitycznego spojrzenia na złożone zagadnienie, wyeksponowanie elementów istotnych z danego punktu widzenia przez uproszczenie polegające na odrzuceniu elementów mniej ważnych. Proces modelowania służy więc zmniejszeniu złożoności rozpatrywanych zjawisk w stopniu umożliwiającym ich poznanie (badanie) lub zmianę (projektowanie), ułatwia zrozumienie zjawisk przeszłych oraz umożliwia przewidywanie zjawisk przyszłych.

1.2 Koncepcje regionu węzłowego i przestrzeni przepływów

D. Whittlesey (1954) wyróżnił (za R. Plattem 1935) dwa rodzaje regionów: jednolite i węzłowe. Pojęcie "regionu węzłowego", specyficznej formy regionów ekonomicznych, opiera się na założeniu, że pomiędzy mniejszymi jednostkami przestrzennymi w obrębie danego obszaru zachodzą stosunkowo silne relacje, które można określić przepływami lub powiązaniami wewnętrznymi (np. informacji, towarów, ludzi, kapitału). W celu wyjaśnienia kontekstu w jakim rozumiany jest region węzłowy w niniejszej pracy, rozważania na ten temat należy uzupełnić o podstawy teorii z zakresu praktycznego wymiaru regionalizacji, gdyż regiony takie są określane "regionami rzeczywistymi", które nie podlegają subiektywnej delimitacji przez badaczy na potrzeby określonej analizy, lecz są przez nich identyfikowane jako byty obiektywnie istniejące w przestrzeni geograficznej.

Węzłowość regionu opiera się na wewnętrznych powiązaniach pomiędzy jednostkami, na przykład miastem i otaczającymi je miejscowościami, które mają charakter relacji społecznych i ekonomicznych. W efekcie trudność wyznaczenia ostrych granic regionów wynika z rozmycia relacji pomiędzy jednostkami, które są wielokierunkowe. Dlatego delimitacji regionów – systemów terytorialnych – dokonuje się poprzez określenie wartości progowej wskaźnika wyznaczającego domknięcie regionu (przyporządkowanie danej jednostki do danego regionu). Poprzedzającym zadaniem jest określenie hierarchii jednostek (Chojnicki i Czyż 1992). W niniejszej pracy koncepcja regionu strukturalnego odpowiada potrzebom metodycznym, jednakże postanowiono odejść od klasycznego pojmowania regionu domkniętego na rzecz nakładających się na siebie zlewni z określoną siłą ciężenia jednostek w zależności od wektora. Zatem w odróżnieniu od koncepcji strukturalnej region węzłowy nie jest arbitralnie „odcinany” na zadanej wartości wskaźnika, a jego składowe podjednostki mogą być jednocześnie węzłami innych regionów.

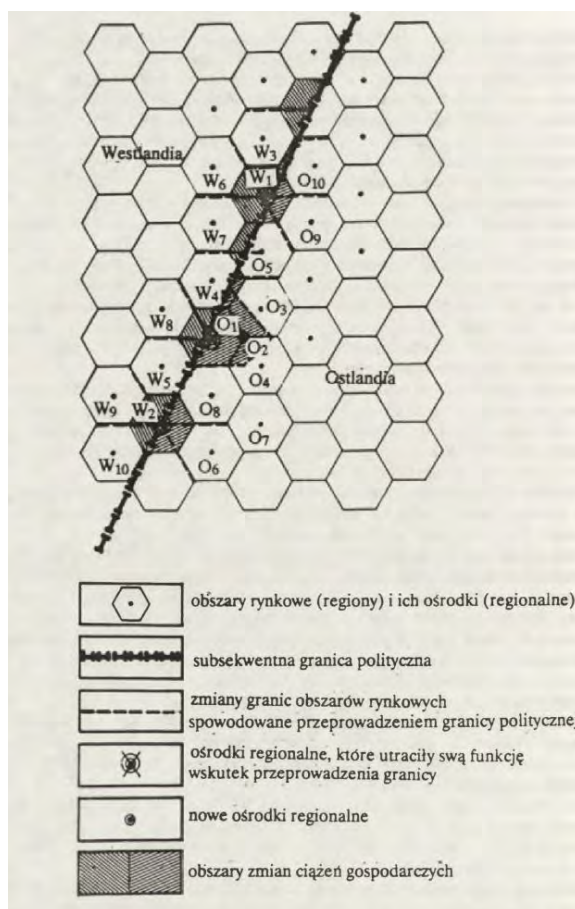
W przypadku regionów węzłowych precyzja delimitacji jest szczególnie istotna. Dokładność obliczeń relacji i zasięgu oddziaływania jakiegoś centrum, np. określenie strefy potencjalnych klientów dla sieci sklepów, ma istotne znaczenie strategiczne dla rozwoju firm. Ocena popytu na podstawie informacji przestrzennych wymodelowanych w GIS (Systemy Informacji Geograficznej) była jednym z elementów składających się na sukces takiej firmy jak Starbucks, która zainwestowała w analizy przestrzenne znaczne środki (Chuang 2019). Wzrost zysków firm może wówczas iść w parze z konkurencyjną ceną usług i produktów, co jest dodatkową korzyścią płynącą z optymalizacji lokalizacji i potencjalnych powiązań

funkcjonalnych pomiędzy usługodawcą a klientami. Przykład ten pokazuje, że implementacja systemów optymalizacji przepływu odpadów może przynieść również wymierne korzyści ekonomiczne.

Na przykładzie sektora usług można określić, że dana sieć punktów usługowych posiada określony zasięg oddziaływania – strefę funkcjonalną, której kształt określa prawo popytu i podaży. Badania regionów funkcjonalnych opierają się na hipotezie ich wzajemnej polaryzacji pod względem rozwoju, co implikuje potrzebę głębszego poznania zróżnicowania ich wewnętrznej struktury. Region funkcjonalny składa się z punktu centralnego (węzła) oraz pozostałych punktów powiązanych interakcjami z tym węzłem. Sposób delimitacji regionów funkcjonalnych nawiązuje do koncepcji strukturalnej opartej na teorii regionów węzłowych D. Whittlesey'a (1954), natomiast ze względu na dynamikę pewnych procesów związanych z zewnętrznymi uwarunkowaniami, ich kształt może ulegać modyfikacjom. Jednym z istotnych czynników jest podział przestrzeni granicami nieprzekraczalnymi – na przykład granicami państw, bądź wynikającymi z wewnątrzkrajowych regulacji prawnych podziałów na zamknięte regiony (np. regiony gospodarki odpadami komunalnymi). Wpływ na zasięg oddziaływania danego węzła centralnego może wywierać również czynnik losowy (zamknięcie mostu na rzece, tymczasowe zamknięcie przejść granicznych, zmiana przebiegu granicy jednostki podziału terytorialnego). Modyfikacje kształtu strefy funkcjonalnej opisuje koncepcja regionów stykowych A. Lösch'a (1961). Według niej zmiana granic lub wprowadzenie regionalizacji do procesu delimitacji prowadzi do zmiany kierunków powiązań w związku z odcięciem części terytorium wcześniej funkcjonalnie powiązanego. Schematycznie ukazuje to Ryc. 2, obrazująca zmianę obszaru ciężarów w wyniku zmiany granic rynków.

Definicja regionu stykowego związana była również z teorią ośrodków centralnych W. Christallera (1933) oraz dorobkiem A. Lösch'a (1954) w wyjaśnieniu relacji ceny towaru, odległości i wysokości popytu przy wykorzystaniu stożka popytu. Regiony te stanowiły luki pomiędzy strefami oddziaływania kilku ośrodków centralnych. Tego typu obszary utożsamiane są z tzw. strefami indyferencji, w której prawdopodobieństwo wyboru przez konsumenta kilku ośrodków jest zbliżone. W przypadku modelowania przepływu zasobów możliwe jest osiągnięcie ich maksymalnego możliwego zoptymalizowania pod kątem jakiejś miary przy jednoczesnym występowaniu obszarów problemowych, czyli gmin, których nie udało się przyporządkować do żadnego odbiorcy, lub gdy podzielenie emisji do dwóch lub większej

liczby firm okaże się korzystniejsze pod kątem przyjętych kryteriów (np. koszt globalny transportu będzie dzięki temu niższy).



Ryc. 2 Regiony stykowe generowane przez subsekwentną granicę polityczną

Źródło: Rykiel 1991

Problem dotyczący poziomu rozwoju społeczno-gospodarczego obszarów stykowych był przedmiotem pracy P. Zaremby (1960). Według autora położenie peryferyjne obszaru nie powinno wpłynąć negatywnie na rozwój, pod warunkiem, że strefy oddziaływania pokrywają się z wprowadzonym podziałem administracyjnym. Jednakże, w rozważanym w niniejszej pracy modelu, dylemat podziału stref oddziaływania w przypadku przepływu zasobów nie pozostaje rozwiązany, ponieważ owe strefy stanowią sieć pozornie niezależnych od siebie układów, które – po wprowadzeniu do modelu podziału administracyjnego stanowiącego barierę dla powiązań – zaczną zmieniać kierunki tych oddziaływań i wpływać na siebie nawzajem. Jest to tzw. efekt granicy (ang. *border effect*), którego konsekwencją może być zwiększenie stref peryferyjnych wzdłuż granic (Rosik 2012).

Należy jednak w tym miejscu wyraźnie zaznaczyć, że przegląd definicji i koncepcji regionu nie został w tej pracy wyczerpany. Oczywiście jest, że pojęcie regionu jest rozumiane

w różny sposób. Należy jednak uświadomić sobie, że mnogość definicji zależy głównie od problemu badawczego, jaki postawili sobie badacze. Wspólnym mianownikiem ich prac nad opisaniem przedmiotu badań jest pewien obszar. Jest to region wyodrębniony z większej przestrzeni, będący w pewnej relacji przestrzennej do innych podobnych fizjonomicznie lecz niejednakowych pod względem struktury wewnętrznej regionów. Autor ma pełną świadomość złożoności problematyki pojmowania regionu w ujęciu strukturalno-systemowym, lecz w niniejszej pracy nie rozwija tych zagadnień, a jedynie sygnalizuje istnienie problemu. Pojęcie systemu i podsystemu traktuje z kolei jako słowa porządkujące sferę metodyczną i nazewnictwo jednostek przestrzennych obszaru badań (patrz podrozdział 3.1). Zatem każdy system i podsystem składa się z elementów takich jak sieć odbiorców i sieć emitentów oraz sieć zachodzących między nimi relacji o różnym charakterze i natężeniu. Relacje te można podzielić przede wszystkim na relacje przestrzenne, wynikające z lokalizacji emitentów i odbiorców względem siebie w kontekście przyjętej metryki (relacji odległości), oraz relacje funkcjonalne, odzwierciedlające m.in. wpływ relacji odległości na zróżnicowanie popytu i podaży odpadów komunalnych w ramach obszaru badań.

Postrzeganie regionu w kategoriach regionu węzłowego wiąże się ściśle z pojęciem geograficznej przestrzeni przepływów (ang. *space of flows*). Regiony węzłowe zazwyczaj opierają się na powiązaniach lokalizacji z wykorzystaniem sieci transportowych, choć mogą mieć również formę interakcji społecznych, przepływu informacji lub kapitału (ludzkiego, finansowego). Początki badań przepływu i sformułowanie ich podstaw metodycznych datuje się na połowę XX wieku (Wójcik i in. 2022). Związane są one przede wszystkim z rozwojem geografii transportu, do której niniejsza praca stara się nawiązywać. Podstawy teoretyczne tej subdyscypliny rozwinął E. L. Ullman, formułując definicję geografii jako nauki o relacji człowiek-środowisko (Taylor 2000). Wspomniana relacja stanowi wzajemne oddziaływanie pomiędzy różnymi obszarami geograficznymi. Definiując współzależności pomiędzy nimi Ullman wprowadził pojęcie przestrzennej interakcji, która wiąże się z przepływami w sieciach transportowych. Zgodnie z tak zwaną triadą Ullmana, przepływy są pochodną trzech pojęć: komplementarności, sposobności pośredniej i przenośności. Celem określenia cech przepływów w przestrzeni była potrzeba zdefiniowania przyczyn powstawania połączeń i zróżnicowania ich siły w przestrzeni geograficznej (Taylor 2000). Termin „przenośność” jest warunkiem powstania relacji, co oznacza że odległość pomiędzy rynkiem zbytu a źródłem zaopatrzenia nie jest zbyt duża. Wpływa na nią łatwość transportu oraz relacja jego kosztu do

ceny towaru. Zagadnienie sposobności pośredniej dotyczy możliwości zaopatrzenia danego odbiorcy przez różnych dostawców. Innymi słowy oznacza ona substytucję obszarów potencjalnie powiązanych z danym dostawcą. Wpływa ona na siły potencjalnych interakcji. Przykładowo, w modelach grawitacji efekt sposobności pośredniej redukuje wzajemne oddziaływanie pomiędzy dwoma obszarami. Komplementarność z kolei opisuje osiągnięcie stanu, gdy pomiędzy dwoma regionami istnieje wymiana handlowa, w której nie uczestniczy żaden dodatkowy dostawca. A. Hay (1979) wprowadził ponadto pojęcie komplementarności potencjalnej, która oznacza istnienie popytu na dane dobro i podaży tego dobra, natomiast przepływ towaru w jedną stronę powinien być rekompensowany przepływem pieniądza w kierunku odwrotnym. Z kolei komplementarność rzeczywista według A. Hay'a oznacza istnienie nadwyżki produkcyjnej w jednym regionie, która ma na celu uzupełnienie deficytów drugiego regionu. Tak zwane modele wzajemnego oddziaływania nazywa się również modelami transportowymi, które wykorzystywane są w optymalizacji przepływów (Dziwowski 1977).

Badania relacji obiektów w przestrzeni geograficznej są ściśle zakorzenione w koncepcji przestrzeni relacyjnej, która wyłoniła się z nurtu relatywnego ujmowania przestrzeni geograficznej. Już w starożytności Platon i Arystoteles rozróżniali przestrzeń absolutną i relatywną, odrębne byty połączone ze sobą geometrią (Pobłocki 2011). Przestrzeń absolutna określana jest jako bierna pustka – „istniejąca od zawsze, nieruchoma sieć współrzędnych” (Juskowiak 2017, s. 266). Przestrzeń absolutna jest jedynie pewnym układem odniesienia odseparowanym od materii i zdarzeń.

Koncepcja przestrzeni relatywnej wywodzi się z filozofii Leibniza (Ballard 1960). Isaac Newton rozdzielił te dwa podejścia, natomiast Albert Einstein zastąpił je pojęciem czasoprzestrzeni. Najogólniej, koncepcja relatywnej przestrzeni geograficznej polega na tym, że uwzględnia zachodzenie interakcji pomiędzy obiektami w przestrzeni. Przestrzeń sama w sobie obejmuje więc nie tylko obiekty o określonych lokalizacjach, ale również zamknięty system relacji pomiędzy nimi (Elden 2009). Na relatywizm przestrzeni geograficznej wpływa m.in. zróżnicowanie odległości (mierzonej czasem, kosztem, a nawet samą możliwością podróży) w zależności od lokalizacji. W ujęciu absolutnym wszystkie punkty dzieli droga mierzona po ortodromie bądź odległość euklidesowa. W ujęciu relatywnym istnieje wiele różnych możliwości „zakrzywienia czasoprzestrzeni” wynikających ze zróżnicowanych możliwości transportu i barier przestrzennych.

Harvey zauważa przy tym, że przestrzeń relatywną nie tylko trudno jest zbadać w ujęciu ilościowym (Harvey 2009), ale nawet opisać w obiektywny sposób, gdyż poszczególne obiekty w niej funkcjonujące, ludzie, mają nie tylko różną perspektywę i mobilność, ale nadają poszczególnym miejscom i relacjom swoje własne indywidualne, subiektywne znaczenie. Przestrzeń uwzględniającą ten fakt nazwał on relacyjną, zaś procesy nadawania znaczenia miejscom i relacjom noszą miano „społecznego wytwarzania przestrzeni” (Lefebvre 1991, Elden 2009, Pobłocki 2011). Procesy te nigdy nie są przy tym skończone (Elden 2009). Przestrzeń absolutna, relatywna i relacyjna współistnieją jako trzy różne teoretyczne podejścia do przestrzeni powstałe w trakcie rozwoju myśli geograficznej (Harvey 2009, Smith 2010). Dopiero ostatnia z nich stanowi jednak odpowiednie podłoże teoretyczne do wyjaśnienia zróżnicowania systemu redystrybucji odpadów w zależności od układu sił rynkowych, jakie zostało uwzględnione w niniejszej pracy.

Wreszcie rozwój Internetu i praktyczne zupełne oderwanie możliwości przepływu niektórych zasobów od fizycznej odległości skłoniły M. Castellsa do sformułowania w 1996 roku koncepcji przestrzeni przepływów (ang. *space of flows*). Rozwinął on teorię metropolizacji przestrzeni polegającą na polaryzacyjnym modelu rozwoju, według którego główną rolę w gospodarce odgrywają metropolie i technopolie. Poza układem tychże występują mniejsze ośrodki wzrostu, takie jak ośrodki przemysłowe i aglomeracje. Pomiedzy tymi układami występują przepływy kluczowych dla rozwoju czynników. Warto w tym miejscu zaznaczyć, że termin „przepływ” w geografii stosowany był w wielu odniesieniach. Najczęściej analizowano przepływy ludzi i towarów (np. Peliwo 1989, Rosik 2012, Majewski 2021), ale także inwestycji zagranicznych (Czapliński i in. 2013), kapitału (Ghosh i Wolf 2000, Warnock i Cleaver 2003, Morkovkin i in. 2019), wiedzy (LeSage 2007, Fischer i in. 2006, Canals i in. 2008, Agrawal i in. 2008, Maggioni i Uberti 2011) i wszystkich wymienionych razem (Wójcik i in. 2022).

Przestrzeń przepływów, poza takimi elementami jak czas i miejsce, wyrażana jest przez ruch, który charakteryzuje relacje pomiędzy różnymi obiektami (Castells 1996). Ruch ten odbywa się przez różnego rodzaju sieci – transportu drogowego, lotniczego, kolejowego, telekomunikacji przewodowej, bezprzewodowej, lecz często jest analizowana w sposób abstrakcyjny – jako relacja pomiędzy różnymi regionami, miastami lub innymi jednostkami przestrzennymi (obiektami w przestrzeni). Rozwój modeli interakcji przestrzennych i ugruntowanie zestawu pojęciowego w badaniach przepływu zasobów bądź ludzi zrodził

potrzebę oceny dostępności zasobów do rynków zbytu, ludzi do miejsc pracy i usług, usług do klientów. Rozwój koncepcji przestrzeni geograficznej, która w coraz większym stopniu akcentowała istnienie interakcji między funkcjonującymi w niej obiektami (funkcje struktury), był ściśle związany z modelami interakcji przestrzennej oraz z szeroko pojmowaną dostępnością przestrzenną. Zagadnienia te poruszono w kolejnym podrozdziale.

1.3 Problematyka dostępności przestrzennej oraz optymalizacji lokalizacji i interakcji przestrzennych

Z relacjami przestrzennymi i przepływami zachodzącymi w przestrzeni geograficznej bezpośrednio wiąże się problematyka transportu i dostępności transportowej. Z. Chojnicki (1959), analizując genezę rozwoju geografii transportu, wyróżnił 4 podstawowe kierunki: chorologiczno-krajobrazowy, fizjograficzno-techniczny, handlowy i ekonomiczny. Pojęcie przepływu wywodzi się z kierunku ekonomicznego, ale jest jednocześnie ściśle związane z kierunkiem handlowym (Chojnicki 1959). Geografia handlu w XIX wieku skupiała się głównie na analizie sposobu wymiany towarów, opisie środków transportu i dróg handlowych. Próby powiązania wymiany handlowej z transportem towarów i jego wpływem na koszty były podejmowane dopiero później, bo w drugiej połowie XX wieku. Jedną z pierwszych prób połączenia zagadnień ekonomii wymiany handlowej oraz odległości pomiędzy producentem a konsumentem zawierał podręcznik E. Otremby z 1957 r. (Chojnicki 1959). Autor swą wiedzę opierał jednak na obserwacji geograficznej, a nie przestrzennej analizie zróżnicowania zjawisk ekonomicznych w ścisłym rozumieniu. Równolegle wykształcił się kierunek ekonomiczny, którego przedstawiciele tacy jak N. N. Barański (1956), E. L. Ullman (1949, 1954, 1956), E. Penrose (1952) i W. Krzyżanowski (1957) rozwinęli przedmiot badań geografii transportu o problematykę dystrybucji dóbr w zależności od kosztów transportu i odległości w czasie i przestrzeni (Chojnicki 1959). Transport w geografii stał się miarą powiązań ekonomicznych (Ullman 1954), dzięki czemu rozwinęły się badania relacji między ośrodkami lub regionami. W geografii transportu relacje te stanowiły nie tyle niezależne – lub jak pisze Z. Chojnicki – „autonomiczne zjawiska geograficzne”, co raczej istotne czynniki gospodarcze świadczące o relacjach przestrzennych i rozwoju różnych obszarów. Polem badawczym dla E. L. Ullmana były przede wszystkim stosunki przestrzenne, wielkość ruchu i ładunków, odległość przewozu, i wreszcie - relacje między tymi zmiennymi w kontekście uwarunkowań działalności gospodarczej.

Przyjęte w niniejszej pracy założenia i zastosowane metody w znacznej mierze wynikają z bogatej tradycji badań dostępności transportowej. Wiele miejsca w literaturze dotyczącej tej dziedziny zostało poświęcone metodyce (np. Spiekermann i Neubauer 2002, Komornicki i in. 2010, Rosik i in. 2013, Rosik 2016, 2020c, 2021), lecz znajdują również bardziej aplikacyjne zastosowanie (np. badania rozprzestrzeniania się COVID-19, Werner i in. 2022). Prace ostatniego dziesięciolecia pokazują, że dostępność analizowana była na różnych poziomach agregacji przestrzennej – gmin (Stępnia i Rosik 2013, Rosik i Stępnia 2015, Rosik i in. 2017a, 2017b, 2017c, 2017d, 2018b), regionów (Biosca i in. 2013, Stępnia i i Rosik 2013a, Rosik i in. 2016, 2022, Rosik i in. 2020a, 2020b), państw – jak również dla różnej wielkości obszarów – miast (Rosik i in. 2021), regionu (Komornicki i in. 2013, 2021, Więckowski i in. 2014, Michniak i in. 2015), kraju (Stępnia i in. 2013b, Stępnia i Rosik 2013b, Rosik i in. 2017a, 2018b, Komornicki i in. 2018), kontynentu (Milbert i in. 2013, Rosik 2012, Rosik i in. 2018a, 2020a, 2020b, 2022). Większość z tych prac poświęcona jest dostępności mieszkańców do różnego rodzaju usług, miast i sieci transportowych. Warto zwrócić uwagę, że w badaniach zróżnicowane są miary interakcji. W badaniu zmian użytkowania ziemi w kontekście interakcji przestrzennych miarą tych interakcji był potencjał ludnościowy (Werner i in. 2014, Korcelli i in. 2016), będący w niniejszej pracy istotnym czynnikiem modelowania danych wejściowych. Złożoność problematyki badań dostępności transportowej odzwierciedla chociażby lista jej wymiarów zaproponowana przez Spiekermanna i Neubauera (2002):

- zasięg przestrzenny badania;
- ograniczenia przepustowości lub ograniczenia legislacyjno-prawne;
- bariery przestrzenne (np. granice państw);
- źródło podróży;
- cel podróży;
- opór przestrzeni (forma zależności atrakcyjności celu od uogólnionego kosztu podróży i parametry funkcji);
- rodzaj transportu (np. pasażerski, towarowy itd.);
- gałąź transportu (np. drogowy, kolejowy, lotniczy);
- spójność społeczno-ekonomiczna i terytorialna;
- dynamika (ujęcie statyczne lub dynamiczne).

Bardzo ważne z punktu widzenia niniejszej pracy jest uogólnione postrzeganie metryki przyjętej w badanej przestrzeni geograficznej, czyli relacji odległości między poszczególnymi

obiektami. Relacje te oddziałują na możliwość zajścia interakcji (najczęściej przyjmuje się iż ją ograniczają) między różnymi miejscami (Hansen 1959, Tobler 1970, Miller 2004, Walker 2021). Relację odległości można postrzegać i mierzyć w bardzo różny sposób, wyrażając ją odległością fizyczną, ale też czasem, kosztem ekonomicznym, dyskomfortem podróży, związanym z nią wysiłkiem fizycznym, stresem, ryzykiem wypadku, liczbą przesiadek (Rosik 2021), a nawet faktem samej możliwości podróży lub brakiem takiej możliwości, jak np. w przypadku wysp nie mających połączenia promowego. Ogólnie wszystkie te miary są określane terminem uogólnionego kosztu podróży (Geurs i Rietsma van Eck 2001).

Niezależnie od przyjętej metryki, nazywanej w geografii transportu uogólnionym kosztem podróży, stosowano różne podejścia do pomiaru dostępności przestrzennej. Mierzono ją:

- wyposażeniem infrastrukturalnym – na przykład gęstością sieci transportowej;
- odległością – na przykład minimalnym uogólnionym kosztem podróży do najbliższej potencjalnej destynacji lub sumarycznym uogólnionym kosztem podróży do określonego zbioru destynacji;
- dostępnością kumulatywną (izochronową) – mierzoną przez oszacowanie zbioru destynacji podróży dostępnych w pewnym limicie możliwego do poniesienia uogólnionego kosztu podróży;
- dostępnością spersonifikowaną – bazującą na tak zwanej geografii czasu związanej z indywidualnymi cechami społeczno-ekonomicznymi uczestnika ruchu w czasoprzestrzeni;
- dostępnością potencjałową – mierzoną potencjałem grawitacyjnym, będącym sumaryczną możliwością zajścia interakcji między źródłem a wszystkimi potencjalnymi destynacjami podróży (Rosik 2012), czyli wynikającą z modelu grawitacyjnego (Chojnicki 1966).

Wysoka wartość miary dostępności transportowej A_i oznacza, że lokalizacja i ma dobry dostęp do wielu lokalizacji lub do obiektów o dużej masie przy uwzględnieniu kosztów (odległości) dotarcia do nich. Niska wartość A_i wskazuje słabą dostępność.

Spośród wymienionych pięciu podejść do pomiaru dostępności, najprostszym rozwiązaniem jest dostępność skumulowana (ang. *cumulative accessibility*), która mierzy liczbę możliwości dostępnych w określonej odległości od danej lokalizacji. W tym przypadku funkcja $f(d_{ij})$ przyjmuje wartość 1, jeśli d_{ij} jest mniejsze lub równe określonemu progowi, lub 0 w przeciwnym przypadku.

W geografii transportu powszechne zastosowanie ma jednak dostępność potencjałowa, obliczana z wykorzystaniem modeli potencjału, przez analogię do znanego z fizyki potencjału pola grawitacyjnego. Model grawitacyjny, w miarę spełnienia określonych warunków brzegowych, koncentruje przepływy w najbardziej ciężących ku sobie parach emitent-odbiorca. Siłę ciężenia określa się natomiast w oparciu o założenie, że siła interakcji między dwoma lokalizacjami zależy od ich mas i określonej miary opisującej relację odległości między nimi.

Najprostszą formą modelu grawitacji dla przepływu zasobów między lokalizacją i a lokalizacją j można przedstawić następująco:

$$T_{ij} = k \frac{M_i M_j}{d_{ij}^\beta} \quad (1.1)$$

gdzie:

T_{ij} - wielkość przepływu zasobów z lokalizacji i do lokalizacji j .

M_i - "masa" lokalizacji i , mierzona odpowiednią zmienną (np. podaż danego zasobu).

M_j - "masa" lokalizacji j ,

d_{ij} - odległość przestrzenna między lokalizacjami i i j . Odległość ta może być mierzona na różne sposoby (euklidesowa, ortodromiczna, drogowa, czasowa, ekonomiczna).

k - stała proporcjonalności, która uwzględnia ogólny poziom przepływów w badanym systemie.

β - parametr odległości (eksponent), który mierzy wrażliwość przepływów na odległość. Zazwyczaj przyjmuje wartości dodatnie, co oznacza, że wraz ze wzrostem odległości przepływy maleją.

Podstawowa forma modelu grawitacji jest często modyfikowana i rozszerzana, aby lepiej odzwierciedlać złożoność rzeczywistych przepływów zasobów. Niektóre z powszechnych modyfikacji obejmują:

- modele z ograniczonymi sumami wierszy i kolumn (ang. *constrained models*): w wielu sytuacjach znane są całkowite przepływy wychodzące z każdej lokalizacji źródłowej lub całkowite przepływy przychodzące do każdej lokalizacji docelowej. Modele z ograniczeniami uwzględniają te informacje, dostosowując przepływy T_{ij} tak, aby sumowały się do znanych wartości. Istnieją trzy główne typy modeli z ograniczeniami:

- model z ograniczonymi sumami wierszy (produkcyjnie ograniczony): całkowite przepływy wychodzące z każdej lokalizacji źródłowej są ustalone. Model ten jest przydatny, gdy podaż zasobów w regionach źródłowych jest znana.

$$T_{ij} = A_i M_i M_j f(d_{ij}) \quad (1.2)$$

gdzie $A_i = (\sum_j M_j f(d_{ij}))^{-1}$ jest współczynnikiem równoważącym.

- model z ograniczonymi sumami kolumn (atrakcyjnie ograniczony): całkowite przepływy przychodzące do każdej lokalizacji docelowej są ustalone. Model ten jest stosowany, gdy znany jest popyt na zasoby w regionach docelowych.

$$T_{ij} = B_j M_i M_j f(d_{ij}) \quad (1.3)$$

gdzie $B_j = (\sum_i M_i f(d_{ij}))^{-1}$ jest współczynnikiem równoważącym.

- model z podwójnie ograniczonymi sumami (produkcyjno-atrakcyjnie ograniczony): zarówno całkowite przepływy wychodzące z każdej lokalizacji źródłowej, jak i całkowite przepływy przychodzące do każdej lokalizacji docelowej są ustalone.

$$T_{ij} = A_i B_j M_i M_j f(d_{ij}) \quad (1.4)$$

gdzie $A_i = (\sum_j M_j f(d_{ij}))^{-1}$ i $B_j = (\sum_i M_i f(d_{ij}))^{-1}$ są współczynnikami równoważącymi, które są rozwiązywane iteracyjnie.

Funkcja odległości $f(d_{ij})$ opisuje, w jaki sposób opór przestrzeni wpływa na wielkość przepływów, dotyczy charakteru zależności siły interakcji przestrzennych od przyjętej miary odległości (Chojnicki 1966). Parametryzacja tej funkcji, czyli wartość specyficznego dla danej funkcji parametru odpowiedzialnego za dynamikę zmiany (najczęściej spadku) atrakcyjności destynacji podróży wraz z jej oddaleniem, determinuje z kolei średnią długość interakcji (np. podróży) w danym modelu i tolerancję interakcji długich (Schurmann i in. 1997, Schurmann i Taalat 2000, Geurs i Rietsma van Eck 2001, Reggiani i in. 2011, Stępnia i Rosik 2013a, 2018, Stępnia i in. 2013, Spiekermann i in. 2015, Rosik i in. 2025).

Forma funkcji $f(d_{ij})$ podlega modyfikacjom w celu dostosowania jej do zależności empirycznej obowiązującej w przypadku określonej interakcji przestrzennej. Wpływa ona istotnie na osiągnięty rezultat. Parametr β w funkcji potęgowej (inaczej iloczynowa) odległości zakłada stałą elastyczność przepływów względem odległości. W praktyce, trend zależności od odległości może się zmieniać wraz z jej wzrostem. Dlatego stosuje się również inne formy funkcji odległości, takie jak funkcja wykładnicza (inaczej eksponencjalna), funkcja Gaussa czy

funkcje progowe. Dwie powszechnie stosowane formy tej funkcji to funkcja potęgowa i funkcja wykładnicza.

Funkcja potęgowa sprawia iż geograficzny model grawitacji powstaje przez bezpośrednią analogię do modelu grawitacji w rozumieniu mechaniki klasycznej (m.in. Hansen 1959, Chojnicki 1966, 1999, Fotheringham 1982, Fotheringham i O'Kelly 1989), Wyraża się on wzorem:

$$f(d_{ij}) = d_{ij}^{-\beta} \quad (1.5)$$

gdzie $\beta > 0$ jest parametrem odległości.

Wraz z określonym relatywnym wzrostem odległości (np. o 1%) przepływy zmieniają o stały procent, zależny od wartości β .

Funkcja wykładnicza często lepiej opisuje przepływy, w których bariery związane z odległością mają charakter bardziej "progowy", lub gdy znaczenie dodatkowej jednostki odległości maleje wraz z jej wzrostem. Przemawiają za nią liczne badania empiryczne (m.in. Dalvi i Martin 1976, Spiekermann i Schurmann 2007, Rosik 2021), zwłaszcza w przypadku podróży dłuższych (Ingram 1971, Fotheringham i O'Kelly 1989, Geurs i Ritsema van Eck 2001). Od wielu lat funkcja wykładnicza jest najczęściej stosowanym rozwiązaniem w badaniach dostępności transportowej prowadzonych w podejściu potencjałowym (Rosik 2021). Przyjmuje ona następującą postać:

$$f(d_{ij}) = e^{-\gamma d_{ij}} \quad (1.6)$$

gdzie $\gamma > 0$ jest parametrem odległości.

W tym przypadku, spadek ilości przepływów wraz z odległością jest nieliniowy i zmieniają się one o jednakowy procent zależny od wartości γ wraz ze zmianą odległości o określoną wartość bezwzględną, na przykład o kilometr.

W konsekwencji, w przypadku pierwszej z form ciążenie między lokalizacją i oraz j , o masach wynoszących odpowiednio M_i i M_j , między którymi uogólniony koszt podróży wynosi d_{ij} , oblicza się przy użyciu funkcji postaci:

$$F_{ij} = \frac{M_i * M_j}{d_{ij}^p} \quad (1.7)$$

W drugim przypadku siłę ciążenia określa funkcja o postaci ogólnej:

$$F_{ij} = (M_i * M_j)^{\beta * d_{ij}} \quad (1.8)$$

Wybór między funkcją potęgową a wykładniczą zależy od specyfiki analizowanych przepływów i charakteru oporu przestrzennego. Analiza dopasowania modelu do danych empirycznych może pomóc w określeniu, która forma funkcji lepiej opisuje rzeczywistość.

Czasami stosuje się również inne, bardziej złożone formy funkcji odległości, łączące cechy obu tych podstawowych typów.

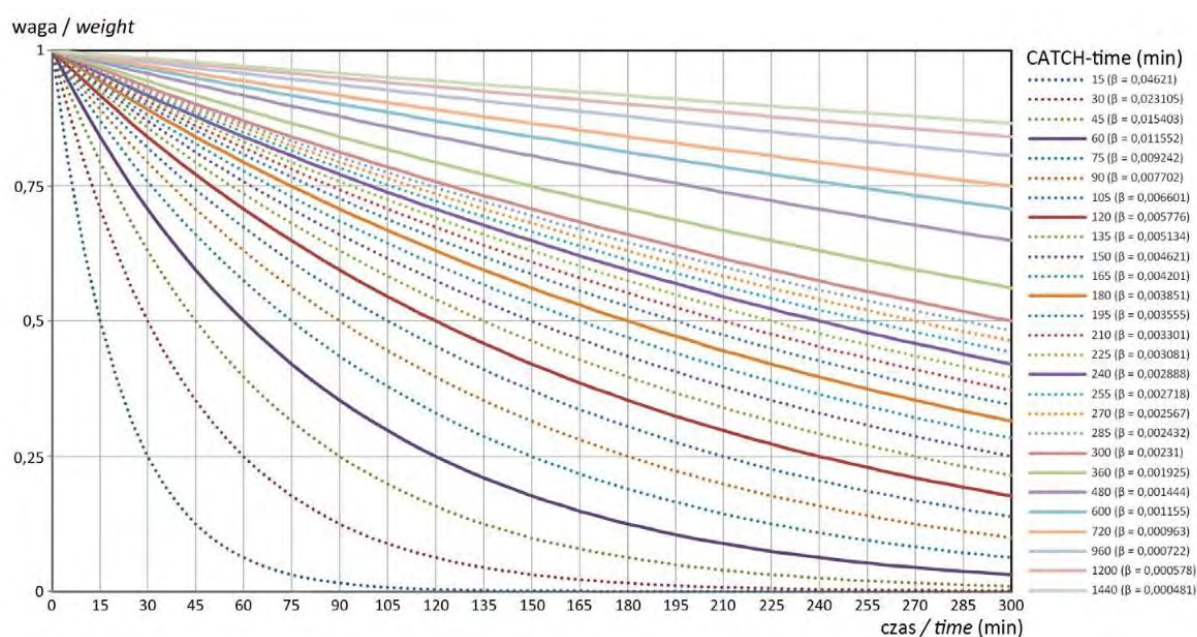
Pod uwagę brano również niekiedy wariant funkcji, która nie uwzględnia masy odbiorcy w sile grawitacji (model ilorazowy – wariant Xb). Model ten traktuje wszystkich emitentów w taki sam sposób, natomiast siła przyciągania zależy jedynie od masy odbiorcy oraz odległości pomiędzy odbiorcą a emitentem. W tym przypadku eliminuje się wpływ masy przewożonych odpadów na powstanie relacji, co odzwierciedla sytuację, w której wolumen emitowanych odpadów w poszczególnych gminach jest nieznany odbiorcy. Model ten wyraża się wzorem:

$$A_i = \frac{a_1}{a_{ij} + PW} \quad (1.9)$$

Niezależnie od samej formy, także parametry funkcji powinny być dostosowane do rozkładu przestrzennego obiektów, pomiędzy którymi modelowane są przepływy, oraz do charakteru zjawiska. Oprócz masy i odległości, na przepływy zasobów mogą wpływać inne czynniki specyficzne dla lokalizacji źródłowych i docelowych (np. polityka regionalna, infrastruktura transportowa, bariery handlowe) oraz specyficzne dla relacji między nimi (np. umowy handlowe). W przypadku modelowania niektórych przepływów, jak na przykład potencjalnych dojazdów do pracy lub szkoły, większe znaczenie odgrywają podróże krótkie, natomiast podróże długie zyskują na przykład w planowaniu rzadszych i dłuższych wyjazdów wakacyjnych. Sytuację komplikują indywidualne potrzeby i możliwości osób przemieszczających się, gdzie różnice w atrakcyjności celu podróży wynikają z subiektywnej oceny różnych korzyści (np. dla jednej osoby wyższe zarobki w odlegle położonym mieście mogą być niewystarczającą zachętą do podjęcia pracy ze względu na codzienne funkcjonowanie i niewygodę związaną z długimi podróżami). W przypadku optymalizacji dostaw różnego rodzaju zasobów czynnikiem decydującym może być cena towaru (lepiej zakupić towar tańszy od dostawcy w odległej lokalizacji czy droższy, ale bliżej), koszt transportu (koszt przewiezienia jednostki towaru), podaż tego towaru i relacja podaży do kosztu transportu (czasami opłaca się sprowadzić towar z dalszej lokalizacji, jeżeli dostępna

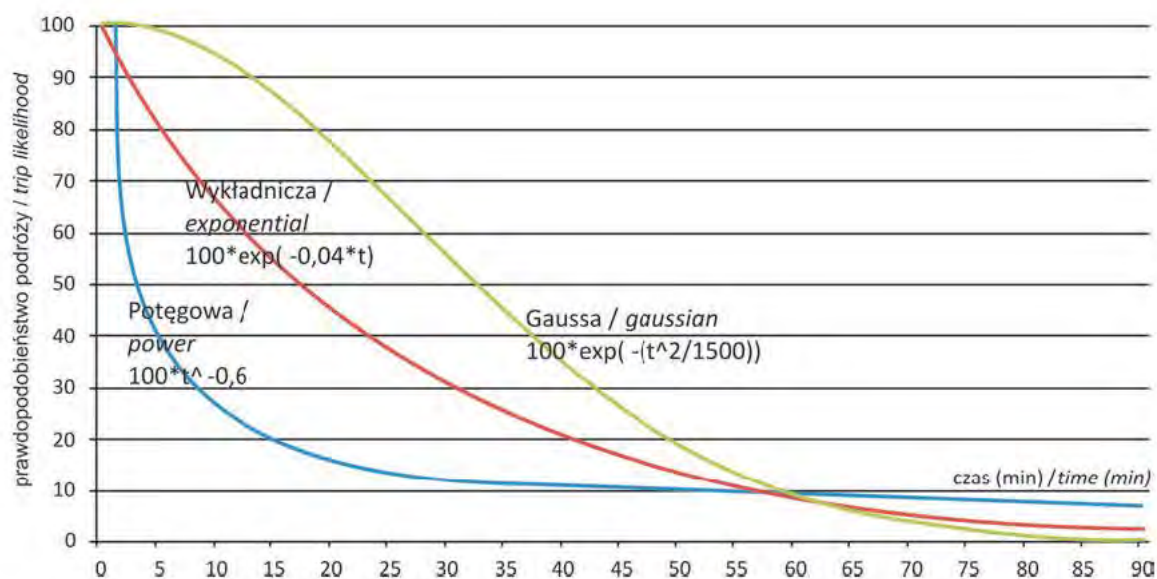
jest jego większa ilość, co może obniżyć cenę jednostki towaru). Te czynniki można uwzględnić w modelu jako dodatkowe zmienne lub poprzez modyfikację funkcji odległości.

W dwóch najpowszechniej stosowanych formach funkcji oporu przestrzeni parametrem odpowiedzialnym za dynamikę zmiany atrakcyjności destynacji podróży wraz ze wzrostem jej uogólnionego kosztu jest wykładnik potęgi (funkcja potęgowa), bądź współczynnik wykładnika potęgi (funkcja wykładnicza), mający zwykle wartość ujemną, oznaczającą spadek tej atrakcyjności. W badaniach dostępności przestrzennej kalibracji parametru β dokonuje się w celu zróżnicowania długości podróży i najczęściej podaje się wartość czasu podróży, przy której atrakcyjność danego celu spada do połowy. Zależność atrakcyjności od czasu podróży przy różnych wartościach parametru β pokazuje poniższa rycina. Różna wartość parametru skutkuje różnym udziałem i akceptowalnością podróży dłuższych. Porównanie różnych form funkcji prezentuje natomiast Ryc. 4.



Ryc. 3 Funkcja oporu przestrzeni w zależności od przyjętego parametru β

Źródło: Rosik i in. 2020a



Ryc. 4 Przykłady funkcji oporu przestrzeni: potęgowa, wykładnicza i Gaussa

Źródło: Rosik 2012

Modele dostępności potencjałowej (ang. *potential accessibility models*) stanowią rozszerzenie koncepcji modeli grawitacji i służą do pomiaru poziomu dostępu do określonych możliwości lub zasobów w danej lokalizacji, biorąc pod uwagę ich rozmieszczenie przestrzenne i opór związany z odległością. Dostępnością potencjałową nazywamy „dostępność mierzona możliwością zajścia interakcji między źródłem podróży a zbiorem celów podróży, przy uwzględnieniu dwóch komponentów determinujących dostępność – transportowego oraz użytkowania przestrzeni (...)” (Rosik 2021, s. 29-30). W przeciwieństwie do standardowych modeli grawitacji, które modelują przepływy między parami lokalizacji, modele dostępności potencjałowej koncentrują się na pojedynczej lokalizacji i mierzą jej interakcyjny potencjał z całym zbiorem pozostałych lokalizacji. Ogólna forma modelu dostępności potencjałowej dla lokalizacji i do danego typu możliwości (np. miejsc pracy, usług publicznych, rynków zbytu) jest następująca:

$$A_i = \sum_j M_j f(d_{ij}) \quad (1.10)$$

gdzie:

A_i - miara dostępności potencjałowej w lokalizacji i .

M_j - "masa" lub atrakcyjność lokalizacji j (np. liczba miejsc pracy, wielkość rynku, liczba świadczonych usług).

d_{ij} - odległość (lub koszt) podróży między lokalizacjami i i j .

$f(d_{ij})$ - funkcja odległości, podobna do tej stosowanej w standardowych modelach grawitacji (np. $d_{ij}^{-\beta}$ lub $e^{-\gamma d_{ij}}$).

Modele potencjału stanowią więc odpowiednie narzędzie do oceny relatywnego położenia i potencjału interakcji przestrzennych, oferując perspektywę skoncentrowaną na lokalizacji, a nie na relacjach między parami lokalizacji. W ten sposób opisują właściwość danej lokalizacji, stanowią miarę potencjalnej relacji przestrzennej (Stewart 1947, Hansen 1959, Ratajczak 2013), w związku z czym są raczej własnością danego miejsca, a nie konkretnym jej przejawem. Na dostępność potencjałową składa się suma oddziaływania grawitacyjnego masy umieszczonej w danej lokalizacji względem każdego z pozostałych miejsc uwzględnionych w danym modelu. Miarę potencjalnej relacji przestrzennej między dwoma miejscami stanowi ekwiwalent ich odległości ekonomicznej (Rosik 2012) wyrażony, przez analogię do potencjału grawitacyjnego (Chojnicki 1964, Ratajczak 1980, Czyż 2002), iloczynem miary atrakcyjności (mas) i funkcji oporu przestrzeni, czyli przyjętej miary odległości. Coraz częściej badania dostępności potencjałowej uwzględniają potencjał własny danej jednostki przestrzennej, co niweluje wpływ zróżnicowania ich wielkości i mas na ostateczne wyniki.

Pomimo swojej użyteczności, modele te mają pewne ograniczenia i wiążą się z wyzwaniem. Podstawowe modele zakładają, że przepływ między dwiema lokalizacjami jest niezależny od przepływów do i z innych lokalizacji. W rzeczywistości przepływy mogą być wzajemnie powiązane, a lokalizację mogą konkurować między sobą lub stymulować swoją sieć różnego rodzaju powiązań. Ponadto często operują na zagregowanych danych, co może prowadzić do utraty informacji na poziomie mikro. Determinuje to przyjęta definicja "masy" i odległości – zarówno w kwestii wyboru odpowiedniej miary jak też w odniesieniu do jakiego obiektu te miary się odnoszą.

Najogólniej rzecz biorąc, na dostępność przestrzenną wpływ mają dwa komponenty podstawowe (komponent użytkowania ziemi i komponent transportowy) (Vickerman 1974; Rietveld i Bruinsma 1998) oraz dwa komponenty uzupełniające (czasowy i indywidualny) (Geurs i Rietsma van Eck 2001). Komponent użytkowania ziemi związany jest z liczbą i rozmieszczeniem potencjalnych źródeł i destynacji podróży, które w kategoriach działu matematyki dyskretnej, nazywanego teorią grafów, określane są wierzchołkami grafu (Newman 2010), a także z przestrzennym zróżnicowaniem odpowiednio ich wagi i atrakcyjności.

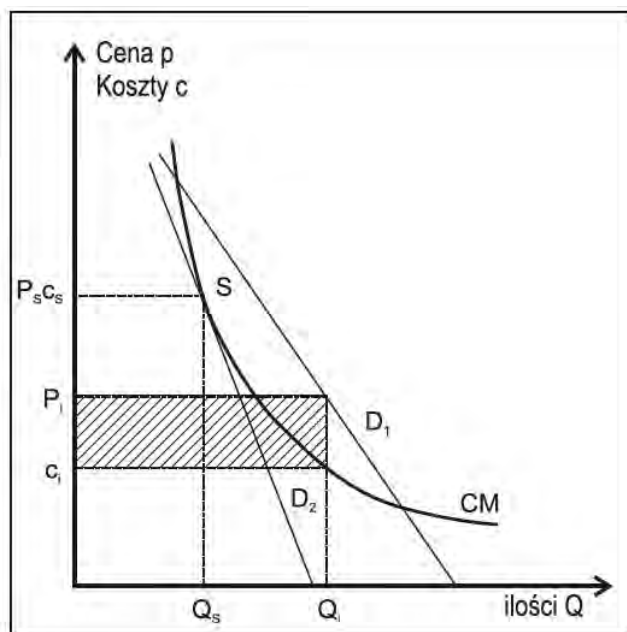
Najnowsze badania z kolei skupiają się na ocenie poziomu dostępności przestrzennej z konkretnych lokalizacji, co często ma istotny walor aplikacyjny w kontekście identyfikacji regionów problemowych, gdzie dostępność przestrzenna jawi się jako zjawisko wyjaśniające różne negatywne procesy, takie jak depopulacja czy zapóźnienie rozwoju społeczno-gospodarczego.

Problem dostępności przestrzennej wywodzi się z teorii lokalizacji, która miała swoje początki w XIX wieku. Z uwagi na bogatą literaturę w tym zakresie zagadnienia te w niniejszej pracy przedstawiono w sposób syntetyczny. Za prekursora teorii lokalizacji uznaje się niemieckiego ekonomistę Johanna Heinricha von Thünera (Brdulak i in. 2014). Opracował on teorię lokalizacji produkcji rolniczej, która miała znajdować się wokół rynków zbytu (tzw. pierścienie Thünera). Z teorią tą łączyła się druga – teoria renty gruntowej, według założeń której wraz ze wzrostem odległości od rynku zbytu opłacalność produkcji spadała. W ówczesnych czasach w pierwszym pierścieniu dominowało ogrodnictwo i gospodarka nabiłowa, następnie leśnictwo, uprawa zbóż i hodowla zwierząt. Koszty transportu związane były zatem nie tylko z odległością, lecz również z rodzajem prowadzonej działalności. Z perspektywy obecnych badań dotyczących optymalizacji transportu, produkcji w tamtym czasie mieliśmy do czynienia z bardzo złożonym zadaniem optymalizacyjnym, lecz z oczywistych względów nie znalazło ono odzwierciedlenia w pracach empirycznych.

Teorię lokalizacji w oparciu o twierdzenie o zależności odległości pomiędzy przedsiębiorstwem i klientami a popytem na produkty lub usługi oferowane przez to przedsiębiorstwo rozwinął Wilhelm Launhardt (Brdulak i in. 2014). Twierdził on, że wraz ze wzrostem odległości popyt będzie malał aż osiągnie wartość 0. Swoją teorię opierał na założeniu, że rynek jest monopolistyczny, preferencje klientów są jednakowe, koszt transportu jest stały i leży po stronie klientów oraz pomijał zróżnicowanie kosztów produkcji.

W wieku XX teorię lokalizacji przemysłu rozwinął Alfred Weber, który przyjął podobne założenia co Launhardt, jednak w swoich badaniach zróżnicował koszt transportu od odległości oraz masy towaru (Brdulak i in. 2014). Weber skupiał się na minimalizacji kosztów, szacując, że za 20-40% kosztów produkcji odpowiada transport, co czyni go najistotniejszą składową wszystkich kosztów. Odmienne założenie przyjął August Lösch, który skupiał się na maksymalizacji sprzedaży, zatem przedsiębiorstwo musiało być zlokalizowane możliwie najbliżej odpowiednio chłonnego rynku zbytu (Lösch 1961). Model Lösch, którego graficzną prezentacją jest stożek popytu (Ryc. 5), tłumaczył zależność odległości do popytu.

W uproszczeniu model ten zakładał wybór optymalnego rynku zbytu przez producenta zlokalizowanego w optymalnej lokalizacji w celu maksymalizacji zysków ze sprzedaży dóbr.



Ryc. 5 Stożek popytu A. Loscha

Skróty: CM – koszt przeciętny, D_1 – popyt na dane dobro skierowany do producenta w sytuacji braku konkurencji ze strony innych firm, D_2 – popyt skierowany do producenta w sytuacji równowagi „przestrzennej”, obszar P_1C_i – zyski nadzwyczajne, P_s – cena równowagi (cena loco magazyn nie obejmująca kosztów transportu), C_s – koszt przeciętny w sytuacji równowagi, Q_s – wielkość produkcji firmy w sytuacji równowagi

Źródło: Ponsard 1992, s. 193, za Lorens i Martyniuk-Pęczek 2010

Z rozwojem teoretycznej koncepcji regionu węzłowego oraz metodologii związanej z jego delimitacją ściśle związane jest kompleksowe zagadnienie optymalizacji przestrzeni geograficznej, w tym zachodzących w niej przepływów. Łączy ono problematykę dostępności transportowej i lokalizacji. W zależności od założeń i celów danego badania, w modelu podlegającym optymalizacji miara odległości, lokalizacja emitentów i (potencjalnych) odbiorców przepływów, czy ich liczebność, może być przyjmowana jako:

- pewne stałe założenie (uwarunkowania, cele itp., np. rozmieszczenie potencjalnych klientów, liczba sklepów, akceptowalny czas podróży klienta do sklepu);
- zmienna podlegająca modyfikacji (jej stanu dotyczy decyzja mająca na celu optymalne rozwiązanie, np. lokalizacja sklepów);
- zmienna podlegająca optymalizacji i stanowiąca kryterium oceny danego rozwiązania (modyfikacja ma prowadzić do jak najkorzystniejszego jej stanu, np. jak największej liczby

klientów w określonym limicie czasu podróży do sklepu, czy jak najniższego sumarycznego czasu podróży określonej liczby klientów, których dany sklep może obsłużyć).

Pierwsze zaawansowane modele optymalizacji przepływu w przestrzeni geograficznej oparte o dane empiryczne powstały w latach 50. i 60. XX wieku i wywodzą się z teorii przepływów sieciowych. Opracowywane były głównie przez ekonomistów. Duży wkład do rozwoju teorii lokalizacji wniósł Walter Isard. Jego prace, w szczególności książki *Location and Space-Economy* (1956) oraz *Methods of Regional Analysis: an Introduction to Regional Science* (1960), rozwinęły problematykę optymalizacji lokalizacji przedsiębiorstw, miast czy rynków zbytu zarówno w warstwie teoretycznej, jak i metodycznej. Podstawową innowacją było związanie czynnika transportu z kosztem produkcji, co oznacza, że czynnik ten stał się równoważny do innych (tj. koszty pracy, kapitał, koszty energii potrzebnej do produkcji, przestrzeń itd.). Podejście Isarda skutkowało tym, że czynniki te w analizie lokalizacji przedsiębiorstw mogły być stosowane zamiennie lub wszystkie jednocześnie. Badał on powiązania przestrzenne w sposób kompleksowy, prowadząc badania związków subsystemów ekonomicznych i przyrodniczych (Kamiński i Szyrmer 1981b). Podobne podejście reprezentował H. E. Daly (1968).

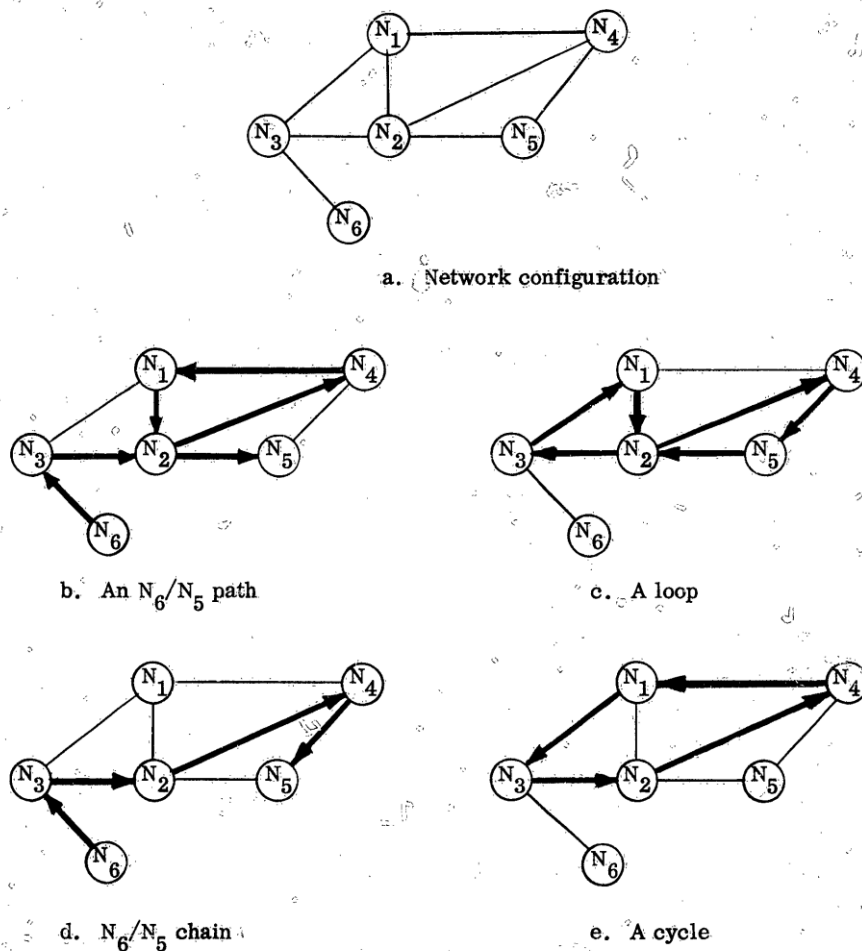
Rozumienie modelu w sensie metodycznym obrazuje koncepcja modeli sieciowych przepływu zasobów (ang. *network flow model*) opracowana przez matematyków i informatyków w latach 50. i 60. XX wieku i rozwijanych później ich kombinacji. Wywodzą się one z teorii grafów, a przykładem może być teoria przepływów maksymalnych i twierdzenie o maksymalnym przepływie i minimalnym cięciu (ang. *max-flow min-cut theorem*) L. R. Forda Jr. i D. L. Fulkersona (1956, 1962). Polega ono na tym, że w sieci przepływowej z określonym źródłem i ujściem, maksymalna wartość przepływu od źródła do ujścia jest równa minimalnej przepustowości rozdziałającego je cięcia. Twierdzenie to ustanawia silną dualność między problemem znalezienia maksymalnego przepływu a problemem znalezienia minimalnego cięcia w sieci. Jest to niezwykle ważne w teorii optymalizacji kombinatorycznej i ma liczne zastosowania w różnych dziedzinach, takich jak: transport i logistyka, sieci komputerowe, przydział zasobów czy planowanie produkcji. Pozwala bowiem określić przepustowość sieci (transportowej, komputerowej, produkcyjnej itd.).

Algorytm Forda-Fulkersona bazuje na postępowaniu iteracyjnym służącym do znajdowania maksymalnego przepływu w sieci. Algorytm ten w każdej iteracji znajduje ścieżkę powiększającą w grafie rezydualnym i zwiększa przepływ wzdłuż tej ścieżki, aż do momentu

wyczerpania możliwości. Wtedy wartość znalezionej przepływu jest równa przepustowości pewnego minimalnego cięcia, co potwierdza twierdzenie.

Innym przykładem optymalizacji przepływów są modele sieciowe R. G. Busacker'a i P. J. Gowen'a (1965), które koncentrują się na problemie przepływu o minimalnym koszcie (ang. *Minimum Cost Flow Problem* - MCFP). W przeciwieństwie do klasycznego problemu maksymalnego przepływu, który dąży do przesłania jak największej ilości jednostek od źródła do ujścia, MCFP uwzględnia koszty związane z przepływem jednostki zasobu przez każdą krawędź sieci. Celem jest znalezienie przepływu o określonej wartości (często maksymalnej) przy jednoczesnym zminimalizowaniu całkowitego kosztu tego przepływu. Każda krawędź w sieci ma przypisaną nie tylko przepustowość, ale również koszt transferu jednostki zasobu. Koszt ten może reprezentować różne czynniki, takie jak czas transportu, opłaty czy zużycie energii. Celem jest znalezienie takiego przepływu, który spełnia ograniczenia przepustowości, a jednocześnie minimalizuje sumę kosztów przepływu przez wszystkie krawędzie. Algorytm iteracyjnie znajduje ścieżki powiększające o najniższym koszcie w grafie rezydualnym, zaczynając od zerowego przepływu i zwiększając w każdej iteracji przepływ wzdłuż najtańszej ścieżki od źródła do ujścia, aż do osiągnięcia żądanej wielkości przepływu (często maksymalnego przepływu).

Modele sieciowe przepływu zasobów Busacker'a i Gowen'a stanowią rozszerzenie klasycznej teorii przepływów, uwzględniając koszty przepływu. Pozwalają na rozwiązywanie bardziej złożonych problemów optymalizacyjnych, w których oprócz maksymalizacji ilości przesyłanych zasobów istotne jest również zminimalizowanie związanych z tym kosztów. Metoda ta wykorzystuje do optymalizacji teorię grafów sieciowych składających się z węzłów (nadawców, odbiorców, węzłów pośrednich) i łuków (reprezentujących sieć przesyłu, sieć drogową itd.). Podstawowe koncepcje modeli autorzy podzielili na: ścieżki – łączące punkty co najmniej jedną ścieżką, pętle – skierowany zbiór skończonych połączeń, łańcuch - wszystkie węzły początkowe (i w konsekwencji także węzły końcowe) jej połączeń skierowanych są różne oraz cykl - pętla, w której wszystkie węzły początkowe (lub końcowe) jej połączeń są różne z cykliczną permutacją jego łączy (Ryc. 6).



Ryc. 6 Przykłady podstawowych modeli sieciowych przepływu zasobów według R. G. Busacker'a i P. J. Gowen'a

Objaśnienia: a. model sieci, b. ścieżka, c. pętla, d. łańcuch, e. cykl.

Źródło: Busacker i Gowen 1965

Podobną, jedną z najczęściej stosowanych do dziś metod optymalizacji jest algorytm Simpleks (za pośrednictwem *Coin-or Linear Programming – Clp*), który służy do rozwiązywania problemów programowania liniowego (ang. *Linear Programming – LP*). Metoda Simpleks jest powszechnie stosowana w planowaniu produkcji, alokacji zasobów, minimalizacji kosztów produkcji, optymalizacji tras i planowaniu dostaw, optymalizacji inwestycji, dystrybucji energii, optymalizacji upraw rolnych i wielu innych zadaniach. Została wynaleziona w 1947 roku przez amerykańskiego matematyka George'a Dantzig'a (Dantzig 1962). Jest on uważany za jednego z założycieli dziedziny programowania liniowego. Dantzig opracował ten algorytm podczas pracy dla Sił Powietrznych Stanów Zjednoczonych, gdzie zajmował się problemami planowania i logistyki. Jego praca miała ogromny wpływ na rozwój badań operacyjnych

i znalazła szerokie zastosowanie w wielu dziedzinach nauki, inżynierii, ekonomii i zarządzania. Model zgodnie z formułą algorytmu Simpleks ma postać sumy iloczynów stałych współczynników (kosztów lub zysków jednostkowych) i zmiennych decyzyjnych. Zmienne decyzyjne są szukanymi wartościami (w badaniu – wolumen odpadów w danym przepływie), natomiast liniowymi ograniczeniami są nierówności lub równości ograniczające możliwe wartości zmiennych decyzyjnych. W badaniu zmienną ograniczającą jest funkcja oporu przestrzeni w trzech wariantach miary dystansu, co odpowiada charakterystyce grafu w modelu MCFP.

Problemy LP polegają na znalezieniu optymalnej wartości (maksimum lub minimum) funkcji liniowej, zwanej funkcją celu, przy jednoczesnym spełnieniu zestawu liniowych ograniczeń w postaci równań i nierówności. Algorytm Simpleks działa poprzez systematyczne badanie wierzchołków (punktów narożnych, w pracy zwanych emitentami i odbiorcami) obszaru dopuszczalnych rozwiązań (obszaru spełniającego wszystkie ograniczenia). Zaczyna od jednego dopuszczalnego rozwiązania bazowego (zazwyczaj odpowiadającego wierzchołkowi) i iteracyjnie przechodzi do sąsiednich dopuszczalnych rozwiązań bazowych, które poprawiają wartość funkcji celu. Proces ten jest powtarzany, aż do osiągnięcia rozwiązania optymalnego, czyli takiego wierzchołka, dla którego funkcja celu przyjmuje najlepszą możliwą wartość. Problem LP jest formułowany za pomocą liniowej funkcji celu i liniowych ograniczeń dotyczących ciągłych zmiennych decyzyjnych. Niekoniecznie musi być związany z grafami lub sieciami (choć problemy sieciowe mogą być formułowane jako problemy LP). Różnice pomiędzy modelem Busacker’a-Gowena i algorytmem Dantzig’a przedstawia poniższa tabela (Tab. 1).

Model Busacker’a-Gowena, jak też jego późniejsze modyfikacje, generalnie jest bardziej odpowiedni do modelowania przepływu zasobów. Został zaprojektowany specjalnie do rozwiązywania problemów przepływu o minimalnym koszcie maksymalizując przepływ na poszczególnych ścieżkach poprzez wyszukiwanie kombinacji o jak najniższym koszcie łącznym. Algorytm ten, w odróżnieniu od metody Simpleks, uwzględnia parametry sieci – koszty transportu na poszczególnych odcinkach (np. uogólniony koszt w postaci kosztu transportu jednej jednostki zasobu, na który mogą składać się różne czynniki, tj.: opłaty drogowe, zużycie paliwa, roboczo-godziny kierowcy, czas przejazdu związany z kosztami operacyjnymi), oraz przepustowość sieci (maksymalną ilość zasobu jaką można przetransportować w jednostce czasu). Wspólną cechą obydwu metod jest natomiast uwzględnienie popytu i podaży, lecz

popyt nie musi być z góry zdefiniowany. Algorytm Simpleks jest z kolei bardziej odpowiedni do modelowania przepływu, jeżeli potrzebne jest otrzymanie dokładnego wyniku optymalizacji. Będzie skuteczniejszy jeżeli rozważaniu podlega standardowy problem programowania liniowego.

Tab. 1 Różnice pomiędzy wybranymi modelami optymalizacyjnymi

Cecha	Model Busacker'a-Gowena (Problem MCFP)	Algorytm Simpleks (Problem LP)
Charakter	Model sieciowy, problem optymalizacyjny	Algorytm optymalizacyjny
Główny Cel	Minimalizacja kosztu przepływu	Optymalizacja liniowej funkcji celu
Struktura	Sieci (grafy) z przepustowościami i kosztami	Funkcja celu i liniowe ograniczenia
Algorytm	Algorytm <i>Successive Shortest Path</i> (Busackera-Gowena)	Algorytm Simpleks
Typ Problemu	Przepływ o minimalnym koszcie	Ogólne programowanie liniowe
Zmienne	Przepływ na krawędziach (często całkowitoliczbowy w optymalnych rozwiązaniach)	Zmienne decyzyjne (ciągłe)
Obszar Dopuszczalny	Zdefiniowany przez przepustowości i zachowanie przepływu	Wielościan wypukły w przestrzeni zmiennych
Reprezentacja	Problem sformułowany jako graf sieciowy (węzły, łuki).	Problem sformułowany algebraicznie (funkcja celu, ograniczenia liniowe).
Funkcja celu	Koszt przepływu na jednostkę zasobu przypisany do każdego łuku. Funkcja celu jest implikowana jako minimalizacja całkowitego kosztu przepływu.	Liniowa kombinacja zmiennych decyzyjnych z przypisanymi współczynnikami.
Ograniczenia	Ograniczenia przepustowości na łukach oraz (pośrednio) ograniczenia podaży i popytu na węzłach (źródło i ujście).	Liniowe równości lub nierówności ograniczające zmienne decyzyjne.
Dane węzłowe	Wymaga zdefiniowania źródła i ujścia oraz (opcjonalnie) może uwzględniać przepustowość węzłów.	Zazwyczaj nie ma bezpośrednich danych o węzłach (źródłach/ujściach) w standardowej formie Simpleks. Podaż i popyt są modelowane poprzez ograniczenia.

Źródło: opracowanie własne na podstawie: Busacker i Gowen (1965), Dantzig (1962).

Dane wejściowe do rozwiązywania problemów programowania liniowego muszą być sformułowane w standardowej postaci problemu LP i obejmują:

- 1) funkcję celu, na którą składają się współczynniki funkcji celu i zmienne decyzyjne;
- 2) macierz współczynników ograniczeń;
- 3) wektor prawych stron ograniczeń – reprezentuje dostępną ilość zasobów lub wymagane poziomy;

4) typy ograniczeń – określające czy docelowe wartości poszczególnych przepływów mogą być większe, równe czy mniejsze od sumy zasobu w danym wierszu lub kolumnie.

Ogólna postać równania dla algorytmu Simpleks stosowanego wygląda następująco:

Funkcja celu:

$$\max (\text{lub min}) c^T x \quad (1.11)$$

gdzie:

c - wektor współczynników funkcji celu.

x - wektor zmiennych decyzyjnych.

$c^T x$ - iloczyn skalarny wektorów c i x , czyli suma iloczynów odpowiadających sobie elementów:

$$\sum_{j=1}^n c_j x_j$$

Ograniczenia nierównościowe:

$$Ax \leq b (\text{lub } Ax \geq b) \quad (1.12)$$

gdzie:

A - macierz współczynników ograniczeń.

x - wektor zmiennych decyzyjnych.

b - wektor prawych stron ograniczeń.

Nierówność jest interpretowana element po elemencie.

Ograniczenia równościowe:

$$Ex = d \quad (1.13)$$

gdzie:

E - macierz współczynników ograniczeń równościowych.

x - wektor zmiennych decyzyjnych.

d - wektor prawych stron ograniczeń równościowych.

Ograniczenia brzegowe (na zmienne):

$$l \leq x \leq u \quad (1.14)$$

gdzie:

l - wektor dolnych granic dla zmiennych.

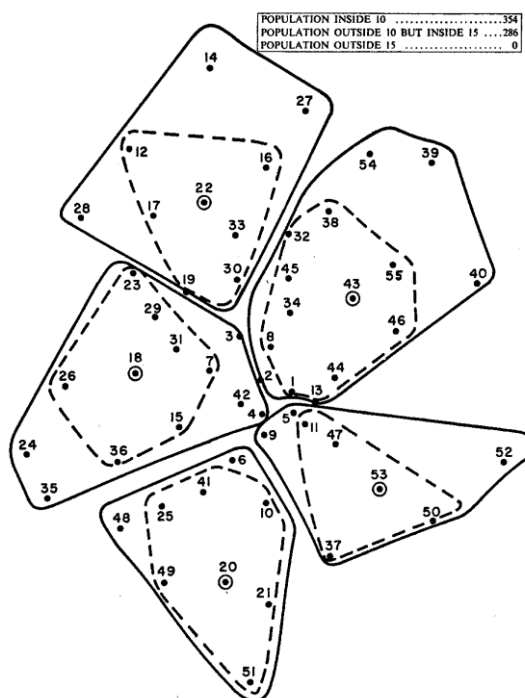
u - wektor górnych granic dla zmiennych.

$x \geq 0$ jest często stosowanym przypadkiem, gdzie dolne granice są równe zero dla wszystkich zmiennych nieograniczonych od dołu.

W geografii przyjęły się modele grawitacji, które odzwierciedlają relatywne podejście do lokalizacji w przestrzeni geograficznej, wpisując się w prawo grawitacji Newtona (Haynes

i Fotheringham 2020). Rozmieszczenie zasobów w przestrzeni jest zróżnicowane, a nawiązuje ono w dużej mierze do rozmieszczenia ludności (Redman 1999). Dlatego ciężenia pomiędzy poszczególnymi lokalizacjami (emitentów i odbiorców odpadów) są zróżnicowane i w zależności od zastosowanego modelu grawitacji, proces dystrybucji zasobów może być lepiej lub gorzej zoptymalizowany. Zgodnie z prawem grawitacji obiekty o dużych masach przyciągają się silniej niż te o masach mniejszych, lecz siła przyciągania słabnie wraz ze wzrostem odległości pomiędzy tymi obiektami. Wynika to wprost z prawa grawitacji – modele te zakładają, że interakcja między dwoma lokalizacjami jest wprost proporcjonalna do ich "mas" (reprezentowanych przez charakterystyki takie jak populacja, produkt krajowy brutto czy dostępność zasobów) i odwrotnie proporcjonalna do pewnej funkcji odległości między nimi. W kontekście przepływu zasobów, modele grawitacji pomagają więc zrozumieć, jak wielkość i charakterystyka regionów źródłowych i docelowych oraz bariery przestrzenne wpływają na intensywność wymiany. Optymalizacja w tym podejściu polega więc na łączeniu dużych emitentów z dużymi odbiorcami odpadów oraz małych z małymi. Minimalizowana jest w ten sposób całkowita siła oporu przestrzeni. Modele te skupiają się na optymalizacji alokacji surowców w oparciu o ich masę i odległość. Redukcja kosztów transportu osiągnana jest poprzez unikanie długich podróży, a w szczególności tych dotyczących przepływu o dużym wolumenie.

Za przykład prac empirycznych z zakresu optymalizacji lokalizacji i przepływów można przywołać m.in. badania C. Toregas'a i Ch. ReVelle'a z 1972 r. dotyczące rozwiązania problemu pokrycia zestawu lokalizacji (ang. *Location Set Covering Problem*) oraz R. Church'a i Ch. ReVelle'a z 1974 r., którzy rozważali problem lokalizacji maksymalnego pokrycia (ang. *Maximal Covering Location Problem*). Ich badania polegały na takim podziale przestrzeni, składającej się z obiektów docelowych i miejsc zamieszkania, by przy określeniu pewnych stałych warunków – maksymalnej wartości dystansu oraz określonej liczby obiektów i rozmieszczeniu mieszkańców, tak operować określonymi zmiennymi (lokalizacja obiektów), aby stworzyć warunki do maksymalizacji liczby obsłużonych klientów. Bezpośrednio wynikiem jest tutaj więc nie tylko maksymalna możliwa do osiągnięcia w określonych warunkach liczba klientów, ale dużą wartość poznawczą ma również wynik pośredni, czyli regionalizacja potencjalnych przepływów ludności do obiektów docelowych, przy czym każdy początek podróży posiada jedno miejsce docelowe. Schematycznie pokazuje to Ryc. 7.



Ryc. 7 Optymalne rozwiązanie problemu maksymalnego pokrycia lokalizacji z obowiązkowymi ograniczeniami bliskości

Źródło: Church i ReVelle 1974

Podsumowując dotychczasowe zastosowanie modeli optymalizacyjnych w badaniach przestrzennych należy stwierdzić, iż posiadają one zwykle pewien charakterystyczny zestaw zmiennych, wśród których należy wyróżnić trzy główne grupy. Pierwszą z nich stanowią elementy związane z liczbą i rozmieszczeniem pewnych punktów stanowiących centra funkcjonalne (np. potencjalne inwestycje), drugą stanowią pewne rozmieszczone w przestrzeni zasoby (np. mieszkańcy), zaś ostatnią – elementy związane z oporem przestrzeni wpływającym na interakcje między dwiema powyższymi grupami. Uwzględnione w ramach tych grup elementy oraz sposoby ich definiowania są oczywiście w poszczególnych badaniach bardzo zróżnicowane, dostosowane do celów badania czy dostępnych danych. Przede wszystkim jednak same te trzy główne grupy elementów tworzących model podlegający optymalizacji mogą pełnić różną rolę.

Często w pracach empirycznych z tego zakresu optymalizacja przepływu zasobów dotyczy lokalizacji pewnych obiektów, np. w celu uzyskania jak najlepszego dostępu do rynku zbytu bądź rynku pracy. Z sytuacją taką mamy do czynienia chociażby w przywołanych wcześniej przykładach (Toregas i ReVelle 1972, Church i ReVelle 1974). Możliwe są wówczas trzy warianty układu zmiennych w modelu. W pierwszym z nich ustala się z góry przyjętą stałą

liczbę lokalizacji inwestycji (np. sklepów) oraz sumaryczną liczbę lokalizacji branych pod uwagę (np. klientów). Modyfikowaną zmienną jest lokalizacja inwestycji, a uogólniony koszt podróży (np. łączna bądź maksymalna odległość do sklepu) jest zmienną stanowiącą kryterium oceny danego rozwiązania. W drugim wariantcie role dwóch ostatnich zmiennych zostają odwrócone. Modyfikacji podlega akceptowalny uogólniony koszt podróży do inwestycji, a kryterium oceny danego rozwiązania stanowi liczba klientów.

W pierwszym przypadku często także liczba lokalizacji gmin-emitentów (odpowiednik miejsc zamieszkania) jest stała i nie podlega modyfikacji. W przywołanych wcześniej badaniach określona stała liczba obiektów docelowych, mających jednakową wagę, różni się wyłącznie lokalizacją, która stanowi podstawową zmienną podlegającą modyfikacji.

Warto zauważyć, czego nie podnosi się w dyskursie naukowym, że badania te miały przełożenie również na rozwój koncepcji gospodarki cyrkularnej. Ze względu na podjęty problem badawczy w niniejszej pracy, na szersze spojrzenie na to zagadnienie postanowiono poświęcić odrębny rozdział.

2. PRZEPŁYWY SUROWCÓW W KONCEPCJI GOSPODARKI CYRKULARNEJ

2.1 Definicja i klasyfikacja odpadów

W tej części pracy określono czym są i jak są klasyfikowane odpady. Według Encyklopedii PWN (dostęp 12.12.2024) odpady to „uboczne produkty działalności człowieka, nieprzydatne w miejscu i czasie, w którym powstały, szkodliwe lub uciążliwe dla środowiska przyrodniczego. Definicja prawna odpadów jest zawarta w Ustawie o odpadach. Ustawa o odpadach definiuje je jako „substancję lub przedmiot, których posiadacz pozbywa się, zamierza się pozbyć lub do których pozbycia się jest obowiązany” (Art. 3 ust. 1 pkt. 6 Ustawy o odpadach).

Ze względu na miejsce powstawania wyróżnia się 2 grupy odpadów: komunalne, powstające w gospodarstwach domowych, na ulicach, w obiektach użyteczności publicznej, oraz przemysłowe, jako produkt uboczny wytwarzania jakichś produktów (tzw. odpady poprodukcyjne).

W kontekście niniejszej pracy najważniejsze są odpady komunalne, które definiuje się jako „odpady powstające w gospodarstwach domowych oraz odpady pochodzące od innych wytwórców odpadów, które ze względu na swój charakter i skład są podobne do odpadów domowych, w szczególności niesegregowane (zmieszane) odpady komunalne i odpady selektywnie zebrane:

- a) z gospodarstw domowych, w tym papier i tektura, szkło, metale, tworzywa sztuczne, bioodpady, drewno, tekstylia, opakowania, zużyty sprzęt elektryczny i elektroniczny, zużyte baterie i akumulatory oraz odpady wielkogabarytowe, w tym materace i meble, oraz
- b) ze źródeł innych niż gospodarstwa domowe, jeżeli odpady te są podobne pod względem charakteru i składu do odpadów z gospodarstw domowych” (Art. 3 ust. 1, pkt. 7 Ustawy o odpadach).

Odpady zmieszane (nazywane też odpadami resztkowymi) to te odpady komunalne, których nie udało się wysegregować do żadnej z pozostałych frakcji zbieranych selektywnie (tj. papieru, szkła, metali i tworzyw sztucznych, czy bioodpadów), z wyłączeniem odpadów niebezpiecznych oraz wielkogabarytowych.

Odpady można podzielić również ze względu na ich wpływ na środowisko przyrodnicze. Wyróżnia się 3 klasy szkodliwości: niebezpieczne, szkodliwe i uciążliwe. Odpady niebezpieczne

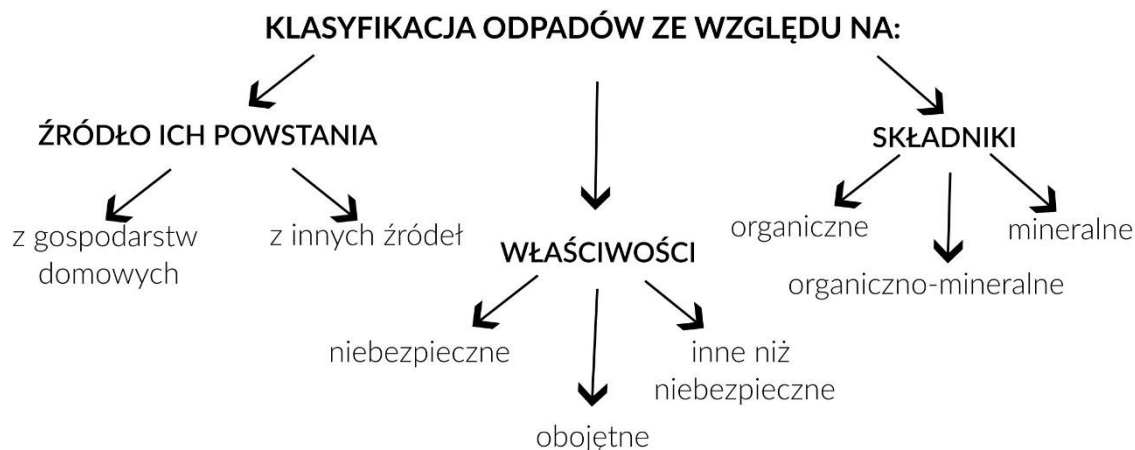
to substancje toksyczne, radioaktywne, palne lub biologicznie czynne wpływające na degradację środowiska przyrodniczego. Odpady szkodliwe powodują degradację środowiska, jeżeli wprowadzono ich dużą ilość, natomiast odpady uciążliwe wpływają na estetykę miejsca, lecz nie powodują degradacji przyrody.

Konieczność składowania niektórych rodzajów odpadów skłonił ustawodawcę do podziału na 3 kategorie: odpady niebezpieczne, obojętne, inne niż niebezpieczne i obojętne. Ponadto można dzielić odpady ze względu na różne inne, bardziej szczegółowe kryteria, na przykład zawartość substancji organicznych: organiczne, mineralno-organiczne, mineralne. Niezależnie od tych klasyfikacji funkcjonuje oficjalny katalog odpadów, przyjęty w formie Rozporządzenia Ministra Klimatu z dnia 2 stycznia 2020 r. w sprawie katalogu odpadów (Dz.U. z 2020 r. poz. 10) (dalej Rozporządzenie). Poniżej zestawiono 20 grup odpadów zawartych w Rozporządzeniu w sprawie katalogu odpadów:

- odpady powstające przy poszukiwaniu, wydobywaniu, fizycznej i chemicznej przeróbce rud oraz innych kopalin – 01;
- odpady z rolnictwa, ogrodnictwa, upraw hydroponicznych, rybołówstwa, leśnictwa, łowiectwa oraz przetwórstwa żywności – 02;
- odpady z przetwórstwa drewna oraz z produkcji płyt i mebli, masy celulozowej, papieru i tektury – 03;
- odpady z przemysłu skórzanego, futrzarskiego i tekstylnego – 04;
- odpady z przeróbki ropy naftowej, oczyszczania gazu ziemnego oraz pirolitycznej przeróbki węgla – 05;
- odpady z produkcji, przygotowania, obrotu i stosowania produktów przemysłu chemii nieorganicznej – 06;
- odpady z produkcji, przygotowania, obrotu i stosowania produktów przemysłu chemii organicznej – 07;
- odpady z produkcji, przygotowania, obrotu i stosowania powłok ochronnych (farb, lakierów, emalii ceramicznych), kitu, klejów, szczeliw i farb drukarskich – 08;
- odpady z przemysłu fotograficznego i usług fotograficznych – 09;
- odpady z procesów termicznych – 10;
- odpady z chemicznej obróbki i powlekania powierzchni metali oraz innych materiałów i z procesów hydrometalurgii metali nieżelaznych – 11;

- odpady z kształtowania oraz fizycznej i mechanicznej obróbki powierzchni metali i tworzyw sztucznych – 12;
- oleje odpadowe i odpady ciekłych paliw (z wyłączeniem olejów jadalnych oraz grup 05, 12 i 19) – 13;
- odpady z rozpuszczalników organicznych, chłodziw i propelentów (z wyłączeniem grup 07 i 08) – 14;
- odpady opakowaniowe; sorbenty, tkaniny do wycierania, materiały filtracyjne i ubrania ochronne nieujęte w innych grupach – 15;
- odpady nieujęte w innych grupach – 16;
- odpady z budowy, remontów i demontażu obiektów budowlanych oraz infrastruktury drogowej (włączając glebę i ziemię z terenów zanieczyszczonych) – 17;
- odpady medyczne i weterynaryjne (z wyłączeniem odpadów kuchennych i restauracyjnych niezwiązanych z opieką zdrowotną lub weterynaryjną) – 18;
- odpady z instalacji i urządzeń służących zagospodarowaniu odpadów, z oczyszczalni ścieków oraz z uzdatniania wody pitnej i wody do celów przemysłowych – 19;
- odpady komunalne łącznie z frakcjami gromadzonymi selektywnie – 20.

Graficzną ilustrację odpadów przedstawia Ryc. 8.

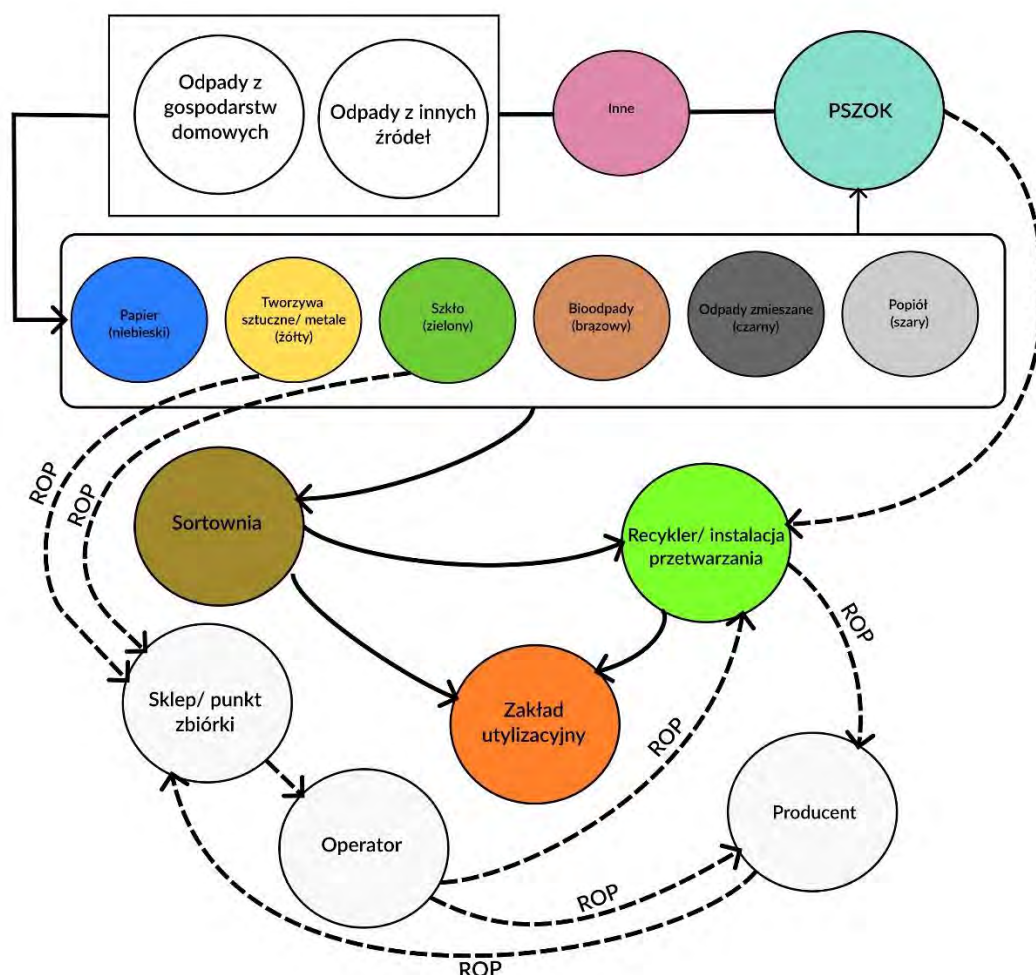


Ryc. 8 Klasyfikacja odpadów

Źródło: opracowanie własne

Odpady komunalne stanowią zatem ważny element złożonego systemu GOZ, lecz w kontekście recyklingu istotna jest jakość tego surowca. Ustawa z dnia 13 września 1996 r. o utrzymaniu czystości i porządku w gminach (Dz.U. z 1996 r. nr 132, poz. 622) ustanowiła

ogólny obowiązek gminy w zakresie czystości i porządku. Obecnie obowiązująca Ustawa o odpadach nałożyła na gminy obowiązek odbierania odpadów od mieszkańców, natomiast Rozporządzenie Ministra Klimatu i Środowiska z dnia 10 maja 2021 r. w sprawie sposobu selektywnego zbierania wybranych frakcji odpadów (Dz.U. z 2021 r. poz. 906) wprowadziło jednolity system segregacji odpadów (Ryc. 9). Odpady podlegające zbiórce selektywnej (kod 20 01) dzieli się na: metale (20 01 40) i tworzywa sztuczne (20 01 39), szkło (20 01 02), papier (20 01 01), bioodpady (20 01 08 – odpady ulegające biodegradacji oraz 20 02 01 – odpady zielone z ogrodów) oraz odpady zmieszane (20 03 01). Ponadto zbierane są odpady wielkogabarytowe (20 03 07), elektrośmieci (2001 35 – zawierające niebezpieczne składniki oraz 20 03 36 – inne), odpady budowlane i rozbiórkowe (17 XX XX), opony (16 01 03), chemikalia (20 01 13), baterie i akumulatory (20 01 33), leki (20 01 32).



Ryc. 9 System zbiórki i zagospodarowania odpadów w Polsce (uproszczony)

Źródło: opracowanie własne

Ustawodawca nałożył obowiązek realizacji działań związanych z odbiorem i zagospodarowaniem odpadów na samorządy gminne. Gminy mają prawo do zrzeszania się w ramach umów partnerskich w celu realizacji powierzonych im zadań. Do takich zadań należy odbiór odpadów od podmiotów wytwarzających je oraz ich zagospodarowanie w taki sposób, by wypełnić limity udziału odpadów poddanych recyklingowi. Samorządy gminne zazwyczaj zlecają zadania odbioru i zagospodarowania odpadów prywatnym przedsiębiorstwom, które w sposób zdecydowanie bardziej efektywny, jak wynika z komunikatu Polskiej Izby Gospodarki Odpadami z 2007 r. (*Ocena funkcjonowania obecnego systemu gospodarki odpadami komunalnymi w Polsce 2007*), wypełniają nakładane na samorządy normy. Zatem samorząd gminny wyłania w drodze przetargu wykonawcę usługi oraz obliuguje mieszkańców gminy do uiszczania opłaty zgodnie z deklaracją o liczbie członków gospodarstwa domowego oraz sposobie segregacji odpadów. Samorząd zobligowany jest ponadto do prowadzenia rejestrów danych o sposobie i ilości zagospodarowanych i przetworzonych odpadów w instalacjach ich przetwarzania oraz do sporządzania sprawozdania do właściwego urzędu marszałkowskiego. Zadaniem urzędu marszałkowskiego jest z kolei opracowanie i opublikowanie do wiadomości publicznej sprawozdania zbiorczego o gospodarce odpadami w województwie (tzw. Sprawozdanie z realizacji Planu Gospodarki Odpadami).

Obowiązek zorganizowania selektywnej zbiórki odpadów komunalnych implikuje konieczność stworzenia i utrzymania rozbudowanej infrastruktury logistycznej, w tym:

- rozmieszczenia pojemników i worków do selektywnej zbiórki;
- organizacji tras odbioru poszczególnych frakcji odpadów;
- wyboru odpowiednich pojazdów do transportu selektywnie zebranych odpadów;
- budowy lub korzystania z punktów selektywnego zbierania odpadów komunalnych (PSZOK).

Ustawa o odpadach określiła warunki magazynowania odpadów, w tym wymagania dotyczące miejsc magazynowania, czasu magazynowania i zabezpieczenia odpadów przed negatywnym wpływem na środowisko. Te przepisy bezpośrednio wpływają na planowanie logistyczne, determinując lokalizację i pojemność magazynów odpadów oraz organizację ich przepływu do dalszego przetwarzania lub unieszkodliwiania.

2.2 Odpady w badaniach

Badania nad różnymi aspektami związanymi z odpadami wymagają szerszego omówienia w ujęciu chronologicznym i tematycznym. Dlatego w niniejszej części pracy uzasadniono pokrótce dlaczego odpady zmieszane są potencjalnym zasobem, by następnie przedstawić historię badań nad odpadami. Podkreślono również, jak liczne aspekty związane z gospodarką odpadami były, i mogą być, przedmiotem badań w ujęciu przestrzennym.

Odpady, zgodnie z ideą GOZ, traktowane są w pracy jako potencjalny zasób. Oczywiście, ze względu na dwie grupy odpadów – posegregowane i zmieszane, te drugie wydają się nie być zasobem, a raczej problematyczną materią, którą powinno poddać się utylizacji. Niewątpliwie odpady zmieszane są zasobem, z tą różnicą, że w ich przypadku odzysk surowców jest trudniejszy i bardziej kosztochłonny. Należy mieć świadomość, że określenie masy odpadów zmieszanych pozwala w przybliżeniu ocenić potencjał tych zasobów. Dlatego z punktu widzenia GOZ ważne jest potraktowanie wszystkich odpadów jako zasobu, z tą różnicą, że odpady zmieszane są zasobem o niższej jakości w stosunku do odpadów posegregowanych.

Ilość zasobów może być oczywiście rozumiana znacznie szerzej niż masa jakiegoś materiału. Z. Strzelecki (2008) wśród kategorii obejmujących definicję tego pojęcia wymienił „rzeczy bądź wartości intelektualne wykorzystywane do produkcji dóbr i usług w regionie” (s. 79). Są to przede wszystkim: ziemia, praca, kapitał, technologia oraz przedsiębiorczość (Strzelecki 2008). J. Bański (2016) wyróżniał zasoby lokalne, które mogą mieć charakter materialny – surowce naturalne, wytwarzane produkty, walory środowiskowe – oraz niematerialne – relacje, umiejętności, powiązania. W swojej pracy zidentyfikował 6 grup zasobów lokalnych:

- 1) wytwarzane produkty materialne;
- 2) usługi;
- 3) umiejętności i wiedza;
- 4) lokalne zachowania i zwyczaje;
- 5) surowce i bogactwa naturalne;
- 6) wydarzenia i miejsca historyczne.

Niezależnie od definicji zasobu lokalnego w sensie jego lokalności, można je identyfikować z danym terytorium na różnym poziomie agregacji przestrzennej, jednak wymaga to odpowiedniej wiedzy o danym zasobie. Przykładowo, chcąc zidentyfikować zasoby

na poziomie regionalnym, J. Bański (2016) wyróżnił zasoby uniwersalne – dające się odtworzyć na innym terytorium – oraz lokalne – niepowtarzalne, unikatowe dla danej jednostki terytorialnej. Innymi słowy, rozróżnił zasoby ze względu na częstość ich występowania i następnie przeszedł do identyfikacji zasobów lokalnych. Obie definicje – zarówno Z. Strzeleckiego, jak i J. Bańskiego, nie zaliczają odpadów do zasobów, dlatego też podstaw do określenia odpadów tym mianem należy szukać w pracach z zakresu gospodarki cyrkularnej. O potrzebie przekształcania odpadów w zasoby pisali Demirbas (2011), Rhyner i in. (2017), Wilts i in. (2016), Smol i in. (2019), Haas i in. (2020) i wielu innych, natomiast o niepodważalności funkcji odpadów jako zasobów świadczy praca „Waste as a Resource” (Hester i Harrison 2013). Nie można jednak mówić o skali lokalności bądź regionalności tego zasobu, a raczej o zasobie jako takim, czyli czymś uniwersalnym, występującym powszechnie.

Przyczyny powstania problemu odpadów są dość oczywiste. Nadmiar ilości odpadów, za które nikt nie ponosił odpowiedzialności wywołany był przez wzrost konsumpcjonizmu, będącego efektem rozwoju gospodarczego i bogacenia się społeczeństwa (Malinauskaite i in. 2017). Chociaż wysoki konsumpcjonizm kojarzony jest z rewolucją przemysłową, to zjawisko jego globalnego rozprzestrzenienia się nastąpiło szczególnie w pierwszych dekadach po II wojnie światowej, kiedy zintensyfikowano produkcję żywności i innych dóbr (Trentmann 2004, Stearns, 2006, 2009). Proces powstawania odpadów jest immanentną cechą gospodarki kapitalistycznej (Piontek 2017). W konsekwencji w latach 50., 60. i 70. XX wieku nastąpił rozwój przemysłu opakowań, które stosowane są do dziś (Risch 2009). Wprowadzenie opakowań ułatwiło wiele procesów logistycznych, takich jak pakowanie, magazynowanie czy transport, w efekcie zwiększając sprzedaż detaliczną i hurtową. Wpływ rozwoju przemysłu opakowaniowego na dostęp do różnego rodzaju dóbr okazał się być nie do przecenienia, lecz jednocześnie skutkiem ubocznym tego procesu było powstawanie coraz większej ilości odpadów. Finalnie wpłynęło to na styl życia ludzi, który w wyniku różnych procesów i czynników wciąż ulega zmianom, co przekłada się na wzrost ilości odpadów (Klemens i in. 2022).

Zaangażowanie geografów w badania nad gospodarką odpadami przypada przede wszystkim na lata 70. i 80. XX wieku. Jednak na wstępie należy zaznaczyć, że w porównaniu do innych tematów badawczych, w geografii światowej wciąż zainteresowanie tą problematyką nie jest adekwatne do rzeczywistej jej wagi w obecnej rzeczywistości. Za pierwsze podejście do zagadnienia gospodarki odpadami w geografii uznaje się pracę doktorską J. Gouhiera

z 1972 r. o geografii odpadów w regionach Maine i Liege (Mihai 2012). Od tamtej pory nurt badań w geografii odpadów, nazwany *rudology*, zaowocował powstaniem instytutu na Uniwersytecie w Le Mans (*Institute of Rudology*) w 1990 r. W odróżnieniu od polskich dokonań z okresu lat 1970. i 1980., reprezentujących podejście jakościowe, a zasadniczo zawierające postulaty i rekomendacje dotyczące prowadzenia polityki w zakresie ochrony środowiska, w tym także gospodarki odpadami, oraz obserwacje dotyczące problemów zagospodarowania odpadów przemysłowych i prognoz rozwoju sektora usługowego w kontekście zanieczyszczeń środowiska geograficznego, dokonania zachodnich badaczy cechowały się także podejściem ilościowym i przestrzennym. Jedną z pierwszych prac, które w sposób kompleksowy scharakteryzowały problematykę zanieczyszczeń była książka *The geography of pollution: A study of Greater Manchester* (Wood i in. 1974). Autorzy nie tylko opisali zagadnienia ochrony środowiska w podziale na różne jego sfery (zanieczyszczenia wód, ziemi, powietrza), ale również dokonali oceny efektów tych zanieczyszczeń, rozkładu przestrzennego zjawisk, w tym także problemu składowania i spalania odpadów w ujęciu lokalnym. Istotę problemu podkreśla fakt, że ich wpływ na emisję gazów cieplarnianych będzie wzrastał (Wiśniewski i Kistowski 2017a), lecz należy dodać, że wyniki te mogą być niedoszacowane (Wiśniewski i Kistowski 2017b).

Wstępne wzmianki o relacjach człowiek-środowisko w kontekście potrzeb zmian organizacji państwa, rozwoju nauki, technologii i edukacji społeczeństwa spisał S. Leszczycki w 1974 r. na łamach *Prac Geograficznych*. Autor zarysował szerszy kontekst ochrony środowiska na przykładzie ówczesnej Polski oraz zakwalifikował wpływ utylizacji odpadów poprodukcyjnych na środowisko do relacji pomiędzy społeczeństwem a działalnością produkcyjną i pozaprodukcyjną. Wówczas odpady poprodukcyjne i komunalne w większości poddawane były składowaniu, a celem było dążenie do utylizacji, co też postulował sam autor.

Szerokie spektrum zagadnień jakie obejmuje ochrona środowiska, które poruszył S. Leszczycki, jest warte docenienia również z uwagi na próbę opracowania modelowej prognozy i wyzwań stawianych przed nauką w kontekście zmian w środowisku geograficznym na przykładzie Polski do roku 2000. Szczególnie istotnym zagadnieniem, z punktu widzenia niniejszej pracy, jest prognoza demograficzna, która uwzględniała ruch naturalny, analizę struktury zatrudnienia oraz migracje ludności. Autor twierdził, że zmiany w środowisku geograficznym zależą od liczby jego użytkowników. Przewidywał, że w związku z coraz większymi potrzebami ludność zacznie migrować do miast w poszukiwaniu zatrudnienia, co

przełoży się także na rozwój tych ośrodków oraz wzrost dojazdów do pracy. Co ciekawe przyrost liczby ludności Polski do 2000 roku obliczony wówczas przez GUS okazał się niezwykle precyzyjny (szacowano stan na 38-39 mln osób, czyli przyrost o 20% względem roku 1970, natomiast rzeczywista liczba ludności w 2000 r. wyniosła 38,26 mln osób według GUS). Precyzyjne okazały się również przewidywania odnośnie struktury wiekowej oraz struktury płci. Według autora największy negatywny wpływ na środowisko wywierała działalność gospodarcza, i choć wciąż jest to prawda, to wiemy, że przez wzrost konsumpcji udział odpadów komunalnych w ogólnej ich masie rośnie. Obecnie jest to 13,7 mln ton (w 2021 r.) w stosunku do 107,7 mln ton pochodzących z działalności gospodarczej (57,4% udziału stanowi górnictwo i wydobywanie), jednakże w przypadku odpadów komunalnych odnotowano wzrost o 4,2% w stosunku do roku poprzedniego, natomiast w przypadku tych innych – spadek o 2% (*Ochrona Środowiska w 2021 r., Informacje Sygnalne*, GUS 2022). Natomiast tylko w ciągu 10 lat (2012-2021) odnotowano przyrost masy odpadów komunalnych o 43% (Bank Danych Lokalnych GUS). Świadczy to o tym, że problem ten stał się mniej przewidywalny niż wydawało się to jeszcze 50 lat temu, natomiast wytwarzanie odpadów w wyniku produkcji lub przetwarzania nie cechuje się z kolei tak dużą dynamiką. Z perspektywy obserwowanych obecnie zmian demograficznych i kluczowych czynników wpływających na środowisko naturalne, rozważania S. Leszczyckiego świadczą o tym, że uwarunkowania i potrzeby badań w zakresie gospodarki odpadami uległy od tamtego czasu istotnym zmianom. Główny akcent położony był wówczas na wpływ przemysłu na zanieczyszczenie środowiska, zaś obecnie kluczowy czynnik związany jest z funkcjonowaniem sektora usług i związanego z jego rozwojem wzrostu konsumpcji.

Lata 80. XX wieku miały przynieść wzrost zainteresowania geografów tematyką ekonomiczno-przestrzenną ochrony środowiska (Kamiński i Szyrmer 1981a), co mogło być efektem wejścia w życie Ustawy z dnia 31 stycznia 1980 r. o ochronie i kształtowaniu środowiska (Dz.U. z 1980 r. nr 3, poz. 6) (dalej Ustawa o ochronie i kształtowaniu środowiska). Jak się później okazało, niemal każda znacząca zmiana w prawie ochrony środowiska pociągała za sobą wzrost zainteresowania tym tematem badaczy, także geografów. Klasyfikacji szerokiego spektrum zagadnień badawczych dokonali W. Kamiński i J. Szyrmer (1981a). Wyróżnili oni 12 kategorii tematów, z których na szczególną uwagę zasługuje punkt 6.: „Prognozowanie, planowanie i zarządzanie gospodarką narodową pod kątem racjonalnego kształtowania środowiska” (s. 78-79), w którym autorzy wyróżnili potrzebę rozwijania modeli

recyklingowych. Prognozowali, że zainteresowania naukowców gospodarką okrężną, wynikającą z nieefektywnej dotychczas gospodarki liniowej, doprowadzą do rozwoju modelowania matematycznego, w tym metod symulacji systemów opartych na macierzach przepływów międzygałęziowych. Zarówno S. Leszczycki (1974), jak też W. Kamiński i J. Szyrmer (1981a), podkreślali szczególne znaczenie oddziaływania turystyki i rekreacji na środowisko, które zdaniem tych drugich trudno zniwelować regulacjami prawnymi i zwiększeniem nakładów. Istotnym, choć wciąż słabo poznanym aspektem, jest postulat 11.: „Percepcji środowiska przez jednostki i grupy społeczne” (s. 80), mówiący o potrzebie edukacji społeczeństwa w zakresie świadomości ekologicznej. Dotychczas jednak badania skupione na przestrzennych aspektach gospodarki odpadami nie stały się popularne w stopniu adekwatnym do wagi tego zagadnienia (Rybova i in. 2018a).

Pomimo bogatego warsztatu metodycznego, będącego dziełem głównie zachodnich ekonomistów, badania nad gospodarką odpadami w ujęciu statystycznym w latach 1980. i 1990. wciąż nie były przedmiotem zainteresowania badaczy, tym bardziej przedstawicieli geografii społeczno-ekonomicznej. Oczywistym powodem była niska dostępność danych statystycznych. Niemniej jednak podejmowano próby analiz statystycznych i kartometrycznych w oparciu o obserwacje terenowe, czego przykładem mogą być badania geografów fizycznych z Uniwersytetu Jagiellońskiego, prowadzone w latach 1981-1990, dotyczące lokalizacji dzikich wysypisk i ich wpływu na środowisko w polskiej części Karpat. Ich efektem były liczne prace poświęcone zagrożeniom wywołanym przez dzikie wysypiska odpadów (Czeppe i Malara 1986), zaśmiecaniu środowiska przyrodniczego w górach (German i Malara 1993) oraz modelom zaśmiecania środowiska wiejskiego w górach (Balon i in. 1994). Badania koncentrowały się na skutkach, a nie przyczynach powstawania odpadów, co w ówczesnych czasach miało duże znaczenie edukacyjne.

Rozwój bardziej zaawansowanych analiz statystycznych i przestrzennych z zakresu tematyki odpadów, opracowanych zarówno przez polskich geografów, jak również przedstawicieli innych dyscyplin, nastąpił w ostatnich 20 latach. Wynika to głównie ze zmian jakie dokonały się w polskim systemie prawnym po akcesji do Unii Europejskiej w 2004 r., gdy potrzeba rozwiązań w tym zakresie zrodziła się z powodu przyjęcia przez Polskę unijnej dyrektywy (Dyrektywa 2008/98/EC, 2008). Znalazło to odzwierciedlenie nie tylko w zmianach systemu prawnego nakładającego nowe obowiązki na samorządy, lecz także w nauce.

Dostęp do danych statystycznych, raportów, strategii oraz wzrost mocy obliczeniowej komputerów i ich powszechność na początku XXI sprawiły, że możliwości analiz stały się większe. Dostęp do szybkich i stosunkowo łatwych do opanowania technologii w postaci GIS (Systemów Informacji Geograficznej, ang. *Geographic Information System*) stworzył możliwości analiz przestrzennych, którymi zajmują się nie tylko geografowie. Problemy badawcze geografii na początku stulecia odbiegły jednak od zagadnień ochrony środowiska, ustępując pola dyscyplinom takim jak inżynieria środowiska, ekologia, logistyka, ekonomia i wielu innym. Szersze spojrzenie na temat odpadów jako zasobu – według nowego paradygmatu polityki Unii Europejskiej – powróciło dzięki realizacji projektu badawczego REPAiR (*Resource Management in Peri-Urban Areas*), prowadzonego przez międzynarodowe konsorcjum, którego jednym z liderów był Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN.

O potrzebie rozwoju badań odpadów we współczesnej geografii pisał F. C. Mihai (2012). Rozważania geografów z początku dotyczyły szeroko pojętej ochrony środowiska, gospodarki bezodpadowej, cyrkularnej oraz problemu ich wytwarzania w ogóle. C. J. Andrews stwierdził, że „wprowadzając geografię [do ekologii przemysłowej, przyp. autor] wymuszamy pytania o skalę i poziom rozdzielczości analitycznej w badaniach i praktyce ekologii przemysłowej” (Andrews 2002a, s. 476). Wiele prac dotyczących *stricte* problematyki odpadów w aspekcie przestrzennym, lecz mających przede wszystkim wymiar aplikacyjny, jest dziełem przedstawicieli nauk inżynieryjnych oraz dyscyplin związanych z zarządzaniem. Można wyróżnić wiele tematów badawczych odwołujących się do różnych aspektów gospodarki odpadami i skal przestrzennych.

Chociaż spektrum zagadnień podejmowanych w literaturze zagranicznej jest dość szerokie, to szczególne miejsce zajmuje w nich kontekst gospodarki cyrkularnej. Analizowane były uwarunkowania wytwarzania odpadów (Hockett i in. 1995), modele ich transportu (Ghose i in. 2006), ich przepływ (Miroguchi i Hashimoto 2016), wytwarzanie odpadów i strategie zarządzania w kontekście GOZ (Tisserant i in. 2017), uwarunkowania lokalizacji infrastruktury (Banias i in. 2010), cykl życia produktów (Antonopoulos i in. 2013), modele zarządzania (Morrissey i Browne 2003) i systemy wspomagania decyzji (Abeliotis i in. 2009), cykl życia i kosztów – LCA i LCCA (Reich 2005). Prognozowano także ilość wytwarzanych odpadów (Daskalopoulos i in. 1998, Chen i Chang 1999, Benítez i in. 2008).

Rozwijano również badania poświęcone aspektowi poznawczemu przepływu odpadów w kontekście rozwoju GOZ (Binder i Mosler 2007, Czapiewski i in. 2020, Hilde i in. 2019) oraz implementacji rozwiązań służących rozwojowi gospodarki cyrkularnej na konkretnych obszarach (w Amsterdamie: Arciniegas i in. 2022, ocenie potencjału decentralizacji systemu segregacji i zbiórki bioodpadów przy wykorzystaniu metod LCA i LCCA w aglomeracji łódzkiej: Rybaczewska-Błażejowska i in. 2022, możliwości wdrożenia modeli zarządzania opartych na koncepcji *geodesign* i dedykowanego do tych celów narzędzia GDSE (*Geodesign Decision Support Environment*) do gospodarki odpadami na przykładzie aglomeracji łódzkiej: Mazurek i Czapiewski 2021, zarządzania gospodarką odpadami w różnych aglomeracjach w Europie: Obersteg i in. 2019, zróżnicowania gospodarki odpadami w Europie: Mihai i Apostol 2012).

Znaczenie aplikacyjne badań zarówno geografów jak i logistyków, specjalistów od zarządzania i wielu innych, jest szczególnie widoczne w próbach modelowania lokalizacji składowisk (Wota i Woźniak 2008, Kolendo i Kolendo 2013, w tym na obszarach wiejskich, np. Liviu i Mihai 2012, Mihai i Lămășanu 2011). Charnpratheep i in. (1997) wykorzystali do tego dane przestrzenne o nachyleniu stoków, wysokości geograficznej i rozmieszczenia różnego rodzaju obiektów geograficznych. W innym badaniu Chang i in. (2008) wykorzystali GIS do modelowania wielokryterialnego lokalizacji składowisk na obszarze cechującym się dynamiczną urbanizacją. Zhou i Charnpratheep (1996) przeanalizowali możliwości lokalizacji składowisk przy wykorzystaniu GIS określając kryteria: minimalizacji kosztu, ograniczenia wpływu na środowisko i ograniczenia negatywnego wpływu na zdrowie człowieka. Wieloaspektowy charakter problemu lokalizacji składowisk i instalacji przetwarzania odpadów stanowi praca zbiorowa pod redakcją M. Clark'a i in. (2021), poruszająca zagadnienia wpływu składowania i spalania odpadów na zdrowie i środowisko (w tym na gleby), użyteczności GIS w planowaniu infrastruktury składowania i przetwarzania odpadów (w tym odpadów nuklearnych), problemów planowania przestrzennego i związanych z tym aspektów prawnych. Warto dodać, że związki gospodarki odpadami z zanieczyszczeniem środowiska są istotnym aspektem badawczym (np. Kukuła 2014, Łuniewski 2015).

Aspekt przestrzenny w badaniach wielu dyscyplin przejawia się najczęściej w kontekście modeli transportu odpadów. Podejmowano się analiz możliwości minimalizacji kosztu transportu (Zhou i Charnpratheep 1996, Nema i Gupta 1999), optymalizacji transportu odpadów (Malinowski i Woźniak 2011) oraz minimalizacji różnego rodzaju ryzyk, na przykład ryzyka związanego z transportem w ogóle (Nema i Gupta 1999) lub zagrożenia związanego

z wpływem na środowisko naturalne i zdrowie człowieka (Zhou i Charnpratheep 1996). Chociaż aspekt przestrzenny jest w tych badaniach dość silnie eksponowany, to ich główny walor polega na opisie bądź testowaniu rozwiązań służących gospodarce odpadami na wybranym wąskim wycinku danego terytorium oraz zawężony do wybranych aspektów.

Ważnym tematem poruszonym we współczesnej literaturze jest kontekst uwarunkowań powstawania odpadów oraz ich struktury. Badania dotyczyły między innymi uwarunkowań zagospodarowania odpadów w Polsce w oparciu o delimitację RGOK (Regiony Gospodarki Odpadami Komunalnymi) (Mazurek (2019) czy analiz porównawczych systemów gospodarki odpadami (Plewa i in. 2014). Opracowano także analizę przestrzenną ilości wytwarzanych odpadów i różnic w systemach gospodarki odpadami w krajach grupy Wyszehradzkiej (Mazurek 2021) oraz w mniejszej skali przestrzennej (Malinowski i in. 2009a). Do analiz wskaźnikowych i modelowania powszechnie wykorzystywano GIS (Malinowski i in. 2009b). Wiele pozycji literatury polskiej odnosi się też do aspektów zarządzania (np. Toruński 2010, Biegańska i Ciuła 2011, Jakubiak 2014, Grzymała 2015, Smol i in. 2019). Najczęściej badania dotyczyły ilości wytwarzanych odpadów w kontekście uwarunkowań społeczno-demograficznych, świadomości ekologicznej społeczeństwa oraz czynników ekonomicznych (Kah, 2003 [za: Mihai 2012], Rybova i in. 2018a, Rybova i in. 2018b).

Zagadnienie kształtowania świadomości dotyczącej potrzeby ochrony środowiska zostało – w sposób analityczny – omówione przez Cz. Całą (1985). Według autora, badania nad ochroną środowiska i dyscyplin pokrewnych są efektem odpowiednich postaw intelektualnych i świadomości społeczeństwa. Wyróżnił on zatem 3 postawy intelektualne:

- 1) katastroficzna, czyli nic nie da się zrobić;
- 2) „laissez faire”, oznaczająca, że rozwiązania same się znajdą;
- 3) aktywna, zakładająca poszukiwanie odpowiedzi na postawione wyzwanie.

Dzięki tej trzeciej zrodziła się koncepcja technologii mało- i bezodpadowej (tbo) oraz dokonały się znaczne zmiany w prawie w wielu krajach na świecie. Najważniejsze z nich zaszły w latach 70. XX wieku, kiedy to zaczęto znacząco usprawniać system legislacyjny. Wówczas w Polsce uchwalono najważniejszą i uznawaną za jedną z najbardziej nowatorskich w tamtych czasach, wspomnianą już wcześniej, Ustawę o ochronie i kształtowaniu środowiska. Wszelkie zmiany w prawie jak i w badaniach naukowych były m.in. konsekwencją, krytykowanego skądinąd, I Raportu Klubu Rzymskiego z 1972 r. (Cała 1985). Ówczesne zmiany dały początek badaniom nie tylko nad ochroną organizmów żywych, obszarów cennych przyrodniczo, lecz

również nad gospodarką odpadami i gospodarką okrężną. Można te zmiany określić działaniami inicjującymi cały proces usprawniania prawa, rozwoju nauki i postaw społecznych na rzecz poprawy jakości środowiska i życia.

Znaczenie struktury wiekowej mieszkańców w kontekście segregacji odpadów potwierdzają liczne badania (np. Bartelings i Sterner 1999, Laroche i in. 2001, Morrison i Beer 2017, Bruns i in. 2024). Istnieją jednak również przeciwstawne wyniki badań. Na przykład Hage i Soderholm (2008) uznali, że zarówno zmienna wieku, dochodu jak i płci nie wyjaśnia w pełni wytwarzania odpadów. Badania Laroche i in. (2001) potwierdziły, że oczekiwany efekt w poziomie segregacji odpadów można uzyskać dzięki edukacji. Naukowcy dostrzegli, że ludzie młodzi, wychowani w innym systemie, zdołali wykształcić odpowiednie zachowania skutkujące zwiększeniem udziału odpadów zbieranych w sposób selektywny, natomiast osoby starsze nie zmieniły swoich nawyków w zauważalnym stopniu. Badania Smol i in. (2018) potwierdzają, że młodzi ludzie dostrzegają potencjał gospodarki cyrkularnej i częściej niż starsze pokolenie segregują odpady oraz kupują świadomie produkty pochodzące z recyklingu. Nie zbadano natomiast, czy wraz z wiekiem u tych samych osób podejście do segregacji ulega zmianie. Z jednej strony osoby w wieku produkcyjnym są bardziej mobilne, więcej inwestują i konsumują, co powinno przekładać się na większy udział w wytwarzaniu odpadów. Z drugiej strony, w krajach rozwiniętych w tej grupie wiekowej powinno dominować już przekonanie o wadze postawy proekologicznej. Zatem osoby w tym wieku prawdopodobnie mogą wytwarzać więcej odpadów niż dzieci lub osoby starsze, lecz większy odsetek tych odpadów powinien nadawać się do recyklingu. Badania Lebersorger i Beigl (2011) nie potwierdziły jednak tej hipotezy.

Można zatem przypuszczać, że powyższe zależności istnieją, lecz obok struktury wiekowej występuje wiele innych czynników wpływających na świadomość ekologiczną. Na przykład, na potrzeby modelowania ilości i struktury odpadów komunalnych Beigl i in. (2004) uwzględnili: PKB, czynniki społeczne, strukturę wiekową mieszkańców i wielkość gospodarstwa domowego. Inne badania pokazały z kolei, że istotnymi zmiennymi różnicującymi wyniki selektywnej zbiórki są poziom wykształcenia i mediana wieku (Starr i Nicolson 2015). Wykształcenie mieszkańców wiąże się również ze świadomością, że na danym obszarze możliwe jest zaimplementowanie modelu gospodarki cyrkularnej (Smol i in. 2018). Według Rybovej i in. (2018a) czynniki społeczno-demograficzne wpływają w niewielkim stopniu na poziom wytwarzania odpadów komunalnych (współczynnik determinacji R^2 dla

odpadów komunalnych wyniósł 5,1%). Udowodniono natomiast, że ograniczona przestrzeń w zabudowie wielorodzinnej utrudnia organizację selektywnej zbiórki (Latosińska i in. 2021). Fakt, że większa przestrzeń prywatna pozwala rozwinąć nawyk segregacji potwierdziły badania Fahy i Davies (2007). Zależność ta występuje również w przypadku liczby członków gospodarstwa domowego, gdzie średni współczynnik wytwarzania odpadów per capita maleje wraz ze wzrostem liczby domowników (Dennison i in. 1996, Johnstone i Labbone 2004, Lebersorger i Beigl 2011). Inne badania nie potwierdziły jednak istotności statystycznej dla tej zmiennej (Sterner i Bartelings 1999). Gellynck i in. (2011) wykazali natomiast, że ilość wytwarzanych odpadów zmieszanych jest skorelowana z przychodami gospodarstw domowych (im wyższe tym więcej odpadów zmieszanych), natomiast Lebersorger i Beigl (2011), Mazzanti i in. (2008) oraz Johnstone i Labbone (2004) udowodnili, że więcej odpadów wytwarza się na obszarach gęsto zaludnionych.

Najczęściej wykorzystywane w badaniach przyczyn zróżnicowania wytwarzania odpadów przez mieszkańców są takie czynniki jak wiek, płeć, poziom wykształcenia czy wielkość gospodarstwa domowego. Jednocześnie autorzy wskazują, że mogą istnieć inne zmienne wpływające na to zjawisko, np.: względy kulturowe, technologiczne, indywidualne, religijne, systemowe (motywacyjne, nakazy, zakazy) i wiele innych (Bruns i in. 2024, Rybova i in. 2018a). Obecnie, oprócz czynników pośrednio mających związek z postawą proekologiczną, należy uwzględnić czynniki prawno-administracyjne, związane z nakładaniem obowiązku segregacji i tworzeniem systemów motywacyjnych, oraz czynniki technologiczne, ułatwiające segregację (różnego rodzaju pojemniki oraz urządzenia).

Dane pokazują, że udział odpadów zbieranych selektywnie po wprowadzeniu zmian w prawie wzrósł (Nowak i Ulfik 2018, Smol i in. 2020). Usprawnienie systemu znacząco wpłynęło na poprawę sytuacji, lecz potrzebna jest dalsza edukacja w tym zakresie (Nowak i Ulfik 2018). W tym kontekście funkcją jaką pełni rzetelna informacja o działaniu systemu okazuje się być bardzo istotna. Niedostateczny dostęp do odpowiedniej infrastruktury selektywnej zbiórki odpadów, oraz brak wiedzy o efektach segregacji, również przekładają się na konkretne postawy (Jigani i in. 2020, Smol i in. 2018). Wątpliwości budzi system pobierania opłat za odbiór odpadów. Slavik i Pavel (2013) oraz Starr i Nicolson (2015) udowodnili, że opłaty zależne od ilości wytworzonych odpadów motywują do segregacji odpadów.

Indywidualne podejścia do kwestii segregacji odpadów badane są na gruncie psychologii. Istnieje wiele badań potwierdzających zależność postawy proekologicznej

z różnymi czynnikami sytuacyjnymi, światopoglądowymi, w tym w odniesieniu do troski o środowisko, czy cechami psychologicznymi (Barr 2007, Swami i in. 2011, Rybova i in. 2018a). Zaskakujący może być wniosek, że stosunek do środowiska wyjaśnia w niewielkim stopniu podejście do recyklingu (Bamberg 2003), natomiast większe znaczenie odgrywają czynniki sytuacyjne, takie jak koszt, czas czy wygoda (za Swami i in. 2011). Wyższą wagę przywiązuje się jednak rozwojowi świadomości związanej z efektami recyklingu. Poszerzenie wiedzy na temat pozytywnych efektów segregacji odpadów w wielu badaniach okazało się być skorelowane ze zmianą postawy na bardziej proekologiczną (np. Hopper i Nielsen 1991, Roberts, 1996, Chan 1998, Gamba i Oskamp 1994, Swami i in. 2011).

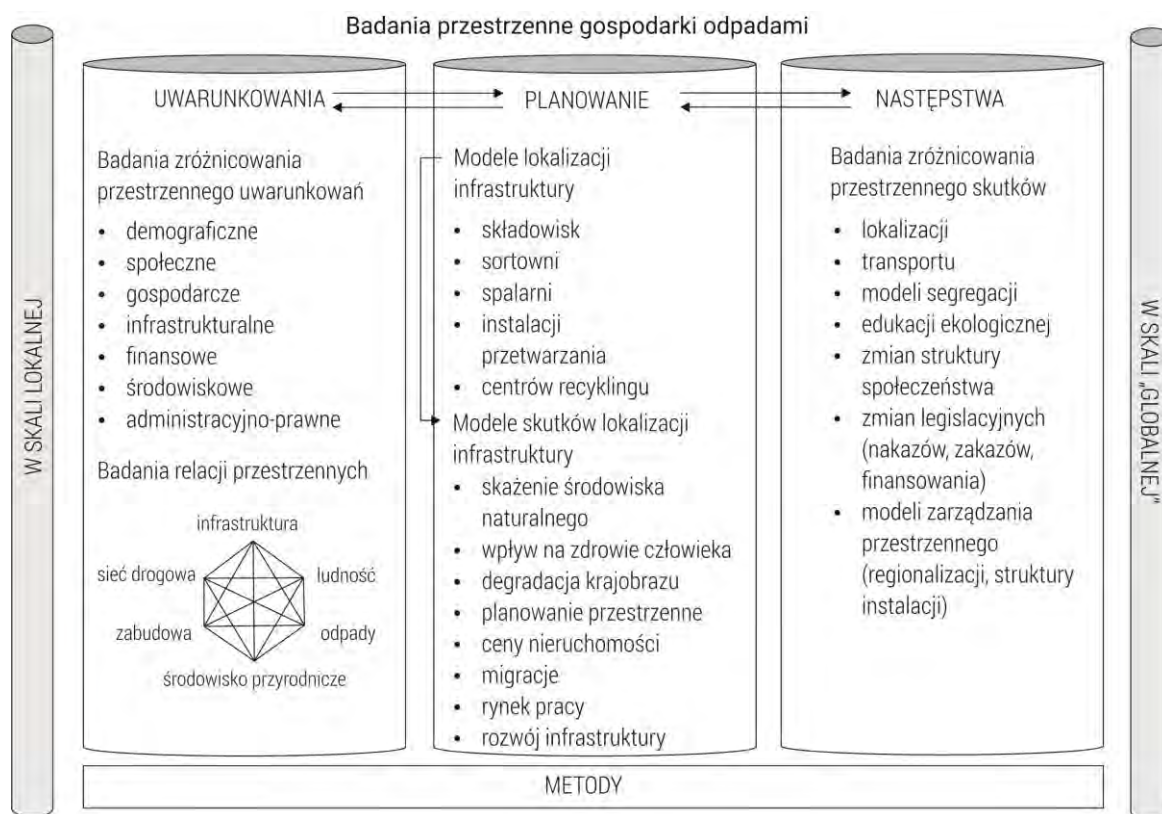
Warto dodać, że prowadzono także badania na temat wytwarzania odpadów komunalnych w oparciu o dane szacunkowe. Niektórzy badacze, nie dysponując żadnymi danymi o ilości wytwarzanych odpadów, posługiwali się jedynie determinantami (np. Kofoworola i in. 2009). Purcell i Magette (2009) oszacowali ilość wytwarzanych odpadów biodegradowalnych w obwodach wyborczych w Dublinie na podstawie informacji o liczbie ludności, usługach i typie zabudowy mieszkaniowej. Z kolei Seo i Hwang (1999) oszacowali przyszłą ilość odpadów rozbiórkowych. Jednakże Masudi i in. (2012) udowodnili, że modele predykcyjne są pozbawione czynników, które różnicują ilość i strukturę odpadów (na przykładzie odpadów budowlanych i rozbiórkowych).

Zagadnienia związane z gospodarką odpadami mają często interdyscyplinarny charakter (Mihai 2012). Reasumując, gospodarka odpadami, analizowana w jakimkolwiek kontekście, obejmuje wiele aspektów, w tym:

- aspekt prawno-legislacyjny, obejmujący wszystkie koncepcje rozwoju oraz przepisy opisujące sposób działania tej części gospodarki komunalnej (w formie ustaw i uchwał);
- aspekt techniczny, dotyczący rozwiązań technicznych transportu, urządzeń i zastosowanych technologii;
- aspekt organizacyjny, obejmujący zakres rozwiązań i zadań w zakresie zarządzania na różnych szczeblach administracji państwowej i samorządowej;
- aspekt społeczny, dotyczący edukacji proekologicznej i działalności pozarządowej w zakresie ograniczania wpływu odpadów na środowisko;
- aspekt gospodarczy, identyfikujący różne rodzaje działalności gospodarczej związanej z gospodarką odpadami, zatrudnieniem w tych sektorach;

- aspekt finansowy, związany z analizą kosztów działalności, ale także zysków przedsiębiorstw zajmujących się przetwarzaniem odpadów;
- aspekt przestrzenny, który można zdefiniować jako gałąź analiz stanu gospodarki odpadami w różnych aspektach w szerszym ujęciu przestrzennym.

Spektrum analizowanych zagadnień omówione w niniejszym rozdziale było jednak bardzo szerokie i w sposób syntetyczny przedstawia to poniższa grafika (Ryc. 6).



Ryc. 10 Gospodarka odpadami w badaniach przestrzennych

Źródło: Opracowanie własne

Chociaż odpady wpisują się w szerszy kontekst charakterystycznych dla geografii badań związanych z analizami występowania i przepływu zasobów, to współczesne analizy przestrzennego zróżnicowania zjawisk wpływających na gospodarkę odpadami są wciąż niewystarczające. Zwłaszcza te odnoszące się bezpośrednio do aspektów przestrzennych lub metod ich analiz są dużą rzadkością, a zainteresowania badawcze geografów znacząco odbiegły od postulowanych niegdyś potrzeb i prognoz rozwoju tej dyscypliny w zakresie ochrony środowiska i gospodarki odpadami.

2.3 Istota gospodarki obiegu zamkniętego oraz problematyka modelowania dystrybucji surowców

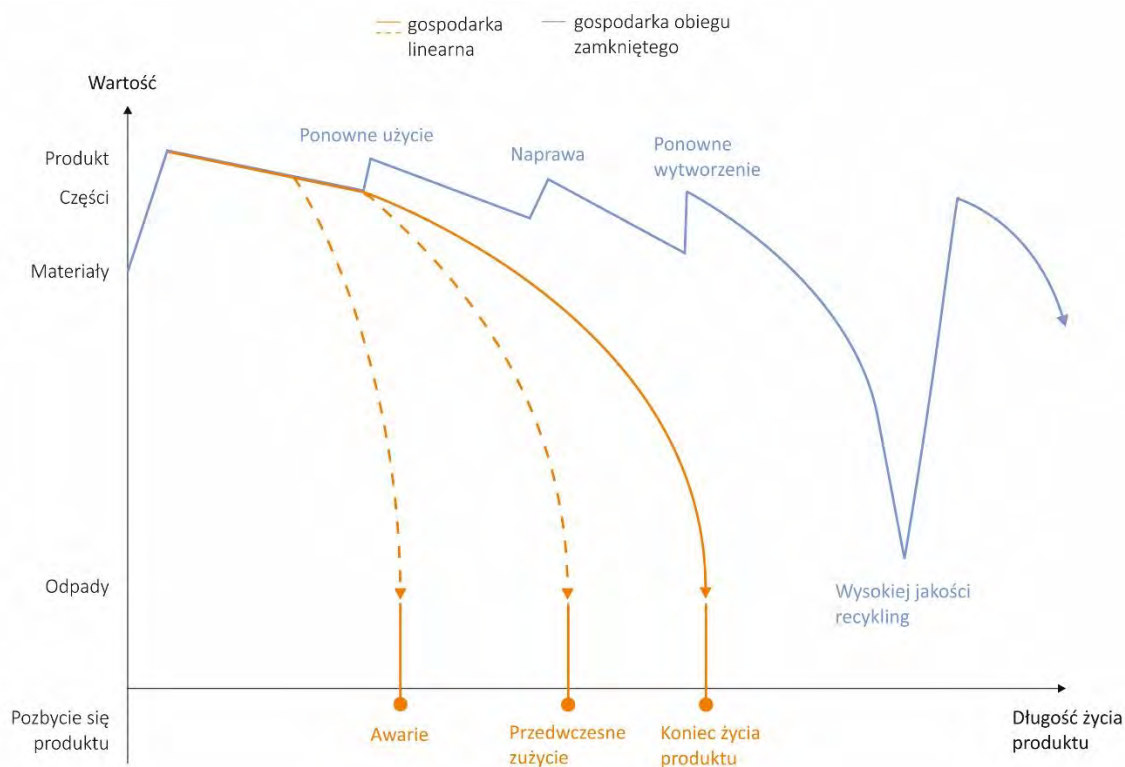
Początki koncepcji GOZ, zwanej również gospodarką cyrkularną, (ang. *circular economy*), cyrkulacyjną (Burchart-Korol 2016), zapętloną lub o obiegu okrężnym (Tundys 2015), ekonomią cyrkularną (Raftowicz-Filipkiewicz 2015), gospodarką „od kołyski do kołyski” (ang. *cradle to cradle*) (Abec 2014, Turoń 2016), datuje się na lata 60. XX wieku (Kulczycka i Pędziwiatr 2019). Miała ona polegać na ciągłym recyklingu, którego efektywność zależeć miała od rozwoju technologicznego. Kluczowym celem GOZ są przepływy materiałowe i energetyczne, które mają podlegać optymalizacji, wypełniając tym samym ideę zrównoważonego rozwoju. Celem jest domykanie obiegu materiałów i energii przy jednoczesnej minimalizacji zużycia surowców pierwotnych i ograniczaniu wytwarzania odpadów. W latach 80. XX wieku Stahel i Reday-Mulvey (1981), uzupełnili ideę o potrzebę ponownego wykorzystania i regeneracji produktów (za Kulczucka i Pędziwiatr 2019). Stahel (2016) zaproponował ideę przedłużania cyklu życia produktów, która miała na celu minimalizację powstawania odpadów. Pomimo wielu definicji gospodarki obiegu zamkniętego (według Kulczyckiej i Pędziwiatr (2019) jest ich ponad 200), które w większości określają ją jako ideę bądź koncepcję, autorki redefiniują GOZ jako model gospodarczy ukierunkowany na minimalizację zużycia zasobów w łańcuchu wartości poprzez wykorzystanie najnowocześniejszych technologii, optymalizację łańcuchów dostaw, wykorzystanie odpowiednich modeli zarządzania i instrumentów prawnych. Według tego modelu słowo „odpad” nie istnieje, a wszystko co jest w obiegu nadaje się do powtórnego wykorzystania.

Pakiet odpadowy z 2018 roku wprowadził szereg regulacji prawnych definiujących i określających zasady wdrażania GOZ. Pakiet ten składa się z czterech głównych aktów prawnych:

- Dyrektywy Ramowej o Odpadach (zmienionej Dyrektywą UE 2018/851), która uszczegółowiła zasady rozszerzonej odpowiedzialności producenta (ROP, ang. *Extended Producer Responsibility*, EPR) , wymagając od państw członkowskich zapewnienia, by producenci pokrywali koszty zbiórki, transportu i przetwarzania odpadów; ustanowiła wyższe cele recyklingu odpadów komunalnych dla państw członkowskich: 55% do 2025r., 60% do 2030r., 65% do 2035r.; wprowadziła obowiązek selektywnej zbiórki bioodpadów od 2023 r. oraz odpadów tekstylnych od 2025 r.;

- Dyrektywa Opakowaniowa (Dyrektywa 94/62/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 20 grudnia 1994 r. w sprawie opakowań i odpadów opakowaniowych, Dz.Urz. UE L 365 z 31.12.1994, s. 10–23., zmieniona Dyrektywą 2018/852 z dnia 30 maja 2018 r. zmieniająca dyrektywę 94/62/WE w sprawie opakowań i odpadów opakowaniowych, Dz.Urz. UE L 150 z 14.06.2018, s. 109–140), która podniosła cele recyklingu dla wszystkich odpadów opakowaniowych do 65% w 2025r. i 70% do 2030r.; określiła szczegółowe cele recyklingu dla poszczególnych materiałów opakowaniowych w celu ograniczenia stosowania tworzyw sztucznych na terenie wspólnoty (Piontek 2019a);
- Dyrektywa Składowiskowa (Dyrektywa Rady 1999/31/WE z dnia 26 kwietnia 1999 r. w sprawie składowania odpadów, zmieniona Dyrektywą 2018/850 z dnia 30 maja 2018 r. zmieniająca dyrektywę 1999/31/WE w sprawie składowania odpadów), która wprowadziła ograniczenie składowania odpadów komunalnych do maksymalnie 10% całkowitej masy wytworzonych odpadów do 2035r.; ma to na celu przekierowanie strumienia odpadów ze składowisk do recyklingu;
- Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2012/19/UE z dnia 4 lipca 2012 r. w sprawie zużytego sprzętu elektrycznego i elektronicznego (WEEE).

Celem rozwiązań dla gospodarki i środowiska w ramach GOZ jest transformacyjne podejście do wpływu konsumpcji i produkcji. Rozumie się przez to takie wieloaspektowe działanie obejmujące cały łańcuch wartości, by możliwie w jak największym stopniu wydłużyć cykl życia produktu (Ryc. 11).



Ryc. 11 Działania o charakterze cyrkularnym i ich wpływ na utrzymanie wartości produktów i materiałów

Źródło: European Environmental Agency 2020 (tłum. autor)

Działania te koncentrują się na zachowaniu wartości produktów i materiałów zgodnie z ideą 3R („ogranicz zużycie, użyj ponownie, poddaj recyklingowi”, ang. *Reduce, Reuse, Recycle*). Przejście z gospodarki linearnej na cyrkularną wymaga zmiany w sposobie prowadzenia działalności gospodarczej, polityki i konsumpcji. Wymagane jest przy tym wdrożenie radykalnej innowacji w technologii produkcji i/lub zmiany społeczno-instytucjonalnej w zależności od uwarunkowań (Potting i in. 2017). Rozróżnia się 3 typy przejść na GOZ (Potting i in. 2017):

- 1) typ 1, w którym centralną rolę odgrywa radykalnie nowa technologia, natomiast zmiana społeczno-instytucjonalna jest potrzebna by dać nowej technologii miejsce w społeczeństwie (np. pojawienie się bioplastiku);
- 2) typ 2, w którym centralną rolę odgrywają zmiany społeczno-instytucjonalne, natomiast innowacje technologiczne odgrywają niewielką rolę lub żadną (np. sklepy, w których sprzedawane są produkty bez opakowań);
- 3) typ 3, z dominującą rolą zmiany społeczno-instytucjonalnej, która jest możliwa dzięki wdrożeniu technologii (np. idea współdzielenia).

Model GOZ dotyczy w równym stopniu wszystkich podmiotów, które miały styczność z danym wyrobem w całym łańcuchu wartości – począwszy od wydobywania surowców, przez przetworzenie, wyprodukowanie, sprzedaż, użytkowanie, po oddanie do recyklingu i ponowne przetworzenie lub odnowienie. Przepływy GOZ koncentrują się zatem na przepływach:

- surowców pierwotnych;
- produktów i półproduktów;
- materiałów wtórnych;
- energii;
- wody;
- informacji.

Koncepcja GOZ wymaga holistycznego spojrzenia na przepływ materiałów i energii w całym cyklu życia produktu. Integracja zasad GOZ z łańcuchem wartości pozwala na identyfikację możliwości optymalizacji przepływu i kosztów oraz minimalizacji negatywnego wpływu na środowisko na każdym etapie tego cyklu. Ideę tę rozwijał Porter (np. Porter 1985, 1988). Optymalizacja przepływów z uwzględnieniem łańcuchów wartości Portera (Porter 1985, 1998, Kaplinsky i Morris 2001), polega na projektowaniu cyrkularnego obiegu materiału, wdrożeniu rozwiązań ekoinnowacyjnych, symbiozie przemysłowej, implementacji ROP oraz cyfryzacji.

Łańcuch wartości Portera opiera się na sekwencji działań podejmowanych przez przedsiębiorstwo w celu zaprojektowania, produkcji, sprzedaży oraz wsparcia swoich produktów lub usług. Wyróżnia się dwa rodzaje działań (Porter 1985):

- 1) podstawowe, związane z tworzeniem i dostarczeniem produktu lub usługi, obejmując logistykę wewnętrzną (wszelkie operacje związane z magazynowaniem, dystrybucją surowców w obrębie firmy), przekształcanie surowców w gotowe produkty, logistykę zewnętrzną (dystrybucja pomiędzy odbiorców), marketing i sprzedaż oraz obsługę posprzedażową (serwis);
- 2) wspomagające, mające wesprzeć działania podstawowe poprzez zaopatrzenie w surowce, rozwój technologii, zarządzanie zasobami ludzkimi, zarządzanie finansami, zabezpieczenia prawne i działalność administracyjną.

Powyższe działania mają na celu wytworzenie przewagi konkurencyjnej, która ma umożliwić obniżenie kosztów produkcji i cen produktów lub usług. Przewagę tę, według Portera, można również osiągnąć dzięki zróżnicowaniu oferty bądź oferowaniu nowych,

unikalnych produktów lub usług. W kontekście GOZ, analiza łańcucha wartości ma na celu zwiększenie efektywności produkcji przy jednoczesnym zmniejszeniu kosztów na każdym etapie cyklu życia danego produktu oraz minimalizacji negatywnego wpływu na środowisko. W odróżnieniu od gospodarki linearnej, obieg materii oraz energii po wdrożeniu zasad GOZ ma być zwiększony (Barros i in. 2023). Łańcuch wartości rozszerza się o uwzględnienie przepływu materiałów i energii, minimalizacji odpadów, wydłużenia cyklu życia produktów i odzysk surowców. Na etapie pozyskiwania surowców w ramach GOZ powinno stosować się, w miarę możliwości, materiały odnawialne lub pochodzące z recyklingu, jednocześnie minimalizując zużycie surowców pierwotnych. Projektowanie produktów powinno uwzględniać minimalizację odpadów produkcyjnych oraz przewidywać ponowne wykorzystanie materiałów i zwiększać trwałość produktów. W ramach działań związanych z dystrybucją, wdrożenie zasad GOZ wymaga optymalizacji dostaw w celu zmniejszenia emisji szkodliwych substancji. Finalni odbiorcy (konsumenci) powinni z kolei zwiększyć świadomość ekologiczną i ekonomiczną w zakresie odpowiedzialnej konsumpcji i użytkowania produktów.

Generalnie pejoratywne postrzeganie odpadów przez społeczeństwo, jako czegoś zbędnego, jest naturalne. Edukacja w zakresie korzyści płynących z recyklingu (ekonomicznych, środowiskowych) powoduje, że podejście to ulega stopniowej ewolucji. Generalnie odpady postrzegane są jako istotny problem obecnego stulecia (Stoeva i Alriksson 2017, D'Amato i in. 2016, De Feo i in. 2019), lecz jednocześnie stały się głównym ogniwem napędzającym GOZ, pełniąc rolę cennego „surowca XXI wieku”, bez którego wiele branż by nie istniało. Zgodnie z koncepcją GOZ stanowią one fragment cyklu życia danego produktu (Haas et al. 2015). Stały się zasobem, który ma różną jakość, co w efekcie determinuje ich cenę na rynku oraz dalsze wykorzystanie. O potrzebie przekształcania odpadów w zasoby pisali między innymi Demirbas (2011), Hester i Harrison (2013), Rhyner i in. (2017), Wilts i in. (2016), Smol i in. (2019), Haas i in. (2020) i wielu innych. Podobnie jak w przypadku surowców naturalnych, istotne jest zidentyfikowanie czynników wpływających na ich występowanie (rozmieszczenie przestrzenne). Poznanie tych uwarunkowań wydaje się być cenną wskazówką w kontekście optymalizacji procesów ich dystrybucji i przetwarzania, dlatego etap przygotowania danych o odpadach do dalszych badań był bardzo istotny z punktu widzenia celu pracy.

Badania nad GOZ stanowią dynamicznie rozwijający się nurt. U podstaw tej koncepcji leżą prace prekursorów, takich jak Walter Stahel, który już w latach 70. XX wieku postulował koncepcję "gospodarki pętli", koncentrując się na wydłużaniu życia produktu poprzez naprawę

i ponowne użycie (Stahel 2016). Współczesne ramy koncepcyjne i modelowe nawiązują do słynnego "diagramu motyla", wizualizującego rozdzielenie cykli technicznych i biologicznych, dostarczając praktycznego słownika GOZ (MacArthur 2013).

Te ramy są ściśle powiązane z kluczowymi badaniami innowacyjnymi, w tym z koncepcją projektowania "cradle-to-cradle" autorstwa Williama McDonougha i Michaela Braungarta, która rewolucjonizuje proces produkcyjny, eliminując pojęcie odpadu na rzecz tworzenia materiałów z natury rzeczy bezpiecznych i mogących powracać do kolejnych cykli (McDonough i Braungart 2003, Braungart i McDonough 2009, McDonough i Braungart 2010).

W celu ilościowej analizy i modelowania GOZ, fundamentem stały się prace z zakresu ekologii przemysłowej, w szczególności dotyczące MFA, której zasady ugruntowali tacy badacze jak T. E. Graedel i B. R. Allenby (Graedel i Allenby 2010, Graedel 2019). Ich metodologia umożliwia mapowanie, ile surowców i odpadów przepływa przez system gospodarczy danego obszaru, co jest niezbędne do identyfikacji "luk cyrkularności". Te ilościowe badania bezpośrednio wspierają rozwój symbiozy przemysłowej, czyli praktyki współpracy między firmami w celu wymiany odpadów i produktów ubocznych, której historycznym i przełomowym przykładem jest duński klaster w Kalundborg (Chertow, 2000). Analiza przepływów materiału w przestrzeni geograficznej, pomiędzy poszczególnymi aktorami w systemie gospodarki odpadami, stanowi zatem jeden z najbardziej przełomowych i praktycznych nurtów badań GOZ.

Obecnie, polskie badania koncentrują się na systemowym podejściu, zwłaszcza w zakresie opracowywania i testowania wskaźników do ewaluacji i monitorowania postępu transformacji GOZ na poziomie regionalnym i sektorowym (Nowaczek i in. 2019, Smol i in. 2019). Polskie badania w tym obszarze, często powiązane z analizą przepływów surowców krytycznych i efektywnością recyklingu odpadów złożonych, wnoszą istotny wkład w zrozumienie ekonomicznych i technologicznych barier wdrażania GOZ w krajach o intensywnej gospodarce materiałowej. Dodatkowo, wkład polskich badaczy dotyczy również rozwoju modeli symbiozy przemysłowej w kontekście zarządzania odpadami, co bezpośrednio nawiązuje do globalnych nurtów ekologii przemysłowej i zamykania pętli na poziomie przestrzennym.

W literaturze naukowej istnieje kilka modeli przepływu zasobów, które pozwalają lepiej zrozumieć mechanizm działania GOZ oraz umożliwiają przeprowadzenie skomplikowanych analiz. Do takich modeli można zaliczyć: analizy przepływu materiałów

(MFA), analizy przepływu określonej substancji (SFA), ocenę cyklu życia produktu (*Life Cycle Assessment*, LCA) oraz modele sieciowe przepływów.

MFA często określane jest narzędziem lub metodą (np. Allesch i Brunner 2015, Laner i in. 2014), modelem (np. Brunner i Rechberger 2013) lub dziedziną badań (np. Bringezu i Moriguchi 2018). Generalnie MFA polega na badaniu przepływu materiałów w systemach produkcyjnych, konsumpcyjnych i gospodarce przy zastosowaniu różnych metod i wykorzystaniu różnych koncepcji badawczych. Głównym celem stosowania MFA jest poznanie obiegu materiałów i masy odpadów generowanych podczas danego procesu, co pozwala ocenić efektywność odzyskiwania surowców (Brunner i Rechberger 2013). Konkretniej, MFA odnosi się do analizy przepustowości łańcuchów procesów, które obejmują pozyskiwanie surowców, przetworzenie, produkcję, zużycie oraz recykling lub utylizację (Bringezu i Moriguchi 2018). Łańcuch tych procesów określany jest również mianem „metabolizmu przemysłowego” (ang. *industrial metabolism*), który łączy procesy materialne i energetyczne, tworząc pewnego rodzaju system powiązań (Fischer-Kowalski 1998).

Chociaż słowo „metabolizm” kojarzy się z procesami biologicznymi, jako pierwsi zaimplementowali to określenie, w kontekście procesów pracy, Karl Marx i Friedrich Engels (Fischer-Kowalski 2002). Odwoływali się oni do materialnej wymiany pomiędzy człowiekiem a przyrodą. Rozwój badań nad metabolizmem przemysłowym, lub w szerszym ujęciu, metabolizmem miejskim (ang. *city's metabolism*), nastąpił w latach 60. XX wieku, gdy przedstawiciele nauk społecznych, na wpół z naukowcami przyrodniczymi, zaczęli analizować przepływy materialne i energetyczne między społeczeństwami i gospodarkami a ich naturalnym środowiskiem (Fischer-Kowalski 2002). Efektem były badania nad przepływem żywności i energii w kontekście rozwoju miast (Wolman 1965). Wolman w swoich analizach uwzględniał również wybrane produkty uboczne, takie jak odpady i zanieczyszczenia powietrza, lecz przede wszystkim uważał, że największy wkład w procesach metabolizmu miejskiego ma woda (Hermanowicz i Asano 1999, Fischer-Kowalski 2002). Podobnie uważali Ayres i Kneese (1969), prezentując teorię metabolizmu społeczno-ekonomicznego (ang. *socio-economic metabolism*), dającą podwaliny dla GOZ. Według nich, gospodarka jest nierozdzielnie związana ze środowiskiem naturalnym, natomiast rozwój społeczno-ekonomiczny powinien być analizowany w kontekście przepływów zasobów i wpływu tych procesów na ekosystem. Zgodnie z tym podejściem koszty środowiskowe powinny być uwzględniane w procesach produkcji i konsumpcji. W konsekwencji powinno dążyć się do

minimalizacji odpadów, efektywnego wykorzystania zasobów przy minimalnym wpływie na środowisko. Ayres i Kneese (1969) wskazali również na cykliczność przepływów materiałów w gospodarce jako fundamentu GOZ. Późniejsze prace (np. Murray i in. 2017, Haas i in. 2020), podkreślały wartość odpadów jako zasobów w podejściu opartym na zamkniętych cyklach produkcji i konsumpcji. Model GOZ traktuje się zatem jako rozszerzenie teorii metabolizmu społeczno-ekonomicznego, który rozwija się od lat 80. pod różnymi nazwami: ekologii przemysłowej (ang. *industrial ecology*), eko-efektywności (ang. *eco-efficiency*), DFE (ang. *Design For Environment*), dematerializacji (ang. *dematerialization*) i innych (Ayres 2008).

Analizy przepływu określonej substancji (SFA) stanowią węższą grupę metod niż MFA (van der Voet 2002). Ayres (1989) zalicza SFA do dziedziny ekologii przemysłowej jako jedno z podejść do operacjonalizacji koncepcji metabolizmu przemysłowego. Badania przepływu odpadów w dziedzinie ekologii przemysłowej sięgają lat 70., natomiast bardziej kompleksowe analizy cyklu życia (LCA) – lat 80. XX wieku (Gandy 1994). LCA pozwala na ocenę wpływu produktów, procesów i usług na środowisko przez cały ich cykl życia, począwszy od wydobycia surowców, przez produkcję, użytkowanie, po recykling lub utylizację. Jest to jedno z najbardziej złożonych i kompleksowych podejść do badania wpływu działalności człowieka na środowisko (Frankl 2001, Kulczycka 2009). Metoda ta ma szerokie zastosowanie w projektowaniu zrównoważonych produktów, zarządzaniu łańcuchem dostaw oraz w opracowywaniu polityk środowiskowych. Ze względu na kosztochłonność takich analiz, wynikającą ze skomplikowanej procedury i złożoności, jest rzadko wykorzystywana (Frankl 2002). Proces przygotowawczy obejmuje inwentaryzację cyklu życia (ang. *Life Cycle Inventory*, LCI). Polega ona na zgromadzeniu informacji dotyczących zużycia materiałów wykorzystanych w produkcji, zużycia energii, emisji zanieczyszczeń (rodzajach substancji) i zużycia wody na każdym etapie cyklu życia. Etap ten jest o tyle istotny, że dzięki zdobytym informacjom możliwe jest określenie, który proces ma największy wpływ na środowisko (Rebitzer i in. 2004). Kolejny krok polega na ocenie oddziaływania na środowisko (ang. *Life Cycle Impact Assessment*, LCIA), w którym określa się udział poszczególnych procesów w zanieczyszczeniach według określonych kategorii wpływu (Hauschild i in. 2018).

LCA jest szeroko wykorzystywane w firmach produkcyjnych, lecz wysoki potencjał upatruje się w instytucjonalizacji i wykorzystaniu tej metody w procesach wspomagania decyzji (Andrews 2002). Podejście to umożliwia także przeprowadzanie symulacji użytecznych w opracowywaniu strategii. LCA nie obejmuje jednak analizy kosztów (Bare 2014), dlatego

stworzono narzędzie do oceny kosztów cyklu życia (ang. *Life Cycle Cost Assessment*, LCCA) (Kulczycka i Smol 2016). Metody LCA-LCCA pozwalają na bardziej kompleksowe zobrazowanie kosztów środowiskowych i ekonomicznych cyklu życia produktu (np. Zhang i in. 2008). Algorytmy LCA-LCCA służą w efekcie optymalizacji kosztowej i osiągnięcia efektywności (np. Kulczycka i Smol 2016).

W cyklu życia produktu/odpadu uczestniczą różne podmioty, a ich zaangażowanie zależy od konkretnego etapu tego cyklu (Andrews 2002). Poniżej zestawiono poszczególnych aktorów i ich udział w procesach w jednym cyklu (Tab. 2).

Tab. 2 Uczestnicy (aktorzy) cyklu życia produktu

Aktor →	Producent	Konsument	Przedsiębiorstwo zagospodarowujące odpady	Organizacja wspierająca	Samorząd lokalny	Samorząd regionalny	Rząd
Etap cyklu życia ↓							
Projektowanie	X					X	X
Surowce	X						X
Produkcja	X						X
Pakowanie	X						X
Dystrybucja	X						X
Marketing	X			X		X	X
Zakup		X		X			
Użytkowanie		X		X			
Działania użytkownika		X	X	X	X	X	
Płatność		X	X		X	X	
Odbiór			X		X	X	
Przetwarzanie wstępne			X	X	X	X	
Sortowanie i dalsze przetwarzanie			X			X	
Składowanie			X			X	X

Źródło: (Andrews 2002, s. 547). tłum. autor

W kontekście funkcjonowania przedsiębiorstwa oraz kosztów ponoszonych przez konsumenta, LCA-LCCA stanowią istotne narzędzie, w szczególności w perspektywie wdrożenia ROP. Koncepcja ROP wpisuje się w teorię ekonomii, która za cel stawia internalizację kosztów zewnętrznych związanych z cyklem życia produktu, w tym kosztów jego utylizacji (Piontek, 2018). Według tej koncepcji to producent wprowadzający na rynek dany produkt odpowiada za proces jego utylizacji lub recyklingu. W rzeczywistości ROP ma za zadanie zoptymalizować przepływy zasobów poprzez zwiększenie efektywności wykorzystania

surowców, promowanie innowacji i optymalizację procesów logistycznych. W myśl tych zasad projektowanie produktów powinno uwzględniać ich recykling, na przykład poprzez stosowanie materiałów biodegradowalnych lub łatwych do ponownego przetworzenia. ROP ma zatem skłonić producentów do wdrożenia innowacji w zakresie projektowania produktów i przetwarzania surowców z nastawieniem na wykorzystanie materiałów pochodzących z recyklingu. Z uwagi na to, że wdrożenie takich rozwiązań wiąże się z poniesieniem kosztów, konieczne jest podjęcie działań mających zoptymalizować procesy produkcji. Koszt może zostać przeniesiony na konsumenta, lecz może zostać również zniwelowany przez efektywniejsze zarządzanie przepływami materiałowymi.

System ROP w Polsce opiera się przede wszystkim na Ustawie z dnia 14 kwietnia 2023 r. o zmianie ustawy o gospodarce opakowaniami i odpadami opakowaniowymi oraz niektórych innych ustaw. Ustawa z dnia 13 czerwca 2013 r. o gospodarce opakowaniami i odpadami opakowaniowymi (Dz.U. z 2013 r. poz. 888) nałożyła w pierwszej kolejności obowiązek zapewnienia odzysku i recyklingu opakowań na podmioty je wprowadzające. Nowelizacja wprowadziła opłaty od wybranych produktów jednorazowego użytku z tworzyw sztucznych oraz nowy system finansowania kosztów zagospodarowania tych odpadów. System ROP polega więc na pobieraniu opłaty opakowaniowej za każdy kilogram opakowania wprowadzonego na rynek, pokryciu kosztów zagospodarowania odpadów przez producentów, ustanowieniu organizacji odpowiedzialności producenta oraz systemie kaucyjnym dla wybranych opakowań jednorazowego i wielokrotnego użytku. Istnieje wiele definicji rozszerzonej odpowiedzialności producenta, lecz generalnie określa się nią jako „...strategię/politykę ochrony środowiska ukierunkowanej na ograniczenie efektów zewnętrznych procesów produkcji i konsumpcji oraz przypisanie odpowiedzialności za cały cykl życia produktu jego producentowi” (Piontek 2018, s. 1598).

W konsekwencji ROP ma wpływ na gospodarkę odpadami. Jest to narzędzie służące zwiększeniu poziomu recyklingu, a zarazem zmniejszeniu ilości składowanych lub spalanych odpadów. Koncepcja ROP opiera się na współpracy z samorządami i organizacjami pozarządowymi, zarówno w zakresie wymiany informacji i doświadczeń, jak również w zakresie wdrożeniowym. Zgodnie z definicją OECD (1996), celem ROP jest przeniesienie kosztów gospodarowania odpadami komunalnymi z samorządów na podmioty odpowiedzialne za sposób produkcji i dystrybucji dóbr, które są problematyczne w dalszych procesach użytkowych (Gertsakis i in. 2002). W efekcie ROP powinien w znaczącym stopniu

wpływać na wolumen odpadów i kierunki przepływów w systemie ich zagospodarowania. ROP odnosi się do zasady „zanieczyszczający płaci” i opiera się na poglądzie wyczerpalności zasobów, co powinno stanowić zachętę dla producentów do optymalizacji kosztów produkcji. Zasady postępowania z odpadami w ramach tej idei wynikają z funkcji jaką pełni proces produkcji w całym cyklu życia produktu. Pomimo wdrożenia systemu selektywnej zbiórki w wielu krajach poziomy recyklingu są niezadowalające, natomiast przykłady wdrożenia ROP sugerują znaczną poprawę w tym zakresie (np. Gupt i Sahay 2015). Zatem dużą szansę upatruje się we wdrażaniu innowacji w procesach produkcji i dystrybucji, w których możliwe jest zastosowanie nowych technologii i metod pozyskiwania surowców, przetwarzania, wytwarzania i pakowania produktów.

Idea GOZ oraz związanego z nią systemu ROP, obok szans, niesie za sobą również ryzyka (Piontek 2019a). W polskim systemie zagospodarowania odpadów system ROP zaczął pełnić nadrzędną rolę w kontekście odzysku odpadów opakowaniowych, w szczególności butelek szklanych i plastikowych (w zależności od ich pojemności i przeznaczenia)². System w znacznym stopniu ma przeorganizować model redystrybucji opakowań, które zostaną zużyte przez konsumenta. W założeniu konsument, w celu odzyskania kaucji, będzie zobowiązany do zwrotu opakowania do odpowiedniego sklepu, lecz opakowanie nie będzie mogło zostać uszkodzone w takim stopniu, by niemożliwe było jego zidentyfikowanie na podstawie specjalnie opracowanego kodu. Następnie dane opakowanie ma trafiać do operatora, który uzyskał koncesję na zbiórkę opakowań z poszczególnych sieci sprzedaży na podstawie zawartych z nimi umów. Elementem dyskusji na tym etapie jest odpowiednie zoptymalizowanie przepływu zebranych opakowań, lokalizacji miejsc ich magazynowania i organizacji transportu. Istotnymi graczami na rynku odzysku opakowań będą więc operatorzy, którzy uzyskają odpowiednią koncesję i będą dyktować warunki umów i organizacji zbiórki opakowań. Dodanie kolejnego ogniwa w postaci operatora do łańcucha przepływu opakowań będzie generować dodatkowe koszty po stronie producenta (zgodnie z prawem producent jest zobligowany do zawarcia umowy z operatorem), które będą przerzucone na konsumenta. W efekcie istnieje realne ryzyko wzrostu cen produktów w sklepach. W obliczu tego zagrożenia tym bardziej istotna jest optymalizacja dostaw na linii

² Sytem ROP opiera się przede wszystkim na Ustawie o odpadach (art. 6 ust. 1), Ustawie z dnia 24 kwietnia 2009 r. o bateriach i akumulatorach oraz Ustawie z dnia 11 września 2015 r. o zużyтым sprzęcie elektrycznym i elektronicznym, lecz trawją prace nad dużą reformą ROP w Polsce, który w pełni ma zacząć funkcjonować w 2026 r.

sklep-operator-producent. Przedmiotem analiz powinno być zoptymalizowanie lokalizacji magazynów operatorów w taki sposób, by koszt transportu pomiędzy siecią sklepów a magazynami był jak najniższy. Ponadto niewiadomą pozostaje kwestia, które sklepy dołączą do systemu ROP ze względu na kryterium powierzchni sklepu (sklepy powyżej 100m² mają być obligatoryjnie włączone do systemu, natomiast mniejsze będą mogły dołączyć do niego dobrowolnie). Zatem rozmieszczenie przestrzenne sieci sklepów uczestniczących w ROP również jest istotnym elementem optymalizacji. Biorąc pod uwagę fakt, że rynek sprzedaży (działalność sklepów) podlega dynamicznym zmianom, istotne jest opracowanie metod, które będą mogły być zaimplementowane w dowolnym momencie. Sieci sklepów, będące *de facto* źródłem surowca dla operatorów, w rozumieniu niniejszej pracy, mogą dysponować różną powierzchnią magazynową i będą kierowały się zasadą minimalizacji kosztów obsługi systemu ROP. Zatem zoptymalizowanie kosztów sklepów, które będą objęte systemem kaucyjnym, oraz producentów będzie polegało na wyborze operatora, który oferuje najniższą cenę za transport opakowań. Testowane w niniejszej pracy modele mogą być odpowiedzią na potrzeby wszystkich graczy objętych systemem ROP – operatorów, sklepów, klientów, a także organów administracji publicznej.

Choć w Polsce termin ROP jest najczęściej kojarzony z nowym systemem dla odpadów opakowaniowych, zasada ta dotyczy, lub może potencjalnie dotyczyć, wielu innych strumieni odpadów w ramach implementacji dyrektyw Unii Europejskiej. Zasada ROP jest już stosowana, lub przewidziana, dla kilku kluczowych grup produktów. System ROP jest w pełni wdrożony dla Zużytego Sprzętu Elektrycznego i Elektronicznego (ZSEE). Producenci sprzętu RTV i AGD (elektroodpady) mają obowiązek finansowania i organizowania sieci zbierania i przetwarzania tego typu odpadów. Producenci i wprowadzający baterie i akumulatory (niezależnie od ich rodzaju, np. przenośne, samochodowe, przemysłowe) również podlegają ROP. Mają obowiązek zapewnienia odpowiedniego poziomu zbierania, przetwarzania i recyklingu tych odpadów. Wprowadzający opony na rynek (producenci, importerzy) są zobowiązani do finansowania i organizowania odzysku i recyklingu zużytych opon, ponosząc opłatę produktową lub wykonując obowiązek samodzielnie. Od 1 stycznia 2025 r. w Polsce (zgodnie z wymogiem UE) wszedł w życie obowiązek selektywnego zbierania odpadów tekstyliów, odzieży i obuwia. Ten obowiązek operacyjny spoczywa na gminach, a miejscem, gdzie ma być realizowany, jest głównie Punkt Selektywnego Zbierania Odpadów Komunalnych (PSZOK) lub inne punkty zbiórki organizowane przez gminy. Docelowy system ROP, w którym producenci

tekstyliów i obuwia pokryją koszty ich zbierania, sortowania, przygotowania do ponownego użycia i recyklingu, musi zostać wprowadzony przez państwa członkowskie UE w ciągu 30 miesięcy od wejścia w życie odpowiedniej dyrektywy (jest to planowane na 2027 rok).

Kluczowym miejscem zbiórki w systemie ROP dla wielu strumieni odpadów jest PSZOK, który pełni rolę „bramy wejściowej” dla frakcji, które są problematyczne lub niebezpieczne i nie mogą trafić do zwykłych pojemników domowych. Gminy, prowadząc PSZOK-i, faktycznie realizują obowiązek zbiórki, który w systemie ROP jest finansowany lub organizowany przez producentów. Co ważne, PSZOK-i coraz częściej stają się również centrami wspierającymi GOZ poprzez tworzenie punktów „ponownego użycia”, gdzie sprawne przedmioty są wystawiane do bezpłatnego odbioru przez innych mieszkańców. To działanie jest zgodnie z hierarchią postępowania z odpadami (opisaną w dalszej części pracy), zgodnie z którą priorytetem jest zapobieganie powstawaniu odpadów i ponowne użycie. PSZOK jest fizycznym ogniwem w łańcuchu ROP, umożliwiającym gminom skuteczną selektywną zbiórkę, której koszty docelowo są przerzucane na producentów w ramach ich rozszerzonej odpowiedzialności.

Ze względu na mnogość problemów do rozwiązania w zakresie ochrony środowiska zrodziła się także potrzeba rozwoju metod wykorzystujących mierzalne cechy opisujące procesy zachodzące pomiędzy człowiekiem a środowiskiem. Z pomocą przyszły rozwijane od lat 70. XX wieku modele przepływów międzygałęziowych (Kamiński i Szyrmer 1981b). W pierwszych modelach, jak na przykład w modelu *input-output* W. W. Leontiefa (1970, 1972), skupiano się na oszacowaniu wysokości nakładów potrzebnych do produkcji. Autor poszerzył macierz o miary charakteryzujące zanieczyszczenie środowiska, lecz wciąż największe znaczenie w modelu odgrywały aspekty ekonomiczne, czyli wpływ ochrony środowiska na koszty produkcji, czy strukturę gospodarki narodowej. Późniejsze modyfikacje modelu Leontiefa – model Daly’ego i model Isarda, traktowały środowisko już jako pełnoprawny subsystem (Kamiński i Szyrmer 1981b). Model Avenhausa-Hafele’go (1974) zawęził analizę do wybranej materii, natomiast w modelu Bergmann (1972) uwzględnione zostały wszelkie mierzalne efekty działalności człowieka (Kamiński i Szyrmer 1981b).

Przegląd wczesnych modeli przepływu zasobów pokazuje, że na relacje człowiek-środowisko starano się patrzeć kompleksowo lecz jednocześnie aprzestrzennie (np. model Leontiefa). Problemem – jak podkreślali badacze – jest liniowość przepływów w modelach, podczas gdy rzeczywiste relacje są nieliniowe i cechują się zmiennością kierunków, nakładów i ich struktury. Pomimo wad podkreślane były również ich zalety, jak choćby łatwość obliczeń,

kompleksowość, możliwość oceny związków pomiędzy elementami badanego systemu i zrozumienia procesów w nim zachodzących. Z teorii przepływów międzygałęziowych Leontiefa wywodzi się wiele kolejnych wariacji na jej temat, które skupiały się na węższych zagadnieniach. Przykładem jest opracowanie modelu przepływów środowiskowych (*EIO – Environmental Input-Output*) oraz modelu przepływu odpadów (*WIO - Waste Input-Output*) przez S. Nakamurę i Y. Kondo (2002). Publikacja W. Kamińskiego i J. Szyrmera (1981b) dobitnie jednak pokazała, że dorobek naukowy ekonomistów w zakresie modeli przepływu był nieporównywalnie większy w stosunku do tego co oferowała geografia. Obecnie wszelkie analizy przestrzenne w dużej mierze opierają się na modelach ekonomicznych.

Powyższy przegląd definicji i koncepcji analitycznych odnoszący się do przepływów materiałów w GOZ ma istotny wpływ na metody będące przedmiotem badań niniejszej pracy. W badaniu autor skupił się na wybranym fragmencie cyklu życia w celu zidentyfikowania najlepiej zoptymalizowanych pod względem kosztów ekonomicznych modeli dystrybucji potencjalnych surowców. Wybrany proces może stanowić jedynie fragment procedury LCCA i nie uwzględnia wielu aspektów branych pod uwagę w analizach kosztów cyklu życia. Skupienie się na konkretnym elemencie tego cyklu ma określony cel aplikacyjny i metodyczny w kontekście implementacji proponowanych rozwiązań w modelach LCA i MFA, i w efekcie przełożenia na system ROP. Podjęcie próby optymalizacji przepływu odpadów zmieszanych przy zastosowaniu różnych metod dystrybucji jawi się jako istotny element wspomagania decyzji w kontekście wdrażania ROP. Przeniesienie odpowiedzialności za wytwarzanie odpadów na producentów powoduje istotne implikacje ekonomiczne, zarówno po stronie przedsiębiorstw, jak i konsumentów. Poprawa kosztochłonności procesów logistycznych może stanowić więc bardzo ważny asumpt do redukcji kosztów działalności firm i niwelowania negatywnych efektów ekonomicznych mogących wystąpić po stronie konsumentów.

2.4 Regiony gospodarowania odpadami

Struktura systemu politycznego kraju wpływa w znacznym stopniu na zarządzanie gospodarką odpadami (Andrews 2002). Rozdysponowanie odpowiedzialności za odpady na konkretne szczeble podziału administracyjnego niesie za sobą konsekwencje oddziałujące na skalę operacji, zarządzanie finansami, system kontroli, czy wreszcie dystrybucję odpadów i sieci powiązań. Te ostatnie determinują kierunki przepływu odpadów w przestrzeni, co ma bezpośrednie przełożenie na planowanie przestrzenne, transport i logistykę oraz

zróżnicowanie przestrzenne wpływu na środowisko naturalne, krajobraz i jakość życia mieszkańców (np. przez lokalizację zakładów utylizacji odpadów).

Regiony mogą odzwierciedlać podział przestrzeni geograficznej ze względu na różne jej cechy lub zjawiska. Regionalizacji oficjalnie podlega także gospodarka odpadami w Polsce (Ustawa o odpadach). Ten rodzaj podziału przestrzeni ma charakter użytkowy, lecz powstałe w ten sposób obszary, w obrębie których zamykane są pewne procesy (decyzyjne, administracyjne, gospodarcze, logistyczne), wypełniają definicję regionu. Niewątpliwie przepływy zasobów, w tym przepływy odpadów w przestrzeni geograficznej, mogą tworzyć pewnego rodzaju obszary składające się z węzłów (lokalizacji emitentów i odbiorców) i sieci powiązań opartej na systemie transportu.

W ciągu ostatnich dwudziestu lat wdrożone zostały zmiany prawne zobowiązujące Polskę do spełniania określonych poziomów recyklingu, czyli wspomniana wcześniej Dyrektywa 2008/98/WE oraz Dyrektywa 2018/851 (2018). Dyrektywa 2008/98/WE pośrednio wpłynęła na logistykę, nakładając obowiązek selektywnej zbiórki odpadów, co implikuje konieczność organizacji systemów odbioru różnych frakcji odpadów. Wymaga również zapewnienia odpowiednich systemów transportu odpadów do instalacji odzysku lub unieszkodliwiania, z uwzględnieniem przepisów dotyczących transportu towarów niebezpiecznych. Dyrektywa 2008/98/WE wprowadziła ogólną definicję ROP (art. 8). Ponadto stanowi, że w celu wzmocnienia ponownego użycia, zapobiegania powstawaniu odpadów, recyklingu i innego odzysku odpadów, państwa członkowskie mogą przyjmować środki ustawodawcze lub nieustawodawcze w celu zapewnienia, by wytwórca produktu ponosił finansową i organizacyjną odpowiedzialność za gospodarowanie odpadami powstałymi z tego produktu w fazie po zużyciu. Określono w niej również minimalne wymagania dla systemów ROP, takie jak jasne określenie ról i obowiązków, mechanizmy finansowe, sprawozdawczość i przejrzystość.

Rozporządzenie (WE) nr 1013/2006 (dalej Rozporządzenie w sprawie przemieszczania odpadów) reguluje transgraniczne przemieszczanie odpadów w obrębie Unii Europejskiej, a także między UE a krajami trzecimi. Określono w nim procedury zgłaszania i zezwoleń na transport odpadów, mając na celu ochronę środowiska i zdrowia ludzi przed niekontrolowanym przepływem odpadów. Rozporządzenie w sprawie przemieszczania odpadów ma bezpośrednie zastosowanie w logistyce ich zagospodarowania, regulując międzynarodowy transport. Zawiera bowiem wymagania dotyczące dokumentacji,

oznakowania transportów, a także warunki, jakie muszą spełniać odbiorcy odpadów w innych krajach.

Rozporządzenie w sprawie przemieszczania odpadów szczegółowo odnosi się do eksportu, importu i tranzytu odpadów między państwami członkowskimi UE a krajami trzecimi. Wprowadziło różne poziomy kontroli w zależności od kraju przeznaczenia i rodzaju odpadów, a w niektórych przypadkach zakazało przemieszczania odpadów do określonych krajów (np. eksport odpadów niebezpiecznych do krajów rozwijających się). Odpady zmieszane i niezidentyfikowane generalnie nie mogą być przewożone za granicę, z wyjątkiem ściśle określonych przypadków. Rozporządzenie w sprawie przemieszczania odpadów jest kluczowym narzędziem w realizacji celów zrównoważonej gospodarki odpadami i zapobieganiu negatywnym skutkom niekontrolowanego przepływu odpadów.

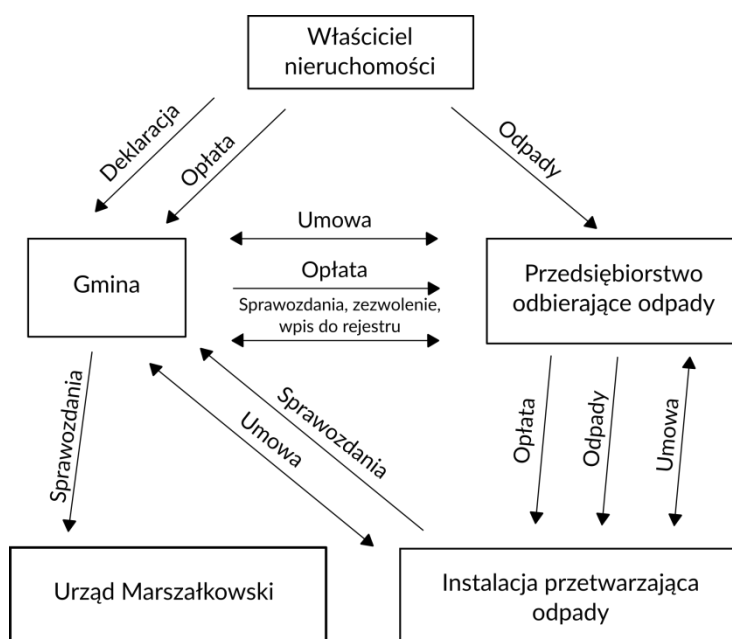
Regionalizację gospodarki odpadami wprowadzono w wyniku reformy w 2013 r., zgodnie z którą zmieszane odpady komunalne mogą być przetwarzane wyłącznie w Regionalnych Instalacjach Przetwarzania Odpadów Komunalnych (RIPOK), zlokalizowanych w regionie, w którym te odpady powstały. Celem było zapewnienie samowystarczalności regionów w zakresie przetwarzania odpadów, zwiększenie pewności działania instalacji oraz realizacja unijnej zasady bliskości (przetwarzanie odpadów jak najbliżej miejsca ich wytworzenia). Nowelizacja Ustawy o odpadach w 2019 r. zniósła obowiązek regionalizacji dla zmieszanych odpadów komunalnych, jednakże przy wyborze instalacji samorząd musi się kierować zasadą bliskości oraz hierarchią sposobów postępowania z odpadami.

Najważniejszą zmianą w Polsce w zakresie odbioru i zagospodarowania odpadów była Ustawa o odpadach. To kluczowa ustawa implementująca przepisy Dyrektywy 2008/98/WE i innych dyrektyw UE. Określa zasady postępowania z odpadami, obowiązki wytwórców, systemy zbiórki, transportu, odzysku i unieszkodliwiania. Wprowadza Krajowy Plan Gospodarki Odpadami (KPGO). Państwa członkowskie Unii Europejskiej, zgodnie między innymi z dyrektywami UE, powinny dążyć do przejścia z systemu gospodarki liniowej do gospodarki okrężnej. W polskich przepisach, nawiązując do unijnych wytycznych, wprowadzono wykaz procesów mających na celu redukcję ilości wytwarzanych odpadów oraz ich jak najefektywniejsze wykorzystanie. W ustawie o odpadach można odnaleźć następujące cele zestawione w sposób hierarchiczny:

- 1) Zapobieganie powstawaniu odpadów;
- 2) Przygotowanie do ponownego użycia;

- 3) Recykling;
- 4) Inne procesy odzysku;
- 5) Unieszkodliwianie.

Na proces gospodarki odpadami składa się system złożony z 5 zasadniczych elementów pomiędzy którymi występują różne relacje (Ryc. 12). Poszczególne zasady jego działania reguluje polskie prawo, a najważniejsze informacje można odnaleźć we wspomnianej już ustawie o odpadach. W niej zawarto kilka istotnych zapisów, które pozwolą wyjaśnić zasadę funkcjonowania systemu odbioru i zagospodarowania odpadów w kontekście problemu badawczego niniejszej pracy. Ustawa ta (wraz z późniejszymi jej zmianami) stanowi podstawę prawną dla organizacji systemów logistycznych w gospodarce odpadami na poziomie krajowym i lokalnym. Określa zasady zbiórki odpadów komunalnych (w tym selektywnej), transportu odpadów do instalacji, a także wymagania dotyczące prowadzenia działalności w zakresie transportu odpadów.



Ryc. 12 Schemat systemu gospodarki odpadami w Polsce

Źródło: Mazurek 2019

Jednym ze skutków Ustawy o odpadach było wprowadzenie regionalizacji systemu zagospodarowania odpadów (Ryc. 13). Mówi o tym art. 20 ust. 1 ustawy, w którym to wskazuje się na zasadę bliskości (rozdział 3 Ustawy o odpadach), lecz dotyczy jedynie wybranych frakcji, o których mowa w art. 20. ust. 3 i 4. Ustawa dopuszczała zatem wyjątki, lecz przy uwzględnieniu hierarchicznie skonstruowanych zasad postępowania, które wymieniono

wcześniej. Takie zapisy skutkowały tym, że większość odpadów powinno zostać zagospodarowanych na terenie województwa, z którego pochodziły, lecz część z nich mogła być zagospodarowana gdzie indziej. Widoczne jest to między innymi na przykładzie delimitacji RGOK. Art. 20 ust. 7 ustawy mówi o zakazie przetwarzania poza RGOK 1) zmieszanych odpadów komunalnych, 2) pozostałości z sortowania oraz przetwarzania odpadów, 3) odpadów zielonych. Natomiast wyznaczenie transgranicznych RGOK-ów umożliwiało transfer odpadów z gmin sąsiedniego województwa do instalacji znajdującej się najbliżej lub tam gdzie są wystarczające moce przerobowe. Rozmieszczenie instalacji zagospodarowania odpadów, ilość wytwarzanych odpadów związana z gęstością zaludnienia oraz decyzje organów zarządzających systemem, czyli samorządów gminnych, wymuszały poniekąd wyznaczenie transgranicznych RGOK-ów. W związku z tym, że w Ustawie o odpadach dopuszczono takie działania, możliwe było zoptymalizowanie systemu gospodarki odpadami niezależnie od sztucznie wyznaczonych granic województw, lecz rozwiązania te posiadały znaczne ograniczenia.

Regiony gospodarki odpadami komunalnymi obejmowały średnio 34 gminy, przy czym wyznaczone były w zróżnicowany sposób. W województwie małopolskim funkcjonował jeden RGOK obejmujący całe województwo, a także 3 gminy województwa śląskiego: Jaworzno (miejska na prawach powiatu), Miedźna (wiejska, powiat pszczyński) i Wilamowice (miejsko-wiejska, powiat bielski). Łącznie RGOK województwa małopolskiego obejmował 185 gmin, poza tym liczba ta wahała się od 10 w regionie II w województwie wielkopolskim do 145 w regionie zachodnim województwa mazowieckiego. Największą liczbą ludności cechował się region zachodni województwa mazowieckiego (prawie 4 mln mieszkańców) oraz region województwa małopolskiego (uwzględniając również 3 gminy z województwa śląskiego). Dysproporcje w liczbie ludności oraz powierzchni RGOK były dość wyraźne, co było konsekwencją przyjęcia różnych modeli zarządzania systemem zagospodarowania odpadów w poszczególnych województwach. W delimitacji regionów gospodarki odpadami istotnym czynnikiem była liczba ludności oraz jej rozmieszczenie, gdyż wyznaczony obszar musiał dysponować odpowiednią infrastrukturą mogącą zapewnić obsługę wszystkich klientów.



Ryc. 13 Podział kraju na Regiony Gospodarki Odpadami Komunalnymi (RGOK). Stan na 01.01.2021r.

Źródło: opracowanie własne

Za delimitację regionów gospodarki odpadami komunalnymi odpowiedzialne były urzędy marszałkowskie. Owa regionalizacja była opracowana na dwóch poziomach: 1) centralnym, który decydował o podziale na regiony zarządzania, które reprezentowane były przez 16 urzędów marszałkowskich województw; 2) regionalny – na tym szczeblu zarządzania dokonano podziału na wspomniane RGOK-i. W zamierzeniu pomysł ten miał ograniczyć, a w konsekwencji całkowicie wyeliminować transfer odpadów poza granice województw i/ lub RGOK-ów w zależności od frakcji. Niewątpliwą zaletą tego rozwiązania była – wymuszona przez podział regionalny – redukcja odległości pomiędzy emitentami odpadów a firmami zajmującymi się ich przetwarzaniem, bowiem każdy region powinien – w założeniu – dysponować siecią instalacji o odpowiedniej mocy przerobowej. W praktyce, jak

udowodniono w pracy D. Mazurka (2019), taki stan nie został osiągnięty. Z uwagi na zróżnicowanie przestrzenne mocy przerobowych w stosunku do podaży odpadów w regionach stwierdzić należy, że jest to doskonały pretekst do opracowania optymalnego podziału na regiony – w tym przypadku regiony węzłowe – gdzie każdy z nich dysponował będzie jedną instalacją przetwarzania odpadów.

Bardziej liberalne, z przestrzennego punktu widzenia, podejście do planowania przepływu poszczególnych frakcji odpadów znalazło odzwierciedlenie w nowelizacji Ustawy o odpadach w 2018 roku. System gospodarowania odpadami uwolniono od konieczności dokonywania regionalizacji. Utworzone w sposób sztuczny regiony gospodarki odpadami komunalnymi były bowiem pod wieloma względami bardzo zróżnicowane (Mazurek 2019). Ze względu na słuszną, zdaniem autora, ideę optymalizacji transportu odpadów zmieszanych, związaną z ograniczeniem terytorialnym ich zagospodarowania zaproponowanym w Ustawie o odpadach, uznano że aspekt ten stanowić będzie istotny komponent prawno-administracyjny w przeprowadzonym badaniu.

3. METODYKA BADANIA REDYSTRYBUCJI ZASOBÓW NA PRZYKŁADZIE ODPADÓW ZMIESZANYCH

3.1 Założenia badawcze

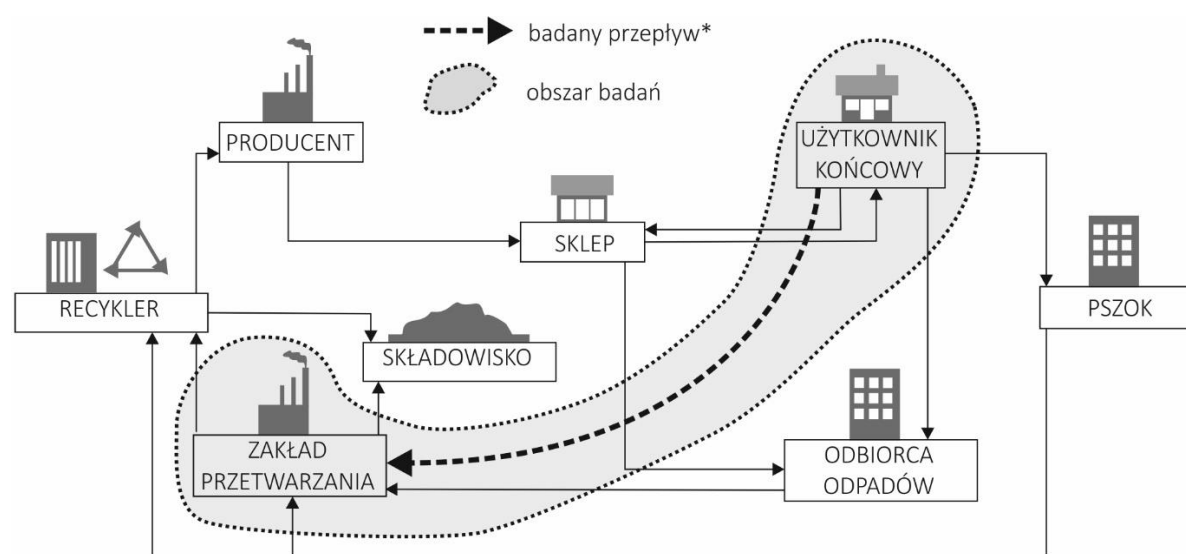
W tej części pracy w pierwszej kolejności przedstawiono ogólne założenia badawcze, definicje pojęć i opis podejść badawczych w kontekście przedstawionego w poprzednim rozdziale przeglądu literatury dotyczącej poszczególnych zagadnień. Następnie przedstawiono poszczególne etapy badania. Ich opis zawiera charakterystykę poszczególnych komponentów porównywanych modeli optymalizacji i uwzględnionych w nich zmiennych. Ostatnia, podsumowująca część podrozdziału, zawiera zestawienie analizowanych komponentów według etapów analizy oraz pełnionej roli, a wreszcie opis metody syntezy wyników.

Odpady, jako studium przypadku niniejszej pracy, spełniają kryteria triady Ullmana (1954) – cechują się przenośnością, komplementarnością i sposobnością pośrednią (konceptję Ullmana omówiono w podrozdziale 1.2). Ich cechy są następujące:

- są łatwe do zlokalizowania – miejsce ich wytwarzania jest możliwe do jednoznacznego zidentyfikowania w skali przyjętych pól podstawowych;
- są mierzalne ilościowo – ich ilość jest określona w sprawozdaniach gminnych i statystyce publicznej;
- w warunkach rozwoju gospodarki cyrkularnej w Polsce zachodzą procesy wymuszające ich transport (kryterium przenośności);
- muszą zostać zagospodarowane w konkretnym miejscu, natomiast ich przepływ musi zostać zrekompensowany przepływem kapitału (kryterium komplementarności);
- możliwe jest ich zagospodarowanie w lokalizacjach alternatywnych (zasada sposobności pośredniej).

Zakres niniejszej pracy ogranicza się do przepływu wytworzonych odpadów od źródła wytworzenia do miejsca, gdzie zostaną przetworzone lub przekazane do dalszej obróbki bądź składowania (Ryc. 14). Istnieje kilka przyczyn, dlaczego ten etap stanowi szczególnie interesujące studium przypadku. Przede wszystkim zróżnicowanie ilości oraz jakości wytwarzanych odpadów komunalnych w przestrzeni geograficznej w największym stopniu wynika z uwarunkowań demograficznych i społecznych (Laroche i in. 2001). Podlega więc ono ciągłym i dynamicznym zmianom, przez co wymaga stałego monitoringu i elastycznego

dostosowania systemu do zmieniającego się kontekstu przestrzennego. Odpowiedzią na te zmiany jest planowanie redystrybucji i zagospodarowania odpadów, co samo w sobie, obok faktu zanieczyszczenia nimi, ma niebagatelny wpływ na środowisko przyrodnicze i zdrowie człowieka. Dlatego na tym właśnie etapie optymalizacja pod kątem realizacji określonych celów jest szczególnie użyteczna i może przynieść największe korzyści. Ponadto, jednym z istotnych postulatów rozwoju badań w zakresie gospodarki odpadami jest dostosowanie rozwiązań do zróżnicowania przestrzennego wytwarzanej masy odpadów (Piontek i in. 2008), dlatego niniejsza praca stanowi odpowiedź na te oczekiwania.



Ryc. 14 Proces przepływu materiałów (uproszczony) objęty badaniem³

Skróty: PSZOK (Punkt Selektywnej Zbiórki Odpadów Komunalnych)

Źródło: opracowanie własne

Uwarunkowania kształtujące system przepływu odpadów są wielowymiarowe. Rozważając założenia badania przeprowadzonego w ramach niniejszej pracy warto więc podkreślić, że jego zasięg przestrzenny obejmuje różne obszary, zarówno te gęściej zaludnione tereny miast i stref podmiejskich, gdzie może występować problem nadmiernie skoncentrowanej emisji odpadów komunalnych, jak i tereny stosunkowo rzadko zaludnione, w tym o rozproszonej sieci osadniczej, gdzie odbiór mniejszej ilości odpadów może generować większe koszty transportu w przeliczeniu na tonę. Potwierdzają to badania Campos-Alba i in. (2021), które dowiodły, że wzrost efektywności kosztu obsługi następuje w gminach, gdzie

³ W pracy przyjęto uproszczenie polegające na zredukowaniu pośrednich instytucji uczestniczących w obiegu odpadów pomiędzy konsumentem (użytkownikiem końcowym) a zakładem przetwarzania.

zbiórka odpadów odbywa się w sposób selektywny, natomiast jednocześnie koszt ten rośnie w małych gminach. Z kolei koncentracja tego procesu implikuje wyzwania logistyczne w kontekście zapewnienia odpowiedniej infrastruktury przetwarzania odpadów w stosunkowo niedużej odległości.

W niniejszym badaniu przyjęto, że świadome ekologicznie społeczeństwo to takie, które generuje jak najmniejszą ilość odpadów zmieszanych (kod 20 03 01). W badaniu autor nie odnosi się zatem do zróżnicowania i dynamiki rozwoju zbiórki selektywnej, a problemu odpadów w ogóle, skupiając się na najbardziej problematycznej frakcji. Jednocześnie należy wyraźnie zaznaczyć, że ocena samej skali kosztów transportu odpadów nie jest celem niniejszej pracy. Autor dostrzega jednak szansę rozwoju badań w tym zakresie wówczas, gdy dostępne będą wiarygodne dane o poszczególnych kosztach obsługi systemu gospodarki odpadami, dostępnych zasobach (infrastrukturalnych, kapitałowych, ludzkich, itd.) i ilości wytwarzanych odpadów.

W związku z tym, że definicja regionu zależy od celu badania i podjętej w nim problematyki, należy zaznaczyć, iż w niniejszej pracy jest on pojmowany jako obszar wyodrębniony z większej przestrzeni, pozostający w pewnej relacji przestrzennej do innych regionów, a wykazujący przy tym spójność pod względem powiązań wewnętrznych (przepływów odpadów). Definicję regionu należy jednak uzupełnić o następujące kwestie:

- jest to obszar posiadający własną wewnętrzną strukturę przypominającą atom – obiekty wewnątrz regionu złożone są z innych obiektów, które oddziałują między sobą tworząc potencjał własny, zatem każdy region posiada wiele obiektów o określonym potencjale własnym;
- potencjał własny obiektów wewnątrz regionu determinuje relacje wewnętrzne w regionie i wpływa na proces regionalizacji;
- każdy region składa się z wielu elementów składowych różniących się cechami wewnętrznymi (atrybutami, tj. masa własna, przepustowość instalacji) oraz przestrzennymi (rozmieszczenie względem siebie) – węzłów (ang. *nodes*), na które składają się nadawcy i odbiorcy zasobów, oraz łuków (ang. *arcs*), które posiadają atrybut wolumenu transportowanego pomiędzy poszczególnymi węzłami zasobów oraz wektor (kierunek relacji).

Definicja regionu w pracy opiera się więc na koncepcji analitycznej (patrz podrozdz. 1.1). W procesie delimitacji regionów węzłowych każdy utworzony w modelowaniu przepływ

jest równoważny wobec pozostałych. Od początku takie założenie charakteryzowało modele optymalizacyjne. W jej rozumieniu są to regiony węzłowe posiadające relacje ekonomiczne, które to determinują powiązania funkcjonalne. Są to specyficzne regiony wektorowe, które w określonych warunkach nabierają cech regionów stykowych, gdzie występuje pewna granica całego systemu, jak też granice podsystemów, które determinują kierunki relacji ekonomicznych. Siła tych powiązań, potencjał własny oraz cechy emitentów (masa) i odbiorców (przepustowość) wpływają ostatecznie na wynik delimitacji.

Wprowadzenie rozróżnienia systemu i podsystemów wymaga szerszego wyjaśnienia. Pojęcie systemu ma wiele definicji i stosowane jest w wielu kontekstach. Według Słownika Języka Polskiego jest to „układ elementów stanowiący uporządkowaną całość” (dostęp: 31.01.2024.). W pracy termin ten pojawia się w dwóch kontekstach. Pierwszy – system gospodarki odpadami – to zbiór zasad postępowania z wytworzonymi odpadami komunalnymi, obejmujący regulacje prawne, dopuszczalne normy i technologie przetwarzania, organizację zbiórki i transportu, określenie kosztów, wybór odbiorcy. Drugie znaczenie odnosi się do przestrzeni i definiuje obszar badań, który dzieli się na system – obszar całego kraju, oraz jego składowe – województwa, które stanowią zbiór podsystemów. Definicję regionu jako podsystemu społeczno-terytorialnego kraju stosowali Z. Chojnicki i T. Czyż (1992). Region graniczy z równorzędnymi podsystemami, pomiędzy którymi – według definicji przytoczonych autorów – zachodzą relacje. Rozpatrywane w niniejszym badaniu podsystemy z oczywistych względów stanowią zbiór równorzędnych jednostek przestrzennych, lecz z założenia są to byty od siebie niezależne. W odniesieniu do analizowanego zjawiska zachodzą jedynie relacje wewnętrzne, więc stanowią przykład ujęcia systemowego pojmowania regionu.

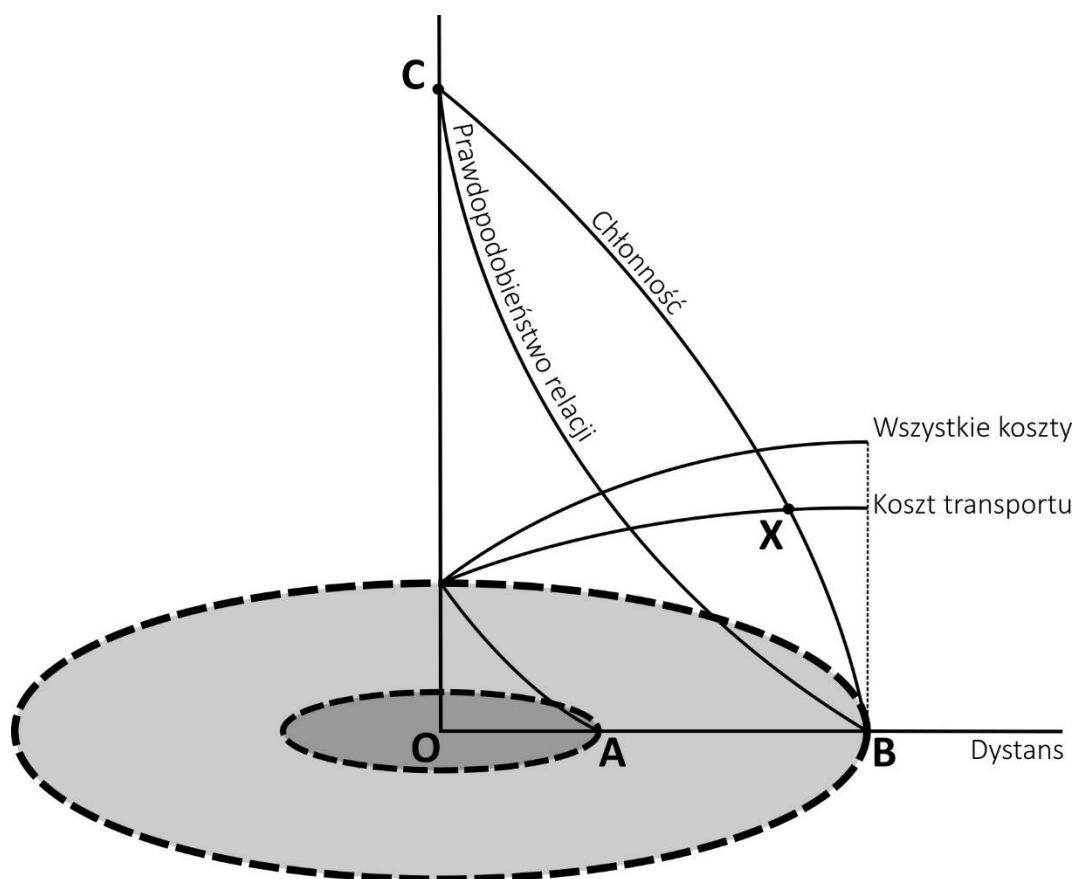
Ze względu na charakter analizowanego zjawiska, postanowiono zapożyczyć pojęcie "zlewni" do bardziej obrazowego określenia relacji obiektów w regionach, w obrębie których odbywa się transport odpadów do wyznaczonego miejsca. Regiony, w których zachodzą wspomniane przepływy, mają charakter „zlewni zasobów”, lub szerzej rozumianej – „zlewni ekonomicznej”, obejmującej, obok masy zasobu, także przepływający kapitał i siłę roboczą (nie będące przedmiotem analiz w niniejszej pracy).

Ponieważ termin „model” także jest powszechnie używany w różnych kontekstach, należy na wstępie podkreślić, iż w niniejszej pracy mowa jest o modelu w sensie nominalnym.

W niniejszej pracy rozróżnia się pojęcie modelowania, oznaczające proces badawczy, obejmujący wszelkie działania związane z rozwiązaniem postawionego problemu, od samego modelu, powstałego jako cel i efekt tego procesu. W tym drugim znaczeniu model może być zarówno metodą (model grawitacji, model optymalizacji), jak też efektem jej zastosowania (mapa przedstawiająca efekt regionalizacji, przepływy, koszty itd.).

Wreszcie należy wyraźnie zaznaczyć, iż o ile niniejsza praca w swojej warstwie metodologicznej czerpie w dużej mierze z metodologii badań dostępności transportowej, to jej celem nie jest określenie dostępności jako takiej. W pracy skupiono się na analizie różnych podejść do optymalizacji systemu redystrybucji odpadów i ich ograniczeń. W niniejszej analizie takimi ograniczeniami są: łączna suma odpadów (podaż), liczba odbiorców oraz ich chłonność (moc przerobowa wyrażona w Mg/rok). W wybranych wariantach przyjętych założeń są nimi także prawno-administracyjne ograniczenia związane z przekraczaniem granic administracyjnych poszczególnych województw.

Zagadnienie optymalizacji nawiązuje do teorii ośrodków centralnych Christallera oraz dorobku Lösch (1954) (ryc. 13). W niniejszej pracy podaż, mierzona wolumenem odpadów emitowanych w poszczególnych jednostkach podstawowych, jest jednak z góry określona, zaś funkcja oporu przestrzeni determinuje przestrzenne zróżnicowanie popytu u poszczególnych odbiorców w ramach ich chłonności. Fakt ten nie przeszkadza jednak w zaimplementowaniu koncepcji A. Lösch (1954) do zaprezentowania relacji kosztów transportu, chłonności i prawdopodobieństwa zaistnienia relacji pomiędzy emitentami a odbiorcami. W modelu Lösch (1954) cena usług transportowych jest stała i niezależna od popytu i podaży (Lorens i Martyniuk-Pęczek 2010), dlatego postanowiono zmodyfikować założenia tej koncepcji, które przedstawiono na Ryc. 15. Według zaproponowanych założeń optymalizowany jest zasięg regionu B , gdzie w skrajnie oddalonym punkcie od odbiorcy O koszt jest na tyle wysoki, że chłonność zostaje przekroczona, a prawdopodobieństwo zaistnienia relacji wynosi 0. Koszt transportu osiąga swoje maksimum pozwalające na utworzenie relacji w punkcie X , gdzie przekroczenie tej wartości może oznaczać utworzenie przez emitentów relacji z innym odbiorcą. Obszar A oznacza minimum konieczne do utworzenia strefy obsługi przez odbiorcę O , co przekłada się na utworzenie relacji z taką liczbą emitentów, z którą opłacalność funkcjonowania przedsiębiorstwa wynosi minimum 0.



Ryc. 15 Zmodyfikowany stożek popytu A. Lösch (1954)

Źródło: Opracowanie własne

Niektóre ze zmiennych uwzględnianych w modelach optymalizacyjnych stanowią element stały okoliczności funkcjonowania badanego zjawiska, inne traktowane są jako zmienne-czynniki podlegające modyfikacji, w kontrolowany sposób wpływające na wyniki. Kluczową rolę w modelu odgrywa optymalizowana zmienna lub zmienne, czyli przyjęte kryterium lub kryteria, wskaźniki określające stopień w jakim osiągnięty został zamierzony cel. W tym kontekście należy podkreślić, że modelowanie przeprowadzone w ramach niniejszej pracy cechuje się nieco bardziej skomplikowanym systemem zmiennych w porównaniu do prac empirycznych poświęconych optymalizacji przepływu zasobów, jakie zostały przywołane w podrozdz. 1.2 (Toregas i ReVelle 1972, Church i ReVelle 1974). Emitenci odpadów komunalnych są tutaj zróżnicowani nie tylko pod względem ich określonej lokalizacji, ale mają przypisaną też określoną wagę, którą stanowi wolumen odpadów komunalnych emitowanych rocznie. Co więcej, waga emitenta w modelu uwzględniającym prognozowane zmiany społeczno-demograficzne w czasie ze zmiennej tła staje się zmienną podlegającą modyfikacji. Istotne różnice pojawiają się także w kwestii roli, jaką w modelu pełnią obiekty docelowe, czyli instalacje będące odbiorcami odpadów. Także poszczególni odbiorcy są zróżnicowani pod

względem wagi, która jednak nie podlega modyfikacjom. Stanowi ją przepustowość danej instalacji wynikająca z jej ograniczeń technicznych. Modyfikacjom nie podlegała także liczba i lokalizacja miejsc zamieszkania czy obiektów docelowych. Istnieje jednak także cały szereg różnic komplikujących modelowanie przeprowadzone w ramach niniejszej pracy. Po pierwsze, chociaż przepustowość poszczególnych odbiorców odpadów nie podlega modyfikacji, to jednak jest ona uwzględniona jako zmienna, która ich różnicuje. W związku z tym, zróżnicowany jest też zasięg oddziaływania poszczególnych odbiorców. Po drugie, zgodnie z podstawowymi założeniami modeli interakcji przestrzennej, w tym modeli grawitacji, prawdopodobieństwo interakcji (transportu odpadów z danej gminy do danej instalacji) jest zmienne zgodnie z przyjętą funkcją odległości, a nie stałe do pewnej granicznej akceptowalnej odległości. Po trzecie, przyporządkowanie odpadów emitowanych w poszczególnych gminach może zostać podzielone między różnych odbiorców. Jest to tak zwane zagadnienie transportowe z kryterium kosztu (Rogalska 1998). Zadaniem jest pozbycie się odpadów przez każdego emitenta z zastrzeżeniem, że moc przerobowa odbiorców jest wystarczająca do obsługi całego systemu. Minimalizacji poddawana jest suma iloczynów masy odpadów emitowanych w danej jednostce przestrzennej i kosztów jednostkowych związanych z transportem każdej z jednostek masy na określoną odległość. Jednostką kosztu transportu stosowaną w pracy jest więc tonokilometr, którą wprowadził wcześniej W. Isard (Brdulak i in. 2015), bądź tonogodzina jeśli odległość wyrażona jest w czasie podróży. Występowanie obszarów problemowych, gdzie w związku z niedostatecznym wyposażeniem infrastrukturalnym koszty transportu są szczególnie wysokie, jest naturalne. Dlatego też ciekawym zagadnieniem jest optymalizacja lokalizacji nowych instalacji odbioru zmieszanych odpadów komunalnych. Możliwe byłoby wówczas oszacowanie potencjalnej rentowności takiej inwestycji, relacji między nakładami a maksymalnymi zyskami możliwymi do osiągnięcia. Analiza taka wymaga jednak odmiennego podejścia do optymalizacji przestrzeni od podejścia przyjętego w niniejszej pracy, gdzie obecny stan infrastruktury przetwarzania odpadów komunalnych jest przyjęty za stały, a optymalizacji podlega koszt ich dystrybucji.

Na wstępie przyjęto szereg dalszych ogólnych założeń dotyczących wszystkich modeli optymalizacyjnych skonstruowanych na potrzeby niniejszej pracy:

- przedsiębiorstwo nie może, z uwagi na długi proces inwestycji w rozwój, zwiększyć mocy przerobowej w krótkim czasie, zatem jest to wartość stała dla analizowanych lat;

- wartości mocy przerobowej przedsiębiorstw nie mogą zostać przekroczone, lecz mogą być wykorzystane nie w pełni;
- nie uwzględnia się innych przepływów odpadów, które mogą być zagospodarowane w instalacjach komunalnych;
- emitenci z danej gminy reprezentowani są w przestrzeni przez środek ciężkości jej zabudowy mieszkaniowej, o wagach wynikających z jej powierzchni i liczby kondygnacji;
- odbiorcy reprezentowani są w przestrzeni przez analogicznie wyznaczony środek ciężkości gmin, w których funkcjonują, a ich przepustowość odbiorców funkcjonujących na terenie jednej gminy została uwzględniona sumarycznie;
- nie są rozważane koszty funkcjonowania przedsiębiorstwa (koszty pracy, podatki, środki trwałe, inwestycje, koszty remontów itd.), a jedynie koszty transportu odpadów;
- optymalizacji podlega szeroko rozumiany tzw. "uogólniony koszt podróży", wartość abstrakcyjna odzwierciedlająca wysiłek jaki należy podjąć, żeby dostarczyć towar do odbiorcy;
- nie są uwzględnione możliwości dostarczania odpadów do pośrednich odbiorców, którzy przekazują odpady innym firmom – przepływ odbywa się bezpośrednio pomiędzy emitentem a odbiorcą;
- modele nie uwzględniają możliwości ograniczenia kosztów transportu w związku ze zwiększeniem wolumenu transportowanych odpadów i związanej z tym ewentualnej zmiany intermodalnej;
- uogólniony koszt podróży (d_{ij}) między emitentem a odbiorcą uwzględnia estymację kosztu podróży wewnątrz gminy (d_{ii});
- oficjalne dane o wytworzonych odpadach dla 2021 r. zostały poddane weryfikacji i korekcie, w celu poprawy ich wiarygodności.

Modele optymalizacyjne zostały przygotowane w formie macierzy OD ($N \times T$). W pierwszym wierszu umieszczono *id* odbiorców, natomiast w pierwszej kolumnie *id* emitentów. Komórki macierzy zawierały wolumen komunalnych odpadów zmieszanych przepływających od danego emitenta do danego odbiorcy.

O ile z punktu widzenia problematyki podjętej w niniejszej pracy, jej porządek wyznaczają kolejne pytania badawcze i hipotezy. Nawiązują one do kolejnych czynników, które wpływają lub mogą wpływać na koszty transportu zmieszanych odpadów komunalnych

w Polsce. Jednak z technicznego punktu widzenia, z perspektywy struktury zmiennych różnicujących warianty modelu optymalizacyjnego, które należy porównać aby uchwycić wpływ określonego czynnika, porządek ten jest inny. Jednym z głównych zadań metodologicznej części pracy jest więc wskazanie konkretnych zmiennych stanowiących elementarne składowe modeli optymalizacyjnych oraz ich usystematyzowanie, a w dalszej kolejności propozycja systematyki wykorzystanych wariantów modeli optymalizacyjnych i ich nazewnictwa. Co więcej, w niniejszej pracy zadanie to jest szczególnie ważne w związku ze złożonością systemy uwzględnionych zmiennych, które mogą występować w różnej roli. Najistotniejszą rolę pełnią co prawda te zmienne modelu optymalizacyjnego, które podlegają modyfikacji w celu odzwierciedlenia czynników uwzględnionych w liście pytań i hipotez badawczych. Nazywane one będą dalej czynnikami-zmiennymi. Wiele z nich w dotychczasowych badaniach były zwykle ustalane na wstępie jako pewne zakładane okoliczności, do których należy się dostosować. Jednak chociaż w niniejszej pracy system czynników-zmiennych jest dosyć rozbudowany, także tutaj ustalono pewne zmienne na etapie wstępnych założeń, stanowiące kontekst badania lub określające jego warunki brzegowe. Istnieje wreszcie także trzeci rodzaj zmiennych modeli optymalizacyjnych, czyli tych które wykorzystywane są do ich oceny modeli, w tym optymalizowane zmienna/zmienne celu. Dla późniejszej prawidłowej interpretacji uzyskanych wyników niezbędne jest pełne określenie struktury porównywanych modeli optymalizacyjnych, czyli także zmiennych ustalonych na etapie wstępnych założeń modelu i zmiennych stanowiących kryteria jego oceny.

Próbując określić pewne podstawowe kategorie czynników-zmiennych, na wstępie należy wspomnieć o trzech podstawowych elementach związanych z samą badaną przestrzenią, czyli o przyjętym modelu formalnym przestrzeni oraz o dwóch podstawowych komponentach dostępnościowych: użytkowania ziemi i sieci transportowej. Większość czynników-zmiennych użytych w niniejszym badaniu wpisuje się w te kategorie. Jednak w celu usystematyzowania wszystkich wykorzystanych zmiennych tego rodzaju, zostały one uporządkowane według czterech podstawowych rodzajów, nazywanych dalej komponentami modeli optymalizacyjnych (w odróżnieniu od wyżej wymienionych komponentów dostępnościowych, które dotyczą wyłącznie badanej przestrzeni):

- (I) formalny;
- (II) oporu przestrzeni;

- (III) społeczno-demograficzny;
- (IV) infrastrukturalny.

Wszystkie te cztery grupy zmiennych oddziałują na dostępność przestrzenną emitentów i odbiorców, która determinuje kierunki i wolumeny przepływów. Wyodrębnione w ramach wymienionych czterech komponentów podstawowe czynniki-zmienne pozwalają powiązać porządek wynikający z podjętej w pracy problematyki (czynnik), z porządkiem jaki wynika z elementów struktury modelu optymalizacyjnego (zmiennych) użytych do jego zróżnicowania w celu oceny wpływu poszczególnych czynników. Do oceny wyników osiągniętych w poszczególnych zestawianych ze sobą wariantach modelu zastosowano natomiast dwa kryteria, które zostaną omówione w dalszej części podrozdziału.

Komponent formalny (I) tworzy głównie przyjęty model przestrzeni, czyli zasięg obszaru badań wraz z jego podziałem na jednostki przestrzenne (pola podstawowe). Z jednej strony przyjęto pewien niezmienny zakres terytorialny badania, czyli cały obszar Polski, oraz jego stały podział na podstawowe jednostki przestrzenne (pola podstawowe), w ramach których dane podlegają przestrzennej agregacji (generalizacji). W niniejszej pracy model przestrzeni podlegającej badaniu składa się z lokalizacji różnej rangi jednostek przestrzennych, w formie powierzchni bądź punktowej (dyskretnej) reprezentacji, oraz sieci łączących te jednostki. Do jednostek przestrzennych definiujących analizowany model przestrzeni zalicza się cały zasięg przestrzenny badania, zasięgi domykania się systemów transportowych, podstawowe jednostki przestrzenne, w których agregowane są dane statystyczne (stosowane w kartograficznej metodzie prezentacji jako widoczne na mapie pola podstawowe), a także ich dyskretna reprezentacja. Te ostatnie determinowane są bezpośrednio ustawową alokacją odpowiedzialności za gospodarowanie odpadami, która przypisana jest samorządowi gminnemu.

Analizowaną zmienną modelu optymalizacyjnego w zakresie przyjętego w nim modelu przestrzeni stanowi zasięg domkniętych systemów transportowych, w ramach którego domyka się obieg komunalnych odpadów zmieszanych (zmienna-czynnik 1.1). Ustawa o odpadach przewiduje, że zagospodarowanie odpadów zmieszanych objęte jest systemem regionalnym. W pracy przyjęto więc, że podstawowym wariantem jest model dotyczący jednego systemu ogólnokrajowego, nieuwzględniający podziału na niezależne podsystemy wojewódzkie. W zależności od przyjętego wariantu optymalizowany system w niniejszej pracy stanowi z osobna każdy z 16 regionów administracyjnych Polski, co wynika z obowiązujących

aktualnie uwarunkowań prawnych (Ustawa o odpadach), bądź cały obszar badań razem (2477 gmin według stanu na dzień 01.01.2021 r.), przy założeniu rezygnacji z aktualnie obowiązujących w tym zakresie wytycznych (Ryc. 16). Nieprzenikalna bariera przestrzenna na granicach województw pozwala odzwierciedlić sytuację, gdy koordynacja ta odbywa się w ramach poszczególnych domkniętych systemów, czyli regionów administracyjnych. Różnica między wynikami dla tych wariantów wskazuje więc na skalę kosztów ponoszonych w związku z tego typu organizacją systemu. Można uznać, że w niniejszej pracy prawidłowość zasady stykowości zaprezentowanej przez A. Löscha, a także wcześniej – przez P. Zarembę (1960), zostaje spełniona w przypadku wprowadzenia do modelu podziału systemu zagospodarowania odpadów (kraju) na podsystemy (województwa). Wówczas gminy będące w strefach oddziaływania odbiorców odpadów spoza województwa automatycznie znajdą się w strefie oddziaływania innego odbiorcy położonego w tym samym województwie co dana gmina. Zgodnie z definicją, potencjalny obszar zlewni odpadów może zostać rozcięty granicą województw, czego efektem będzie zmiana stref oddziaływania odbiorców odpadów po obu stronach granicy. Powstaje pytanie, w jaki sposób zastosowanie podziału na podsystemy wpływa na efektywność całego systemu przepływu zasobów w kraju, czyli sumaryczny koszt transportu, oraz obowiązującą w nim równowagę. Można równocześnie rozważać scenariusz, gdzie zmiana ta wywoła pozytywny efekt w niektórych podsystemach, podczas gdy w innych nastąpi pogorszenie sytuacji.

Problem postawiony w niniejszej części pracy sprowadza się zatem do ogólnego odniesienia się do założeń decentralizacji i przewidywanych skutków ekonomicznych tego procesu, z wyłączeniem nakładów finansowych, które potrzebne są do samego jego przeprowadzenia. Należy mieć na uwadze, że każda zmiana organizacyjna niesie za sobą koszty związane z procedurą planowania reorganizacji, utworzenia jednostek odpowiedzialnych za zadania będące w gestii podmiotów centralnych (lub odwrotnie – likwidacja takich jednostek), koszty spłat zobowiązań finansowych podległych samorządów, które w poprzednim systemie funkcjonowały na innych zasadach oraz koszty przygotowania i wdrożenia nowych regulacji i aktów prawnych. Proces centralizacji bądź decentralizacji, w szczególności gdy dotyczy organizacji państwa, jest powolny i trudny (Sieklucki 2022). Zasadniczo należy ten proces rozumieć jako efekt potrzeby hierarchizacji zadań rządu związanych z zapewnieniem porządku w przestrzeni publicznej. Zatem podstawowym założeniem w obydwu analizowanych modelach jest powierzenie jurysdykcji nad planowaniem przepływu odpadów na szczebel

rządowy lub samorząd regionalny. W takim scenariuszu zarówno samorząd lokalny jak też przedsiębiorstwo stają się elementami procesu decyzyjnego niezależnego od nich.

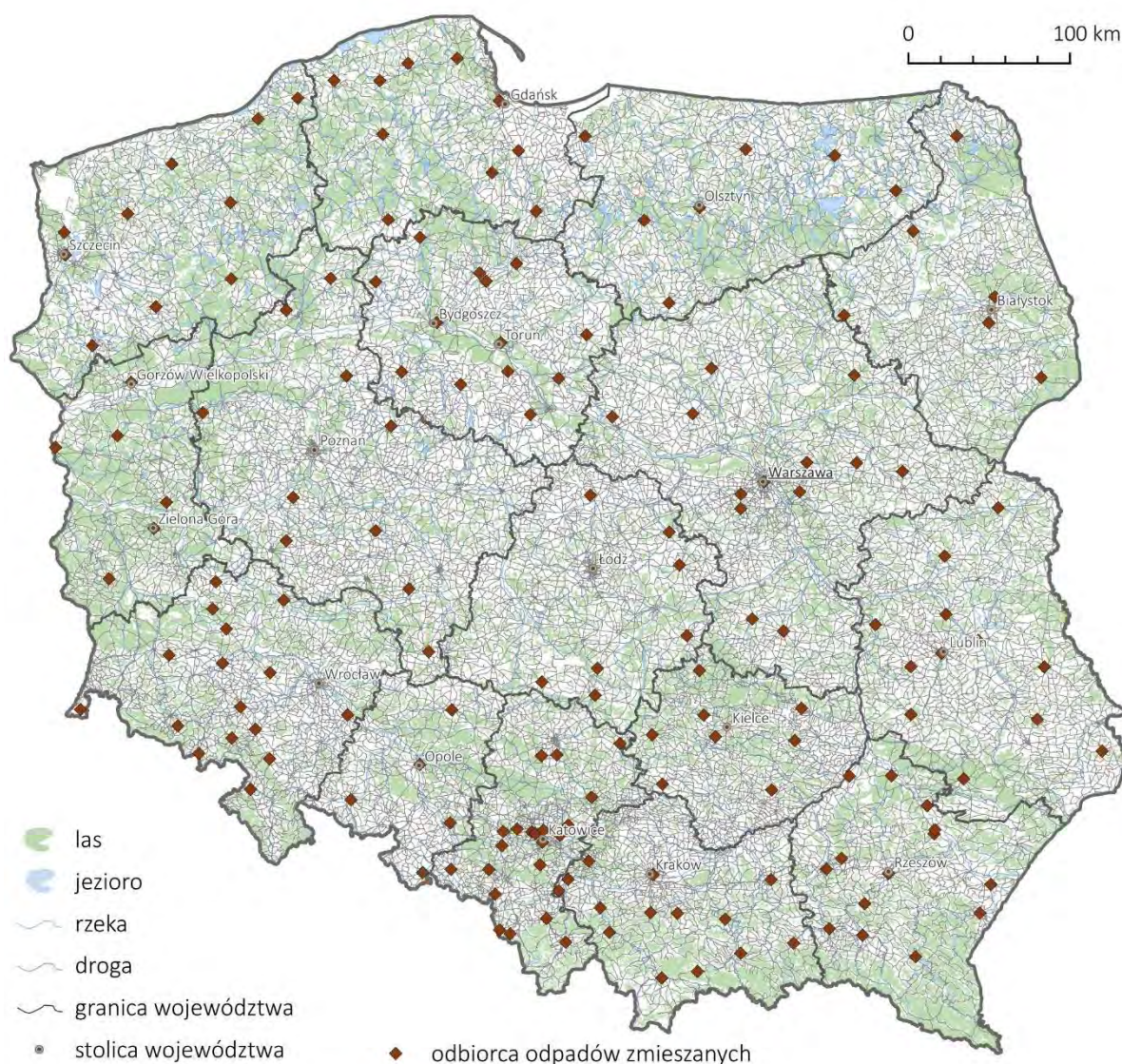


Ryc. 16 Zasięg przestrzenny badania – podział administracyjny uwzględniony w modelowaniu

Źródło: opracowanie własne

Przyjęty model przestrzeni obejmuje ponadto dyskretną reprezentację powierzchni każdej z podstawowych jednostek przestrzennych w środku ciężkości zamieszkującej ją ludności, która umożliwia uproszczony sposób określenia odległości między poszczególnymi parami pól podstawowych (gmin). Tę dyskretną reprezentację jednostek przestrzennych łączą dwa warianty sieciowego elementu modelu przestrzeni. Pierwszym z nich jest bezpośrednie połączenie każdej pary punktów najkrótszym odcinkiem uwzględniającym krzywiznę ziemi (po ortodromie). W drugim wariantcie przyjęto układ sieci drogowej według ogólnie dostępnej

Bazy Danych Obiektów Topograficznych (BDOT) i stanu na 2021 rok, uwzględniający zróżnicowanie jakości poszczególnych odcinków (patrz opis etapu 1). Położenie odbiorców odpadów zmieszanych na tle sieci drogowej wykorzystanej w modelowaniu przedstawia Ryc. 17.



Ryc. 17 Zasięg przestrzenny badania – lokalizacja odbiorców odpadów zmieszanych na tle sieci drogowej uwzględnionej w modelowaniu

Źródło: opracowanie własne

Należy mieć świadomość szeregu ograniczeń związanych z taką generalizacją modelu przestrzeni, znanych w literaturze od dawna pod określeniem „Modifiable Areal Unit Problem” (MAUP). Problem ten dotyczy utraty pewnej części informacji w procesie generalizacji mapy, będącej modelem przestrzeni, ale także przestrzennego zróżnicowania skali tej generalizacji związanego z różnicą wielkości i kształtu jednostek przestrzennych (Gehlke i Biehl 1934,

Openshaw 1977). Przy pełnej świadomości tego problemu charakterystycznego dla wszystkich badań prowadzonych w aspekcie przestrzennym należy jednak zauważyć, iż niniejsza praca dotyczy całego obszaru Polski. Pozwala to na założenie że MAUP, związany generalizacją w ramach tak licznych i stosunkowo niewielkich jednostek przestrzennych, nie ma istotnego wpływu na ogólne prawidłowości jakie udało się zidentyfikować. Przede wszystkim jednak to na poziomie samorządu lokalnego podejmowane są najważniejsze decyzje w kwestii gospodarki odpadami komunalnymi. Zatem w związku z obowiązującymi w Polsce uwarunkowaniami prawnymi decyzje te z założenia muszą dotyczyć całego obszaru gminy. Samo obowiązujące prawo determinuje więc MAUP i jego skalę we wszelkich badaniach przestrzennych aspektów gospodarki odpadami w Polsce.

Poza modelem przestrzeni, z komponentem formalnym wiąże się jednak również kwestia ogólnego podejścia do optymalizacji przepływów i wybór między optymalizacją modelu Simpleks a optymalizacją modelu grawitacji (zmienna-czynnik 1.2). Ponieważ modele optymalizacji liniowej przepływu zasobów były stosunkowo rzadko wykorzystywane w analizach przestrzennych, a większą popularność zyskały modele grawitacji (Haynes i Fotheringham 2020), niniejsza praca uwzględnia potrzebę porównawczej oceny przydatności tych dwóch podejść.

W pracy problemy optymalizacji liniowej Simpleks zostały rozwiązane z wykorzystaniem narzędzia OpenSolver udostępnionego w oprogramowaniu Excel. Algorytm ten polega na znalezieniu takiego wektora zmiennych decyzyjnych x , który optymalizuje (maksymalizuje lub minimalizuje) funkcję celu cTx , spełniając jednocześnie wszystkie zadane ograniczenia nierównościowe, równościowe i brzegowe. OpenSolver automatycznie przekształca model problemu z arkusza kalkulacyjnego do tej postaci matematycznej, a następnie znajduje rozwiązanie optymalne. Aby przedstawić problem macierzy emitentów i odbiorców odpadów z określonymi masami i mocami przerobowymi w formie równania algorytmu Simpleks, zdefiniowano zmienne decyzyjne, funkcję celu oraz ograniczenia, które są następujące:

m – liczba emitentów odpadów, oznaczonych indeksem $i=1,2,...,m$;

n - liczba odbiorców odpadów, oznaczonych indeksem $j=1,2,...,n$;

a_i - masa odpadów dostępna u emitenta i ;

p_j - moc przerobowa odbiorcy j (maksymalna masa odpadów, jaką może przyjąć);

c_{ij} - koszt transportu jednostki masy odpadów od emitenta i do odbiorcy j .

Zmienne decyzyjne:

x_{ij} - masa odpadów transportowana od emitenta i do odbiorcy j .

Celem jest znalezienie optymalnych wartości x_{ij} . Funkcja celu polegająca na minimalizacji całkowitego kosztu transportu:

$$\min \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n c_{ij} x_{ij} \quad (3.1)$$

Ograniczenia podaży (dostępność odpadów u emitentów): całkowita masa odpadów wysłana od każdego emitenta nie może przekroczyć jego dostępnej masy:

$$\sum_{j=1}^n x_{ij} \leq a_i \quad (3.2)$$

dla każdego $i = 1, 2, \dots, m$

Ograniczenia mocy przerobowej (zdolności odbiorców): całkowita masa odpadów przyjęta przez każdego odbiorcę nie może przekroczyć jego mocy przerobowej:

$$\sum_{i=1}^m x_{ij} \leq p_j \quad (3.3)$$

dla każdego $j = 1, 2, \dots, n$

Ograniczenia nieujemności: masa transportowanych odpadów nie może być ujemna:

$$x_{ij} \geq 0 \quad (3.4)$$

dla każdego $i = 1, 2, \dots, m$, oraz $j = 1, 2, \dots, n$

W narzędziu optymalizacyjnym dostępnym w oprogramowaniu excel (OpenSolver) zdefiniowano komórki arkusza kalkulacyjnego odpowiadające zmiennym x_{ij} , a następnie sformułowano funkcję celu i ograniczenia przy użyciu tych komórek. OpenSolver przekształcił model do formy macierzowej wymaganej przez algorytm Simpleks i znalazł optymalne wartości x_{ij} .

Funkcja celu dla modelu optymalizacji przy wykorzystaniu algorytmu Simpleks dla zestawu danych o masie odpadów w 2477 gminach i mocach przerobowych 173 firm wygląda następująco:

$$\min DC = \sum_{i=1}^{2477} \sum_{j=1}^{173} c_{ij} x_{ij} \quad (3.5)$$

Sformułowano ograniczenia podaży i popytu:

$$\sum_{j=1}^{173} x_{ij} \leq a_i, i = 1, 2, \dots, 2477; \quad (3.6)$$

$$\sum_{i=1}^{2477} x_{ij} \leq b_j, j = 1, 2, \dots, 173; \quad (3.7)$$

$$x_{ij} \geq 0, j = 1, 2, \dots, m; j = 1, 2, \dots, n. \quad (3.8)$$

Gdzie: 173 – liczba emitentów, 2477 – liczba odbiorców, a_i – masa odpadów i -tego emitenta, b_j – moc przerobowa j -tego odbiorcy, c_{ij} – jednostkowe koszty przewozu, x_{ij} – ilość

jednostek ładunku, które powinny być wysłane z lokalizacji poszczególnych emitentów do odbiorców, aby masa odbiorców osiągnęła wartość 0 a łączny koszt przewozu był jak najniższy.

Drugie podejście, grawitacyjne, zostało zastosowane w większej liczbie wariantów modeli optymalizacyjnych, zróżnicowanych pod względem zmiennych wchodzących w skład komponentu formalnego, ale także komponentu oporu przestrzeni i komponentu infrastrukturalnego. Z zagadnieniami natury formalnej wiąże się rozważany w niniejszym badaniu scenariusz, iż system dystrybucji odpadów komunalnych nie jest koordynowany ogólnie, ale koszty transportu optymalizowane są oddolnie przez poszczególnych graczy. Model optymalizacji kosztu sumarycznego, pomimo że może uwzględniać założenia modeli grawitacji i potencjału, dąży do wybrania odpowiedniej kombinacji przepływów (par emitent-odbiorca), niezależnie od atrakcyjności pojedynczych relacji. Dlatego też, relacje o mniejszym koszcie jednostkowym, czyli optymalne z perspektywy emitenta lub odbiorcy, mogą zostać odrzucone podzielone w całości lub częściowo, gdyż „odblokowują” inne możliwości alokacji odpadów powodujące większe oszczędności w skali całego systemu.

Do kwestii formalnych zaliczyć wówczas należy przyjęcie określonych uwarunkowań legislacyjnych bądź rynkowych, które determinowałyby to kto decyduje o kierunkach i wolumenach przepływów, a w konsekwencji z jakiej perspektywy optymalizowane są ich koszty. Ostatecznie model optymalizacyjny został więc zróżnicowany pod względem kolejnej zmiennej formalnej związanej z ogólnym podejściem do optymalizacji (czynnik-zmienna 1.3). W ramach tej zmiennej przyjęto wariant z optymalizacją ogólną i oddolną, przy czym ten drugi podzielono na optymalizację z perspektywy emitenta i z perspektywy odbiorcy.

Decyzję o kierunku i wolumenie przepływu podejmują albo gminy, albo poszczególni odbiorcy, kierując się minimalizacją kosztów i konkurując o jak najkorzystniej zlokalizowanych partnerów pod względem siły ciężenia. Poszczególni gracze dzielą w ten sposób między sobą rynek. W pierwszym przypadku wybór odbiorcy odpadów dokonywany był przez poszczególne gminy. Każdy emitent próbuje ustanowić przepływ do najkorzystniej położonej instalacji przetwarzania. W przypadku przekroczenia mocy przerobowej, odbiorca wykorzystuje ją w pełni ograniczając każdy z przepływów w takim samym stopniu. W kolejnych iteracjach gminy, którym nie przyjęto całego wolumenu emitowanych odpadów, próbują w ten sam sposób wybrać odbiorcę spośród tych, których przepustowość nie została dotychczas w pełni wykorzystana. W drugim wariantcie to odbiorcy w podobny sposób pozyskują surowiec od kolejnych emitentów w kolejności ich ciężenia grawitacyjnego, aż do pełnego wykorzystania

swojej przepustowości lub wyczerpania podaży. Drugi wariant jest bliższy obecnej rzeczywistości, gdyż przedsiębiorstwa zajmujące się przetwarzaniem odpadów posiadają lepszą pozycję rynkową niż gminy z uwagi na wymaganą nadwyżkę sumarycznej przepustowości instalacji nad sumaryczną emisją odpadów w skali całego systemu, ale także na ograniczoną konkurencję na rynku. Hipotetycznie, w warunkach wolnej konkurencji może jednak powstać odwrotny układ sił rynkowych, gdy to poszczególne gminy mają możliwość wyboru firmy, której zlecą wykonanie usługi ze względu na jej najkorzystniejszą cenę (lokalizację).

Z komponentem oporu przestrzeni (II) bezpośrednio związany jest transportowy komponent dostępnościowy wraz z szeregiem związanych z tym zagadnień metodologicznych, w tym zastosowanej metryki, a w podejściu grawitacyjnym – funkcji oporu przestrzeni i jej parametryzacji (patrz podrozdz. 1.2). Na wstępie założono, iż dla uproszczenia zastosowane w pracy metryki nie uwzględniają żadnej dodatkowej miary ładowności różnych środków transportu, kosztów pracy, amortyzacji, administracji, opłat i innych związanych z prowadzeniem działalności gospodarczej i zagospodarowaniem odpadów. Wpływ zmienności technologii i skali transportu, czy też możliwości rozwiązań multimodalnych (Rosik i in. 2017), znajduje się zatem poza zakresem niniejszej pracy i nie został on uwzględniony w zastosowanych modelach optymalizacji przepływu odpadów. Ilekroć w pracy jest mowa o koszcie zagospodarowania, odbioru bądź przewozu (transportu) odpadów, określenia te odnoszą się zawsze do kosztu redystrybucji odpadów zmieszanych.

W związku ze stosunkowo dużym znaczeniem transportu, jaki w dystrybucji odpadów komunalnych odbywa się na poziomie lokalnym, postanowiono uwzględnić odległość wewnętrzną poszczególnych gmin (dystans potrzebny do pokonania w obrębie gminy). Za całkowity koszt podróży uznaje się sumę kosztu podróży międzygminnej oraz estymację kosztu podróży wewnątrzgminnej na terenie gminy będącej emitentem odpadów.

W związku z jednoczesną popularnością i mnogością wariantów podejścia grawitacyjnego, porównano modele różniące się formą funkcji odległości (zmienna-czynnik 2.1) oraz jej parametrów związanych z długością podróży (zmienna-czynnik 2.2), które można utożsamiać z miarą uciążliwości transportu odpadów i akceptowalnością podróży długich. W pierwszym przypadku porównano wyniki uzyskane przy zastosowaniu dwóch najpowszechniej stosowanych form funkcji: potęgowej i wykładniczej, na przykładzie dwóch różnych poziomów ich parametrów, skalibrowanych ze sobą pod względem średniej odległości

w ogólnej międzygminnej macierzy przepływów, ważonej masą przepływu. Zastosowanie w funkcji potęgowej wykładnika -1 (Ravenstein 1885) wyznaczyło poziom przyjęty jako "podróże długie", zaś zastosowanie wykładnika -2 (Young 1924, Chojnicki 1966) wyznaczyło poziom "podróży krótkich". Do otrzymanych wartości średniej długości podróży dostosowana została wartość współczynnika β występującego w funkcji wykładniczej. W przypadku drugiej zmiennej porównano wyniki modelu dla podróży krótkich i długich na podstawie modelu wykorzystującego funkcję potęgową i wykładniczą. Obliczono poziom β , który pozwolił utrzymać skalę przepływów względem odpowiedniego wariantu funkcji potęgowej, co oznacza że w przypadku zastosowania tych dwóch form funkcji różny jest statystyczny rozkład kosztu w zależności od długości podróży, ale gdyby każdą tonę odpadów przewieziono jeden raz do każdej tony przepustowości, to łącznie poniesiono by zbliżony koszt transportu. Obliczona wartość parametru β zestawiono w poniższej tabeli (Tab. 3).

Tab. 3 Wartości parametru β w zależności od przyjętej metryki odległości i wykładnika potęgi

Metryka odległości	Wykładnik potęgi w funkcji potęgowej	Wartość β w funkcji wykładniczej
Odległość po ortodromie	1	0,0738211
	2	0,5237196
Odległość drogowa	1	0,0691347
	2	0,5252039
Czas podróży	1	0,2883563
	2	0,2449895

Źródło: opracowanie własne

Komponent społeczno-demograficzny (III) związany jest głównie z kwestią dostępnościowego komponentu użytkowania ziemi. Na wstępie należało określić liczbę i rozmieszczenie emitentów oraz potencjalnych odbiorców przepływów, co determinuje przyjęty model przestrzeni. Wynika z niego, że obydwie kategorie lokalizacji reprezentowane są przez punkty będące dyskretną reprezentacją gmin, stanowiących w nim podstawowe jednostki przestrzenne, w których dochodzi do przestrzennej agregacji (generalizacji) wszelkiej informacji. Jednak używając kategorii komponentu użytkowania ziemi nazewnictwo tych jednostek wymaga dalszego usystematyzowania, gdyż mogą występować w dwóch rolach jednocześnie. Wszystkie gminy kraju nazywane są więc w pracy emitentami (ang. *issuer*). Potrzeba usystematyzowania stosowanej w pracy terminologii dotyczy w szczególności gmin, w których zlokalizowana jest infrastruktura zagospodarowania zmieszanych odpadów komunalnych. W tym kontekście często w literaturze używany jest termin cel podróży. Może

on jednak wprowadzać w błąd, gdyż niekiedy jest używany w znaczeniu potencjalnego docelowego miejsca, do którego zmierza podróż, a w innych przypadkach jako motywacja do jej odbycia. Aby rozróżnić te dwa znaczenia, w niniejszej pracy dla pierwszego z nich w sensie ogólnym jest używany termin *destynacja podróży*, a w bezpośrednim odniesieniu do konkretnego miejsca docelowego transportu odpadów, czyli instalacji zajmującej się ich przetwarzaniem, termin odbiorca (ang. *recipient*). W kontekście przyjętego modelu przestrzeni zbiór odbiorców stanowi przy tym podzbiór zbioru emitentów, gdyż o ile w każdej gminie w Polsce dochodzi do emisji odpadów komunalnych, to tylko w niektórych z nich dochodzi do ich przetwarzania. W niniejszej pracy za masę emitenta uznaje się masę rocznej emisji zmieszanych odpadów komunalnych w danej gminie. Z kolei masę odbiorcy, jeżeli jest ona uwzględniana, stanowi jego niewykorzystana moc przerobowa (patrz komponent IV).

Masa emitenta zależy od masy emitowanych w danej gminie zmieszanych odpadów komunalnych. W modelu optymalizacyjnym jej zmiana zależy od zmiany liczby mieszkańców, zmiany jej struktury wieku oraz zmiany świadomości społecznej z zakresu segregacji odpadów. W celu określenia wpływu tych czynników na koszt redystrybucji zmieszanych odpadów komunalnych porównano wyniki obecne z wynikami uzyskanymi przy założeniu rozmieszczenia ludności, przestrzennego zróżnicowania jej struktury wiekowej, oraz udziału odpadów segregowanych w zależności od wieku i rodzaju zabudowy mieszkaniowej, jakie prognozowane są w roku 2030.

W związku z trudnością opracowania prognoz, wynikającą z konieczności uwzględnienia wielu czynników oraz nieprzewidywalności zjawisk mogących zachwiać trendy, często dobrą praktyką jest przygotowanie kilku projekcji, przynajmniej wariantów „minimum” lub „maksimum” (za Holzer 2003). Dlatego w niniejszej pracy rozpatruje się 4 projekcje wolumenu zmieszanych odpadów komunalnych (scenariusze). Ich szczegółowe założenia brzmią następująco:

- k-A (bazowy) – model regresji wielorakiej odpadów zmieszanych uwzględniający następujące okoliczności: liczba mieszkańców dla roku 2021, struktura wiekowa mieszkańców dla roku 2021, struktura zabudowy mieszkaniowej, ruch turystyczny w 2021 r., współczynnik ilości wytwarzanych odpadów per capita dla 2021 roku;
- k-B (realny) – model regresji wielorakiej odpadów zmieszanych uwzględniający następujące okoliczności: liczba mieszkańców dla roku 2030, struktura wiekowa mieszkańców dla roku 2030, struktura zabudowy mieszkaniowej, współczynnik zmiany

wytwarzania odpadów per capita (według KPGO), współczynnik zmiany stosunku ilości odpadów zmieszanych do odpadów segregowanych dla 2021 roku (według szacunków opisanych w założeniach badawczych);

- k-C (stabilny) – model dla 2030 r. zakładający brak zmian emisji odpadów per capita w stosunku do 2021 r., uwzględniający oszacowaną liczbę mieszkańców dla 2030 r. na podstawie współczynników zmiany struktury wiekowej (2021-2030) oraz wymodelowanych danych o liczbie mieszkańców według zabudowy dla 2021 r.;
- k-D (pesymistyczny) – uwzględnia liczbę ludności według prognozy GUS dla roku 2030 i współczynnik ilości wytwarzanych odpadów per capita dla 2021 r. według modelu k-A.

Na komponent infrastrukturalny (IV) składa się z jednej strony rozmieszczenie i zróżnicowanie jakości sieci drogowej (czynnik-zmienna 4.1), zaś z drugiej strony zróżnicowanie przepustowości instalacji odbierających zmieszane odpady komunalne (czynnik-zmienna 4.2). Pierwsza z tych zmiennych jest związana z dostępnościowym komponentem transportowym, a konkretnie z przyjętą metryką. Odpowiednikiem dostępnościowego komponentu transportowego w teorii grafów są krawędzie grafu (Newman 2010). Samo rozmieszczenie sieci łączącej poszczególne źródła i potencjalne destynacje podróży, jak i zróżnicowanie jej poszczególnych odcinków, zdeterminowane są w niniejszej pracy przyjętym modelem przestrzeni oraz miarą uogólnionego kosztu podróży. Na wstępie przyjęto, iż całość rozważań zostanie przeprowadzona na podstawie towarowego transportu drogowego. Wynika to bezpośrednio z powszechności tej gałęzi transportu towarowego, ale też z jej szczególnie dużej uciążliwości (koszty ekonomiczne, środowiskowe, zdrowotne itd.). Także ten element został więc uwzględniony w modelu nie tylko jako pewna zastana okoliczność, ale również jako odrębny czynnik, którego wpływ na koszt systemu redystrybucji zmieszanych odpadów komunalnych podlegał osobnej analizie. Określenie wpływu tej zmiennej polegało na modyfikacji metryki i stopniowym przejściu od wariantu z odległościami ortodromicznymi, przez wariant z jednakową ich jakością, aż po wariant ze zróżnicowaną prędkością podróży na poszczególnych odcinkach. Pierwszy z wymienionych wariantów nie uwzględnia sieci drogowej, ale wyłącznie dostępnościowy komponent użytkowania ziemi (Rosik 2021). Przyjęto w nim możliwość podróżowania z każdej gminy do każdego potencjalnego odbiorcy odpadów najkrótszym odcinkiem łączącym te dwie lokalizacje. Wynik otrzymany przy założeniu takiej abstrakcyjnej, idealnej sytuacji stanowił pewien punkt odniesienia dla wyników kolejnych, bardziej realistycznych wariantów. W drugim wariantcie

dostępnościowy komponent transportowy został uwzględniony w ograniczonym stopniu, wyłącznie pod względem przestrzennego układu sieci drogowej. Ostatni z wariantów uwzględnia komponent transportowy (sieć drogową) już w pełni, wraz ze zróżnicowaniem jej jakości mierzonej prędkością ruchu. Drugą analizowaną składową było więc zróżnicowanie jakościowe sieci. Przyjęto, iż jakość tą odzwierciedla prędkość na poszczególnych odcinkach, określona z wykorzystaniem modelu WMDT (Komornicki i in. 2010, Rosik 2012, Śleszyński 2014). Warto zaznaczyć, że ostatni z wariantów różni się od pozostałych także miarą uogólnionego kosztu podróży, którą jest w tym przypadku nie odległość fizyczna a czas.

Krawędzie grafu stanowią więc tutaj odcinki łączące poszczególne pary punktów reprezentujących gminy. Z kolei waga tych krawędzi, w zależności od wariantu modelu, wynika z: (a) długości odcinka ortodromy, (b) fizycznej odległości minimalnego drzewa rozpinającego określonego algorytmem Dijkstry (Dijkstra 1959) dla grafu, którego krawędzie stanowią odcinki sieci drogowej łączące poszczególne skrzyżowania, bądź (c) łącznego czasu podróży po odcinkach takiego drzewa. Te trzy metryki zostały oznaczone odpowiednio symbolami e , r oraz t .

W niniejszej pracy zastosowanie znalazł ilorazowy model grawitacyjny w wariacie X_b (patrz podrozdz. 1.3), co dodatkowo jeszcze zwiększa rolę przyjętej funkcji oporu przestrzeni. Jednak w jednym z wariantów uwzględniono modyfikację w ramach drugiej z wymienionych zmiennych (czynnik-zmienna 4.2), która różnicuje masę (atrakcyjność) odbiorców w zależności od ich niewykorzystanej przepustowości. Miało to na celu zachowanie pewnej rezerwy możliwej do wykorzystania na przykład w sytuacji ewentualnego nieprzewidzianego wzrostu emisji odpadów, a w konsekwencji ograniczenie ryzyka jej przekroczenia. związanej z dostępnościowym komponentem użytkowania ziemi. Ilość wolumenu pozostającego w rezerwie nie jest przy tym stała, ale zależy od wartości jej pozostałych parametrów, czyli wolumenu emisji i jej odległości (w pracy: warunek b). Rozwiązanie takie skutkuje więc pewną racjonalizacją poziomu rezerwy, uzależnieniem go od istniejącej presji związanej z emisją odpadów w pobliskich gminach.

Powyższe rozważania o zmiennych różnicujących wykorzystane w niniejszej pracy warianty modelu optymalizacyjnego prowadzą do ich usystematyzowania. Jest to o tyle istotne, że porządek wynikający ze struktury tych zmiennych w modelu odbiega od porządku wynikającego z problematyki, dla której zostały one wykorzystane.

Podstawową zmienną różnicującą warianty modelu jest ogólne podejście do optymalizacji. Warianty uzyskane w wyniku zastosowania algorytmu Simpleks zostały oznaczone literą *S*, zaś te bazujące na sile ciężenia grawitacyjnego między poszczególnymi emitentami i odbiorcami literą *G*. Jeden z wariantów każdego z tych podejść został przyjęty jako podstawowy, czyli pełniący rolę stałego punktu odniesienia dla innych wariantów danego podejścia, powstałych przez modyfikację innych zmiennych. W drugiej kolejności systematyka wariantów uwzględnia to, jakiego zasięgu przestrzennego dotyczy optymalizacja. W wariantach, w których decyzja dotycząca minimalizacji kosztów transportu podejmowana jest indywidualnie przez poszczególnych uczestników rynku, dodatkowe rozwinięcie symbolu wskazuje czy decydujący głos w tej kwestii mają emitenci czy odbiorcy odpadów. Warianty modelu powstałe przez optymalizację sumarycznych kosztów na poziomie całego kraju zostały oznaczone literą *K*. Wariant polegający na zsumowaniu kosztów transportu zoptymalizowanych przy użyciu algorytmu Simpleks w poszczególnych województwach oznaczony został literą *R* (regionalny poziom optymalizacji). Z kolei warianty modelu otrzymanego w podejściu grawitacyjnym, w których kolejne iteracje polegają na wyborze największego ciężenia nie spośród wszystkich par emitent-odbiorca (komórek macierzy OD), ale spośród wszystkich odbiorców odpadów emitowanych przez danego emitenta (komórek danego wiersza macierzy OD), bądź spośród wszystkich emitentów odpadów, które może przyjąć dany odbiorca (komórek danej kolumny macierzy OD), zostały oznaczone literą *I* (indywidualna optymalizacja kosztów). W tym ostatnim przypadku dodany został dodatkowy symbol związany z układem sił na rynku, który sprawia że decyzje mające na celu minimalizację kosztów podejmować mogą poszczególne gminy bądź odbiorcy. W przypadku przyjęcia pierwszego z tych założeń, dany wariant został oznaczony symbolem *Iss* (issuer), zaś warianty gdzie koszty minimalizowane są przez odbiorców odpadów zostały oznaczone symbolem *Rec* (recipient).

Trzecia część oznaczenia dotyczy wyłącznie wariantów otrzymanych w podejściu grawitacyjnym, gdyż związana jest bezpośrednio z przyjętą funkcją oporu przestrzeni oraz definicją masy. Na rodzaj funkcji oporu przestrzeni wskazuje pierwszy człon tej części oznaczenia wariantu. Symbol *Pow* (ang. *power function*) wskazuje na zastosowanie funkcji potęgowej, gdzie siła ciężenia wraz z oddalaniem się od danego miejsca maleje coraz wolniej, zaś symbol *Exp* (ang. *exponential function*) wskazuje iż dany wariant powstał przy założeniu iż siła ciężenia maleje wykładniczo, czyli w stałym stosunku na każdą jednostkę określonej miary

odległości. W każdym z tych przypadków możliwe są różne ustawienia parametru, który determinuje dynamikę spadku atrakcyjności celu podróży z odległością. W niniejszym badaniu wybrano dwa z nich. Jeśli średnia wartość oporu przestrzeni we wszystkich komórkach macierzy jest taka jak przy potęgowej funkcji odległości z wykładnikiem wynoszącym 1, wariant nazywany jest "wariantem podróży długich" i oznaczony przez dodanie liczby 1 po symbolu rodzaju funkcji. Gdy średnia ta jest równa tej otrzymanej przy potęgowej funkcji odległości z wykładnikiem wynoszącym 2, wariant nazywany jest "wariantem podróży krótkich", a po symbolu rodzaju funkcji dodana jest wówczas liczba 2. Wreszcie na końcu części oznaczenia precyzującej warianty w podejściu grawitacyjnym pojawia się symbol związany z ewentualnym zróżnicowaniem atrakcyjności odbiorców w zależności od niewykorzystanej przepustowości przy użyciu parametru masy, które miało na celu uwzględnienie w procesie optymalizacji minimalizacji nie tylko kosztu transportu, ale też ryzyka przekroczenia ograniczeń infrastruktury przetwarzania odpadów. Jeśli w tym miejscu użyto litery *b* (wariant bezpieczny), parametr masy odbiorcy został uwzględniony, zaś gdy w danym wariantcie przyjęto iż atrakcyjność poszczególnych odbiorców zależy wyłącznie od ich odległości, w jego oznaczeniu znalazła się litera *n*.

Ostatnia część oznaczenia ponownie dotyczy wszystkich wariantów i wynika z zastosowanych danych wejściowych. Pierwsza część symbolu wskazuje zastosowaną metrykę. Standardowo przyjęto, iż odległości między emitentami i odbiorcami są określone na podstawie ortodromy. Warianty te zostały więc oznaczone literą *o*. Jednak na etapie określenia wpływu metryki (układu i zróżnicowania jakości sieci drogowej) użyteczne stały się warianty, w których używana była odległość drogowa lub czas podróży po sieci drogowej. Warianty te zostały w tym miejscu oznaczone odpowiednio literą *r* lub *t*. Wreszcie, ostatnia część oznaczenia wariantów wynika z przyjętego scenariusza podażowego, od którego zależy wolumen zmieszanych odpadów komunalnych emitowanych w poszczególnych gminach. Standardowo, zgodnie ze scenariuszem bazowym, przyjęto stan emisji na rok 2021. Oznaczenie wariantów przyjmujących taki scenariusz wieńczy litera *A*. Jednak do celów prognostycznych użyteczne okazały się warianty przyjmujące emisję zgodnie ze scenariuszem realnym, stabilnym lub pesymistycznym. Koniec ich oznaczenia stanowi odpowiednio litera *B*, *C* lub *D*.

Przedstawiony system skrótów tworzy unikalną kombinację uwzględniającą wszystkie istotne cechy charakteryzujące każdy z wariantów modelu optymalizacyjnego, jakie

wykorzystano w niniejszej pracy. Ich pełny wykaz, wraz z rolą jaką pełnią poszczególne warianty w procedurze badawczej oraz czynnikiem, dla którego zastosowano określone ich zróżnicowanie, przedstawia tabela poniżej (Tab. 4).

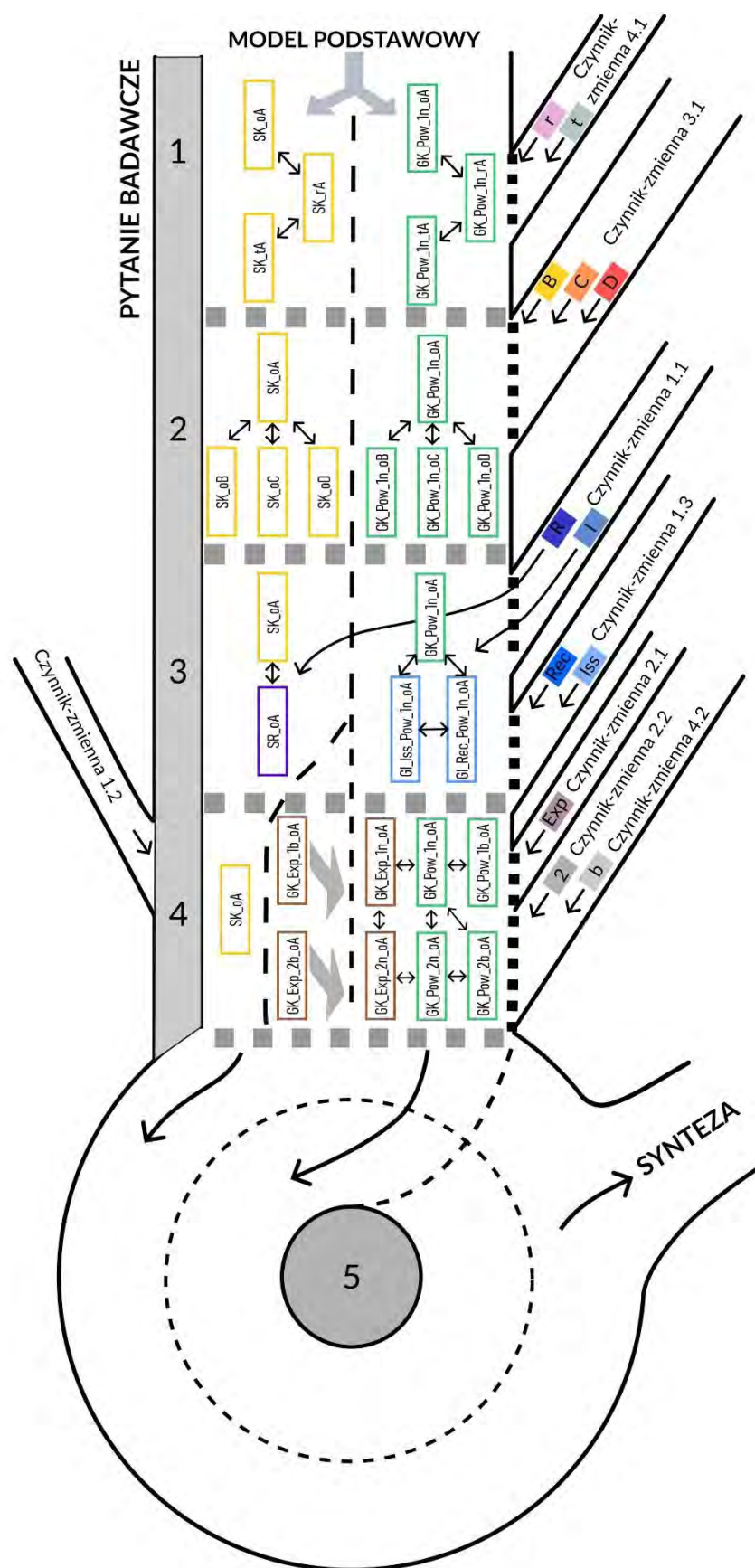
Tab. 4 Wykaz uwzględnionych wariantów modelu optymalizacyjnego oraz ich systematyka i nazewnictwo

L.p.	Rola w badaniu	Nazwa zmiennej (czynniki-zmienna) oraz symboliczne oznaczenie modelu									
		Podejście (1.2)	Poziom optymalizacji (1.1)	Perspektywa (1.3)	Funkcja oporu przestrzeni (2.1)	Długość podróży (2.2)	Atrakcyjność (masa) odbiorcy (4.2)	Metryka odległości (4.1)	Scenariusz podażyowy: k-X (3.1)		
1	podstawowa	S	K	-	-			o, r, t	A, B, C, D		
2	wariacja		R					o	A		
3	podstawowa	G	K		Pow	1	n	o, r, t	A, B, C, D		
4	wariacja						b				
5						2				n	
6							b				
7					Exp	1	n				
8							b				
9						2	n				
10							b				
11				I	Iss Rec	Pow	1			n	o
12											

Objaśnienie skrótów: S – Simpleks; G – grawitacyjny; K – krajowy; R – regionalny; I – indywidualny, Iss – Issuer; Rec – Recipient; Exp – Exponential function; Pow – Power function; 1 – długie podróże, średnia długość jak w f. potęgowej z wykładnikiem 1; 2 - krótkie, średnia długość jak w f. potęgowej z wykładnikiem 2; n – brak warunku b; b – warunek b; o – długość ortodromiczna; r – długość drogowa; t – czas podróży; A – scenariusz A; B – scenariusz B; C – Scenariusz C; D – Scenariusz D

Źródło: opracowanie własne

Powiązanie porządku pracy związanego z podejmowaną problematyką (badanym czynnikiem) z porządkiem związanym z zestawianiem różnych wariantów modeli optymalizacyjnych (modyfikowaną zmienną) przedstawia poniższy schemat (Ryc. 16).



Ryc. 18 Problematyka badawcza a warianty modelu optymalizacyjnego

Źródło: opracowanie własne

System przepływów podlegał w niniejszej pracy ocenie ze względu na dwie zmienne. Pierwsze kryterium oceny modelu stanowi zmienna podlegająca optymalizacji, którą jest sumaryczny uogólniony koszt transportu odpadów, nazywany dalej miarą efektywności systemu, lub w skrócie DC (ang. *Distribution Cost*). Wyraża ją następujące równanie:

$$DC = \sum_{i=1}^{2477} \sum_{j=1}^x d_{i,j} \times m_{i,j} \quad (3.9)$$

gdzie:

$d_{i,j}$ oznacza uogólniony koszt transportu jednostki masy odpadów z jednostki i do odbiorcy j , wyrażony w jednostkach odpowiednich dla przyjętej metryki, tj. km lub h;

$m_{i,j}$ oznacza masę odpadów transportowanych z jednostki i do odbiorcy j .

Należy zwrócić uwagę, iż przyjęta metryka (odległość po ortodromie e , odległość drogowa r lub czas podróży t) skutkuje wyrażeniem kosztu w różnych jednostkach (km lub godziny) oraz przy różnej wadze tej samej jednostki (km ma większe znaczenie w przypadku odległości ortodromicznej niż w przypadku odległości drogowej, bo sumaryczna odległość jest mniejsza). W celu porównania wyników optymalizacji pod względem kosztów, niezależnie od wariantu modelu zostały one ostatecznie odniesione do odległości ortodromicznej.

Wyniki kosztu łącznego DC zestandaryzowano i odniesiono do modelu o najniższym koszcie w porównywanej grupie modeli, który należy interpretować jako sytuację idealną dla określonego rozmieszczenia odbiorców odpadów, gdy każda gmina ma możliwość wywozu całej swojej emisji odpadów do najbliższego odbiorcy:

$$OGLEDŁOŚĆ OD WZORCA DC = \left(1 - \frac{MIN(DC_w)}{DC_w}\right) \times 100 \quad (3.10)$$

gdzie:

w oznacza indeks wariantu modelu optymalizacyjnego.

Obliczenie odległości od wzorca ma także na celu zwiększenie porównywalności wyników.

Jednak w praktyce celem optymalizacji przepływów jest nie tylko redukcja sumarycznego uogólnionego kosztu podróży, ale także zrównoważenie jednostkowego kosztu redystrybucji tony odpadów emitowanych w gminach o dobrej i relatywnie gorszej dostępności transportowej. W związku z tym, kryterium oceny uzyskanych wyników stanowi nie tylko koszt sumaryczny, ale też skala jego przestrzennego zróżnicowania. Drugie kryterium oceny modelu stanowi więc zmienna poziomu przestrzennego zrównoważenia jednostkowych kosztów transportu ponoszonych w poszczególnych jednostkach przestrzennych,

przeliczonych na jednostkę masy emitowanych odpadów. Kryterium to nazywane jest dalej miarą sprawiedliwości przestrzennej systemu i zostało obliczone jako współczynnik zmienności średniego kosztu transportu tony emitowanych odpadów w zbiorze wszystkich gmin kraju, czyli zgodnie z następującym równaniem:

$$CV = \frac{\sigma_i}{\frac{\sum_{i=1}^{2477} \left(\frac{\sum_{j=1}^x d_{i,j} \times m_{i,j}}{\sum_{j=1}^x m_{i,j}} \right)}{2477}} \quad (3.11)$$

Im wyższa wartość współczynnika CV tym wyższe zróżnicowanie kosztów jednostkowych ponoszonych w poszczególnych gminach za wywóz każdej tony emitowanych tam komunalnych odpadów zmieszanych. Należy podkreślić, iż chociaż zmienna ta stanowi jeden z kluczowych elementów oceny uzyskanych wyników, to jej wartość jest wtórna względem efektywności, gdyż poszczególne modele optymalizacji jako takie nie uwzględniały równoważenia kosztów jednostkowych w przestrzeni kraju.

Niezależnie od porządku związanego z podjętą problematyką, którą odzwierciedla kolejność pytań badawczych i przyjętych w pracy hipotez, oraz tego związanego ze strukturą zmiennych modelu optymalizacyjnego, które podlegają modyfikacji, praca podlega też porządkowi chronologicznemu, który wynika z zależności między kolejnymi krokami postępowania badawczego, możliwości realizacji określonych zadań dopiero po sfinalizowaniu innych. W związku z tym realizację właściwej części badań, polegających na weryfikacji poszczególnych hipotez przez porównanie oceny wariantów modelu różniących się pod względem określonego czynnika-zmiennej, poprzedziło zgromadzenie wszelkich niezbędnych danych, a następnie ich weryfikacja, skonstruowanie modelu przestrzennego, z uwzględnieniem trzech wariantów metryki, oraz przygotowanie czterech scenariuszy podażyowych (patrz podrozdz. 3.1). Część właściwa procedury badawczej składała się natomiast z następujących etapów, które wynikają z weryfikacji kolejnych hipotez:

- Etap 1. Weryfikacja wpływu sieci transportowej na przepływy odpadów zmieszanych (analizy wpływu zmiennej-czynnika 4.1 oraz weryfikacja hipotezy H₁);
- Etap 2. Weryfikacja wpływu prognozowanych przekształceń społeczno-demograficznych na przepływy odpadów zmieszanych (3.1 oraz H₂);
- Etap 3. Weryfikacja wpływu przestrzennej integracji systemu na przepływy odpadów zmieszanych (1.1 oraz H_{3.1});

- Etap 4. Weryfikacja wpływu perspektywy optymalizacji kosztu na przepływy odpadów zmieszanych (1.3 oraz H_{3.2});
- Etap 5. Weryfikacja wpływu metody modelowania na przepływy odpadów zmieszanych (1.2, 2.1, 2.2, 4.2 oraz H_{4.1.1}, H_{4.1.2} i H_{4.1.3});
- Etap 6. Synteza wyników i łączna ocena wpływu czynników badanych w etapach 1-5 (H_{5.1} i H_{5.2}).

Zatem w pięciu pierwszych etapach badania zestawiono wyniki poszczególnych par wariantów modeli optymalizacyjnych, w celu określenia roli poszczególnych zmiennych-czynników, a w konsekwencji zweryfikowania dotyczących ich hipotez. Mają więc one charakter analityczny. W ostatnim etapie porównano wpływ poszczególnych czynników na koszty transportu zmieszanych odpadów komunalnych oraz zestawiono dwa kryteria oceny tych kosztów. Etap ten ma więc charakter syntetyzujący zdobytą dotychczas wiedzę, co doprowadziło do weryfikacji dwóch ostatnich hipotez. Ich wartość pozwala zidentyfikować kompromis między dążeniem do redukcji kosztu sumarycznego w całym ogólnokrajowym systemie (efektywności) oraz do względnego zrównoważenia kosztu jednostkowego ponoszonego przez poszczególne gminy w przeliczeniu na jednostkę emitowanych odpadów (sprawiedliwości przestrzennej).

3.2 Źródła i rodzaje danych pierwotnych

W badaniu wykorzystano dane pochodzące z otwartych baz danych. Uzupełniając pozyskano dane o instalacjach przetwarzania odpadów komunalnych bezpośrednio z urzędów marszałkowskich.

Baza danych składała się z dwóch zbiorów. Pierwszy zbiór danych obejmował dane przestrzenne, to znaczy takie, które posiadają odniesienie w przestrzeni i stanowią obiekt w systemie informacji geograficznej (GIS). W pracy wykorzystano dane wektorowe w formacie ESRI shapefile oraz dane rastrowe. Dane wektorowe dzieli się na kategorie obiektów: punktowe, liniowe oraz poligonowe.

Informacje odnoszące się do instalacji przetwarzania odpadów pozyskano z dokumentów planistycznych województw z zakresu gospodarki odpadami komunalnymi. W związku z tym, że w poszczególnych dokumentach informacje odnośnie infrastruktury zagospodarowania odpadów znajdowały się w treści tychże dokumentów, na mapach w postaci rastrowej lub w formie tabelarycznej, konieczne było nadanie jednolitej struktury

w postaci zbiorczego zestawienia tabelarycznego. Dzięki przeprowadzonej kwerendzie planów gospodarki komunalnymi sporządzono tabelę zawierającą nazwy instalacji, informację o typie i przepustowości w Mg/rok oraz dane adresowe, które pozwoliły na dokonanie geokodowania (*geocoding*) polegającego na nadaniu poszczególnym rekordom tabeli informacji przestrzennej w postaci współrzędnych geograficznych X i Y w układzie PUWG92 i utworzenie punktów w oprogramowaniu GIS. Dane o infrastrukturze gospodarki odpadami obejmowały instalacje przetwarzania mechaniczno-biologicznego, w tym instalacje komunalne oraz instalacje zastępcze, które zajmują się przetwarzaniem odpadów zmieszanych.

Zdecydowano się na generalizację lokalizacji poszczególnych instalacji do poziomu gminy (a dokładniej jej środka ciężkości zabudowy ważonego liczbą mieszkańców), ponieważ stwierdzono, że dla skali analizowanego obszaru nie ma to większego znaczenia w którym miejscu w gminie znajduje się dokładnie dana firma. Jeżeli w danej gminie występowała więcej niż jedna firma, wówczas dane o mocach przerobowych instalacji przetwarzania odpadów postanowiono zagregować, tak by jedną jednostkę analityczną ostatecznie reprezentował jeden obiekt (jeden punkt). Gmina reprezentująca odbiorcę (odbiorców) posiadała zsumowaną wartość wskaźnika przepustowości lub pojemności wszystkich instalacji danego typu. Zbiór danych instalacji komunalnych liczy 173 rekordy. W trakcie zbierania danych postanowiono rozszerzyć zbiór do sortowni – 195 i firm recyklingowych – 978, lecz aspekt dystrybucji odpadów selektywnie zbieranych pominięto ze względów na niewielką wartość dodaną do warstwy metodycznej pracy.

Dane punktowe zostały wyznaczone również dla gmin – emitentów odpadów. W Quantum GIS wyznaczono środki ciężkości zabudowy na podstawie danych o budynkach dla wszystkich gmin w Polsce. Dane te pozyskano z Bazy Danych Obiektów Topograficznych w skali 1:10000 (BDOT10k) ze strony www.geoportal.gov.pl (dostęp 12.2021). Zatem wszystkie budynki w postaci poligonów otrzymały centroidy, które pozwoliły wyznaczyć środki ciężkości zabudowy we wszystkich gminach.

Następnie utworzone w ten sposób dane punktowe – lokalizacje emitentów oraz odbiorców odpadów – posłużyły do wyznaczania ścieżek transportu lub połączeń w linii prostej według przyjętych metod.

Dane o budynkach posłużyły również do analiz statystycznych liczby ludności i ilości wytwarzanych odpadów. W pierwszej kolejności dokonano selekcji budynków mieszkalnych (jednorodzinnych *Dj* (kod w bazie BDOT10k), dwurodzinnych *Db* oraz wielorodzinnych *Dw*).

Następnie obliczono powierzchnie użytkowe mieszkań w poszczególnych budynkach. Wyniki zsumowano według dwóch kategorii: 1. domy jednorodzinne i zabudowa bliźniacza, 2. zabudowa wielorodzinna. Przyjęto, że odpowiednikiem powierzchni użytkowej będzie powierzchnia zabudowy budynku pomnożona przez liczbę kondygnacji. Z uwagi na cel, jakim było oszacowanie liczby mieszkańców w poszczególnych kategoriach zabudowy, uznano że ten sposób obliczenia powierzchni użytkowej będzie wystarczający. W oprogramowaniu Quantum GIS obliczono powierzchnię zabudowy budynków w poszczególnych gminach wykorzystując dane przestrzenne (poligony budynków). Powierzchnie te przemnożono przez liczbę kondygnacji.

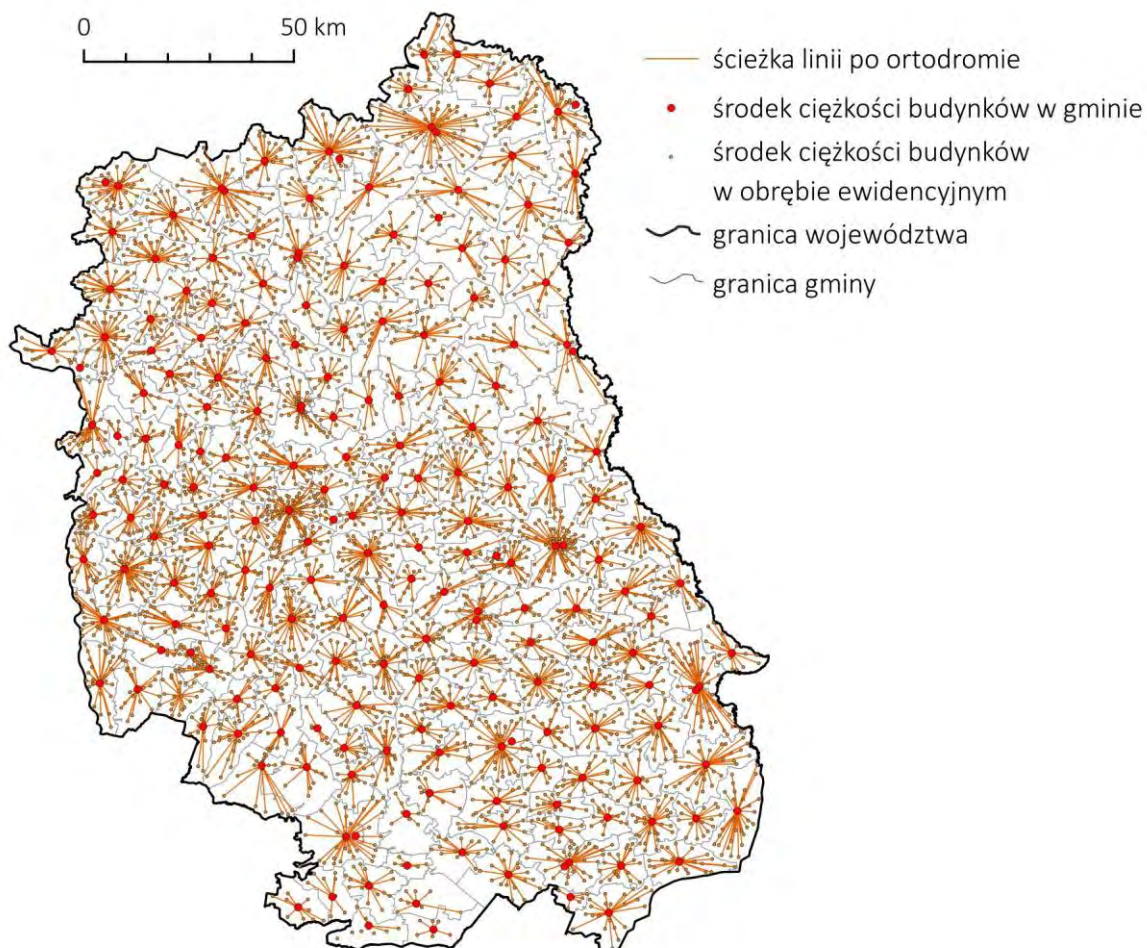
W przypadku wielu budynków, szczególnie wielorodzinnych, oprócz funkcji mieszkaniowej mogły występować również inne. Zazwyczaj była to funkcja usługowa, która zlokalizowana jest najczęściej na parterze budynku. Posiadając tę informację przyjęto, że część parterowa budynku wielorodzinnego jest przeznaczona na funkcję usługową, natomiast w przypadku gdy budynek jednorodzinny lub bliźniak posiadał więcej niż jedną funkcję - powierzchnię dzielono przez 2 w przypadku budynków parterowych, a w przypadku budynków o więcej niż 2 kondygnacjach – odejmowano powierzchnię parteru od całej powierzchni użytkowej. Liczbę ludności w poszczególnych kategoriach zabudowy oszacowano według udziałów procentowych wartości powierzchni użytkowej poszczególnych rodzajów zabudowy w każdej z gmin.

Baza danych emitentów odpadów składała się z 2477 gmin, w tym z 302 gmin miejskich, 1547 gmin wiejskich oraz 628 gmin miejsko-wiejskich. Ponadto, w przypadku analizy opartej na kryterium bariery administracyjnej zostały wykorzystane dane o granicach województw. Poszczególne warstwy jednostek podziału administracyjnego, zgodne ze stanem na dzień 1 stycznia 2021 r., pobrano z ogólnodostępnych zasobów Głównego Urzędu Geodezji i Kartografii. Dane o granicach gmin posłużyły do wizualizacji wyników analizy uwarunkowań i wyników modelowania.

Inne dane poligonowe to GRID w postaci siatki kilometrowej z liczbą ludności. Dane te pozyskano z Głównego Urzędu Statystycznego i pochodzą ze Narodowego Spisu Powszechnego z 2021 r. (dalej NSP 2021) i wykorzystano do oszacowania liczby ludności w budynkach.

Obiekty liniowe wykorzystane w analizach przestrzennych składają się z danych pierwotnych utworzonych na potrzeby modelowania odległości wewnętrznej w gminach

składających się z linii pomiędzy centroidami poszczególnych budynków a środkiem ciężkości budynków w danej gminie (Ryc. 19). oraz ścieżek wyznaczonych po ortodromie łączących poszczególne gminy w macierzy gmina-gmina (Ryc. 20). Oba zbiory zostały ze sobą połączone w celu obliczenia miar odległości i czasu podróży pomiędzy poszczególnymi jednostkami.



Ryc. 19 Rozmieszczenie środków ciężkości budynków w obrębach ewidencyjnych i linii po ortodromie łączących te środki ze środkiem ciężkości danej gminy na przykładzie województwa lubelskiego

Źródło: Opracowanie własne



Ryc. 20 Przykład potencjalnych powiązań emitenta odpadów ze wszystkimi odbiorcami odpadów zmieszanych na obszarze badań przy wykorzystaniu metody odległości w linii po ortodromie

Źródło: Opracowanie własne

Dodatkowo wykorzystano dane w postaci dróg, które pozyskano z zasobów GUGiK. Posłużyły one do obliczenia odległości drogowej w macierzy gmina-gmina. Drogi podzielone były na kategorie zarządzania: krajowe, wojewódzkie i powiatowe. Nie uwzględniono dróg gminnych wychodząc z założenia, że wszelkie podróże międzygminne powinny odbywać się drogami wyższej kategorii niż droga gminna. Dane o odległości drogowej również posłużyły jako składowa wskaźnika odległości drogowej, dodając do niej wartości odległości wewnętrznych gmin.

Zbiór drugi obejmuje dane statystyczne zestawione w formie tabel oraz macierzy. Dane statystyczne podzielono ze względu na rodzaj wartości: bezwzględne dane liczbowe oraz wskaźniki będące wartościami względnymi.

Podstawowymi danymi statystycznymi wykorzystywanymi w pracy są dane o liczbie ludności i jej strukturze w podziale na grupy wiekowe oraz typ zabudowy mieszkaniowej. Dane o liczbie ludności i strukturze wiekowej według gmin pozyskano z GUS. Pozyskano dane dla 2021 r. oraz dane prognozowane dla roku 2030.

Pozyskanie danych z oficjalnych zbiorczych baz danych GUS umożliwiło dokonanie porównywalnych analiz dla całego obszaru badań. Autor ma pełną świadomość niedoskonałości danych statystycznych, w szczególności danych o ilości wytwarzanych odpadów komunalnych. Priorytetowe dla autora było dokonanie analiz dla całego obszaru kraju, który stanowi zamknięty system. Dane statystyczne dostępne w Banku Danych Lokalnych Głównego Urzędu Statystycznego, które wykorzystano w pracy, pochodzą ze sprawozdań gminnych, które są najlepszymi możliwymi do pozyskania danymi o odpadach w Polsce w tej skali przestrzennej.

Zestawienie wykorzystanych danych wraz z wyróżnieniem kategorii obiektów w bazie danych przestrzennych, rodzaju danych, opisem charakteru, jednostkami miary oraz źródłem zestawiono w poniższej tabeli.

Tab. 5 Dane pozyskane lub wytworzone na potrzeby badania

Dane	Rodzaj danych	Jednostka miary	Stan aktualności	Zastosowanie	Źródło
Budynki	Wektor - poligony	Nie dotyczy	2020	Wyznaczenie centroidów budynków, obliczenie powierzchni mieszkalnej według rodzaju zabudowy	GUGiK
Centroidy budynków	Wektor - punkty	Nie dotyczy	2020	Wyznaczenie środków ciężkości zabudowy w gminach	Opracowanie własne
Liczba ludności w siatce kilometrowej	Wektor - punkty	Nie dotyczy	2021	Oszacowanie liczby ludności według grup wiekowych i rodzaju zabudowy w gminach	GUS
Lokalizacja emitentów – środki ciężkości zabudowy w gminach	Wektor - punkty	Nie dotyczy	2021	Modelowanie	Opracowanie własne

Lokalizacja odbiorców – środki ciężkości zabudowy w gminach	Wektor - punkty	Nie dotyczy	2021	Modelowanie	Opracowanie własne
Sieć drogowa	Wektor - linie	Nie dotyczy	2021	Opracowanie macierzy odległości drogowej gmina-gmina	GUGiK
Linie łączące emitentów i odbiorców w odległości ortodromicznej	Wektor - linie	Nie dotyczy	2021	Opracowanie macierzy odległości ortodromicznej gmina-gmina	Opracowanie własne
Linie łączące środki ciężkości budynków w obrębie gmin	Wektor - linie	Nie dotyczy	2021	Obliczenie odległości wewnętrznej w gminach	Opracowanie własne
Granice gmin	Wektor - poligony	Nie dotyczy	2021	Wizualizacja wyników	GUGiK
Granice województw	Wektor - poligony	Nie dotyczy	2021	Modelowanie	GUGiK
Lokalizacje brakujących instalacji przetwarzania odpadów	Raster	Nie dotyczy	2020	Uzupełnienie bazy danych	Plany gospodarki odpadami województw
Liczba ludności ogółem	Dane statystyczne	os.	2021, 2030	Obliczenie wskaźnika ilości wytwarzanych odpadów na mieszkańca, oszacowanie danych oczekiwanych o odpadach dla 2021 i 2030 r.	GUS
Liczba ludności w wieku 0-14 lat	Dane statystyczne	os.	2021, 2030	Oszacowanie danych oczekiwanych o odpadach dla 2021 i 2030 r.	GUS
Liczba ludności w wieku 15-64 lata	Dane statystyczne	os.	2021, 2030	Oszacowanie danych oczekiwanych o odpadach dla 2021 i 2030 r.	GUS
Liczba ludności w wieku 65+	Dane statystyczne	os.	2021, 2030	Oszacowanie danych oczekiwanych o odpadach dla 2021 i 2030 r.	GUS
Masa odpadów zmieszanych	Dane statystyczne	Mg/rok	2021	Oszacowanie danych oczekiwanych o odpadach dla 2021 i 2030 r.	GUS
Masa odpadów segregowanych	Dane statystyczne	Mg/rok	2021	Analiza obszaru badań	GUS

Masa odpadów z frakcji tworzywa sztuczne	Dane statystyczne	Mg/rok	2021	Oszacowanie danych oczekiwanych o odpadach dla 2021 i 2030 r.	GUS
Moc przerobowa instalacji przetwarzania odpadów	Dane statystyczne	Mg/rok	2020	Modelowanie	Plany gospodarki odpadami województw
Czas przejazdu wewnątrz gminy	Dane statystyczne	Godz.	2021, 2030	Modelowanie	Dane ze zbiorów IGiPZ PAN
Macierz czasu przejazdu od emitenta do odbiorcy	Dane statystyczne	Godz.	2021, 2030	Modelowanie	Dane ze zbiorów IGiPZ PAN
Odległość ortodromiczna pomiędzy miejscowościami wewnątrz gminy	Dane statystyczne	km	2021	Modelowanie	Opracowanie własne
Odległość drogowa od emitenta do odbiorcy	Dane statystyczne	km	2021	Modelowanie	Opracowanie własne
Dane adresowe instalacji przetwarzania odpadów	Opisowe	Nie dotyczy	2020, 2030	Uzupełnienie bazy danych	Plany gospodarki odpadami województw

Źródło: opracowanie własne

Dane odnoszące się do struktury ludności zostały poddane analizie regresji liniowej ze względu na potrzebę oszacowania liczebności poszczególnych grup wiekowych w dwóch rodzajach zabudowy mieszkaniowej. Dane o liczbie ludności według poszczególnych grup wiekowych zostały pozyskane w siatce 1km x 1km.

3.3 Opis modelowania danych na potrzeby badania

Badanie na rozbudowanych macierzach przepływu wymaga wykorzystania zautomatyzowanych obliczeń. Dlatego w pracy w szerokim zakresie wykorzystane były możliwości GIS oraz arkuszy kalkulacyjnych. Większość operacji na danych wektorowych oraz atrybutach wykonano w oprogramowaniu Quantum GIS oraz SAGA. W celu opracowania złożonych modeli rozwiązujących wszystkie możliwości tworzenia optymalnych ścieżek na podstawie wielokrotnych iteracji posłużono się metodami programowania liniowego. Zastosowanie tej metody możliwe było dzięki wykorzystaniu modułów Solver oraz OpenSolver w oprogramowaniu Microsoft Excel. Do modelowania użyto silnika COIN-OR CBC (Linear solver, algorytm Simpleks). Zaprogramowanie metody umożliwiło wybór ścieżek

o najmniejszej możliwej sumie odległości/kosztu dla poszczególnych regionów tworzących „zlewnie”. W celu obliczenia powiązań emitentów i odbiorców z wykorzystaniem funkcji iloczynowej i wykładniczej opracowano algorytm w oprogramowaniu Microsoft Excel.

Przeprowadzona w pracy optymalizacja dotyczyła poszczególnych wariantów modelu redystrybucji zmieszanych odpadów komunalnych w Polsce. Dopiero porównanie wyników różnych wariantów pozwala określić wpływ danego czynnika (wyrażonego przez określoną różnicę między wariantami) na przyjęte kryterium oceny, czyli koszt redystrybucji. Jak wynika z poprzednich podrozdziałów, porównywane warianty różnią się od siebie pod względem przyjętego modelu przestrzeni i szczegółowych założeń dotyczących badanej dostępności. Zróżnicowane jest także samo kryterium oceny, gdyż stanem modelu do którego dążono, jest taki który nie tylko cechuje się możliwie niskim kosztem sumarycznym, ale także jak najmniejszym zróżnicowaniem kosztu transportu jednostki masy odpadów w przestrzeni kraju. Zakładana liczba alternatywnych modeli pociąga jednak za sobą konieczność zgromadzenia i integracji wielu zbiorów danych. Niektóre z niezbędnych danych wymagały wręcz ich wygenerowania na podstawie innych, przyjęcia określonych założeń.

Model przestrzeni wymagał zgromadzenia danych o jednostkach przestrzennych oraz o sieci łączącej te jednostki. Granice jednostek przestrzennych przyjęto zgodnie z Państwowym Rejestrem Granic, udostępnianym przez Główny Urząd Geodezji i Kartografii (GUGiK), według stanu na 2021 rok.

Do oszacowania rzeczywistej ilości zmieszanych odpadów komunalnych emitowanych w poszczególnych gminach wykorzystano dane o udziale poszczególnych grup wiekowych w liczbie mieszkańców zamieszkałych w jednorodzinnej i wielorodzinnej zabudowie mieszkaniowej. Jednocześnie, w związku z potrzebą precyzyjnego określenia metryki (relacji odległości między jednostkami przestrzennymi oraz w ich obrębie), należało doprowadzić do ich reprezentowania w przyjętym modelu przestrzeni przez jeden punkt (dyskretnego sposobu występowania zjawiska w przestrzeni). W tym celu, w możliwie szczegółowy sposób, zgodnie z metodologią zaproponowaną przez Janca i in. (2025), do punktów reprezentujących poszczególne budynki mieszkalne zlokalizowane w poszczególnych polach siatki wartości (GRID) została przyporządkowana liczba ich mieszkańców w każdej z możliwych do wydzielenia grup wiekowych. Następnie, na podstawie uzyskanych wyników, każda gmina była reprezentowana w dyskretny sposób przez jeden punkt.

Do każdej z podstawowych jednostek przestrzennych (gmin) przyporządkowano pewien stały zestaw atrybutów pozwalających określić ilość emitowanych tam obecnie i w przyszłości zmieszanych odpadów komunalnych, tj. liczba mieszkańców i ich struktura według głównych grup wiekowych, według stanu aktualnego i w przyszłości, aktualny udział mieszkańców zabudowy wielorodzinnej w każdej z przyjętych grup wiekowych, a także liczbę turystów odwiedzających rocznie daną gminę. Aktualną całkowitą liczbę ludności gminy, jak również w podziale na trzy grupy wiekowe (0-14, 15-64 i w wieku 65 lub więcej lat) przyjęto na podstawie danych pochodzących z ostatniego Narodowego Spisu Ludności i Mieszkań (NSP), przeprowadzonego w 2021 roku. Mają one formę regularnej siatki wartości (GRID) o polu odniesienia w kształcie kwadratu o powierzchni 1km². Przyszła liczba i struktura wiekowa mieszkańców poszczególnych gmin została przyjęta na podstawie prognozy na 2030 rok, pochodzącej z 2021 roku i udostępnionej przez Główny Urząd Statystyczny (GUS). Baza Danych Obiektów Topograficznych (BDOT) według stanu na 2021 rok dostarcza informacji o rozmieszczeniu, zasięgu i liczbie kondygnacji poszczególnych budynków mieszkaniowych, w podziale na budownictwo (t) jednorodzinne ($t_b=s$) i wielorodzinne ($t_b=m$). Sumaryczną powierzchnię mieszkań w każdym z budynków określono mnożąc powierzchnię budynku przez liczbę jego kondygnacji. Obliczono sumę powierzchni użytkowych w poszczególnych kwadratach (r) według dwóch rozpatrywanych rodzajów zabudowy (b) mnożąc powierzchnie zabudowy każdego budynku ($Harea_b$) przez liczbę kondygnacji ($Hlevels_b$).

W związku z tym szacunkową powierzchnię użytkową A_b poszczególnych budynków mieszkalnych obliczono w następujący sposób.

$$A_b = Harea_b \times Hlevels_b \quad (3.12)$$

Wyniki A_b dla każdego budynku przyporządkowano do centroidów tych budynków. Procedura przyłączenia danych o zabudowie polegała na tym, że do warstwy wektorowej uprzednio wygenerowanych centroidów budynków mieszkalnych przyporządkowano utworzone wcześniej numery identyfikacyjne (id) kwadratów. Dzięki temu możliwe było połączenie zbiorów danych – o ludności i o powierzchni użytkowej mieszkań w budynkach. Wartości osiągnięte dla budynków zsumowano według typu zabudowy. Na podstawie tej lokalizacji, każdy budynek uzyskał dodatkowy atrybut przestrzenny r_{bt} , reprezentujący pole r, w którym znajdował się jego geometryczny środek ciężkości. Na koniec, całkowita powierzchnia użytkowa różnych typów budynków mieszkalnych została podsumowana w polach odniesienia i obliczona w następujący sposób.

$$A_t = \sum_{b=1}^n A_b \wedge b: t_b = t, r_b = r \quad (3.13)$$

Gdzie n oznacza liczbę wszystkich budynków b w zabudowie t w centroidzie pola r .

W skali kraju zauważalnie wyższa powierzchnia użytkowa mieszkania przypadająca na osobę występuje na obszarach zdominowanych przez zabudowę jednorodzinną oraz na obszarach o stosunkowo niskim odsetku dzieci. W związku z tym, średnia powierzchnia użytkowa mieszkania przypadająca na jednego mieszkańca wymagała zróżnicowania ze względu na wiek mieszkańców oraz rodzaj zabudowy. Procedura wyznaczania jej wartości przebiegała dwuetapowo. W pierwszym etapie populacja w każdej grupie wiekowej zamieszkująca daną komórkę siatki została przypisana do centroidów geometrycznych budynków i tam zlokalizowana, proporcjonalnie do powierzchni użytkowej, co wyraża poniższe równanie.

$$Dem_{d,b} = Dem_{d,r} \times \frac{A_b}{\sum_t A_{t,r}} \wedge b: r_b = r \quad (3.14)$$

Średnią powierzchnię mieszkania przypadającą na jednego mieszkańca (W_{dt}) różnicowano na podstawie empirycznie zaobserwowanej ogólnopolskiej prawidłowości współwystępowania w siatce r ludności różnych grup wiekowych d z powierzchnią użytkową mieszkań w poszczególnych typach zabudowy t . W ten sposób obliczano ogólny współczynnik powierzchni użytkowej przypadającej na osobę w danej grupie wiekowej w skali kraju.

$$W_{d,t} = \frac{\sum_{b=1}^k A_b}{\sum_{b=1}^k Dem_{d,b}} \wedge b: t_b = t \quad (3.15)$$

Gdzie k oznacza liczbę wszystkich budynków b w zabudowie t w Polsce.

Ocenę wytrzymałości związku przeprowadzono poprzez ręczną eliminację pojedynczych komórek odstających oraz poprzez statystyczną istotność dwóch klasycznych, wytrzymałych korelacji: rho-Spearmana i tau-Kendalla.

W drugim etapie wykorzystano konkretną dysproporcję między średnią powierzchnią użytkową w poszczególnych grupach wiekowych w budownictwie jednorodzinnym i wielorodzinnym (Tab. 6) do określenia w każdym polu łącznej liczby mieszkańców w budownictwie jednorodzinnym i wielorodzinnym w poszczególnych grupach wiekowych. Tak duża różnica, a przede wszystkim wysokie wartości metrów kwadratowych na osobę, wymagają w tym miejscu komentarza. Wynika to z faktu, że liczba ta wyraża, jaka część całkowitej powierzchni użytkowej mieszkań przypada wyłącznie na osobę w danej grupie

wiekowej, bez uwzględnienia obecności innych grup wiekowych. Jednocześnie Polska charakteryzuje się stosunkowo niskim odsetkiem ludności w wieku do 14 lat. Celem było jednak porównanie grup wiekowych nie pod względem średniej powierzchni użytkowej, która różni się znacząco między nimi, a także między obszarami miejskimi i wiejskimi, co do zasady. Chodziło natomiast o alokację osób z poszczególnych grup wiekowych z uwzględnieniem ich indywidualnego udziału powierzchni użytkowej przypadającej na osobę w budownictwie jednorodzinnych i wielorodzinnych (ostatnia kolumna). Wskaźniki te są znacznie bliższe na terenach wiejskich i miejskich, ponieważ w budynkach jednorodzinnych odsetek osób starszych jest znacznie wyższy niż odsetek dzieci w obu przypadkach.

$$Dem_{d,t,r} = Dem_{d,r} \times \frac{\frac{A_{t,r}}{W_{d,t}}}{\frac{A_{s,r}}{W_{d,s}} + \frac{A_{m,r}}{W_{d,m}}} \quad (3.16)$$

Tab. 6 Średnia krajowa powierzchnia mieszkalna na mieszkańca w budynkach jednorodzinnych i wielorodzinnych według grup wiekowych

Grupa wiekowa (d)	$W_{d,s}[m^2]$ (średnia powierzchnia użytkowa domów jednorodzinnych w Polsce na mieszkańca)	$W_{d,m}[m^2]$ (średnia powierzchnia użytkowa domów wielorodzinnych w Polsce na mieszkańca)	$\frac{W_{d,s}}{W_{d,m}}$ (dysproporcje między średnią powierzchnią zabudowy jednorodzinnej i wielorodzinnej w Polsce)
poniżej 14 lat	359,665	314,057	1,145
15–64	90,859	67,352	1,349
65+	340,347	204,017	1,668

Źródło: opracowanie własne

Przestrzenna nierównomierność struktury rodzaju zabudowy mieszkalnej oraz struktury wiekowej mieszkańców w przestrzeni kraju, polega na tym że relatywnie duża powierzchnia mieszkań przypadająca na mieszkańca występuje na obszarze ze stosunkowo wyższym udziałem zabudowy jednorodzinnej i ze stosunkowo niższym odsetkiem osób młodszych. W związku z tym, budynki wielorodzinne zamieszkuje większy odsetek mieszkańców niż wynikałoby to z ich udziału w ogólnej powierzchni użytkowej budynków mieszkaniowych w kraju (32,41%), a odsetek ten rośnie wraz z wiekiem (35,45% mieszkańców do 14. roku życia, 39,28% mieszkańców między 15. a 64. rokiem życia oraz 44,44% mieszkańców liczących 65 lub więcej lat). Zatem w modelu uwzględniono nie tylko fakt, że większy metraż mieszkania przypada na mieszkańca w wieku starszym niż na mieszkańca młodszego, oraz że jest on generalnie większy w przypadku mieszkańców budynków jednorodzinnych, ale także obserwację, że różnica powierzchni użytkowej przypadającej na

mieszkańca w budynkach jednorodzinnych i wielorodzinnych rośnie wraz z wiekiem mieszkańców. Wśród ludności do 14. roku życia w budynku jednorodzinnym przypada o 14,52% większa powierzchnia na mieszkańca niż w budynku wielorodzinnym, wśród ludności między 15. a 64 rokiem życia różnica ta wynosi 34,90%, zaś wśród ludności liczącej 65 lub więcej lat już 66,82%. 14,39% powierzchni obszaru zamieszkanego, na której występuje wielorodzinna zabudowa mieszkaniowa, zamieszkuje 66,70% mieszkańców kraju, a jedyne 3,95% powierzchni obszaru zamieszkanego, gdzie budynki wielorodzinne przeważają w ogólnej powierzchni użytkowej mieszkań, zamieszkuje aż 42,15% jego mieszkańców.

Następnie mieszkańców każdej komórki siatki przypisano ponownie do poszczególnych centroidów geometrycznych budynków, niezależnie dla sześciu (tj. trzech grup wiekowych w dwóch typach domów) kategorii mieszkańców.

$$Dem'_{d,b} = Dem_{d,t,r} \times \frac{A_b}{A_{t,r}} \wedge b: t_b = t, r_b = r \quad (3.17)$$

W rezultacie, w przeciwieństwie do pierwszej fazy, struktura populacji w budynkach jedno- i wielorodzinnych różniła się w poszczególnych obszarach, z różnymi proporcjami poszczególnych grup wiekowych w budynkach jedno- i wielorodzinnych. Uzyskany w ten sposób dyskretny model rozmieszczenia populacji według grup wiekowych. Dyskretny model rozmieszczenia ludności posłużył wreszcie do reprezentacji poszczególnych gmin w punkcie stanowiącym środek ciężkości, w rozumieniu zgodnym z klasycznym dwuwymiarowym odpowiednikiem średniej arytmetycznej (Kellerman 1981), ale ważonej liczbą mieszkańców poszczególnych budynków i przy uwzględnieniu założeń geometrii sferycznej (krzywizny ziemi). Na podstawie takiej reprezentacji jednostek przestrzennych określono z kolei precyzyjnie metrykę w formie macierzy O/D, w wariancie odległości ortodromicznych (o), drogowych (r) i czasowych (t).

Ostatni z atrybutów gminy uwzględnionych do oszacowania emisji zmieszanych odpadów komunalnych, stanowi średnia roczna liczba turystów. Przyjęto ją na podstawie danych GUS za lata 2016-2021. Ostatni z atrybutów charakteryzujących poszczególne gminy pozwala natomiast określić ich rolę jako odbiorcy odpadów. W tym celu każdej gminie w której znajduje się instalacja przypisano jej maksymalną moc przerobową na podstawie danych zawartych w planach gospodarki odpadami województw.

Dane o liczbie mieszkańców w poszczególnych rodzajach zabudowy oraz informacje o strukturze wiekowej w dalszej kolejności posłużyły do oszacowania ilości odpadów. Ma to

szczególne znaczenie dla oszacowania ich masy dla dwóch analizowanych lat, gdyż przyjęto założenie, że osoby mieszkające w zabudowie jednorodzinnej i wielorodzinnej różnią się podejściem do segregacji odpadów tak samo jak osoby starsze i młodsze.

Szacunek został dodatkowo uszczegółowiony o 2 współczynniki. Pierwszy z nich – współczynnik zmiany stosunku ilości odpadów zbieranych w sposób selektywny do ilości odpadów zmieszanych w latach 2021-2030, odpowiada hipotezie przewidywanej zmiany w postawie proekologicznej społeczeństwa (współczynnik h). W badaniu zakłada się, że poziom segregacji odpadów rok do roku będzie wzrastał, co będzie skutkowało zmniejszeniem ilości odpadów zmieszanych. Obliczono, że współczynnik ten wynosi 0,153 na podstawie danych o ilości odpadów zbieranych w sposób selektywny i zmieszanych w gminach z 5 lat wstecz. Drugi współczynnik (p) – przyrostu ilości wytwarzanych odpadów ogółem, odnosi się do prognozy Krajowego Planu Gospodarki Odpadami 2022 (KPGO 2022, 2016). Według tych badań przewidywany wzrost ilości wytwarzanych odpadów komunalnych uwzględniał 2 scenariusze. KPGO podaje dwie wartości tego współczynnika – dla hipotezy niskiej (0,6%) i hipotezy wysokiej (1%). Hipoteza niska zakłada wolniejszy przyrost ilości wytwarzanych odpadów, natomiast hipoteza wysoka oznacza 1% wzrost rok do roku. W badaniu uwzględniono hipotezę wysoką ze względu na przypuszczenie, że wariant ekstremalny pozwoli na uchwycenie różnic w otrzymanych modelach.

Dalszym etapem było przeprowadzenie analizy regresji wielorakiej w celu otrzymania równania funkcji opisującej zależność pomiędzy przyjętymi zmiennymi a ilością wytwarzanych odpadów. Celem było otrzymanie danych teoretycznych o ilości odpadów dla roku 2021 oraz 2030. Potrzeba pozyskania danych teoretycznych – przede wszystkim dla roku 2021, dla którego istnieją dane wtórne – wynikała ze zróżnicowania systemów zbiórki i segregacji odpadów funkcjonujących w poszczególnych gminach. Jak wynika z przeprowadzonego badania wstępnego, gminy o funkcji turystycznej oraz niektóre inne gminy posiadają wartości wskaźnika ilości odpadów na mieszkańca znacznie przekraczające średnią krajową i są odstające. Oznacza to, że otrzymana funkcja regresji, choć pozwala prawidłowo ocenić wolumen emisji dla większości próby badawczej, nie pasuje do danych dla tych gmin, więc w kolejnym etapie analizy regresji zostały one odrzucone. Pożądanym wynikiem jest równanie funkcji liniowej dopasowanej do całego analizowanego zbioru danych, co w rzeczywistości jest niemożliwe do osiągnięcia. Model teoretyczny sprawia, że otrzymane wyniki w wyniku zastosowania metody regresji wielorakiej w procesie wieloetapowym (odrzucając stopniowo

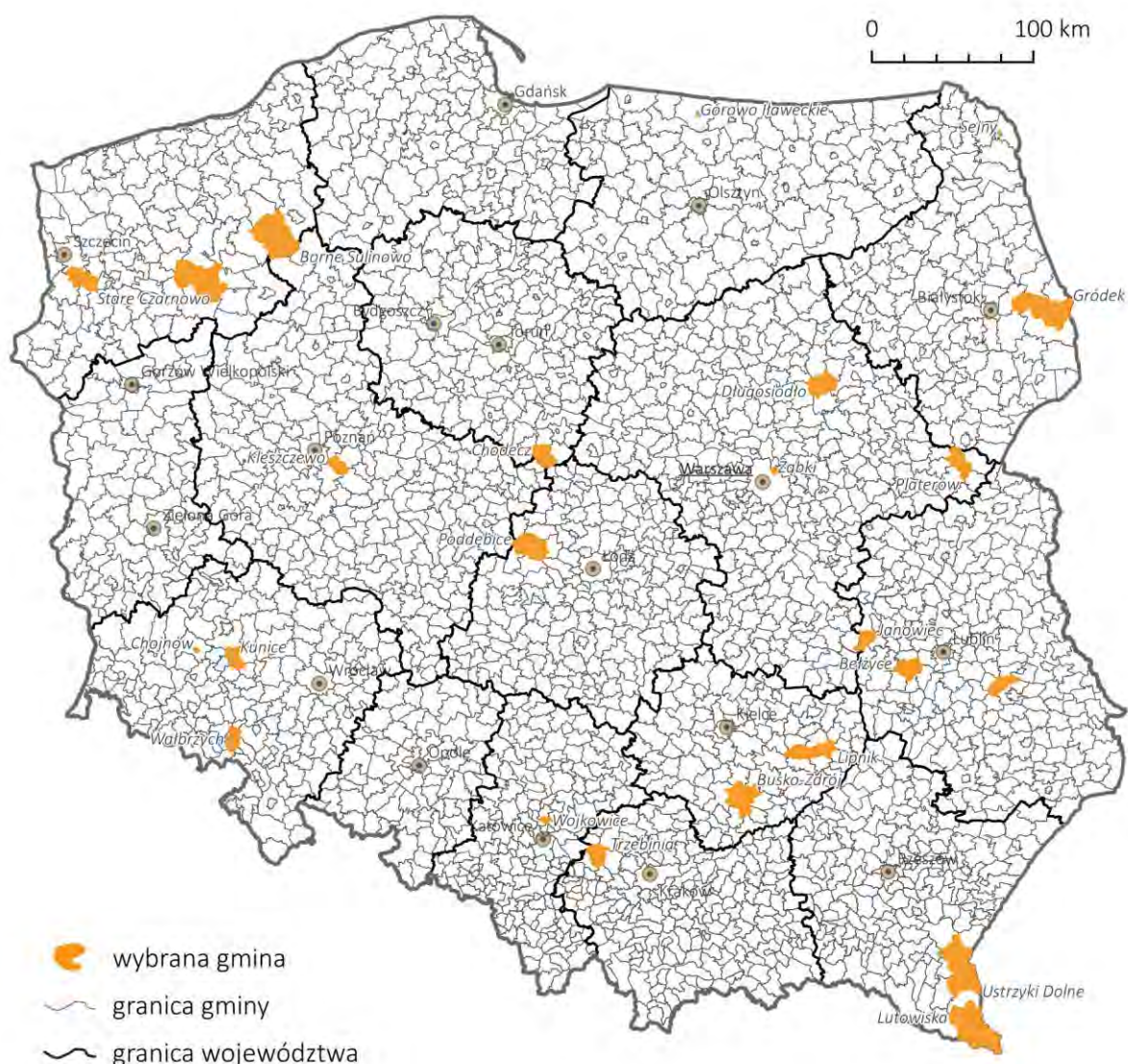
odstające wartości) będą zbliżone do rzeczywistych wyników w sytuacji idealnej, tzn. takiej gdy we wszystkich gminach system zbiórki i segregacji odpadów funkcjonuje w ten sam sposób. Należy przy tym dodać, że zróżnicowanie wskaźnika ilości wytwarzanych odpadów na mieszkańca powinno wynikać z czynników społecznych, demograficznych i ekonomicznych.

Opracowanie modelu teoretycznego pozwoliło na zniwelowanie różnic wynikających z uwarunkowań instytucjonalnych oraz problemów gmin turystycznych, które być może w niewystarczający sposób przygotowane były do zbiórki segregowanych odpadów z obiektów obsługujących turystów.

Do obliczenia dostępnościowego potencjału wewnętrznego pól podstawowych i odpowiedniego zwiększenia odległości między gminami o różnej powierzchni i rozproszeniu zabudowy mieszkaniowej, posłużono się w pracy szacowaną odległością podróży wewnątrzgminnej. Stanowi ją suma odległości ortodromicznej poszczególnych mieszkańców gminy w dyskretnym modelu przestrzeni od dyskretnej reprezentacji jej samej (środka ciężkości gminy ważonego ludnością). Z kolei w wariantach wykorzystujących czas podróży, wewnątrzgminny czas podróży został obliczony jako iloraz tej odległości i średniej prędkości w ruchu lokalnym oszacowany metodą regresji wielorakiej.

Oszacowanie średniej prędkości w ruchu lokalnym w gminach wykorzystuje czas przejazdu pojazdu między określonymi punktami pewnej ustalonej liczby miejscowości w wybranych gminach oraz odległość ortodromiczną między nimi, a także całkowitą liczbę ludności gminy i jej gęstość zaludnienia jako zmienne objaśniające.

Wybrano 27 gmin, z których 25 reprezentują 5 kategorii – po 5 gmin z każdego kwintyla pod względem każdej z dwóch zmiennych objaśniających, a 2 pozostałe to gminy o skrajnej (maksymalnej lub minimalnej) liczbie ludności. Dołączenie tych ostatnich miało na celu graniczenie ryzyka związanego z interpolacją teoretycznej zależności na wartości wykraczające poza zakres wartości w badanej próbie. Rozmieszczenie wybranych gmin przedstawia Ryc. 21.



Ryc. 21 Rozmieszczenie gmin uwzględnionych w tworzeniu wzorca prędkości wewnętrznej

Źródło: opracowanie własne

Dla każdej z wybranych gmin wykonano pomiary czasu przejazdu pojazdu mechanicznego za pomocą aplikacji map Google. Przyjęto arbitralnie kolejność przejazdu od centrum największej pod względem liczby ludności miejscowości (odpowiadającej obrębom ewidencyjnym) w przypadku gmin wiejskich i miejsko-wiejskich do najmniejszej lub w przypadku miast – od centroidu najliczniej zamieszkałego budynku w najliczniej zamieszkałym obrębie ewidencyjnym do centroidu najliczniej zamieszkałego budynku w najmniej licznie zamieszkałym obrębie, przy czym wyselekcjonowano minimum 2 i maksimum 10 obrębów ewidencyjnych o największej liczbie ludności dla każdej z gmin. W odróżnieniu od przyjętego w niniejszej pracy dyskretnego modelu przestrzeni, na potrzeby

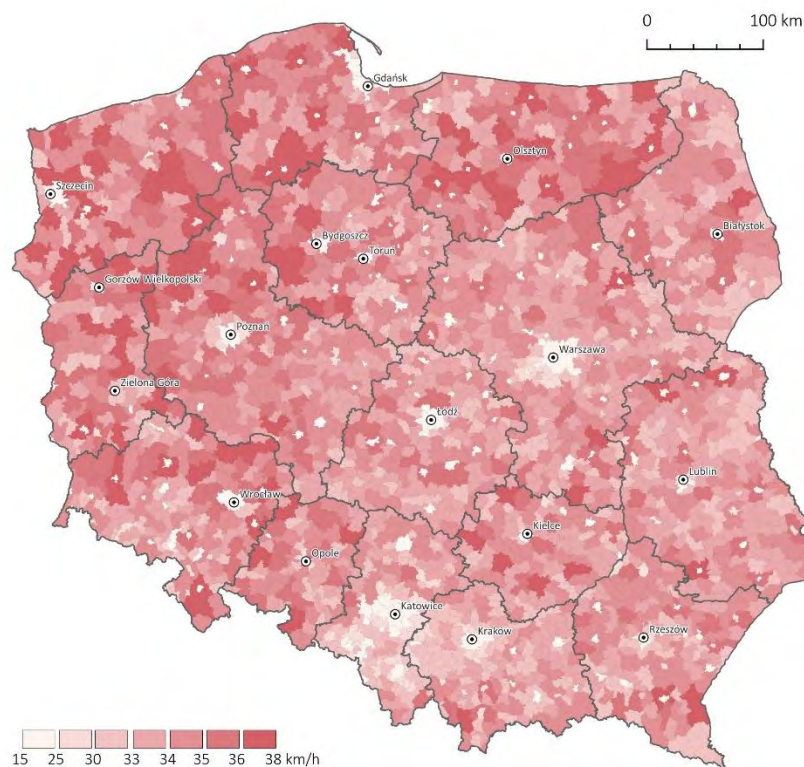
tej analizy przy wyborze punktów początkowych i końcowych podróży kierowano się nie środkiem ciężkości ważonym liczbą mieszkańców, ale zasadą porównywalności jednostek przestrzennych, wystarczającą liczebnością tych jednostek w każdej z gmin oraz lokalizacją punktu blisko drogi. W przypadku gdy była to miejscowość posłużono się współrzędnymi X i Y pozyskanymi z serwisu MapaSzukacz.pl, gdzie reprezentowany jest punkt przecięcia głównych dróg w zabudowanej części miejscowości, natomiast w przypadku miast były to centroidy budynków, które położone są również w pobliżu dróg. Wszelkie próby wyznaczenia w sposób sztuczny środka miejscowości niosły ryzyko otrzymania współrzędnych odległych od sieci drogowej co mogło prowadzić do błędnych odczytów czasów przejazdu lub brakiem możliwości wyznaczenia trasy w aplikacji.

Dla każdego rozpatrywanego przypadku ustawiono tę samą godzinę wyjazdu (10:00) oraz dzień tygodnia (środa). W przypadku otrzymania szacunkowego czasu przejazdu wybierano dolną wartość przedziału czasowego, natomiast w przypadku wytyczenia przez algorytm różnych wariantów tras decydującym czynnikiem była odległość, która powinna być najmniejsza.

Osiągnięte rezultaty wskazały na silną zależność nieliniową czasu przejazdu z liczbą ludności w gminach. Najlepiej dopasowaną wersją modelu regresji okazała się ta, która wykorzystuje funkcję potęgową liczby ludności oraz wielomianu trzeciego stopnia gęstości zaludnienia:

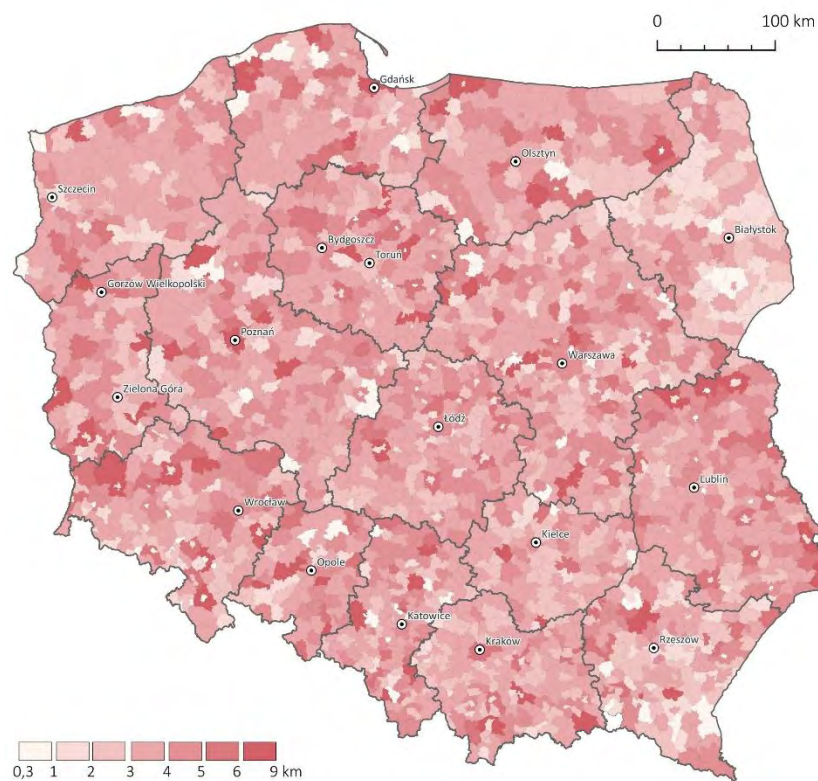
$$V_i = Pop_i^{(7,469 \times 10^{(-3)})} \times e^{\left(-1,516 \times 10^{(-11)} \times \left(\frac{Pop_i}{Area_i} \right)^3 + 2,051 \times 10^{(-7)} \times \left(\frac{Pop_i}{Area_i} \right)^2 - 7,830 \times 10^{(-4)} \times \frac{Pop_i}{Area_i} + 2,914 \right)} \quad (3.18)$$

Wyniki regresji nieliniowej dla czasów przejazdu we wszystkich analizowanych jednostkach pozwoliły na obliczenie prędkości teoretycznych w liniach prostych pomiędzy centroidami budynków a środkami ciężkości zabudowy w gminach. Model średniej prędkości oszacowanej na opisanych wyżej założeniach prezentuje mapa poniżej (Ryc. 22). Miarą odległości wewnątrzgminnej jest zatem średnia odległość ortodromiczna mieszkańca gminy od jej środka ciężkości (Ryc. 23) oraz średni czas przejazdu takiego odcinka obliczony na podstawie średniej prędkości określonej modelem regresji (Ryc. 24).



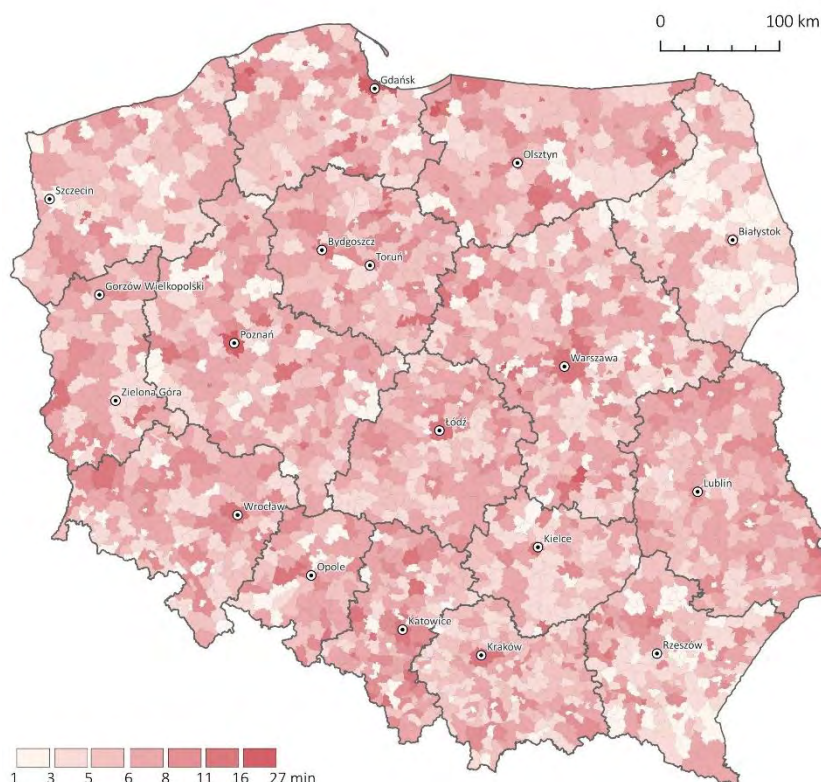
Ryc. 22 Średnia prędkość modelowa wewnętrzna

Źródło: Opracowanie własne



Ryc. 23 Średnia wewnętrzna odległość ortodromiczna

Źródło: Opracowanie własne



Ryc. 24 Średni czas podróży wewnątrzgminnej

Źródło: Opracowanie własne

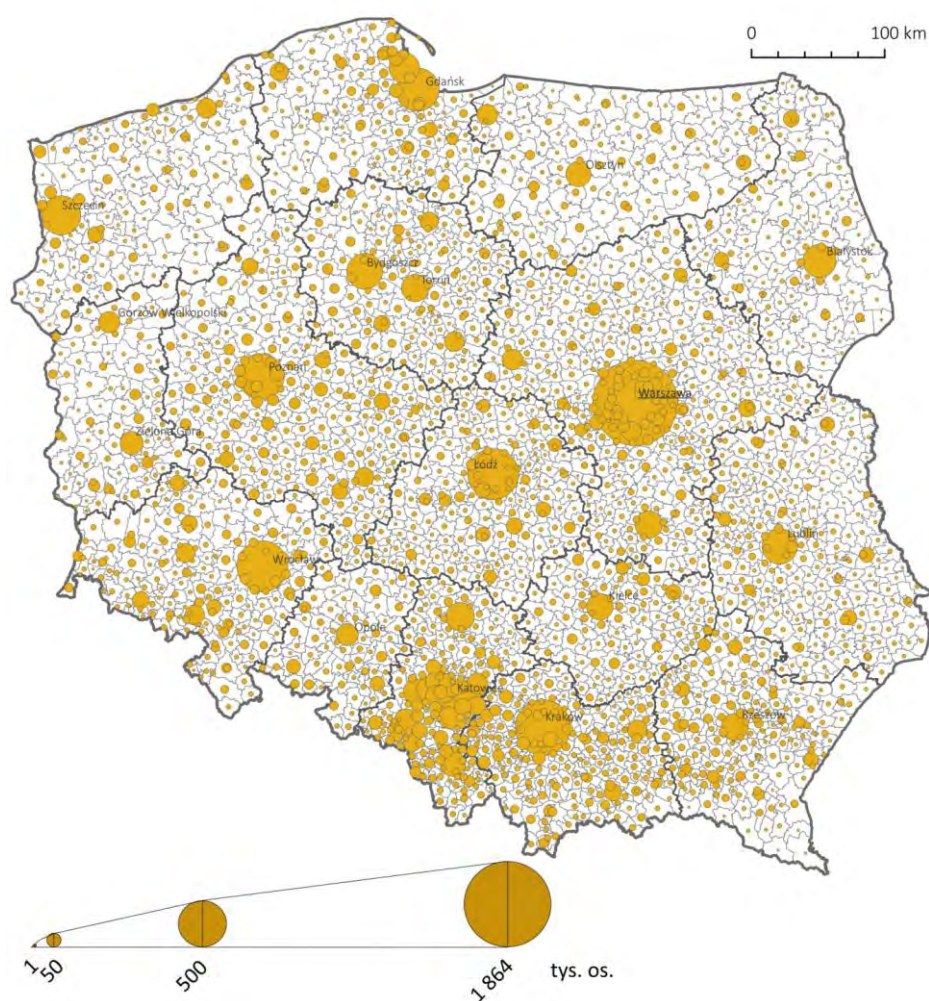
3.4 Charakterystyka obszaru badań

Około 60% całej masy odpadów komunalnych w Polsce w 2023 r. stanowiły odpady zmieszane, które wymagają większych nakładów finansowych na ich utylizację bądź ponowne wykorzystanie. Z kolei ponad 40% odpadów komunalnych zebrano w sposób selektywny. Wobec 1,5% w roku 2003 jest to znaczny postęp informujący o rosnącej świadomości społeczeństwa w kwestii segregacji, lecz jak się okazuje jedynie 15,8% odpadów komunalnych poddano recyklingowi (Raport... 2023).

Pozytywne zmiany mogą świadczyć o pewnej ewolucji w podejściu do segregacji odpadów. Stopień zróżnicowania przestrzennego ilości wytworzonych odpadów zależy od wielu uwarunkowań. W kontekście przestrzennym zjawisko to można rozpatrywać pod kątem wolumenu oraz w ujęciu relatywnym – np. w przeliczeniu na jednostkę czasu lub liczbę ludności danego obszaru itd.

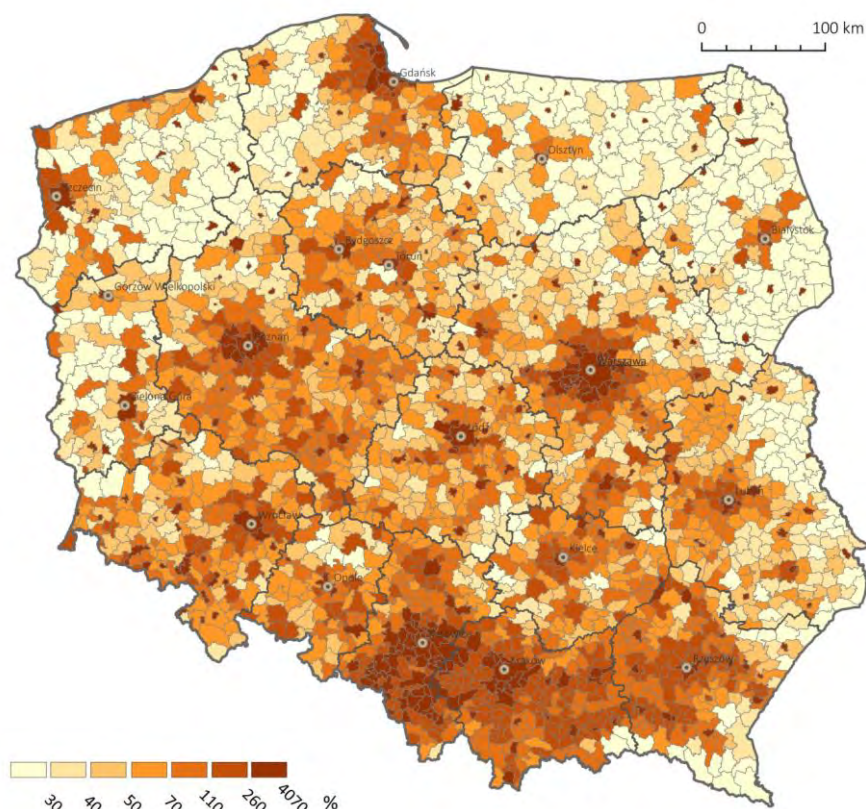
Ujęcie statyczne pozwala na poznanie potencjału demograficznego różnych części kraju, co bezpośrednio – choć nie w stu procentach proporcjonalnie – będzie przekładało się na rozkład przestrzenny wytwarzania odpadów. Ludność w Polsce koncentruje się w dużych

miastach, przede wszystkim w ośrodkach wojewódzkich (Ryc. 25). Sieć osadnicza w Polsce ma charakter policentryczny, lecz warto dodać, że gęstość zaludnienia jest zróżnicowana zarówno regionalnie jak i lokalnie. Gminy położone na południu kraju, poza obszarem Bieszczad, cechują się zdecydowanie wyższymi wartościami wskaźnika gęstości zaludnienia aniżeli te z części północnej (Ryc. 26). Najrzadziej zaludnione obszary występują na północy oraz na terenie wschodnich i zachodnich peryferii kraju. Generalnie gęstość zaludnienia maleje wraz ze wzrostem odległości od dużego miasta przy czym obszary wokół konurbacji śląskiej, Krakowa czy Rzeszowa cechują się mniejszym tempem spadku tego wskaźnika niż okolice pozostałych miast wojewódzkich.



Ryc. 25 Liczba ludności ogółem w gminach w 2021 r.

Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych GUS



Ryc. 26 Gęstość zaludnienia według gmin w 2021 r.

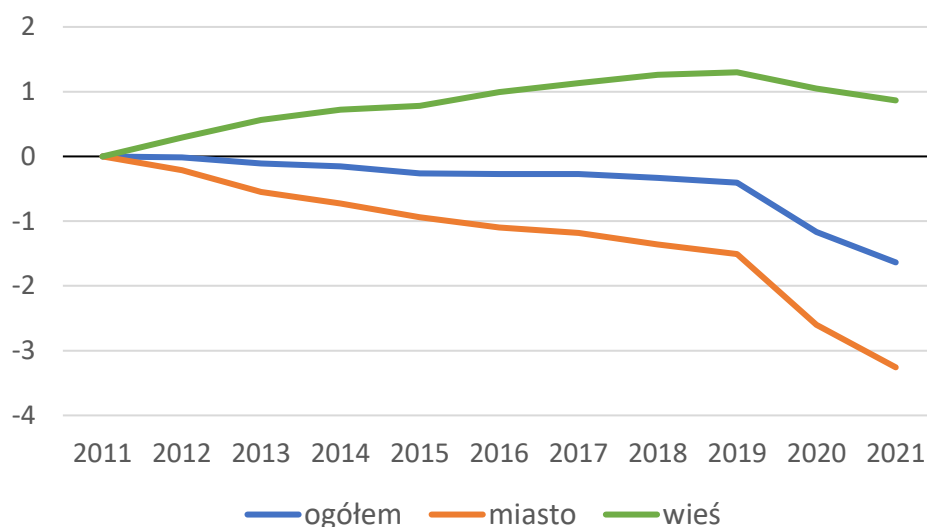
Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych GUS

Zmiana liczby ludności i jej rozmieszczenia powoduje pewne, z pozoru nieistotne, konsekwencje dla organizacji systemu zbiórki i zagospodarowania odpadów. Zróżnicowanie procesów demograficznych w przestrzeni może mieć jednak istotny wpływ np. na decyzje o lokalizacji przedsiębiorstw i ich konkurencji bądź monopolu, czego przykładem są problemy niektórych gmin wiejskich z niedoborem ofert firm mogących świadczyć usługę odbioru odpadów z ich terenu (Dygudaj i Krasoń 2023). Zatem diagnoza skali depopulacji okazuje się być istotna w kontekście zmniejszającej się opłacalności systemu zbiórki. Drugą potrzebą jest identyfikacja obszarów, które potencjalnie mogą wymagać interwencji z powodu niedostatecznej mocy przerobowej infrastruktury wynikającej ze zbyt powolnego jej rozwoju względem procesów zachodzących w ich otoczeniu.

Diagnoza sytuacji demograficznej w kontekście zagospodarowania odpadów jest o tyle istotna, że z punktu widzenia planowania transportu, systemu zbiórki, lokalizacji przedsiębiorstw, w dłuższej perspektywie czasowej pozwoli ułatwić te zadania i prognozować wystąpienie problemów. Stopień trudności organizacji odbioru odpadów jest i tak większy na obszarach rzadziej zaludnionych, gdzie zaplanowanie tras przejazdu, które nie będzie znacząco

wpływać na wzrost kosztu przewiezionej 1 tony odpadów, jest niezwykle trudne. Wysokość korelacji ilości wytworzonych odpadów i wskaźnika gęstości zaludnienia dla 2021 r. wyniósł 0,47, co poniekąd udowadnia zależność tych dwóch zjawisk, lecz jednocześnie prowadzi do wniosków, że istnieją obszary rzadziej zaludnione, które wytwarzają ponadprzeciętną ilość odpadów, jak również odwrotnie, gdzie na obszarach gęsto zaludnionych ilość zbieranych odpadów jest mniejsza niż średnia.

Skala tych problemów w ujęciu globalnym nie jest duża i pozornie może wskazywać, że problem będzie co najwyżej marginalny. Dla przykładu w latach 2011-2019 (Ryc. 27) postępował wzrost liczby mieszkańców wsi, natomiast trend ten odwrócił się. W przypadku miast spadek liczby mieszkańców miał podobne nasilenie co wzrost liczby ludności wiejskiej, lecz po 2019 roku nastąpiło tąpnięcie przekraczające 3% w stosunku do roku 2011. W teorii przy założeniu stałych wszystkich kosztów spadek liczby ludności oznacza wzrost kosztów odbioru odpadów w przeliczeniu na 1 mieszkańca, lecz będzie on wyższy na obszarach o mniejszej gęstości zaludnienia, czyli głównie na obszarach wiejskich ze względu na większe odległości, które musi pokonać śmieciarka. Koszt globalny powinien być niwelowany przez spadek ilości wytwarzanych odpadów, jeżeli zależność od liczby ludności jest liniowa.



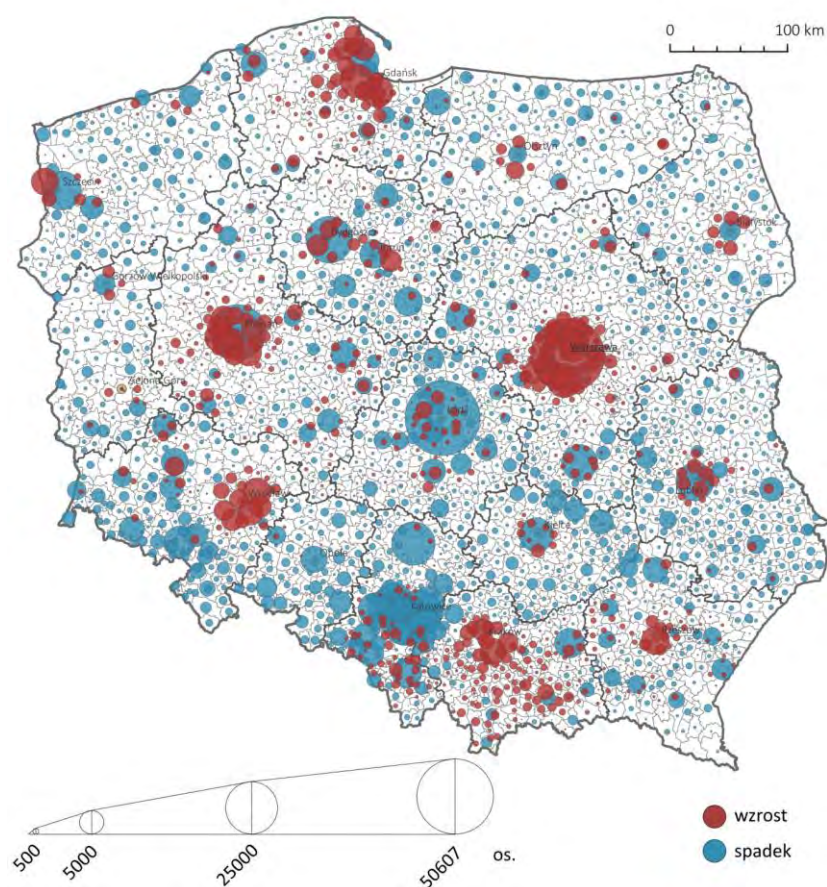
Ryc. 27 Dynamika liczby ludności w Polsce w latach 2011-2021 w odniesieniu do roku 2011

Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych GUS

Z uwagi na nieliniowość tych procesów oraz różne tempo zmian demograficznych w przestrzeni problem może przybierać różne natężenie w zależności od lokalizacji. Generalnie obszarami depopulacji są gminy ekstensywnie zagospodarowane i rolnicze, natomiast od wielu lat w Polsce obserwowany jest proces suburbanizacji, który występuje nie tylko

w strefach podmiejskich dużych miast, lecz dotyczy także średnich ośrodków (Kistowski 2009, Śleszyński 2016). Proces wewnętrznej dekoncentracji ludności jest stymulowany przez bogacenie się społeczeństwa, nadpodaż gruntów poza miastami oraz ich niższe ceny na obszarach wiejskich (Śleszyński 2016).

Według danych prognostycznych w przypadku kilku największych miast w Polsce następował będzie ciągły przyrost liczby ludności z towarzyszącym mu zjawiskiem suburbanizacji. Pozostałe ośrodki wojewódzkie cechują się prognozą spadkową, przy czym również zauważalny jest wyraźny proces dekoncentracji ludności (Ryc. 28). Prognozowane jest ciągłe rozlewanie się dużych miast na obszary wiejskie przez co najmniej 30 lat (Heffner i Twardzik 2022). W przypadku obszarów wiejskich, poza wspomnianym procesem suburbanizacji, przyrost liczby ludności ma charakter punktowy. Pozostała część kraju, z nielicznymi wyjątkami, w tym m.in. średniej wielkości miastami, stanowi obszar depopulacji.

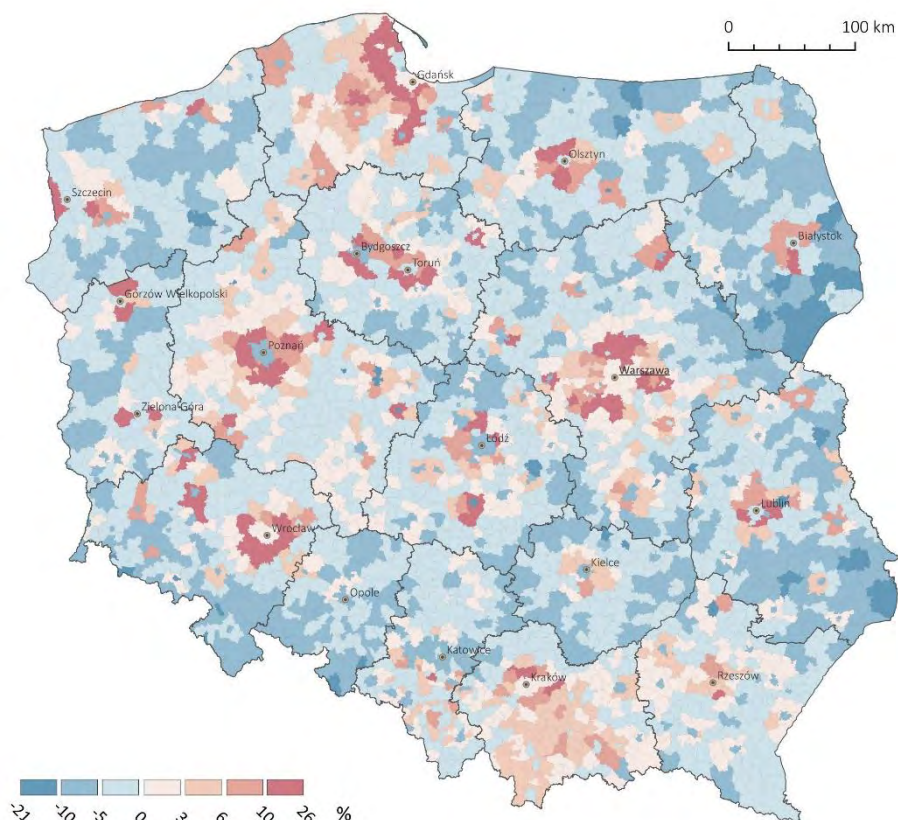


Ryc. 28 Prognozowana zmiana liczby ludności w gminach w latach 2021-2030

Źródło: opracowanie własne

W ujęciu względnym uwidacznia się skala zjawiska suburbanizacji (Ryc. 29). Wzrost liczby mieszkańców dużych miast szacowany jest na mniej niż 3%, natomiast w wielu

ośrodkach nastąpi spadek szacowany nawet na 10% i więcej. Według szacunków P. Śleszyńskiego (2018) skala depopulacji dużych i średnich miast do roku 2050 może być znacznie większa (nawet powyżej 40%). Najwyższe tempo depopulacji szacowanej do roku 2030 dotyczy w szczególności obszarów peryferyjnych – zarówno przygranicznych, jak też wewnętrznych, które podtrzymywane jest przez silne procesy starzenia się społeczeństwa, spadek dzietności i migracje wewnętrzne.

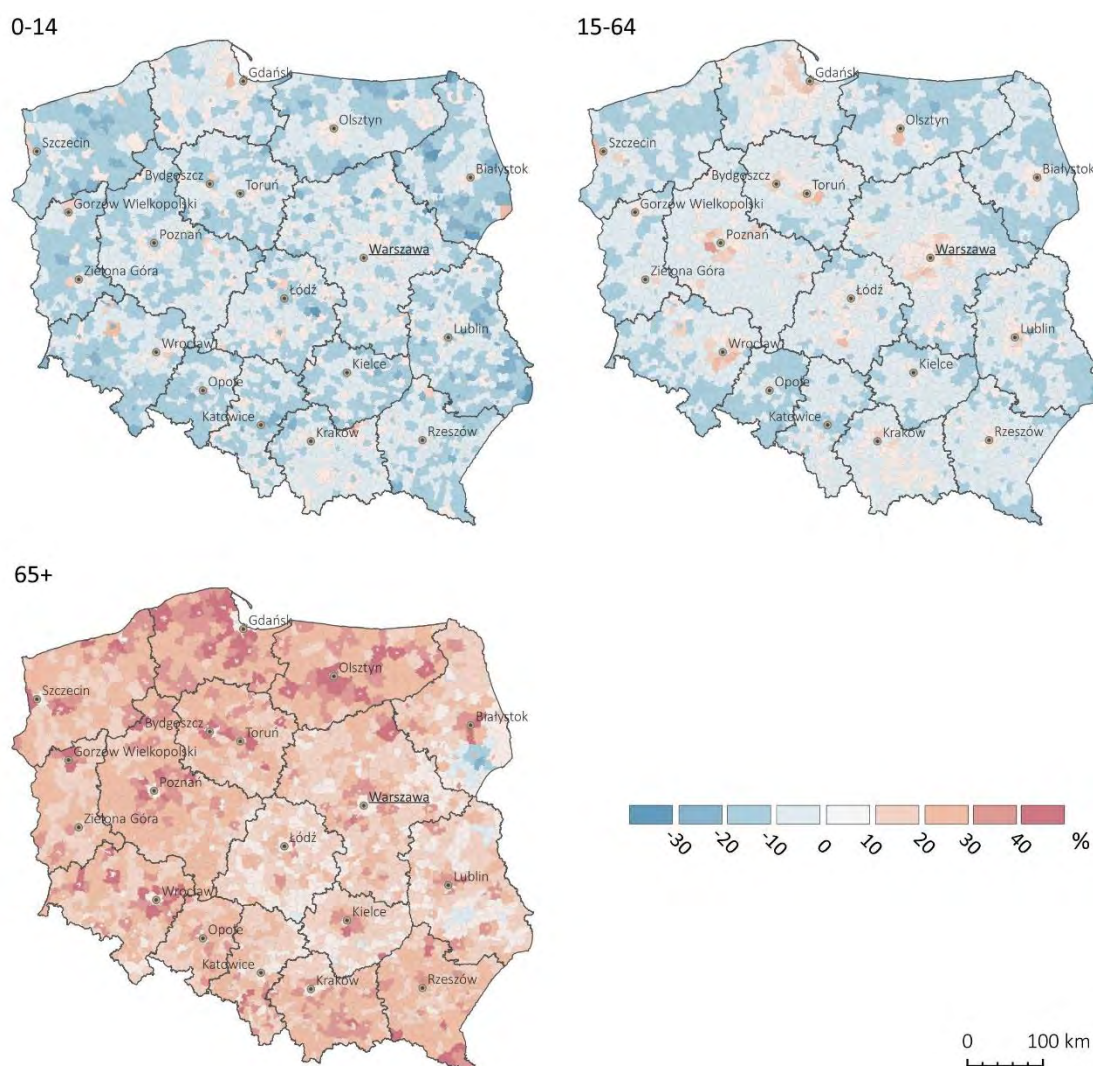


Ryc. 29 Prognozowana zmiana procentowa liczby ludności w gminach w latach 2021-2030

Źródło: opracowanie własne

W podziale na grupy wiekowe (Ryc. 31Ryc. 32) rozkład przestrzenny zmiany liczby ludności nie koreluje z opisanym wyżej dla liczby ludności ogółem. Przyrost liczby ludności w wieku 15-64 lata na obszarach podmiejskich oraz w niektórych miastach w zdecydowanej większości obszarów, których to dotyczy, osiągnie około 20%. W większości kraju udział tych osób będzie mały, podobnie jak w przypadku dzieci i młodzieży do lat 14. Polska mierzy się od lat ze starzeniem się społeczeństwa (Martinez-Fernandez C. i in. 2013). Nowsze dane potwierdzają, że wzrośnie udział osób starszych, lecz nasilenie tego zjawiska będzie dotyczyć

w szczególności obszarów peryferyjnych. Generalnie zmiany w strukturze wiekowej ludności będą zróżnicowane przestrzennie.



Ryc. 30 Prognozowana zmiana liczby ludności według kategorii wiekowych w gminach w latach 2021-2030

Źródło: opracowanie własne

Jest to ciekawy wniosek do dalszych analiz dotyczących rozkładu przestrzennego i dynamiki wytwarzania odpadów, głównie ze względu na zróżnicowanie w podejściu do segregacji odpadów w zależności od wieku. Współczynniki korelacji Pearsona pomiędzy udziałem danej grupy wiekowej w liczbie mieszkańców a ilością wytwarzanych odpadów zmieszanych per capita wahają się w zależności od modelu od -0,66 do 0,6. Istotną korelację osiągnął model k-C. W tym wariancie wpływ osób młodych na postawę proekologiczną jest znaczący. Odwrotną zależność prezentuje udział osób starszych, zatem im ich udział w liczbie

mieszkańców gminy jest mniejszy, tym więcej odpadów zmieszanych przypada na 1 osobę. Naukowcy, którzy badali świadomość ekologiczną społeczeństwa nie są jednak zgodni w kwestii ustalenia w jaki sposób wiek wpływa na zachowanie postawy proekologicznej (za Morrison i Beer 2017). Wyniki dla modelu k-C wydają się być zbieżne z wnioskami Morrison’a i Beer’a (2017), którzy udowodnili, że bardziej świadomi w sferze dbania o środowisko są ludzie w średnim wieku, jednakże wysoka korelacja została osiągnięta również dla grupy wiekowej 0-14 lat. Przewaga młodych osób w tej sferze życia prawdopodobnie może wynikać z momentu, w którym ci ludzie dorastali. Ostatnie kilkanaście lat to czas dużych zmian w uświadamianiu społeczeństwa w zakresie odpowiednich zachowań, w tym segregacji odpadów. W tym aspekcie wyniki są zbieżne z badaniami Laroche i in. (2001).

Zastanawiać mogą niskie wartości współczynnika korelacji dla pozostałych modeli (Tab. 7). Wszystkie modele prezentują pewne scenariusze, więc w mniejszym lub większym stopniu mogą być zbliżone do rzeczywistości. Po drugie, czynnik demograficzny współwystępuje z innymi czynnikami, które wpływają na ilość odpadów zmieszanych przeliczonych na 1 mieszkańca. Do zmiennych determinujących taki rozkład danych można zaliczyć np. strukturę zabudowy, gęstość zaludnienia, miejsce zamieszkania (miasto, wieś), poziom wykształcenia, strukturę zatrudnienia, indywidualne poglądy itd.

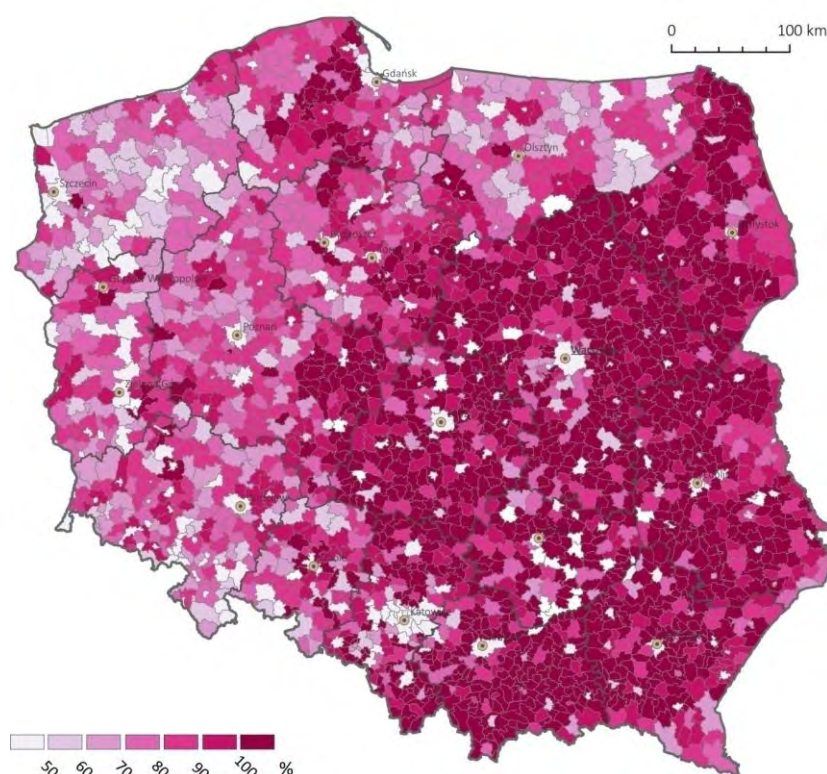
Tab. 7 Współczynniki korelacji Pearsona masy odpadów zmieszanych per capita według modeli wejściowych i danych GUS oraz udziału poszczególnych grup wiekowych w liczbie mieszkańców gminy

	GUS 2021	k-A	k-B	k-C	k-D
0-14	0,18	-0,17	0,02	0,60	0,26
15-64	-0,01	0,00	0,01	0,55	0,22
65+	-0,12	0,12	-0,01	-0,66	-0,27

Źródło: opracowanie własne

Kolejną zmienną, uwzględnioną w badaniu jest rodzaj zabudowy mieszkaniowej, a zasadniczo – jej struktura. Ze względów społecznych i organizacyjnych stopień segregacji odpadów powinien być wyższy na obszarach, gdzie przeważa zabudowa jednorodzinna. W domach jednorodzinnych oraz na posesjach dostępna przestrzeń stwarza lepsze możliwości do przechowywania posegregowanych odpadów. Ponadto w łatwiejszy sposób firmy odbierające odpady mogą kontrolować stopień segregacji w poszczególnych gospodarstwach domowych, zatem większe ryzyko potencjalnego ukarania za nieprawidłową segregację powinno być czynnikiem motywującym mieszkańców do samokontroli w tym zakresie. Większy udział zabudowy jednorodzinnej występuje w Polsce centralnej i wschodniej

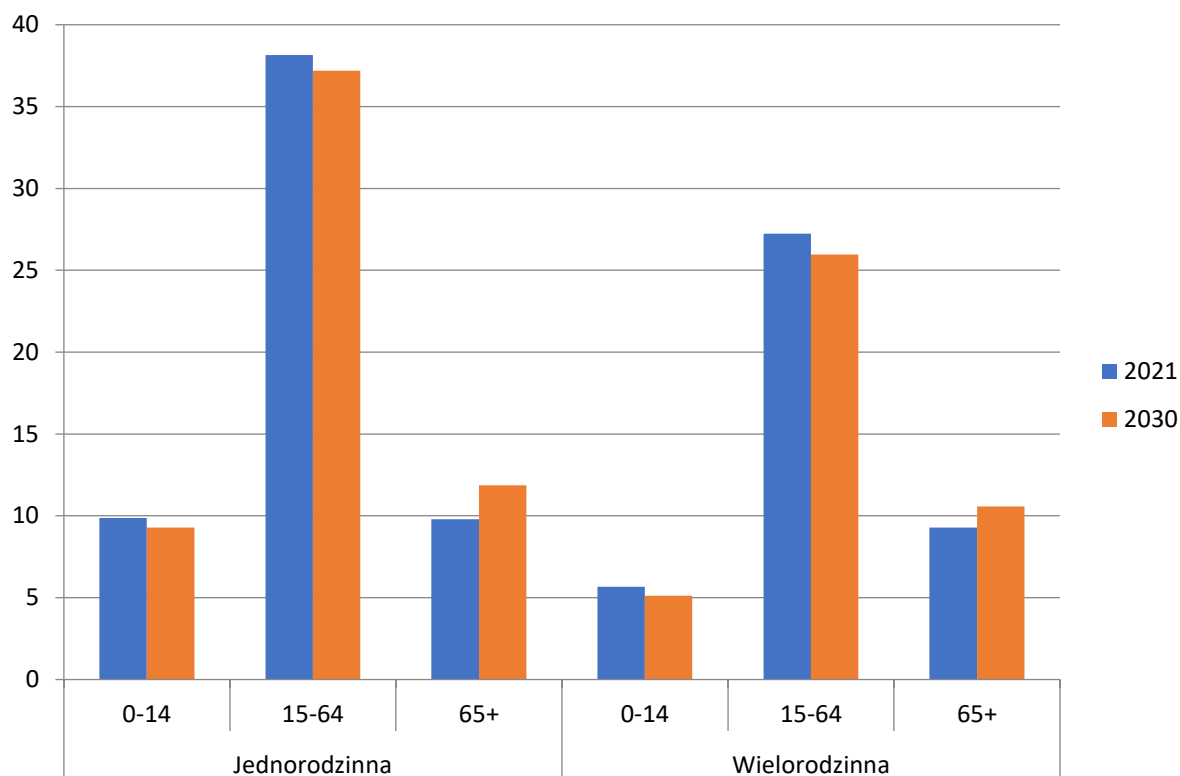
i w przybliżeniu zasięg ten pokrywa się z granicami zaborów rosyjskiego i austriackiego (Ryc. 31). W przypadku modelu k-A współczynnik korelacji Pearsona dla udziału mieszkańców zabudowy jednorodzinnej wyniósł zaledwie -0,06, jednakże w pozostałych modelach kolejno -0,64 dla k-B i k-C oraz -0,65 dla k-D. Ilość odpadów zmieszanych w przeliczeniu na 1 mieszkańca jest zatem zależna od rodzaju zabudowy. Większa przestrzeń użytkowa jaką daje zabudowa jednorodzinna powoduje, że ilość odpadów zmieszanych w przeliczeniu na 1 mieszkańca jest niższa niż w zabudowie wielorodzinnej.



Ryc. 31 Udział mieszkańców zabudowy jednorodzinnej w liczbie mieszkańców ogółem według gmin w 2021 r.

Źródło: opracowanie własne

W ujęciu dynamicznym udział ludności w wieku 0-14 lat oraz 15-64 lata będzie malał (Ryc. 32). Rozdzielając grupy wiekowe na rodzaj zabudowy, największy wzrost udziału osób w wieku powyżej 65 roku życia nastąpi w zabudowie jednorodzinnej natomiast minimalnie większy spadek tego wskaźnika dla grupy wiekowej 15-64 lata nastąpi w zabudowie wielorodzinnej.



Ryc. 32 Udział ludności w zabudowie jednorodzinnej i wielorodzinnej według grup wiekowych w 2021 i 2030 r.

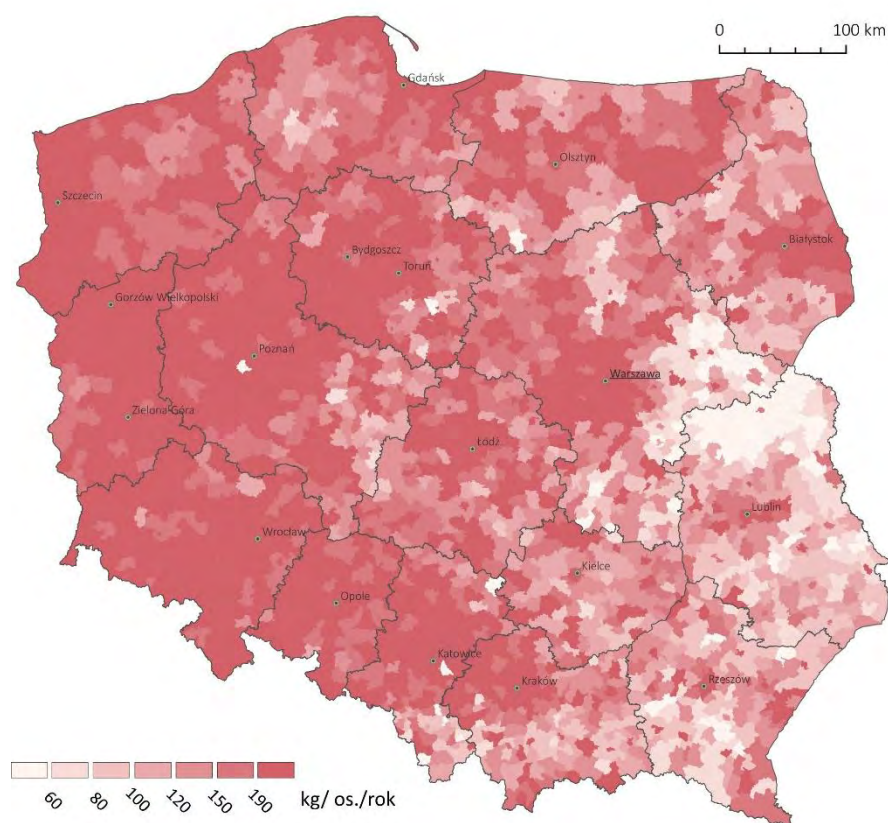
Suma dla jednego roku = 100%

Źródło: opracowanie własne

Opisane w powyżej uwarunkowania demograficzne powinny bezpośrednio przekładać się na rozkład przestrzenny wskaźników opisujących proces wytwarzania odpadów. Tak jednak nie jest, ponieważ zróżnicowanie przestrzenne wskaźnika ilości wytworzonych odpadów per capita według danych GUS dla roku 2021 wynikają z zupełnie innych uwarunkowań przestrzennych. Różnice na mapie (Ryc. 33) są dość wyraźne pomiędzy Polską Wschodnią a Zachodnią za wyjątkiem aglomeracji warszawskiej i niektórych gmin. Zróżnicowanie to wskazuje na istnienie co najmniej kilku determinant.

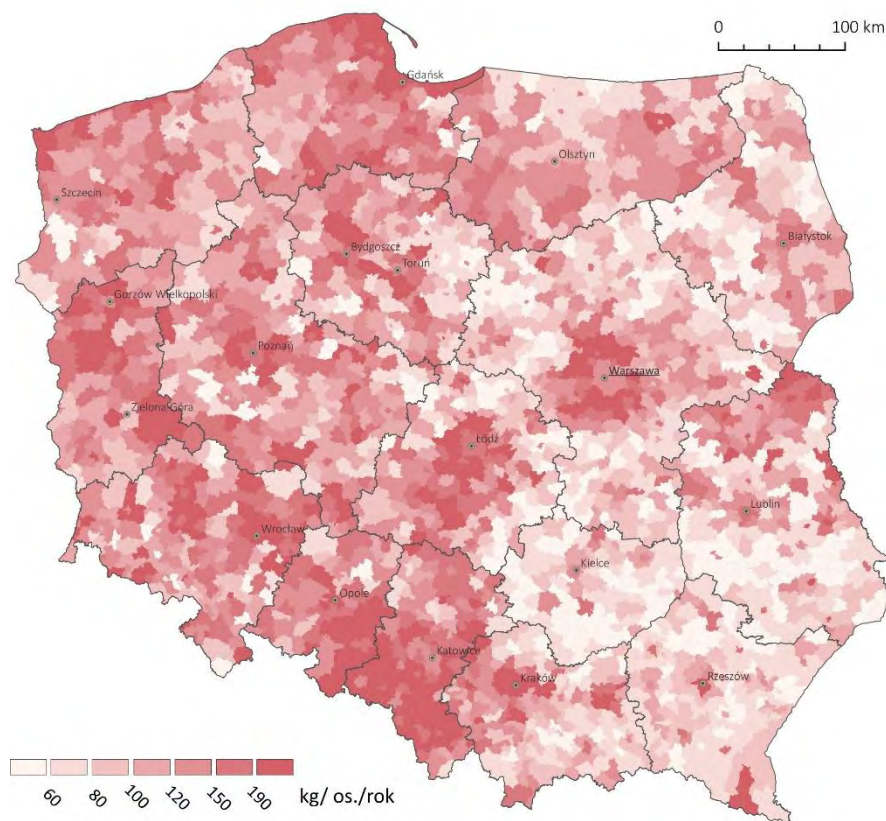
Po pierwsze, poziom segregacji odpadów może być zróżnicowany przestrzennie w kraju i wynikać z uwarunkowań społecznych. Okazuje się jednak, że ilość odpadów zbieranych w sposób selektywny na 1 mieszkańca (Ryc. 34) jest skorelowana z wynikiem dla odpadów zmieszanych. Oznaczałoby to, że statystycznie 1 mieszkaniec Polski Wschodniej wytwarza znacznie mniej odpadów niż obywatel Polski mieszkający w zachodniej części kraju. Po części może to być prawda, aczkolwiek tak znaczne różnice są mało prawdopodobne i mogą jedynie wyjaśniać sytuację gmin turystycznych, gdzie za dużą część odpadów wytworzonych

w tych gminach odpowiadają turyści. W związku z powyższym dylematem należy postawić hipotezę, że duży wpływ na tak wysokie zróżnicowanie przestrzenne obu wskaźników poziomu wytwarzania odpadów wynika ze słabej organizacji systemu ich odbioru od mieszkańców. Mogłoby tak być, gdyby dotyczyło to pojedynczych przypadków, które powinny również występować w zachodniej Polsce. Taki scenariusz jest zdaniem autora mało prawdopodobny lub może dotyczyć niektórych gmin, lecz trudno wskazać których konkretnie. Ogólnie rzecz biorąc, system gospodarki odpadami w Polsce jest jednolity, a przedsiębiorstwa zajmujące się zbiórką odpadów to w dużej mierze duże firmy działające w wielu regionach w kraju. Problem może więc wynikać z jakości danych, pomimo tego, że system raportowania o zebranych odpadach jest w Polsce scentralizowany.



Ryc. 33 Ilość odpadów zmieszanych per capita w 2021 r. według danych GUS

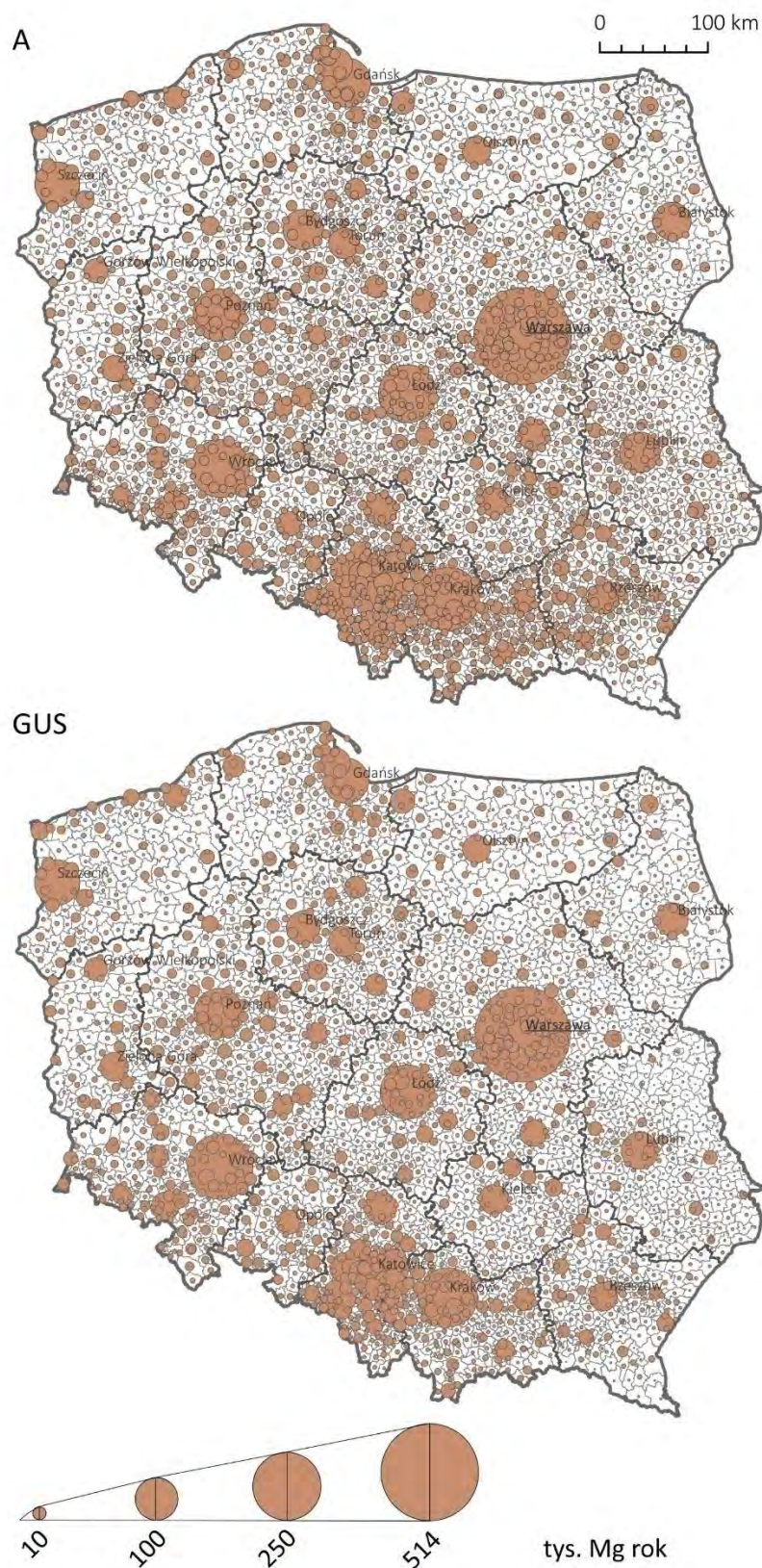
Źródło: opracowanie własne



Ryc. 34 Ilość odpadów segregowanych per capita w 2021 r. według danych GUS

Źródło: opracowanie własne

Mając na względzie powyższe, w celu otrzymania niezaburzonych wyników modelowania, postanowiono dokonać korekty danych wejściowych i konsekwentnie na podstawie tych danych obliczać kolejne prognozy przy uwzględnieniu wybranych komponentów. W wyniku analizy regresji wielorakiej otrzymano obraz rozkładu przestrzennego ilości wytworzonych odpadów zmieszanych dla roku 2021. W porównaniu do danych GUS, ilość wytworzonych odpadów zwiększyła się w gminach Polski Wschodniej, lecz zauważalna zmiana nastąpiła również w gminach wiejskich i miejsko-wiejskich oraz małych i średnich miastach, w części zachodniej kraju (Ryc. 35). Dokonanie korekty danych o ilości wytworzonych odpadów w poszczególnych gminach może mieć wpływ na dystrybucję tych odpadów pomiędzy poszczególne instalacje przetwarzania, co w konsekwencji może wpłynąć na rezultat obliczeń kosztu obsługi gmin w zakresie odbioru odpadów.

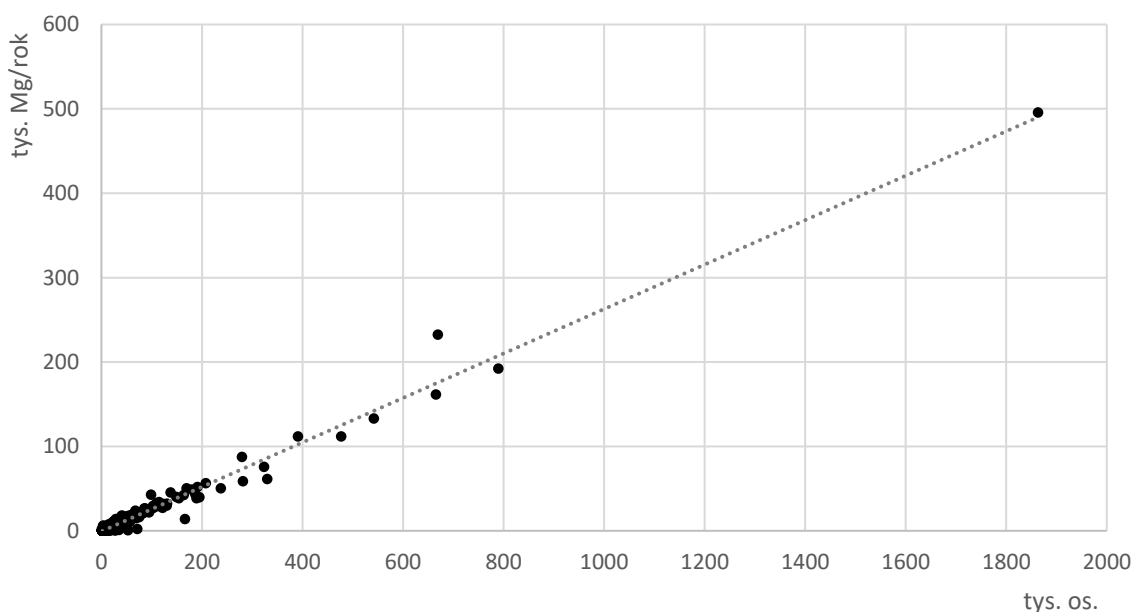


Ryc. 35 Ilość odpadów zmieszanych w gminach w 2021 r według analizy regresji wielorakiej (A) i danych zastanych (GUS)

Źródło: opracowanie własne

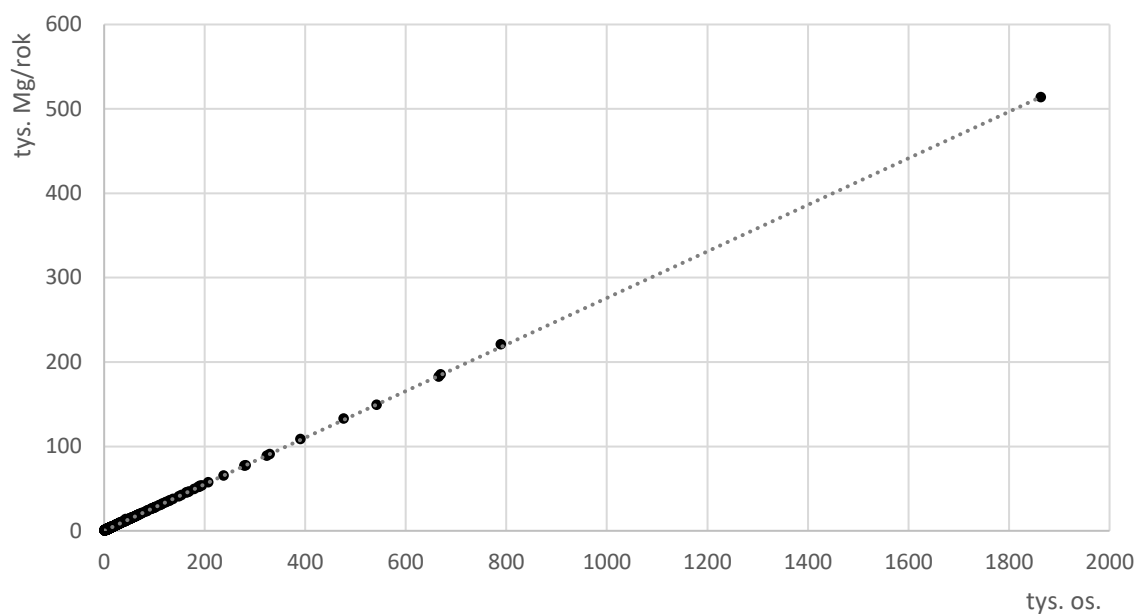
Różnice powstały również w gminach dużych co lepiej obrazują poniższe wykresy (Ryc. 34-38). Generalnie wartości są zbliżone do danych oczekiwanych, lecz ich większe rozproszenie niż w modelach A-D wskazuje na istnienie danych istotnie różnych, wymagających w tej skali badania dokładniejszego przeanalizowania. Wartości względne dla danych GUS mieszczą się w przedziale 1,33-1641 kg/os/rok. Zastanawiające są w szczególności wartości skrajne i zbliżone do nich. Liczebność gmin, które osiągnęły rezultat poniżej jednego odchylenia standardowego wynosi 298 i odpowiednio 277 powyżej wartości sumy średniej i odchylenia standardowego.

Dzięki zastosowaniu metody regresji wielorakiej otrzymano wynik zbliżony do modelowego, lecz uwzględnione dane odnośnie ruchu turystycznego pozwoliły na uchwycenie różnic w ilości odpadów w przeliczeniu na mieszkańca danej gminy. Rezultat dla roku 2021 r. (model k-A) to 273-463 kg/os./rok, natomiast dla trzech pozostałych modeli oscylowały wokół wartości: k-B: 250-788 kg, k-C: 273-463 kg i k-D: 208-522 kg/os/rok.



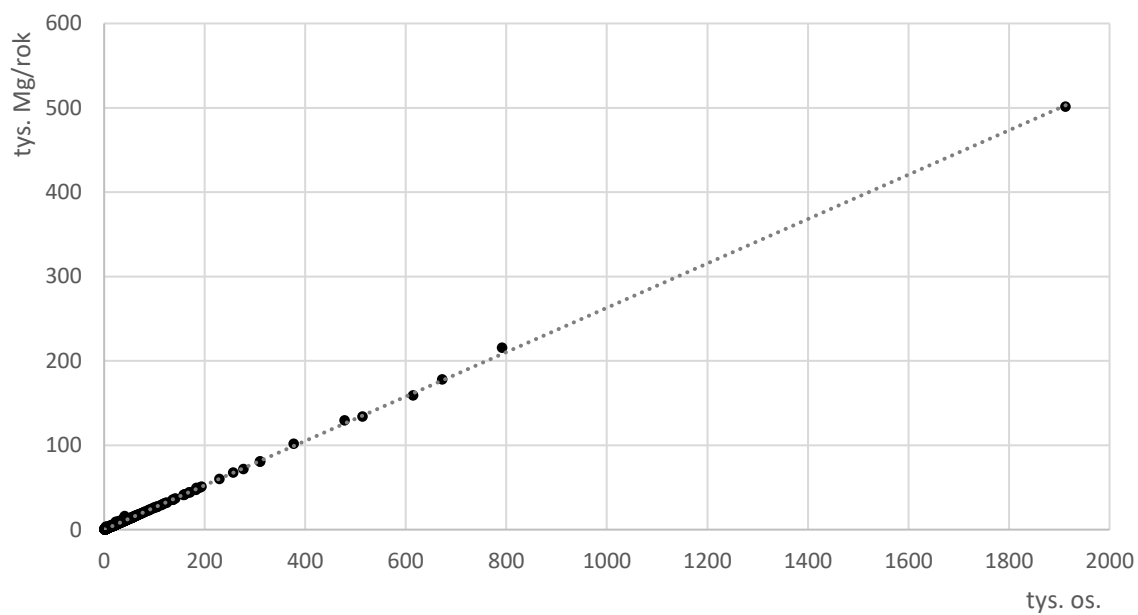
Ryc. 36 Zależność masy odpadów od liczby ludności dla 2021 r. według danych GUS

Źródło: opracowanie własne



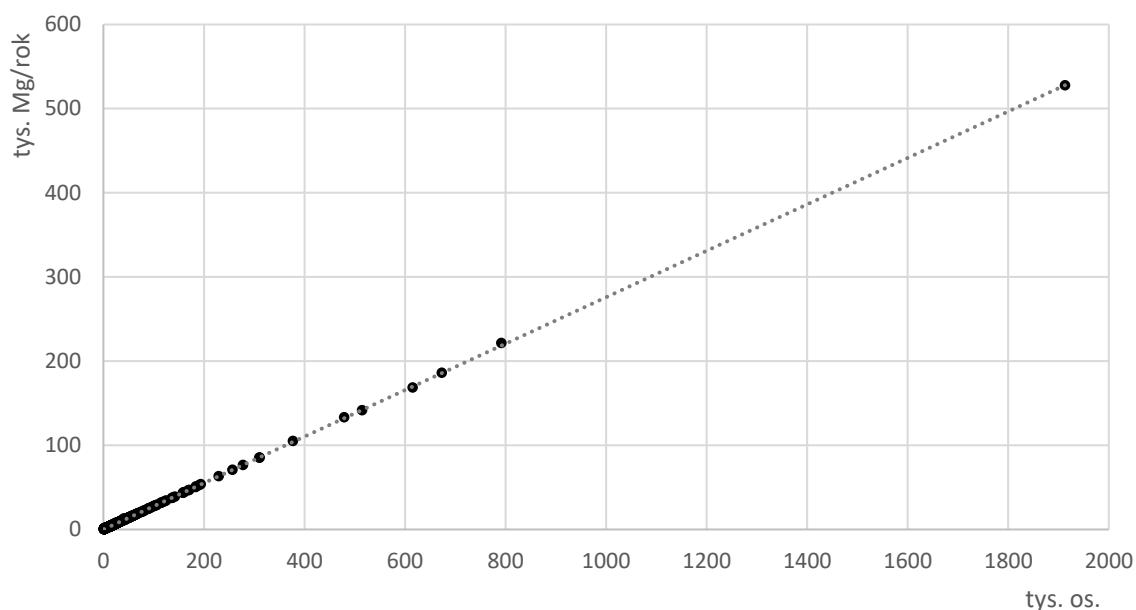
Ryc. 37 Zależność masy odpadów od liczby ludności dla 2021 r. po korekcie danych zastanych według projekcji k-A

Źródło: opracowanie własne



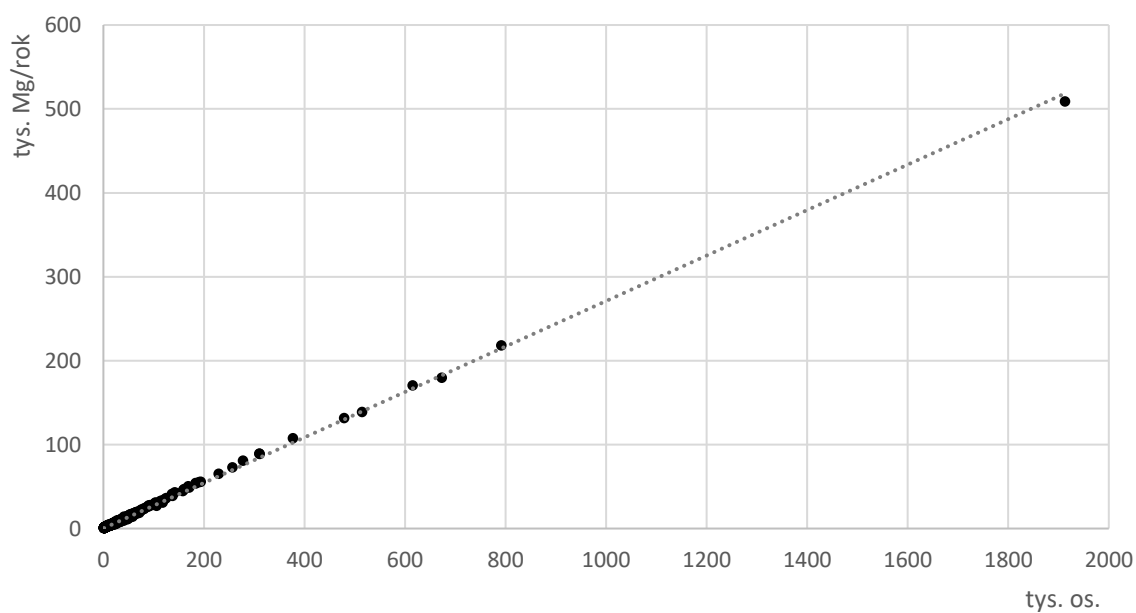
Ryc. 38 Zależność masy odpadów od liczby ludności dla 2030 r. według projekcji k-B.

Źródło: opracowanie własne



Ryc. 39 Zależność masy odpadów od liczby ludności dla 2030 r. według projekcji k-C

Źródło: opracowanie własne

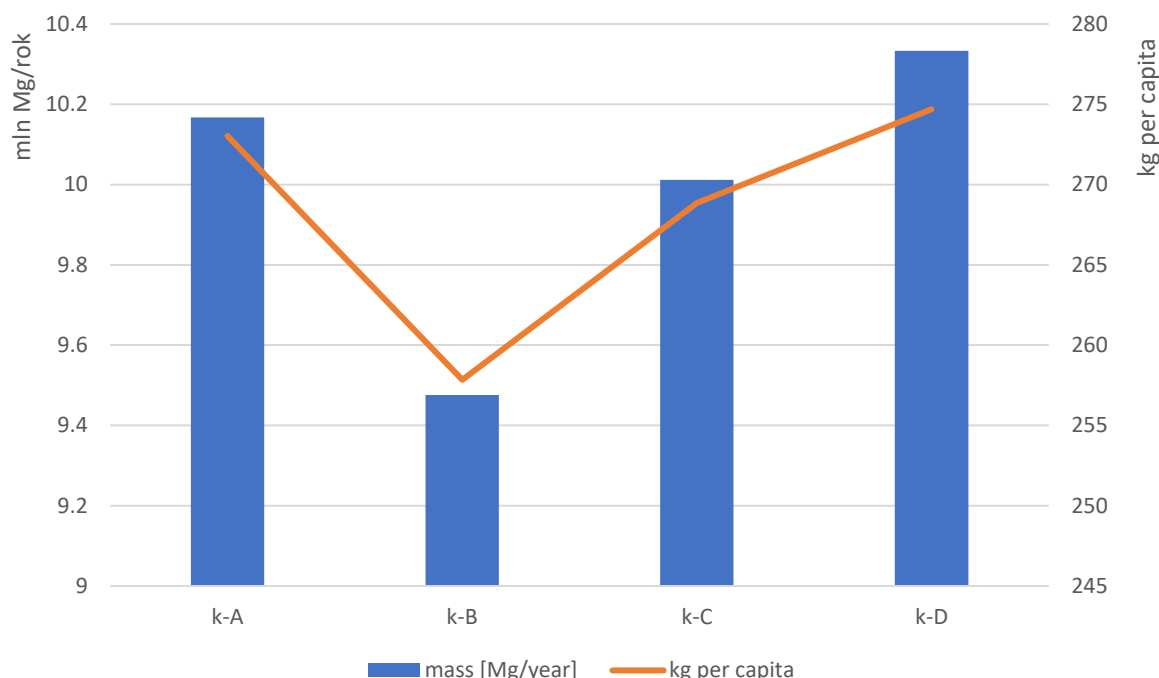


Ryc. 40 Zależność masy odpadów od liczby ludności dla 2030 r. według projekcji k-D

Źródło: opracowanie własne

Poniżej zestawiono 4 modele wejściowe według wolumenu odpadów ogółem oraz w przeliczeniu na 1 mieszkańca (Ryc. 41). Model k-B jest wariantem najbardziej optymistycznym, jednocześnie uwzględniającym najwięcej kryteriów. Na spadek ilości odpadów wpłynął przede wszystkim współczynnik ilości odpadów segregowanych względem

odpadów zmieszanych. Model k-C z uwagi na zastosowane zmienne jest względem wariantu k-A prognozą stabilną, natomiast k-D prezentuje wariant pesymistyczny, w którym podejście do segregacji odpadów nie ulegnie zmianie.



Ryc. 41 Nominalna ilość odpadów oraz w odniesieniu do liczby mieszkańców według scenariuszy podaży

Źródło: opracowanie własne

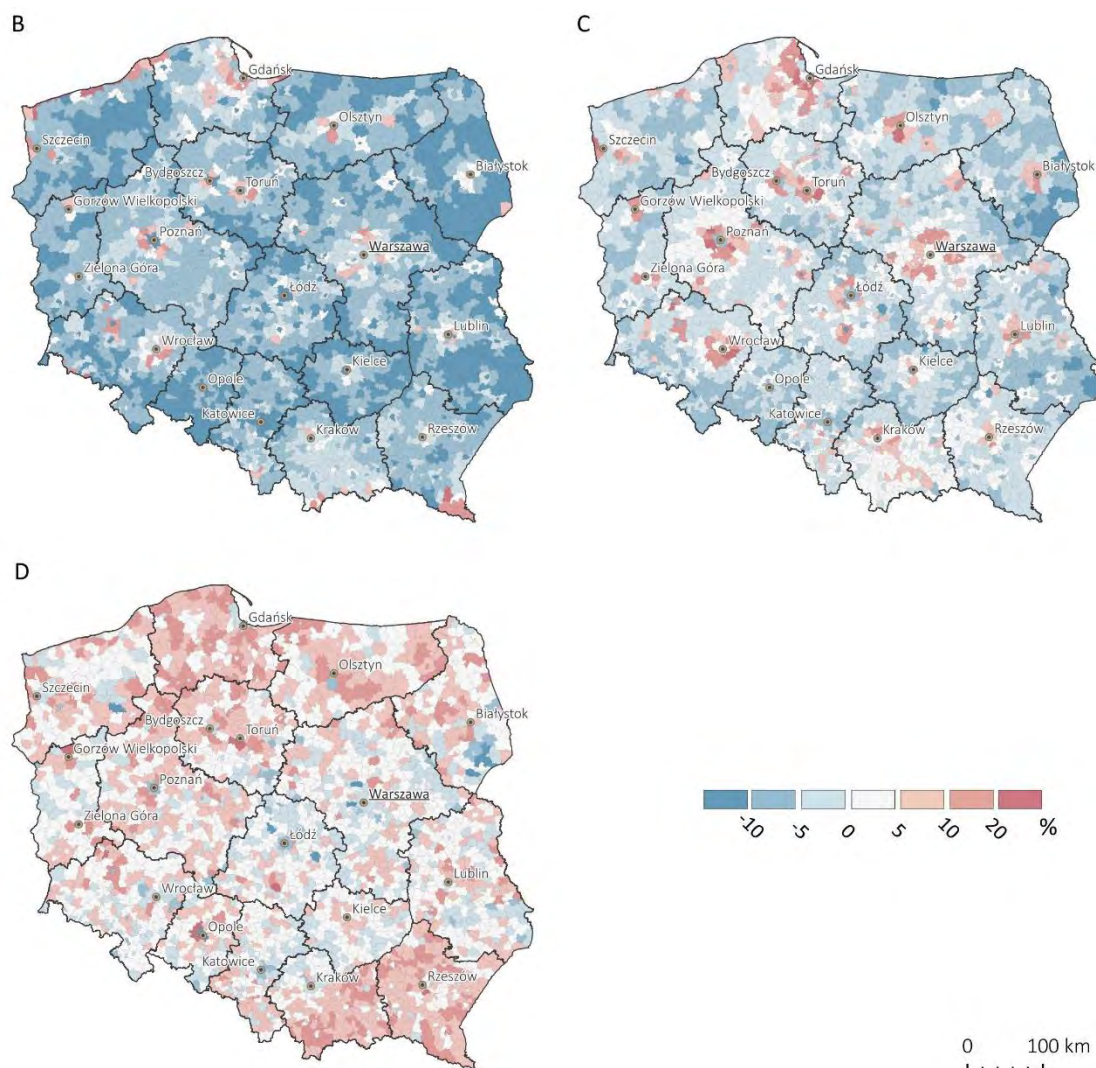
Model k-B w dużym stopniu podatny jest na zjawisko depopulacji, suburbanizacji i ruch turystyczny. Największy procentowy spadek wytwarzanych odpadów zmieszanych widoczny będzie przede wszystkim na peryferiach wewnętrznych regionów, lecz dotyczy zdecydowanej większości całego kraju. Wzrost odnotowany będzie w niektórych gminach położonych w bezpośrednim sąsiedztwie dużych miast oraz niektórych gminach turystycznych.

Największy wzrost procentowy związany ze zjawiskiem suburbanizacji wykazuje model k-C. Model ten uwzględnia wszystkie analizowane komponenty (podobnie jak model B), lecz przyjęto w tym przypadku stałą wartość wskaźnika ilości wytwarzanych odpadów na mieszkańca. Największy spadek procentowy ilości odpadów zmieszanych dotyczyć będzie zatem jedynie obszarów najbardziej zmarginalizowanych w kraju.

Modele k-D dzieli Polskę na 3 strefy ułożone horyzontalnie: północna i południowa, w której większość gmin odnotuje wzrost ilości odpadów zmieszanych, oraz pas w centrum kraju, w którym więcej gmin będzie mogła pochwalić się ich spadkiem. W tym modelu

uwzględniono jedynie wskaźnik przyrostu liczby ludności według prognozy GUS co oznacza, że wpływ takich zmiennych jak struktura zabudowy i struktura wieku nie został uwzględniony.

Wyniki analizy zmiany procentowej ilości odpadów zmieszanych w gminach przedstawiono na Ryc. 42.

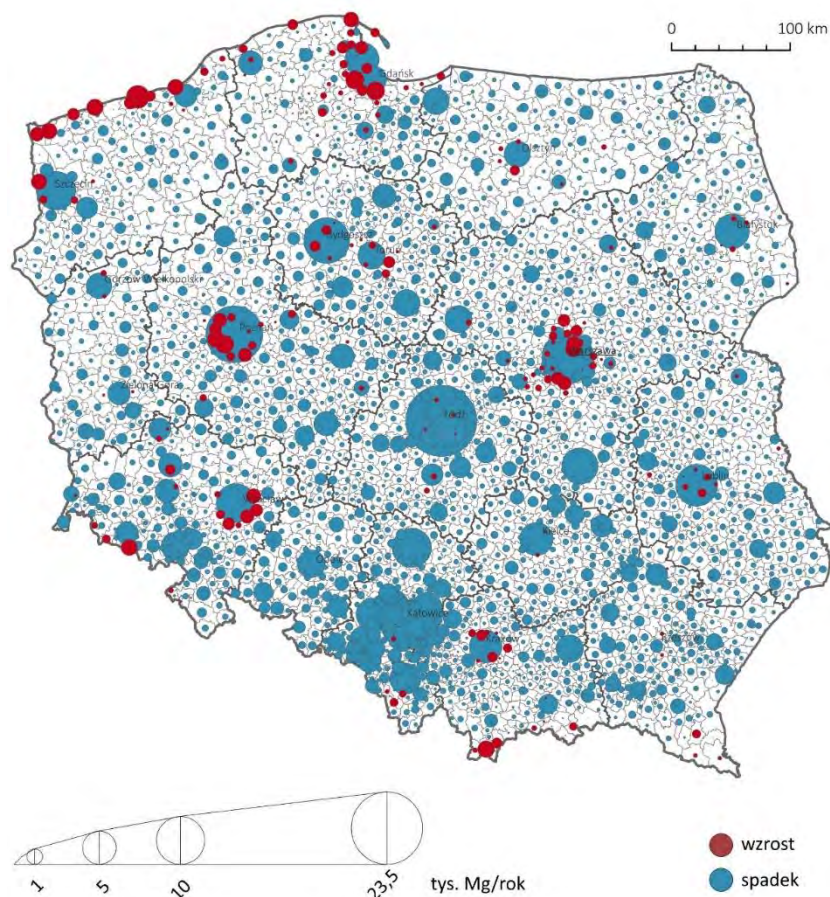


Ryc. 42 Prognozowana zmiana procentowa ilości odpadów w gminach w latach 2021-2030 w scenariuszach B, C i D

Źródło: opracowanie własne

Rozkład przestrzenny ilości odpadów zmieszanych wytworzonych w 2021 r. przedstawiono na Ryc. 35. Dane scenariusza bazowego k-A nawiązują do mapy rozmieszczenia ludności (Ryc. 25). Według projekcji realnej k-B największe zmiany zajdą w dużych miastach. Im mniejsza gmina tym mniejsza będzie skala spadku. Wyjątek stanowią będą gminy podmiejskie i niektóre gminy turystyczne, gdzie prognozowany jest wzrost, jednak mniej

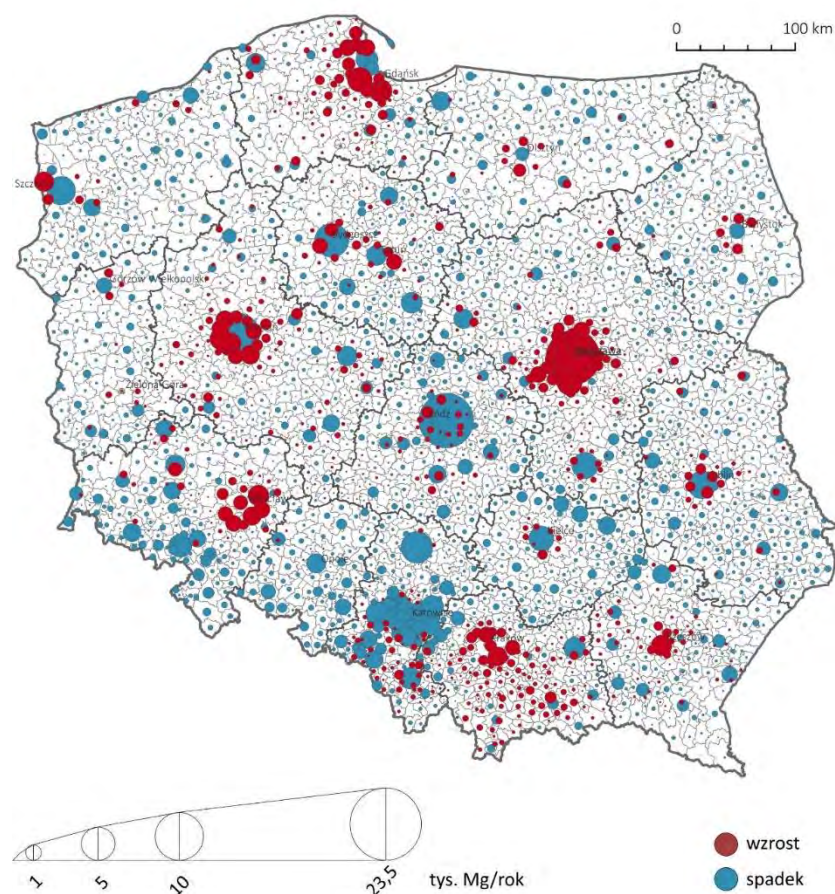
spektakularny niż w przypadku spadków. Zmianę nominalnej ilości odpadów zmieszanych wytworzonych w ciągu roku według projekcji k-B w stosunku do modelu k-A przedstawiono na Ryc. 43.



Ryc. 43 Zmiana ilości odpadów w gminach (k-B - k-A)

Źródło: Opracowanie własne

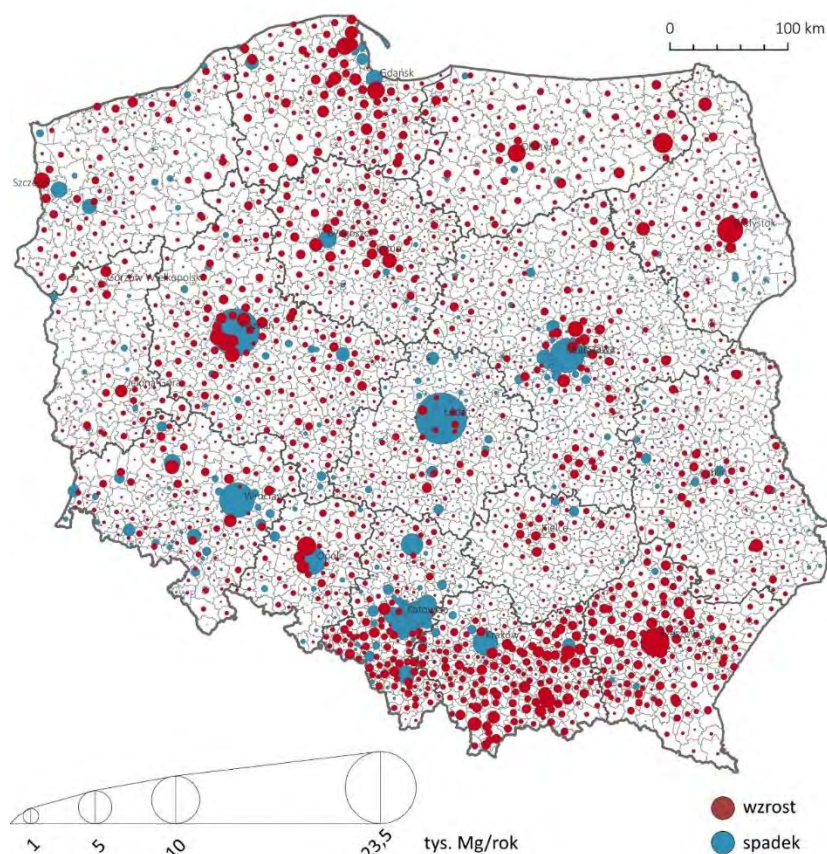
Wyniki dla projekcji stabilnej k-C (Ryc. 44) po części nawiązują do zjawisk opisanych powyżej, gdy omawiane były zmiany procentowe. Nominalnie jednak największy spadek ilości odpadów nastąpi w większych i średniej wielkości ośrodkach miejskich. Na obszarach wiejskich widoczny jest niewielki spadek masy odpadów z uwagi na niewielki udział tych gmin w łącznym wolumenie. Zmiany na obszarach wiejskich są jednak niemniej istotne, ponieważ w projekcji k-C spadek nastąpi w większości gmin wiejskich i miejsko-wiejskich w kraju. Wyjątkami od tej reguły są gminy w województwie śląskim, małopolskim i podkarpackim oraz gminy należące do aglomeracji wielkomiejskich. Wśród tych ostatnich jedynie w Warszawie, Wrocławiu, Szczecinie, Krakowie, Rzeszowie i Zielonej Górze nastąpi prawdopodobny wzrost ilości odpadów zmieszanych wytworzonych w ciągu roku.



Ryc. 44 Zmiana ilości odpadów w gminach (k-C - k-A)

Źródło: opracowanie własne

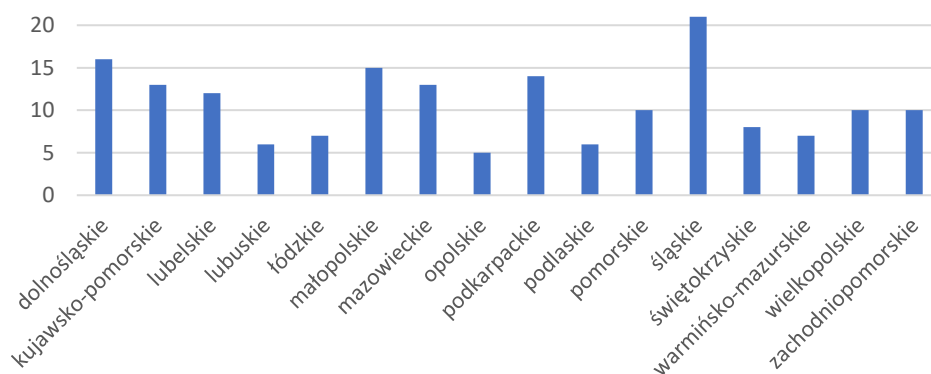
Projekcja pesymistyczna k-D przedstawia w uproszczeniu sytuację odwrotną do scenariusza k-C (Ryc. 45). Wzrost nastąpi niemal w całej Polsce na obszarach wiejskich i mniejszych miastach, lecz w tym przypadku będzie dodatkowo nasilony w dawnym zaborze austriackim. Spadek ilości odpadów zmieszanych dotyczy wybranych miast wojewódzkich oraz niektórych większych miast.



Ryc. 45 Zmiana ilości odpadów w gminach (k-D - k-A)

Źródło: Opracowanie własne

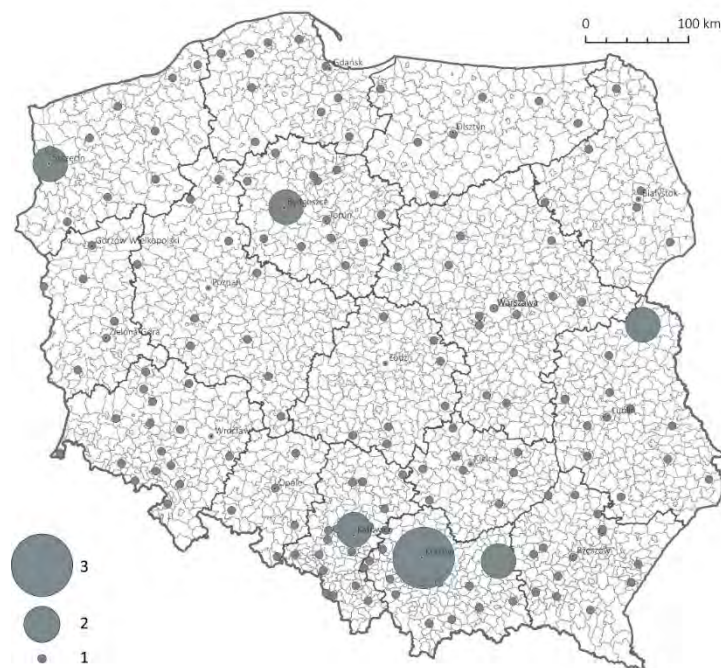
Baza danych o instalacjach komunalnych w Polsce zgromadzona na potrzeby niniejszego badania obejmowała 173 obiekty. Największa ich liczba zlokalizowana jest w województwie śląskim (21 firm). Najmniej instalacji komunalnych funkcjonuje w województwie opolskim (5 firm). Liczebność instalacji komunalnych w poszczególnych województwach przedstawia Ryc. 46.



Ryc. 46 Liczba instalacji komunalnych według województw

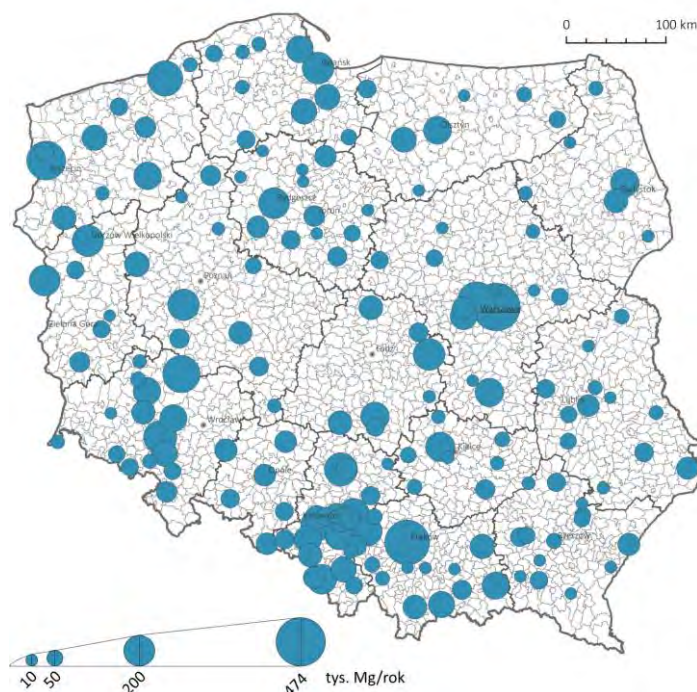
Źródło: opracowanie własne

Rozmieszczenie przestrzenne firm zajmujących się odbiorem i zagospodarowaniem odpadów zmieszanych jest względnie równomierne (Ryc. 47), aczkolwiek zróżnicowana jest ich moc przerobowa (Ryc. 48).



Ryc. 47 Liczba instalacji komunalnych w gminach według stanu na 2021 r.

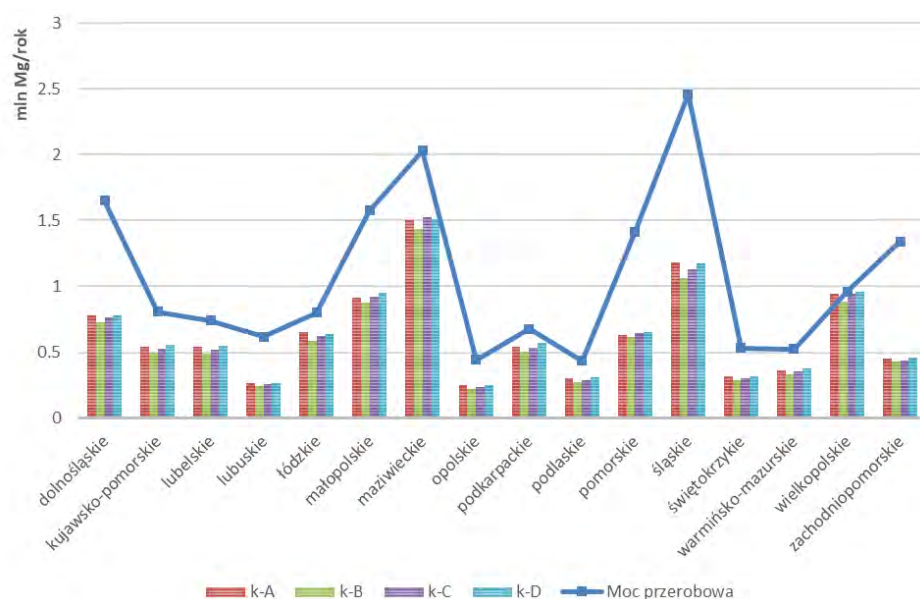
Źródło: opracowanie własne



Ryc. 48 Rozmieszczenie i maksymalna moc przerobowa instalacji komunalnych w gminach w 2021 r.

Źródło: opracowanie własne na podstawie wojewódzkich planów gospodarką odpadami

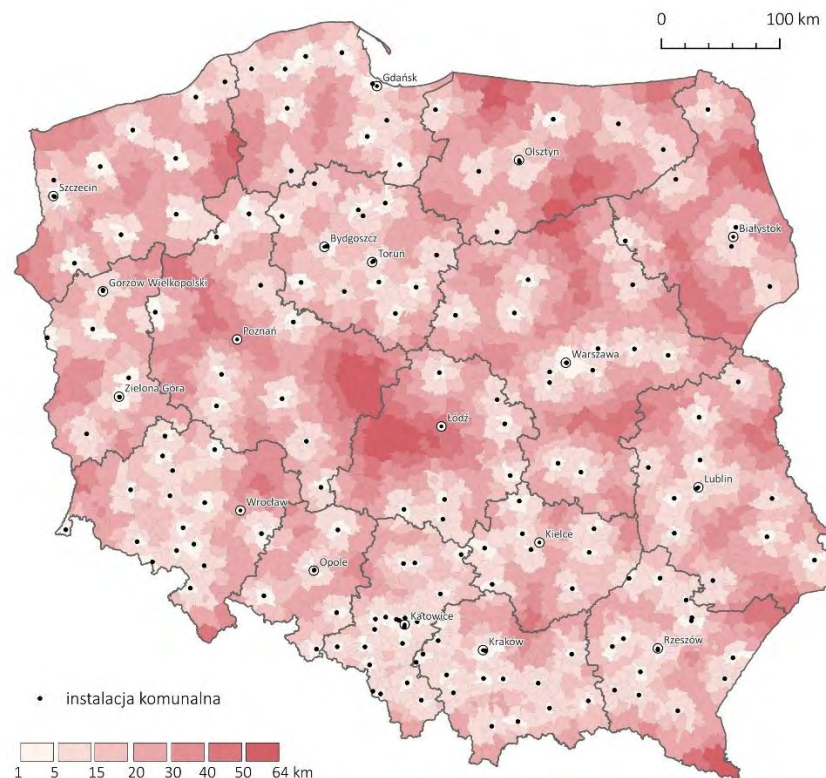
Moc przerobowa instalacji komunalnych w każdym województwie jest wystarczająca. Rozkład masy odpadów w poszczególnych województwach jest zróżnicowany. Widoczne są przypadki, że modele wykazują zrównane wartości w województwie lub przewaga jednego modelu nad drugim nie jest tak oczywista, jakby wynikało to z danych krajowych. Zestawienie danych o masie odpadów i mocy przerobowej instalacji komunalnych według województw przedstawia Ryc. 49.



Ryc. 49 Moc przerobowa instalacji komunalnych w części mechanicznej według poszczególnych województw oraz ilości wytworzonych odpadów według modeli k- A, k-B, k-C i k-D

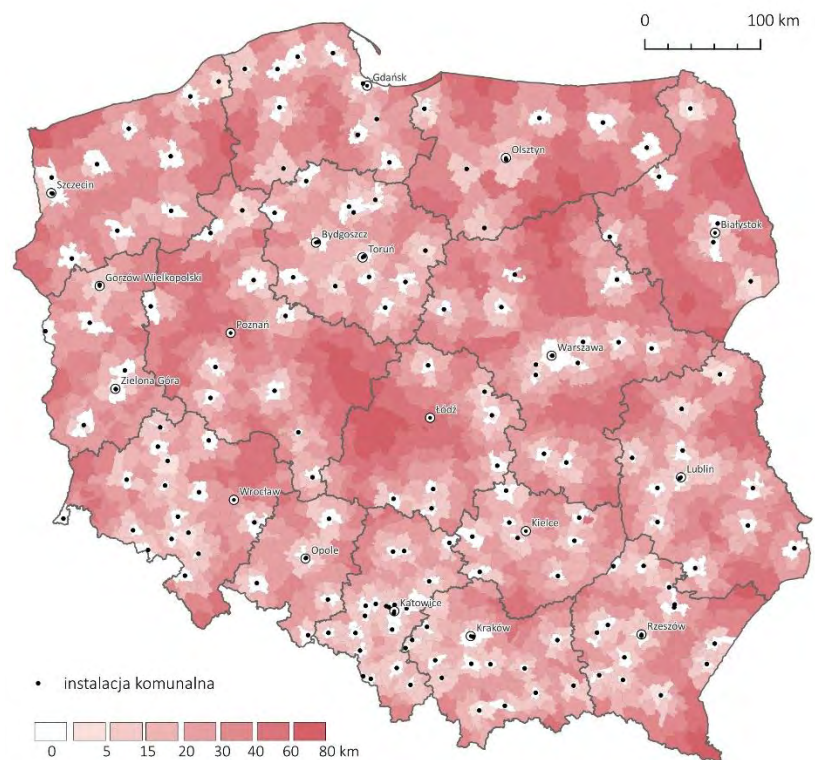
Źródło: opracowanie własne.

Dostępność do najbliższych instalacji komunalnych (Ryc. 48-50) jest zróżnicowana lokalnie w zależności czy mierzymy dystans po ortodromie, z wykorzystaniem sieci drogowej czy czasem podróży. Zależności przestrzenne generalnie są zbieżne w każdym wariancie, lecz zastosowanie miar mierzących pośrednio opór przestrzeni powoduje zaburzenia liniowości zmiany dostępności charakterystycznej dla odległości ortodromicznej. W przypadku sieci drogowej decyduje fizyczna odległość, więc wpływ czynników jest ograniczony do tych, które wpływają na układ sieci, np. bariery orograficzne, rzeki (częstość występowania mostów), jeziora, lasy, obszary chronione, tereny zabudowane (wpływ obwodnic miejscowości i miast) itd. W przypadku czasu podróży dodatkowo uwzględniony jest aspekt jakości sieci drogowej. Dostępność gmin przez które przebiega autostrada lub droga ekspresowa automatycznie zwiększa się, natomiast ulega pogorszeniu sytuacja obszarów gęsto zabudowanych (wpływ ograniczenia prędkości w terenie zabudowanym) lub odległe położonych od dróg krajowych i autostrad.



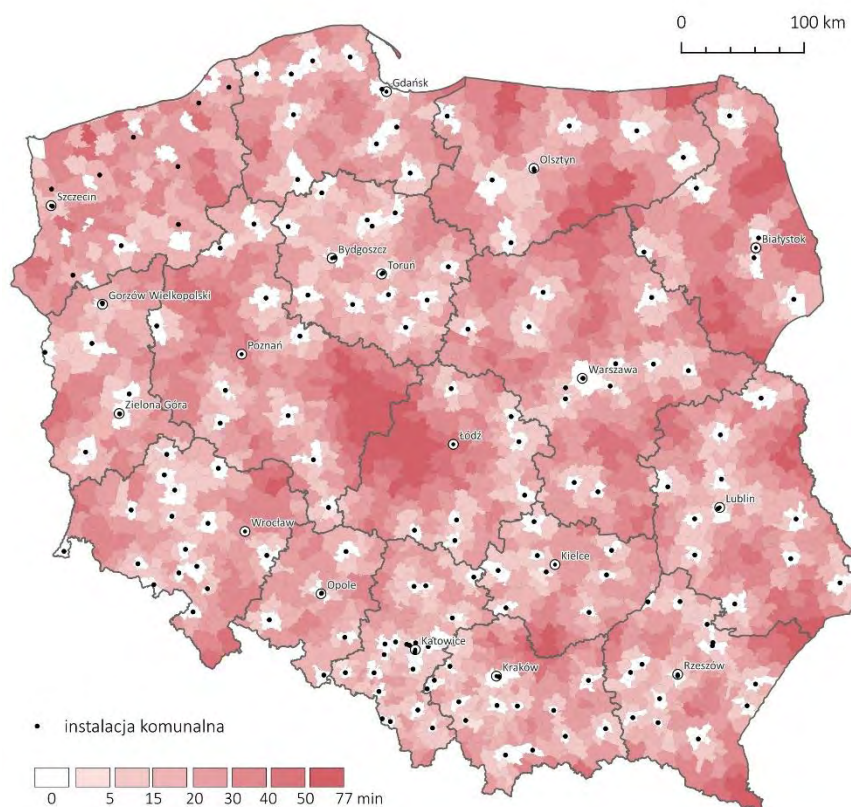
Ryc. 50 Dystans do najbliższej instalacji komunalnej w metryce odległości ortodromicznej

Źródło: opracowanie własne



Ryc. 51 Dystans do najbliższej instalacji komunalnej w metryce odległości drogowej

Źródło: opracowanie własne



Ryc. 52 Dystans do najbliższej instalacji komunalnej w metryce czasu podróży

Źródło: opracowanie własne

4. WYNIKI MODELOWANIA PRZEPŁYWÓW ODPADÓW ZMIESZANYCH

4.1 Ogólna charakterystyka wyników analiz

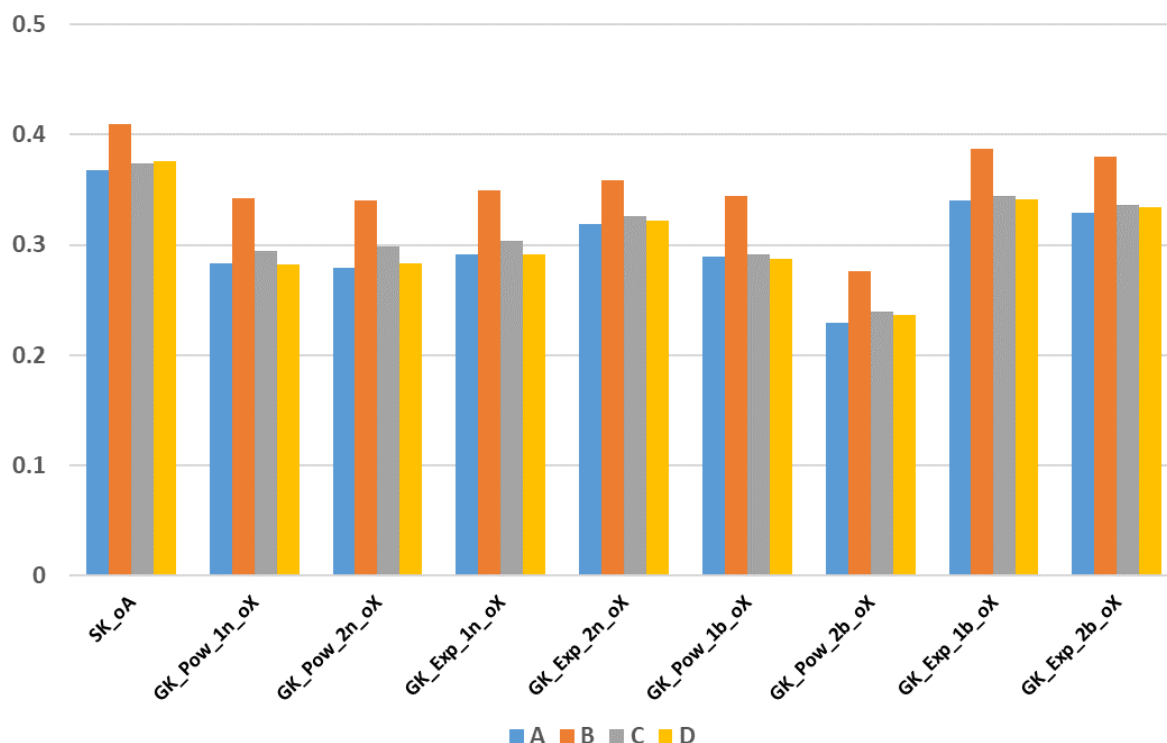
W niniejszym rozdziale przedstawiono wyniki modelowania przepływu odpadów zmieszanych, dzieląc badanie na 5 etapów zasadniczych, odnoszących się do wybranych zmiennych-czynników, oraz 1 etap ukazujący syntezę.

Modele odnoszono zawsze do najtańszego wariantu w danej grupie o podobnych założeniach badanych w danej części pracy. Łącznie na potrzeby pracy opracowano 58 modeli przepływu odpadów zmieszanych (2 podstawowe modele, które podzielono na 12 modeli unikalnych podejść metodycznych oraz ich warianty uwzględniające różne scenariusze podaży oraz sieci transportowe), które można podzielić według kryteriów opisanych w części poświęconej założeniom badawczym (patrz podrozdział 3.1).

Pierwszy etap, polegający na analizie wpływu sieci transportowej na przepływy odpadów i koszt ich zagospodarowania objął 3 rodzaje sieci i 2 modele (patrz Ryc. 18). W podstawowym modelu Simpleks średni koszt dla 3 wariantów modeli wyniósł 223 354 742 Mg*km, natomiast w podstawowym modelu grawitacji 233 125 884 Mg*km. Średnie współczynniki CV wyniosły odpowiednio 0,56 dla modelu Simpleks i 0,65 dla modelu grawitacji.

Druga zmienna uwzględniała sytuację społeczno-demograficzną. Najmniejszą liczbę przepływów do redystrybucji całej masy odpadów zmieszanych potrzebował scenariusz k-B. Mniejsza masa łączna oraz mniejsze jej wartości jednostkowe sprzyjały optymalizacji liczby potrzebnych relacji. Jednak nie jest to wniosek do końca prawdziwy z uwagi na różnicę pomiędzy scenariuszami k-A i k-C. W przypadku tych dwóch wariantów sytuacja była odwrotna – większa łączna masa w pierwszym scenariuszu została rozdzielona pomiędzy mniejszą liczbę relacji niż w przypadku scenariusza k-C. W obydwu przykładach średnia liczba odbiorców przypadająca na 1 gminę była podobna. Dodatkowo różnica w liczbie przepływów pomiędzy scenariuszami k-A a k-D również nie jest znacząca.

Rozkład kosztów jednostkowych nie odpowiada w pełni wytworzonej masie odpadów w poszczególnych gminach (Ryc. 53). Najwyższą korelację cechuje się scenariusz realny (k-B), jednakże wykazuje podobne zróżnicowanie w wysokości współczynnika korelacji Pearsona w zależności od metody modelowania.



Ryc. 53 Współczynnik korelacji Pearsona pomiędzy masą odpadów per capita a kosztami jednostkowymi per capita według scenariuszy k-A, k-B, k-C i k-D oraz metod modelowania

Źródło: opracowanie własne

Sumarycznie model SK_oB okazał się być najtańszym wariantem dla 2250, model SK_oA – 147, SK_oC – 48 a SK_oD – 32 gmin.

Średnie koszty sumaryczne i średnie wartości CV dla scenariuszy podaźowych kształtowały się w następujący sposób:

- dla modelu GK_Exp_1n_oX wartość DC wyniosła 211 587 408 Mg*km, natomiast CV: 0,63;
- dla modelu GK_Exp_2n_oX: DC – 208 538 551 Mg*km, CV – 0,62;
- dla modelu GK_Exp_1b_oX: DC – 219 556 171 Mg*km, CV – 0,58;
- dla modelu GK_Exp_2b_oX: DC – 207 934 832Mg*km, CV – 0,60;
- dla modelu GK_Pow_1n_oX: DC – 212 901 145 Mg*km, CV – 0,63;
- dla modelu GK_Pow_2n_oX: DC – 211 549 934 Mg*km, CV – 0,63;
- dla modelu GK_Pow_1b_oX: DC – 287 942 054 Mg*km, CV – 0,91;
- dla modelu GK_Pow_2b_oX: DC – 242 678 599 Mg*km, CV – 0,81;
- dla modelu SK_oX: DC – 203 128 566 Mg*km, CV – 0,51.

W kolejnych etapach badane były wybrane kombinacje modeli. Dla 2 modeli optymalizacji zindywidualizowanej średnia DC wyniosła 263875087.8 Mg*km, natomiast CV –

0,83. Dla modeli optymalizacji według metody Simpleks dwóch poziomów zarządzania – krajowego i regionalnego średnia wartość DC wyniosła 212 578 643Mg*km, natomiast CV – 0,57. Poszczególne etapy analiz wpływu czynników-zmiennych na przepływy odpadów zmieszanych zestawiono razem w części syntetycznej.

Część wyników nie odnoszących się bezpośrednio do hipotez badawczych (mających charakter opisowy) zawarto w aneksach. Aneks kartograficzny (Aneks A) zawiera: 34 mapy obrazujące koszt jednostkowy według poszczególnych metod i ich kombinacji wynikających z badanych komponentów: podaźowego i transportowego, oraz kryteriów: układu sił rynkowych i wpływu granicy (podziału na podsystemy) (Ryc.A 1-34); 27 map zmian kosztów jednostkowych w poszczególnych scenariuszach podaźowych względem modelu bazowego dla roku 2021 (Ryc.A 35-61); 27 map zmian kosztów jednostkowych oraz masy odpadów zmieszanych według poszczególnych scenariuszy względem modelu bazowego dla roku 2021 (Ryc.A 62-88); 12 map prezentujących różnice kosztów w stosunku do modelu najlepiej zoptymalizowanego (Ryc.A 89-100), 7 map przepływu odpadów według wybranych metod (Ryc.A 101-107); 16 map zmian przepływu odpadów zmieszanych w konsekwencji zmiany metody bądź czynnika-zmiennej w odniesieniu do modelu najlepiej zoptymalizowanego globalnie SK_oX (Ryc. 108-123); 5 map koncentracji kosztu w ujęciu bezwzględny (Ryc.A 124-128); 5 map koncentracji kosztu per capita (Ryc.A 129-133); 1 mapa poziomu wykorzystania mocy przerobowych odbiorców (Ryc.A 134). Aneks B zawiera zestawienia ze statystykę opisową modeli i wartości DC i CV.

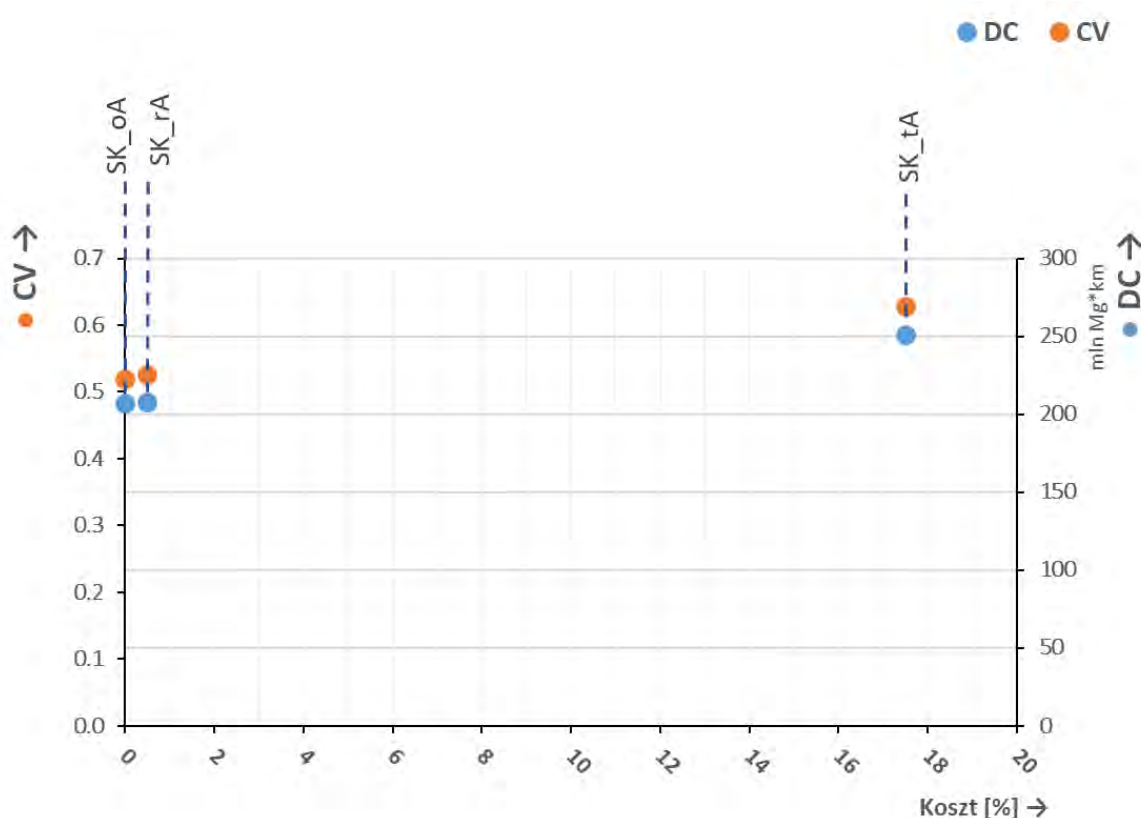
4.2 Wpływ sieci transportowej na przepływy odpadów zmieszanych

W tej części pracy dokonano oceny wpływu rodzaju sieci transportowej na zróżnicowanie przepływu odpadów zmieszanych na przykładzie podstawowego modelu optymalizacyjnego (SK_xA) oraz podstawowego modelu grawitacji (GK_Pow_1n_xA). Porównano zarówno wpływ parametrów sieci na każdy z modeli z osobna w danym modelu podstawowym oraz różnicę jaką wywołuje ta zmienna-czynnik w porównaniu tych dwóch odmiennych podejść do optymalizacji. Istotą analizy było przede wszystkim uchwycenie skali zróżnicowania tych zmiennych. Porównanie to oddaje wpływ jakości danych wejściowych (na przykład w procesach logistycznych) na efekt planowania tras przejazdu pojazdów.

W modelu podstawowym Simpleks odległość mierzona po rzeczywistej sieci drogowej jest tylko nieznacznie droższa (0,5%) od najkrótszej drogi mierzonej po łuku ziemi

(ortodromie). Sugeruje to, że rzeczywiste trasy są relatywnie efektywne i bliskie teoretycznym minimom geometrycznym. Zastąpienie odległości (nawet tej mierzonej po drogach) czasem podróży prowadzi do znacznego wzrostu kosztu całkowitego (o 17,5%). Oznacza to, że uwzględnienie prędkości, opóźnień, i kongestii (aspektów zawartych w czasie, a pomijanych w samej odległości) znacząco podnosi realny koszt operacyjny. Uwzględnienie czasu podróży pozwala w bardziej precyzyjny sposób oszacować koszt wywozu odpadów.

Przejsie na odległości drogowe nieznacznie zwiększa nierówność kosztów (CV rośnie o 0,6 p.p.). Rzeczywiste trasy drogowe wprowadzają nieco większą dysproporcję niż geometryczne, idealne ortodromy. Uwzględnienie czasu podróży powoduje znaczący wzrost nierówności (CV rośnie o 10,4 p.p.). Nieefektywność układu sieci drogowej wynika ze zróżnicowania jej jakości, co wiąże się z marginalizacją obszarów położonych w dużej odległości od instalacji przetwarzania odpadów.

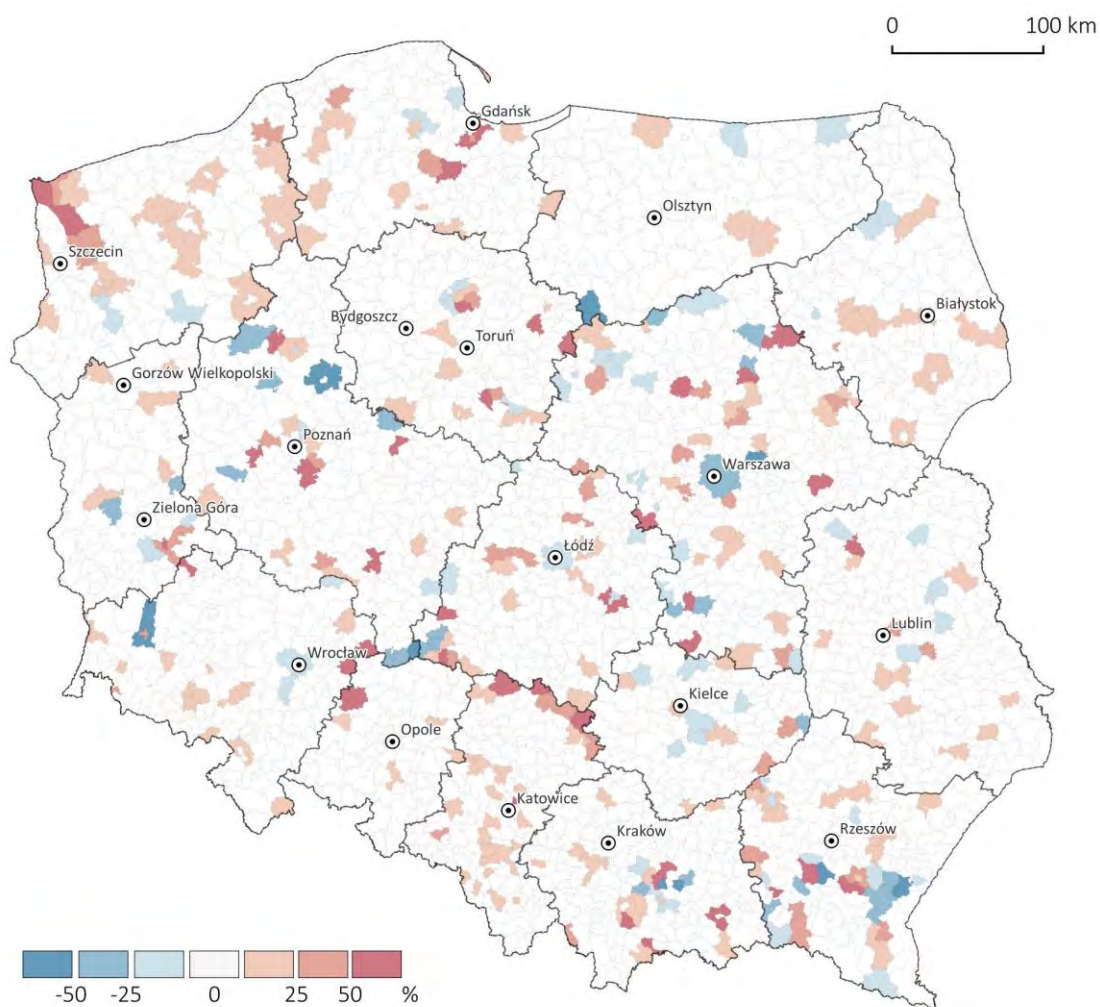


Ryc. 54 Koszt sumaryczny DC oraz wskaźnik sprawiedliwości przestrzennej CV w podstawowym modelu Simpleks według trzech różnych metryk odległości

Źródło: opracowanie własne

Generalnie zróżnicowanie wpływu układu i sieci drogowej na poniesiony przez gminy koszt nie wykazuje wyraźnych tendencji przestrzennych (Ryc. 55). Nie można jednoznacznie

wskazać, jakie czynniki są decydujące, jednakże warto zwrócić uwagę, że dostępność drogowa istotnie wpłynęła na koszty w wybranych gminach. Należy podkreślić, że poza czynnikami przestrzennymi, czy uwarunkowaniami przyrodniczymi (bariera naturalna w postaci rzeki, gór), na koszt emitenta wpływa również chłonność odbiorcy (i jej rozmieszczenie) i alokacja odpadów z innych gmin (wynikająca z kombinacji iteracji).

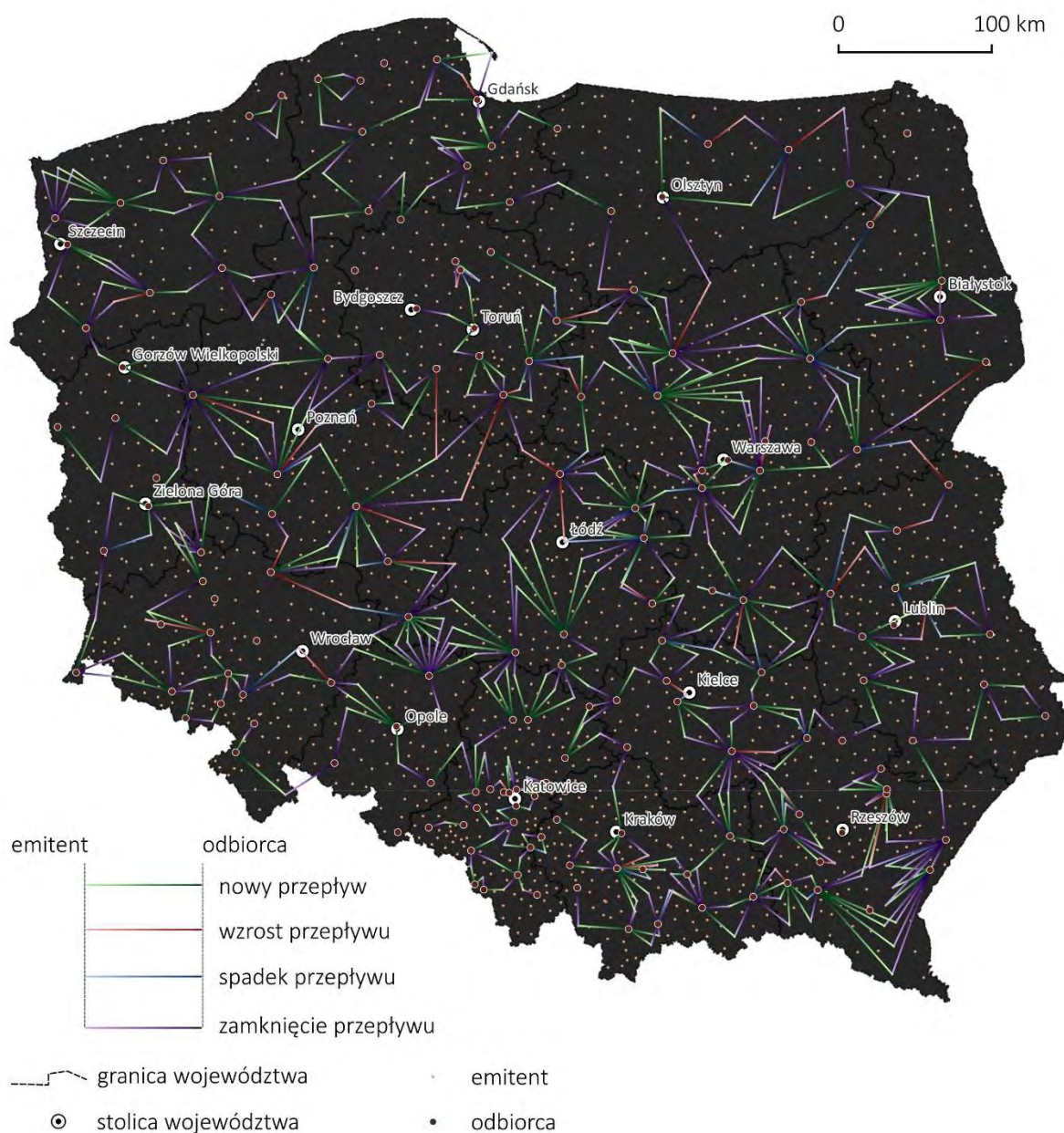


Ryc. 55 Wpływ sieci drogowej na koszty transportu odpadów w gminach w stosunku do sieci linii ortodromicznych według modelu SK_xA

Źródło: opracowanie własne

Różnice w kierunkach i wolumenie przepływu są naturalnie związane z powyżej opisanymi zmianami kosztów w gminach (Ryc. 56). Warto jednak podkreślić, że większość zmian poniesionego kosztu transportu odpadów zmieszanych wynikał ze zmiany odbiorcy, a nie z rezygnacji z jednego z kilku odbiorców. Większość gmin zachowała liczbę odbiorców,

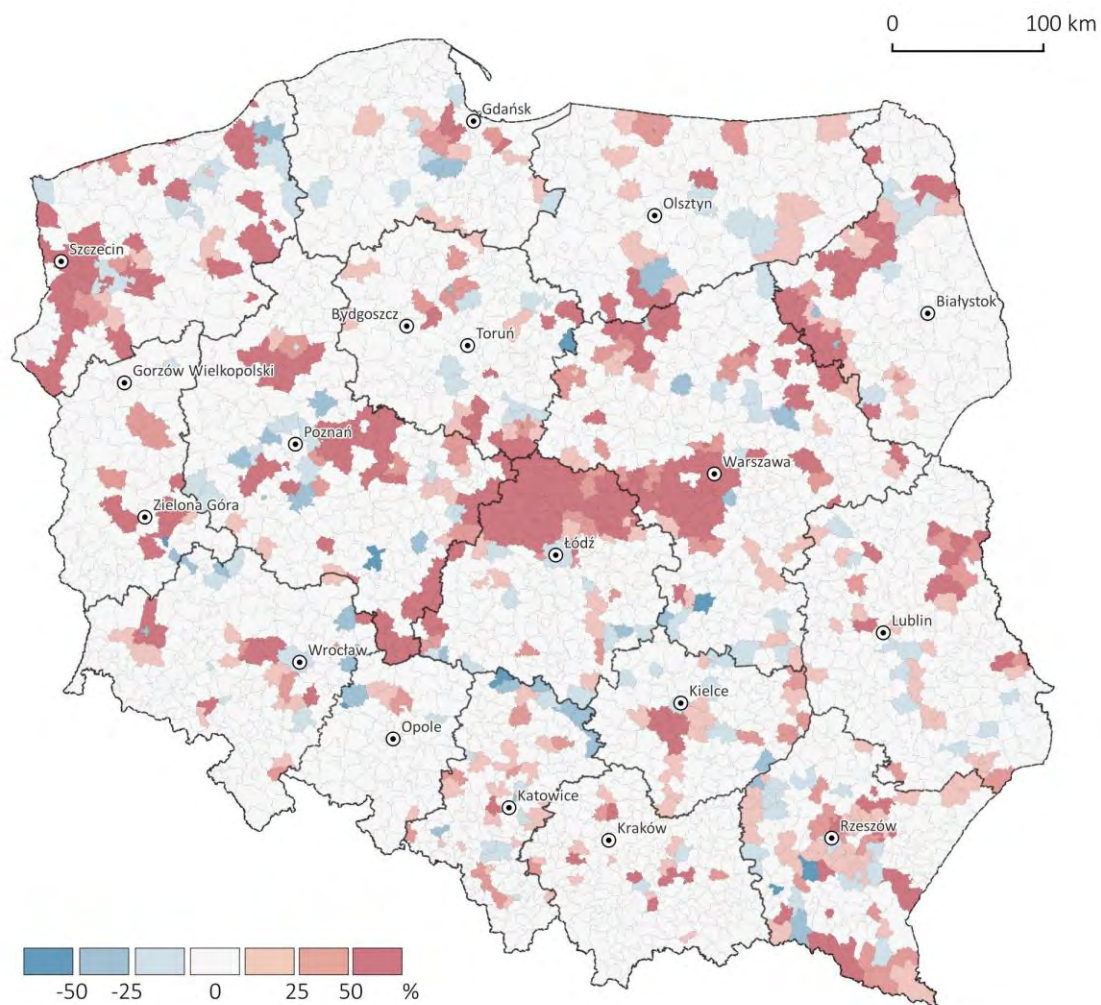
lecz model przekierował odpady z niektórych gmin w celu odnalezienia korzystniejszej kombinacji relacji dla całego kraju. W niewielu gminach nastąpiła redukcja liczby relacji.



Ryc. 56 Wpływ sieci drogowej na przepływy odpadów zmieszanych w odniesieniu do przepływów po sieci w liniach ortodromicznych na przykładzie modelu SK_xA

Źródło: opracowanie własne

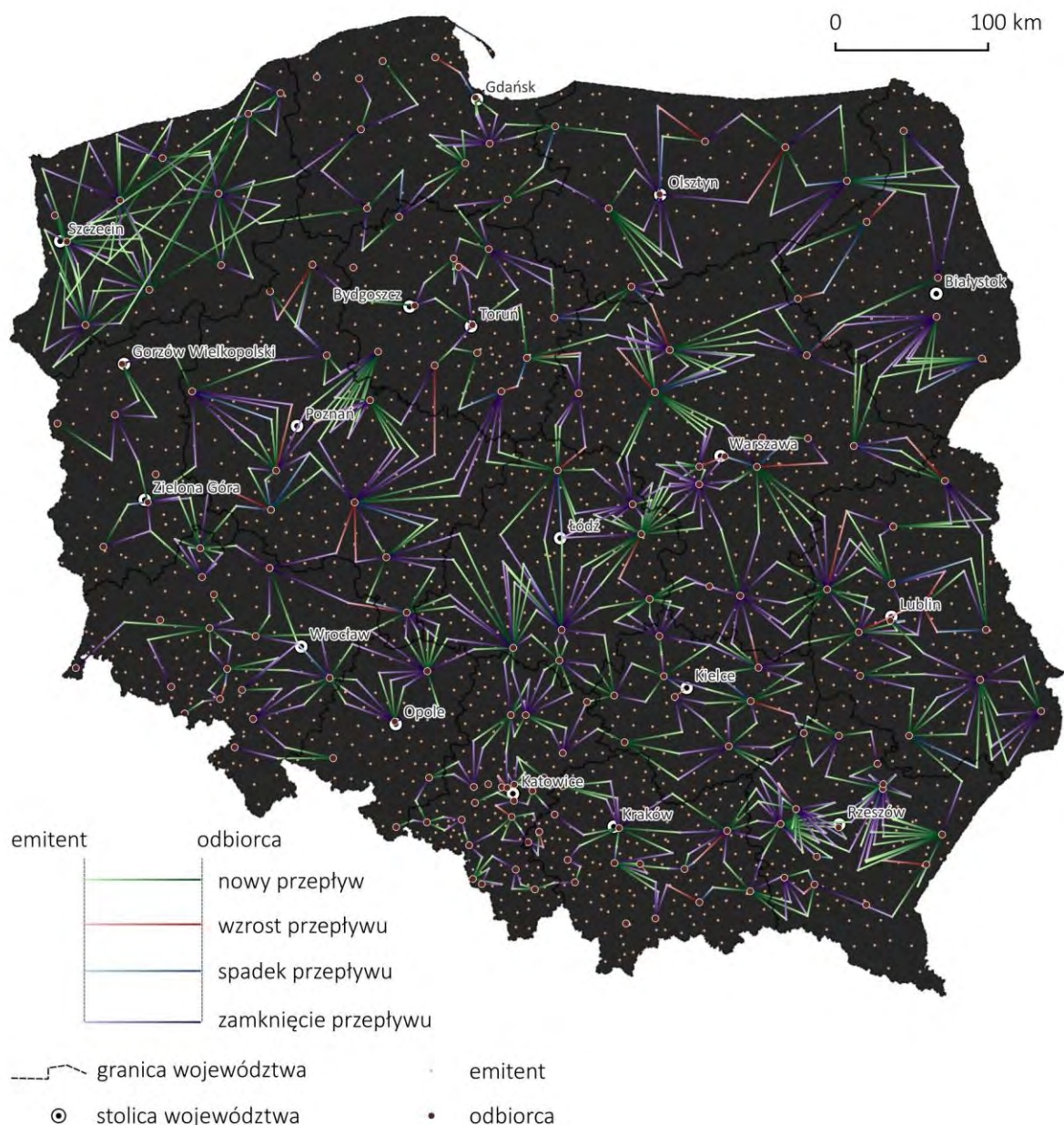
Uwzględnienie jakości sieci drogowej spowodowało pogłębienie problemu wzrostu kosztów gmin. W efekcie wysoki wzrost kosztów transportu objął znaczną powierzchnię w centralnej części kraju oraz w wybranych gminach, zarówno położonych peryferyjnie względem dużych miast, jak też tych podmiejskich (Ryc. 57).



Ryc. 57 Wpływ czasu podróży na koszty transportu odpadów w gminach w stosunku do sieci drogowej według modelu SK_xA

Źródło: opracowanie własne

Mapa prezentująca zmianę dystrybucji wynikającą z przestrzennego zróżnicowania jakości sieci drogowej pokazuje, że algorytm dążył do utworzenia wielu nowych relacji w celu zoptymalizowania kosztu sumarycznego całego systemu (Ryc. 58). W efekcie wiele relacji zostało zamkniętych kosztem nowych.

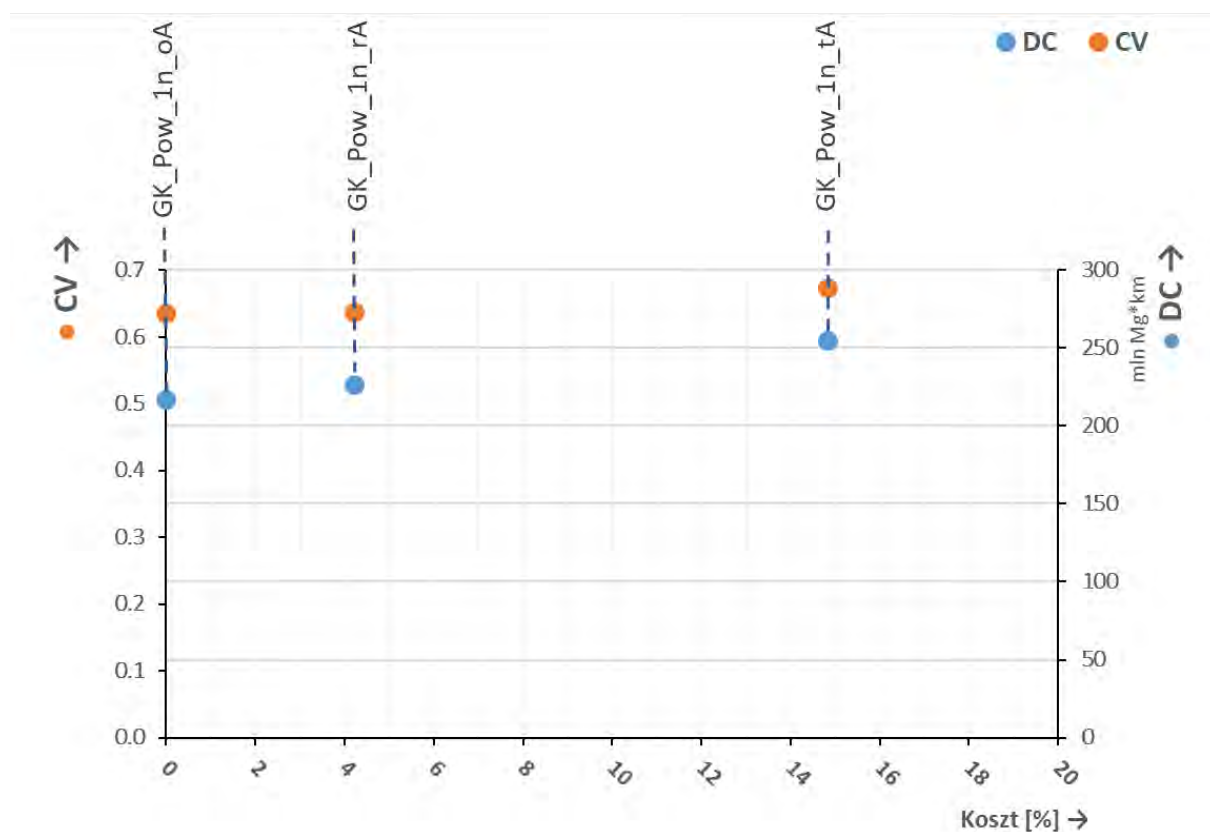


Ryc. 58 Wpływ czasu podróży na przepływy odpadów zmieszanych w odniesieniu do przepływów po sieci drogowej na przykładzie modelu SK_xA

Źródło: opracowanie własne

W podstawowym modelu grawitacyjnym, zastosowanie metryki odległości drogowych skutkuje znacznie większym wzrostem kosztu (4,2%) niż w modelu Simpleks (0,5%). Sugeruje to, że model grawitacji jest bardziej wrażliwy na geometryczne różnice między ortodromą a rzeczywistą siecią drogową. Podobnie jak w przypadku metody Simpleks, zastosowanie czasu podróży powoduje znaczny wzrost kosztu sumarycznego względem pomiaru odległości z zastosowaniem samej sieci drogowej (wzrost o 14,8%).

W przeciwieństwie do metody Simpleks, gdzie geometria dróg miała pewien wpływ na sprawiedliwość przestrzenną (+0,6 p.p.), w podejściu grawitacyjnym ten wpływ jest nieznaczny. Oznacza to, że po początkowym dużym zróżnicowaniu generowanym przez samą logikę modelu, różnice geometryczne (ortodroma vs. drogi) nie wnoszą znacząco nowej nierówności. Uwzględnienie czasu podróży jest głównym czynnikiem zwiększającym tę nierówność. W modelu grawitacyjnym zróżnicowanie jakości dróg najsilniej różnicuje koszty jednostkowe. Najwyższa wartość CV (0,673) potwierdza, że zróżnicowanie jakości sieci dróg w podejściu grawitacyjnym jest jeszcze ważniejsze, zwłaszcza w przypadku sytuacji na obszarach o stosunkowo niekorzystnej lokalizacji na tle rozmieszczenia chłonności odbiorców zmieszanych odpadów komunalnych w Polsce.

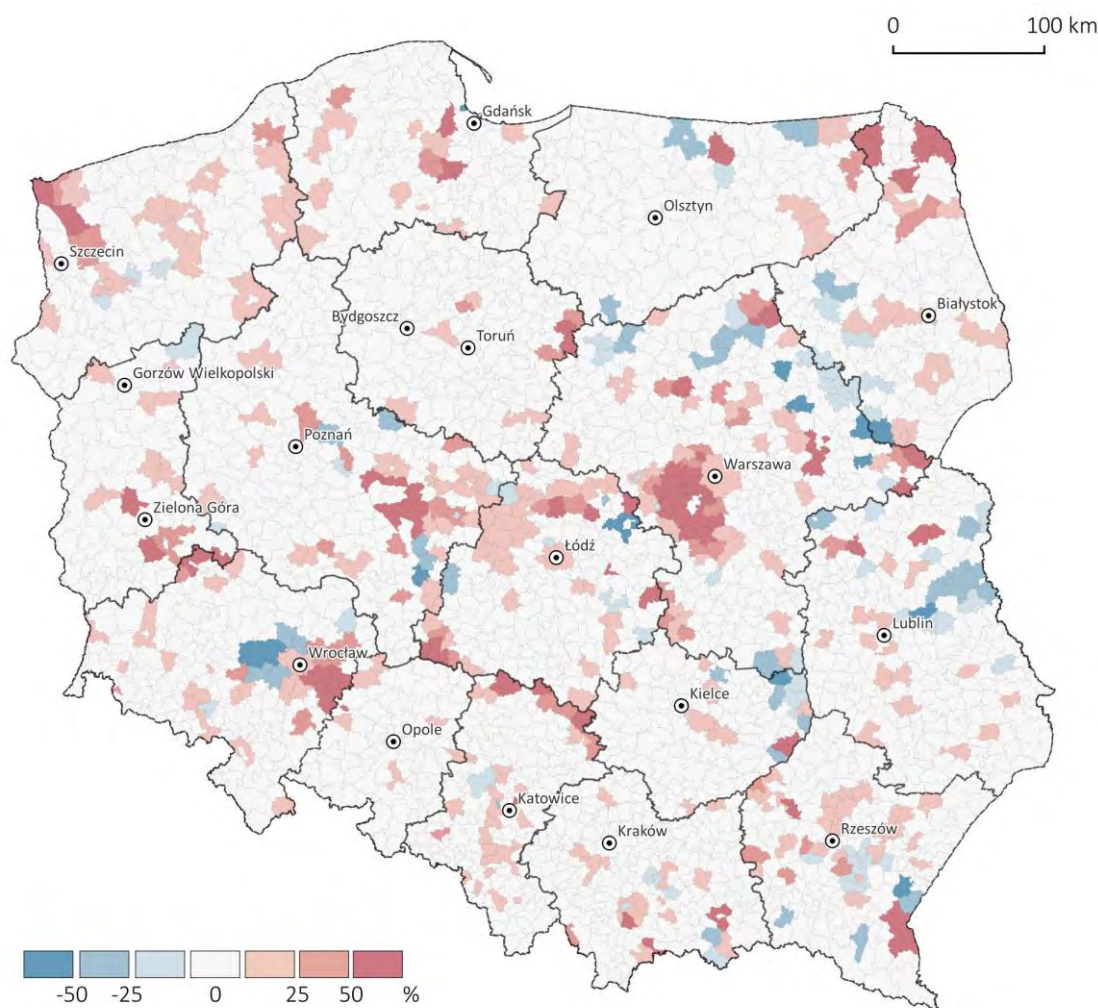


Ryc. 59 Koszt sumaryczny DC oraz wskaźnik sprawiedliwości przestrzennej CV w podstawowym modelu grawitacji według trzech różnych metryk odległości

Źródło: opracowanie własne

Zmiany wysokości kosztu sumarycznego związanego z uwzględnieniem układu sieci drogowej w poszczególnych gminach w podejściu grawitacyjnym przedstawia Ryc. 60. W porównaniu do podejścia Simpleks, wpływ tego czynnika widoczny jest na większej powierzchni kraju. W szczególności wzrost kosztów był bardziej radykalny, co potwierdza, że

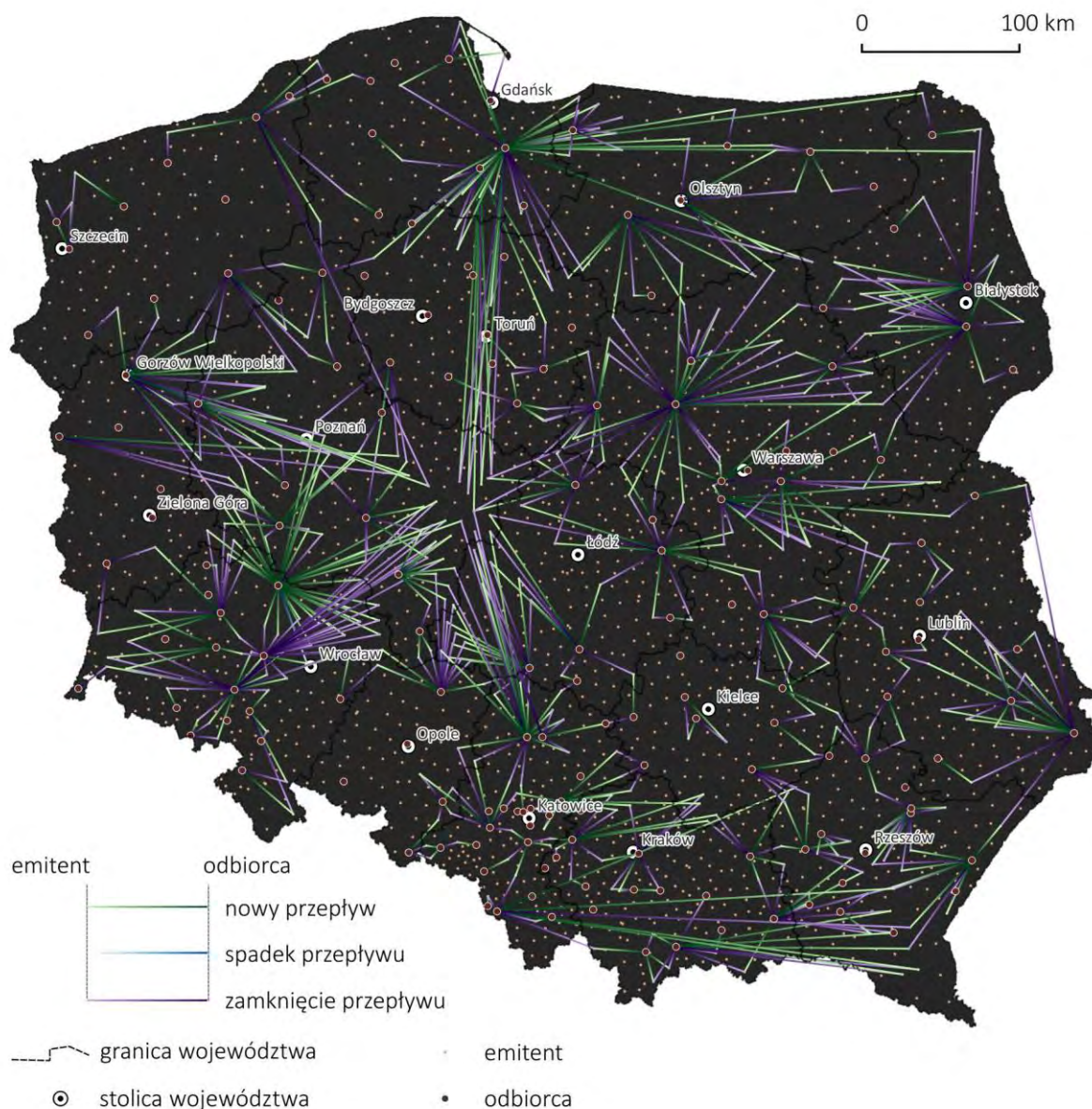
podejście grawitacyjne nie tylko prowadzi do większego zróżnicowania kosztu jednostkowego, ale jest też bardziej podatne na zmiany wywołane zastosowaną metryką.



Ryc. 60 Wpływ sieci drogowej na koszty transportu odpadów w gminach w stosunku do odległości ortodromicznej według modelu GK_Pow_1n_xA

Źródło: opracowanie własne

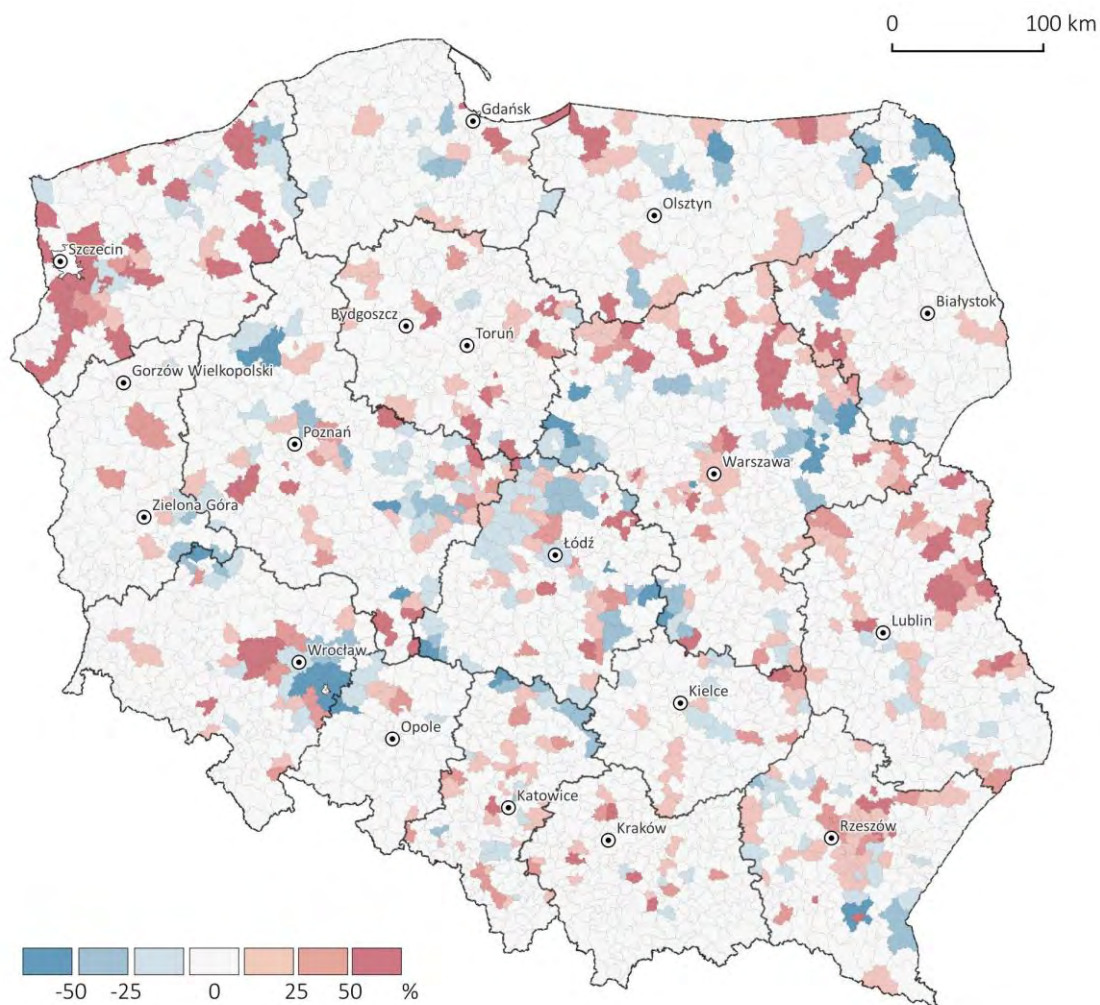
W efekcie uwzględnienia układu sieci drogowej, w niektórych gminach doszło do zmiany odbiorców odpadów na tych, położonych w znacznie dalszej lokalizacji (Ryc. 61). Skutkowało to jednak nie tylko zwiększeniem poziomu zróżnicowania kosztu jednostkowego, ale nawet wzrostem kosztu sumarycznego całego systemu.



Ryc. 61 Wpływ sieci drogowej na przepływy odpadów zmieszanych w odniesieniu do przepływów po sieci w liniach ortodromicznych na przykładzie modelu GK_Pow_1n_xA

Źródło: opracowanie własne

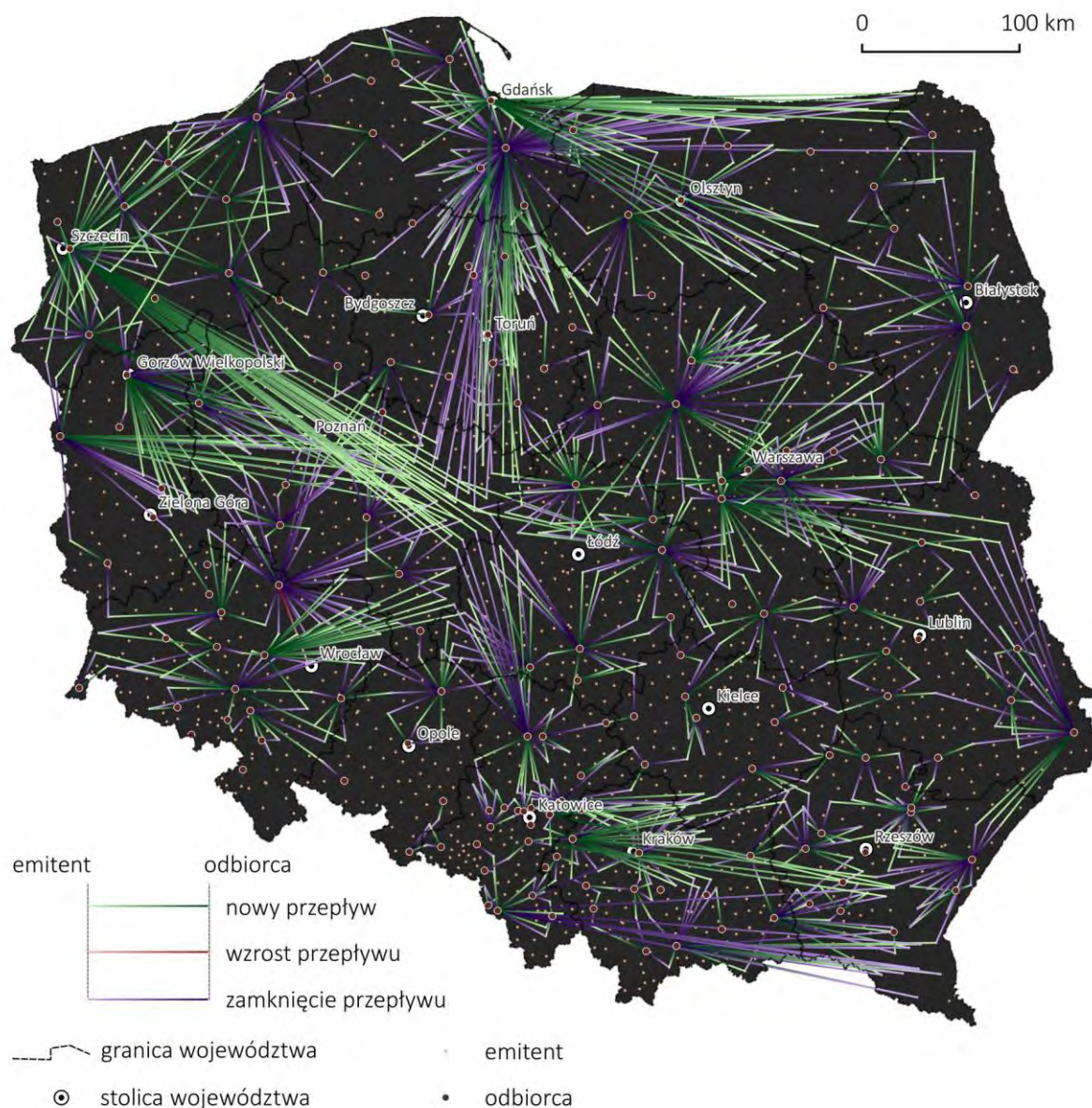
Wpływ zróżnicowania jakości sieci drogowej polegał na podobnym kierunku zmian systemu dystrybucji, przy czym ich skala była znacznie większa. Wyniki optymalizacji w podejściu grawitacyjnym są w jeszcze większym stopniu podatne na specyfikę przyjętej metryki. Zmianę kosztu transportu odpadów według gmin po uwzględnieniu zróżnicowania jakości dróg prezentuje poniższa mapa (Ryc. 62).



Ryc. 62 Wpływ czasu podróży na koszty transportu odpadów w gminach w stosunku do sieci drogowej według modelu GK_Pow_1n_xA

Źródło: opracowanie własne

Konsekwencją uwzględnienia jakości sieci drogowej w modelu grawitacji było zwiększenie liczby długich przepływów. Zmiana metryki odległości w powiązaniu ze zróżnicowaną mocą przerobową odbiorców spowodowała kumulację popytu odbiorców położonych przy głównych korytarzach drogowych (Ryc. 63).



Ryc. 63 Wpływ czasu podróży na przepływy odpadów zmieszanych w odniesieniu do przepływów po sieci drogowej na przykładzie modelu GK_Pow_1n_xA

Źródło: opracowanie własne

Analiza wpływu sieci transportowej na przykładzie dwóch podstawowych modeli optymalizacji przepływu odpadów pozwoliła na wyciągnięcie kilku zasadniczych wniosków. Po pierwsze, model Simpleks umożliwia osiągnięcie niższych kosztów całkowitych. Jednak jest on bardziej wrażliwy na zróżnicowanie jakości sieci drogowej (wzrost DC o +17,5%). Pokazuje to, że układ, a zwłaszcza zróżnicowanie jakościowe sieci drogowej w Polsce, jest zdecydowanie niekorzystne w kontekście możliwości redukcji kosztów transportu zmieszanych odpadów komunalnych od emitenta do odbiorcy. Po drugie, o ile w Polsce, będącej krajem

o stosunkowo korzystnych uwarunkowaniach naturalnych, sam układ sieci transportowej nie wpływa na znaczącą zmianę kosztu transportu odpadów w stosunku do teoretycznej sytuacji gdzie wszystkie połączenia międzygminne dzieliłaby odległość proporcjonalna do długości ortodromy, to już zróżnicowanie jakości tej sieci ma duży, negatywny wpływ. Co interesujące, uwzględnienie w modelu optymalizacyjnym prędkości podróży na różnych odcinkach sieci transportowej prowadzi nie tylko do wzrostu DC (+14,8% i +17,5%), ale także do jednoczesnego wzrostu niesprawiedliwości przestrzennej (CV 63,0 p.p. w modelu Simpleks i 67,3 p.p. w modelu grawitacji).

Różnice w dostępności czasowej (a więc w jakości i przepustowości dróg, zatorach) stanowią największe źródło nierówności kosztów jednostkowych dla mieszkańców Polski. Co ciekawe, niekorzystny wpływ sieci drogowej polega na silnej marginalizacji obszarów o względnie niekorzystnym położeniu na tle rozmieszczenia chłonności odbiorców odpadów, przez co zwiększa się także zróżnicowanie kosztu jednostkowego. Warto też zwrócić uwagę na istotnie większy wpływ, jaki układ sieci drogowej odgrywa dla DC w przypadku podejścia grawitacyjnego, co wskazuje na jego generalnie stosunkowo większą wrażliwość na przyjętą metrykę.

Wartości bezwzględne CV dla czasu (Simpleks: 0,630, model grawitacji: 0,673) są najwyższe, co jest głównym wnioskiem na temat rzeczywistej niesprawiedliwości przestrzennej kosztów transportu odpadów w Polsce.

Analiza wykazała, że wpływ metryki odległości na ostateczny koszt modelu jest dość znaczący, a wybór odpowiedniej miary odległości determinuje zróżnicowanie osiągniętych kosztów łącznych pomiędzy poszczególnymi modelami. Wobec powyższego pierwsza część hipotezy H_1 została zweryfikowana pozytywnie. Wzrost szczegółowości charakterystyki sieci transportowej zastosowanej w modelu optymalizacji (przebiegu dróg, czasu podróży wynikającego z ich jakości, a potencjalnie także przykładowo klasy drogi, przepisów drogowych, natężenia ruchu) skutkuje wzrostem poziomu zróżnicowania kosztów jednostkowych ponoszonych w poszczególnych gminach, a więc obniżeniem sprawiedliwości przestrzennej. Wniosek ten nie jest aż tak oczywisty biorąc pod uwagę fakt, że każda zmiana danych wejściowych (w tym przypadku metryki odległości) implikuje inną kolejność iteracji i w efekcie – ostatecznych powiązań emitentów i odbiorców. Tym bardziej należy uznać, że osiągnięta informacja jest wartościowa.

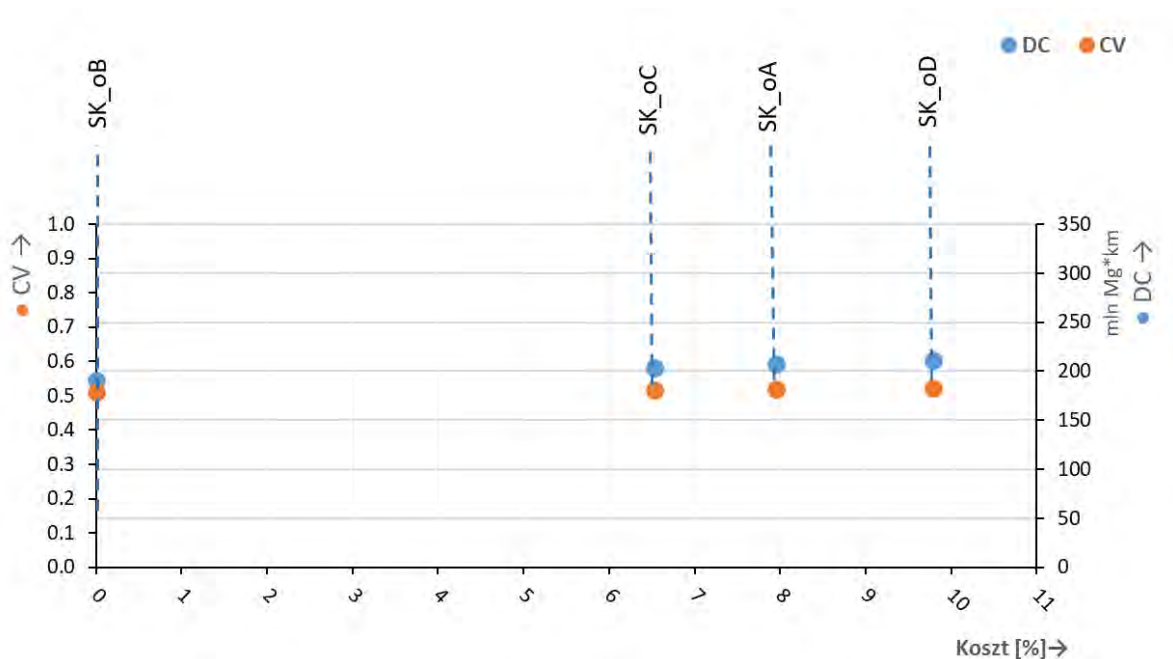
Rozpoznanie wrażliwości metod na sposób mierzenia odległości pozwoliło dokonać wyboru odpowiedniej miary w celu przeprowadzenia dalszych porównań. W kolejnych częściach pracy stosowaną miarą oporu przestrzeni była odległość ortodromiczna z uwagi na relatywnie mniejsze zróżnicowanie kosztu łącznego pomiędzy metodami.

4.3 Wpływ prognozowanych przekształceń społeczno-demograficznych na przepływy odpadów zmieszanych

W tej części pracy zestawiono ze sobą wyniki modelowania przepływu odpadów zmieszanych w zależności od wybranych scenariuszy podażyowych dla zmiennej oporu przestrzeni mierzonej dystansem po ortodromie o . Wybrane metody użyte do analizy to model podstawowy Simpleks (S), oraz podstawowy model grawitacji (G) (patrz Tab. 4).

Badanie wpływu prognozowanych przekształceń społeczno-demograficznych polegało na określeniu zróżnicowania kosztu sumarycznego DC oraz wskaźnika sprawiedliwości przestrzennej kosztów jednostkowych CV pomiędzy symulacją dla 2021 r. (scenariusz k-A) a trzema projekcjami dla 2030 r. (k-B, k-C, k-D) dla wybranych metod modelowania przepływów odpadów zmieszanych.

Projekcje, w zależności od przyjętych czynników (patrz podrozdział 3.1), charakteryzują się spadkiem ogólnej ilości wytwarzanych odpadów (k-B i k-C), lub ich wzrostem (k-D). Największy spadek kosztu sumarycznego transportu odpadów (DC) w modelu Simpleks nastąpił w scenariuszu k-B (-8%). W przypadku projekcji k-C spadek w stosunku do 2021 r. wyniósł 1,5%, natomiast według projekcji k-D prognozowany jest wzrost kosztu DC o 2%. Jednocześnie podział kosztów obsługi systemu (sprawiedliwość przestrzenna) nie ulegnie znacznej zmianie niezależnie od projekcji. W przypadku scenariusza k-B wartość CV spadnie o 1,6%, k-C o 0,8%, natomiast w przypadku scenariusza pesymistycznego k-D nastąpi niewielki wzrost o 0,3%. Należy stwierdzić, że wszystkie projekcje nie zagrażają sprawiedliwości przestrzennej w podziale kosztów obsługi systemu gospodarki odpadami w aspekcie ich transportu. Powyższe dane prezentuje Ryc. 64.



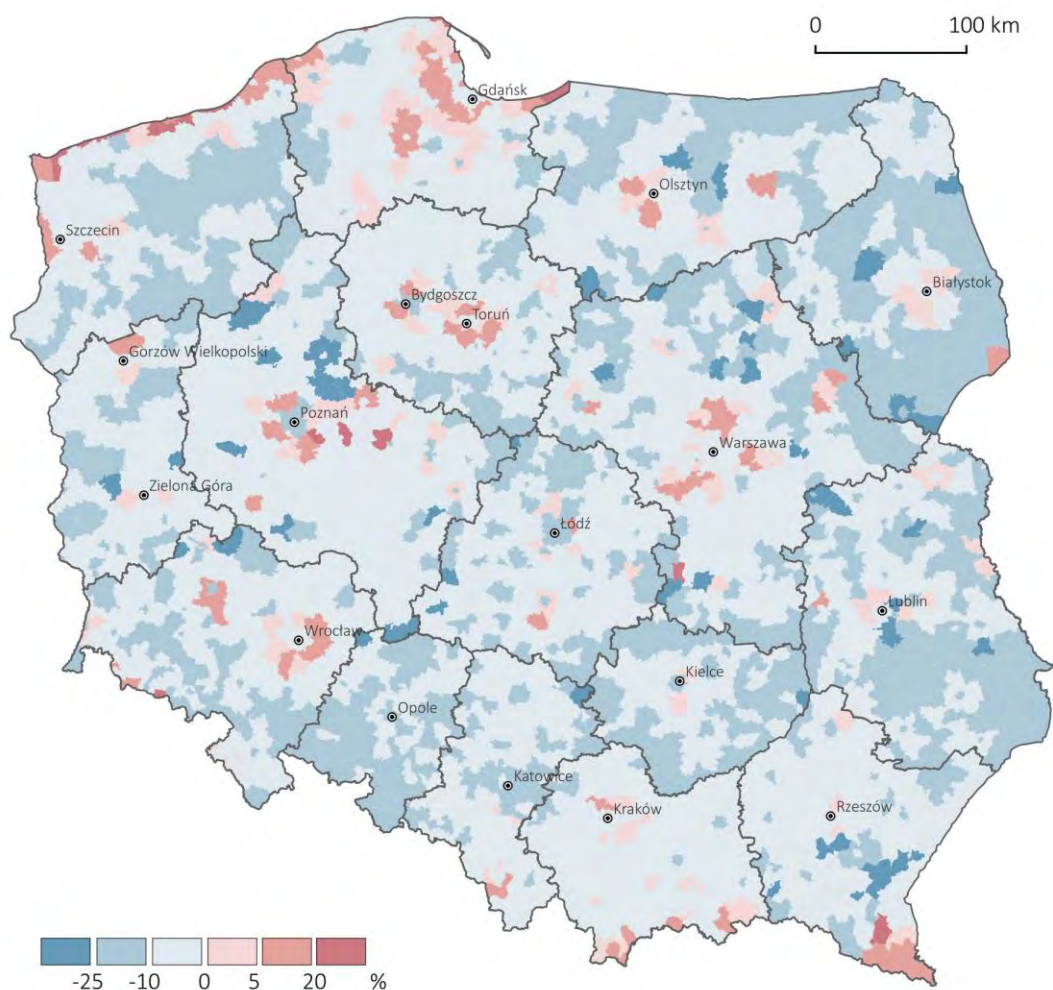
Ryc. 64 Koszt łączny DC oraz wskaźnik sprawiedliwości przestrzennej CV według modelu Simpleks SK_oX dla scenariuszy k-X

Źródło: opracowanie własne

Chociaż pod względem sprawiedliwości przestrzennej powyższe projekcje wypadły podobnie, to model optymalizacyjny SK_oX charakteryzował się zauważalną zmiennością kosztów w analizowanej perspektywie czasowej. Analiza według zaproponowanych scenariuszy podaży wykazała wyraźną zmienność kosztów w przestrzeni, która jednak tylko nieznacznie wpłynęła na współczynnik CV.

Projekcja k-B charakteryzowała się spadkiem masy odpadów na obszarach peryferyjnych oraz w miastach, natomiast wzrost następował na obszarach podmiejskich wokół dużych miast (efekt suburbanizacji) oraz w gminach turystycznych (patrz podrozdział 3.4). Skala zmian w rozmieszczeniu przestrzennym wolumenu odpadów zmieszanych nie była na tyle duża, by rozłożenie kosztów jednostkowych było najmniej sprawiedliwe i najmniej zrównoważone spośród wszystkich badanych projekcji. Wynik dla tego scenariusza zależał jednak od przyjętej metody modelowania⁴. Generalnie wzrost kosztu jest skorelowany ze wzrostem wytwarzanej masy odpadów (patrz Ryc. 42) i dotyczy obszarów nadmorskich, terenów górskich i wybranych gmin podmiejskich (Ryc. 65). Spadki obejmują większość terytorium kraju, w tym duże miasta.

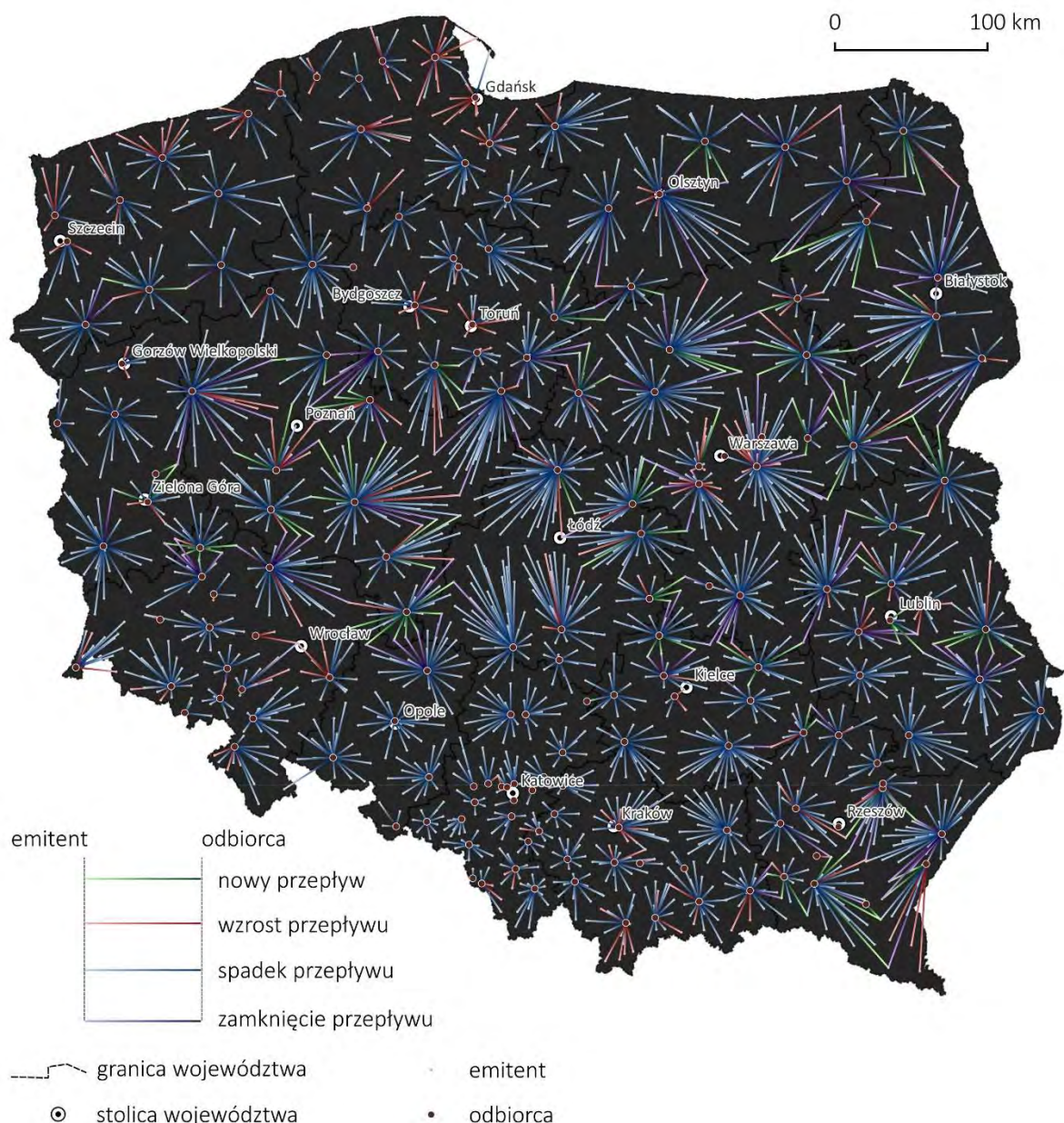
⁴ Mapy zmian kosztów dystrybucji odpadów zmieszanych DC według scenariuszy w stosunku do scenariusza k-A dla poszczególnych metod modelowania umieszczono w Aneksie A (Ryc.A 35-61).



Ryc. 65 Zmiana kosztów jednostkowych w scenariuszu realnym w stosunku do 2021 r. według modelu Simpleks SK_oX

Źródło: opracowanie własne

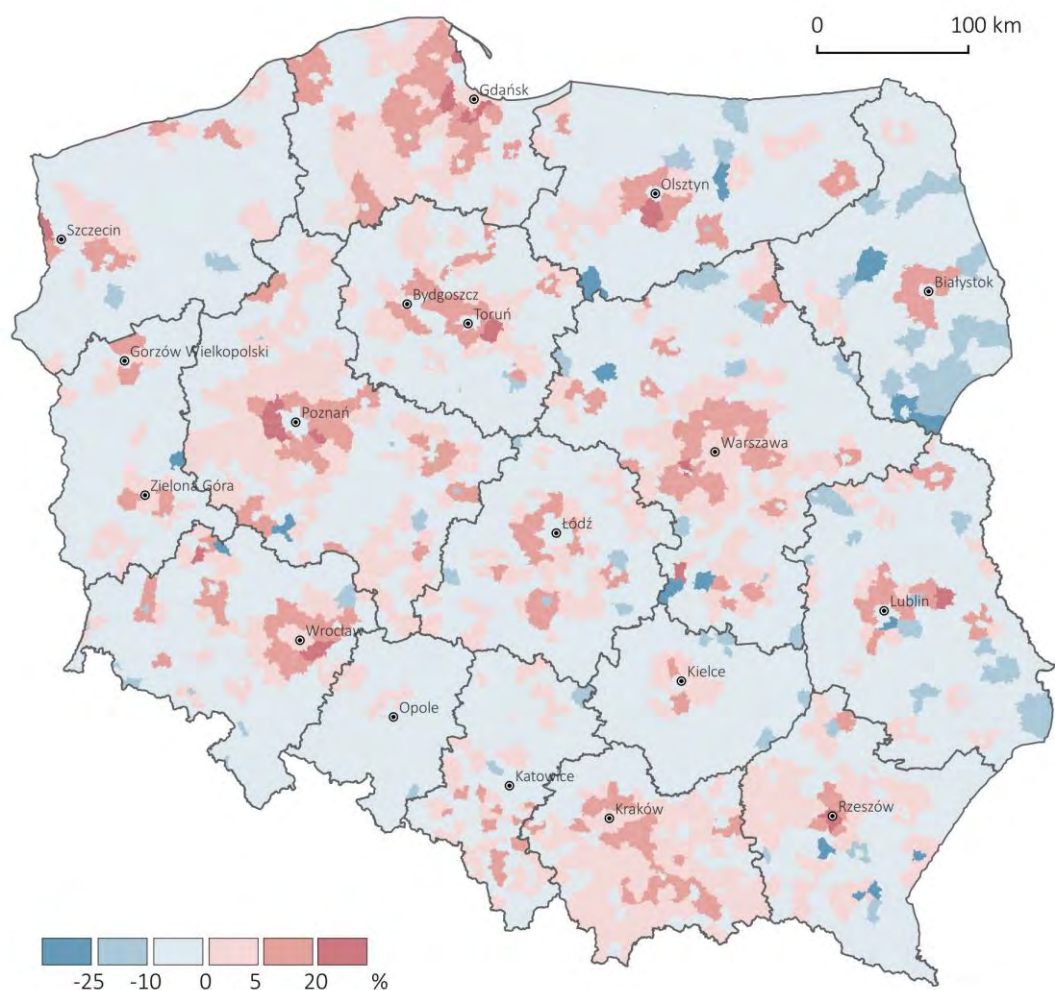
W odniesieniu do powyższego nastąpiły zmiany kierunków przepływu odpadów zmieszanych w scenariuszu realnym w stosunku do roku 2021, jak również przede wszystkim zmiany transportowanego wolumenu (Ryc. 66). Wzrost lub spadek transportowanej masy generalnie nastąpił w całym kraju, lecz największe konsekwencje wywołał na obszarach, gdzie zmiana wytwarzanej masy była największa. Generalnie na tych obszarach nastąpił wzrost przepływu na kierunkach z gmin o największych przyrostach ilości odpadów zmieszanych oraz spadek z kierunków pozostałych, gdzie nastąpił spadek masy. Niektóre relacje uległy zamknięciu, lecz dotyczyło to przede wszystkim gmin, w których spadek ilości wytwarzanych odpadów był największy. Co ciekawe, głównie te gminy przekierowały swoje odpady do innych odbiorców.



Ryc. 66 Wpływ scenariusza realnego na przepływy odpadów zmieszanych w odniesieniu do przepływów w 2021 r. na przykładzie modelu Simpleks SK_oX

Źródło: opracowanie własne

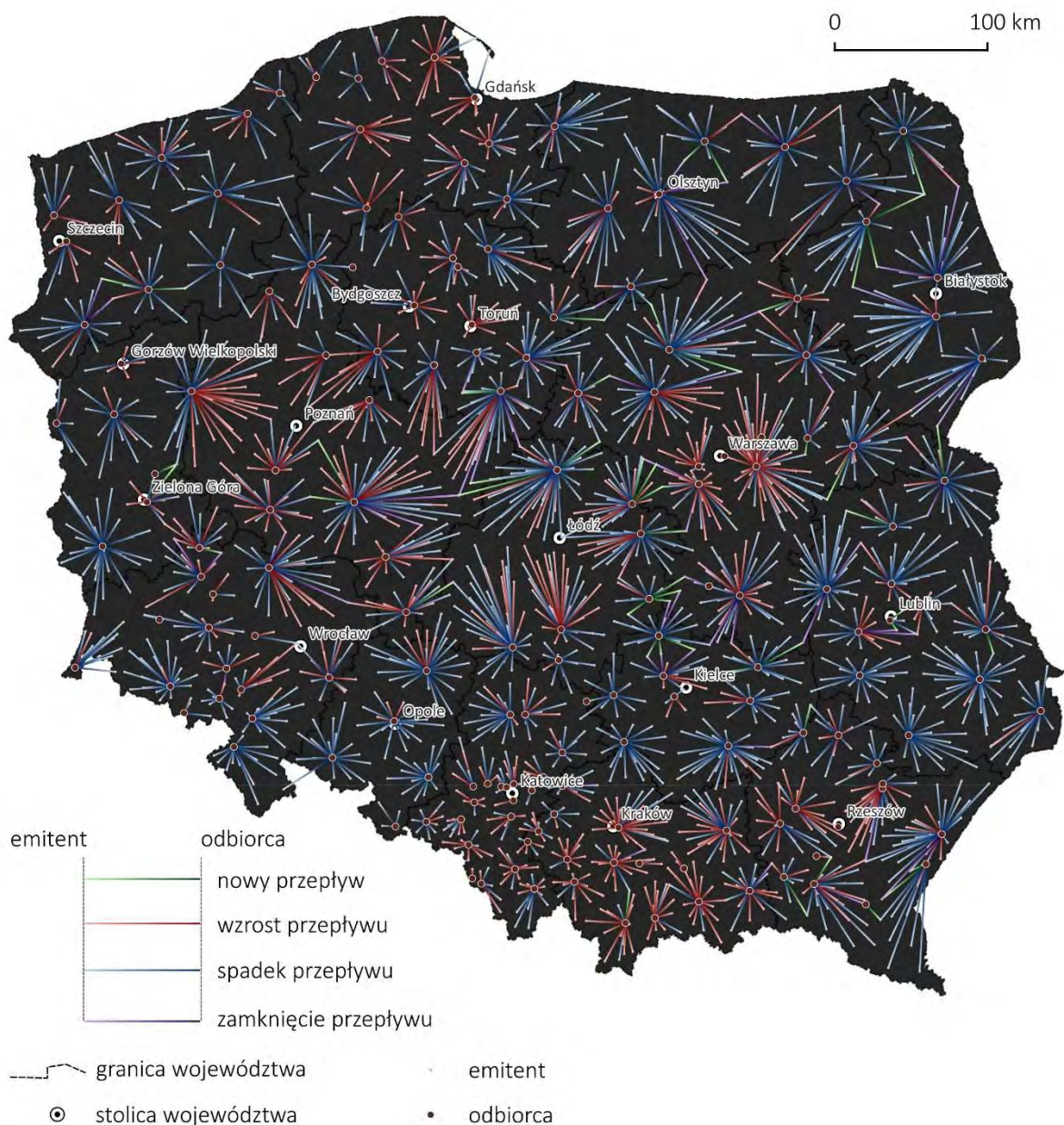
W przypadku scenariusza stabilnego (k-C) sytuacja jest podobna (Ryc. 67). Wzrost kosztów dotknął te gminy, w których wzrosła ilość odpadów, jednakże nie jest to zależność idealnie liniowa. W wybranych gminach nastąpiła większa zmiana kosztu (na plus lub na minus) niż oczekiwana, lecz są to pojedyncze przypadki. Generalnie wzrost odpadów objął w tej projekcji niemal całe obszary suburbanizacji oraz wiele gmin bardziej oddalonych od dużych miast, lecz wciąż widoczna jest zależność relacji centrum-peryferie.



Ryc. 67 Zmiana kosztów jednostkowych w scenariuszu stabilnym w stosunku do 2021 r. według modelu Simpleks SK_oX

Źródło: opracowanie własne

Konsekwencją wyżej opisanych zmian są wyższe koszty transportu odpadów zmieszanych z gmin, w których nastąpił wzrost ich wolumenu oraz spadek w tych gminach, gdzie ich ilość się zmniejszyła (Ryc. 68). Jednakże od tej reguły wystąpiły wyjątki, gdzie spadkowi ilości odpadów w danej gminie towarzyszył wzrost kosztu w określonej relacji, lecz jednocześnie spadek w relacji z drugim odbiorcą (w przypadku gdy emitent posiadał więcej niż jednego odbiorcę). Zmiany kierunków przepływu nie były jednak częste. Niewiele relacji zostało zamkniętych i utworzonych. Wobec powyższego, niemożliwa była jakakolwiek znacząca zmiana współczynnika zrównoważenia kosztów jednostkowych, jak też współczynnika sprawiedliwości przestrzennej w stosunku do 2021 r.

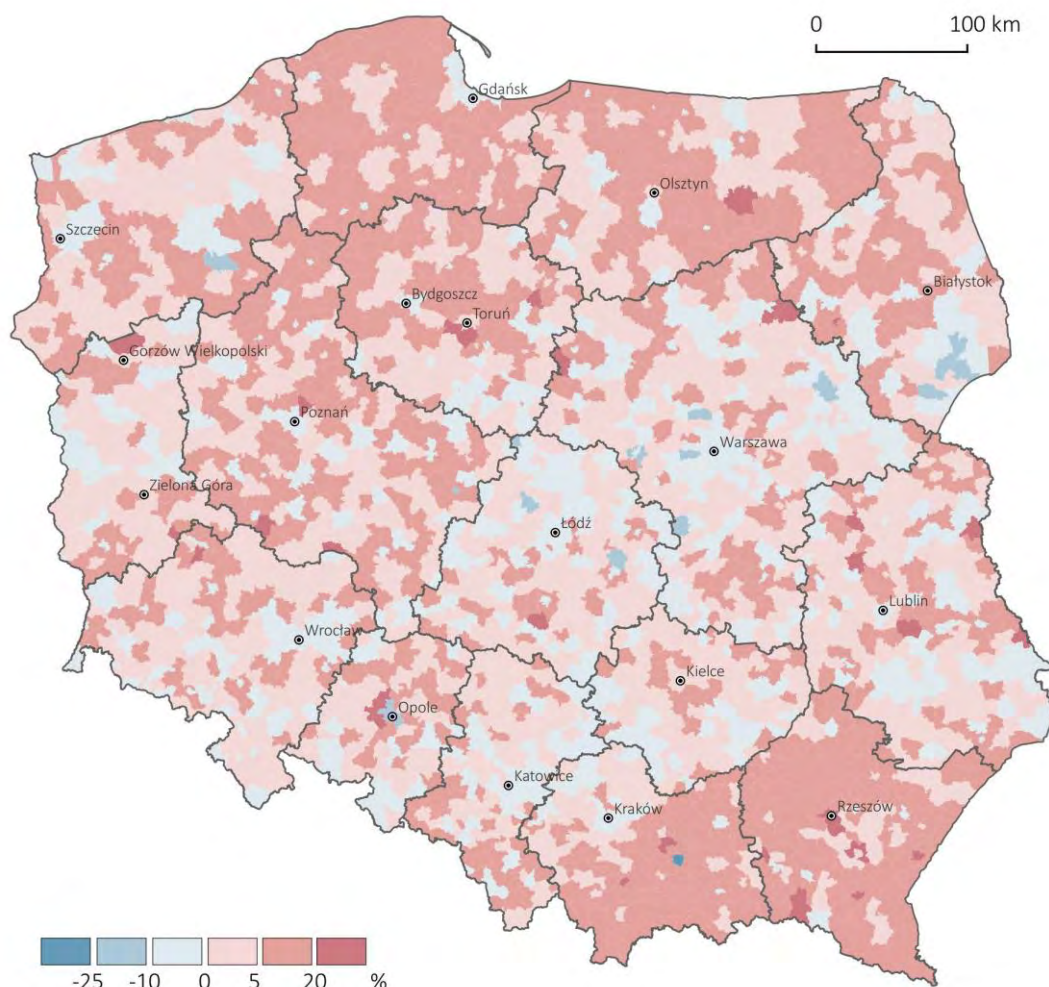


Ryc. 68 Wpływ scenariusza stabilnego na przepływy odpadów zmieszanych w odniesieniu do przepływów w 2021 r. na przykładzie modelu Simpleks S K_{oX}

Źródło: opracowanie własne

W pesymistycznym scenariuszu dla 2030 roku koszty poniesione przez gminy są najbardziej wyrównane. Scenariusz ten (k-D) zakładał, że największy przyrost masy odpadów zmieszanych nastąpi na obszarach wiejskich, głównie położonych peryferyjnie (patrz Ryc. 42). Konwergencja wolumenu odpadów w gminach w Polsce sprzyjała wyrównywaniu kosztów jednostkowych. Zatem szybszy wzrost ilości odpadów zmieszanych na peryferiach

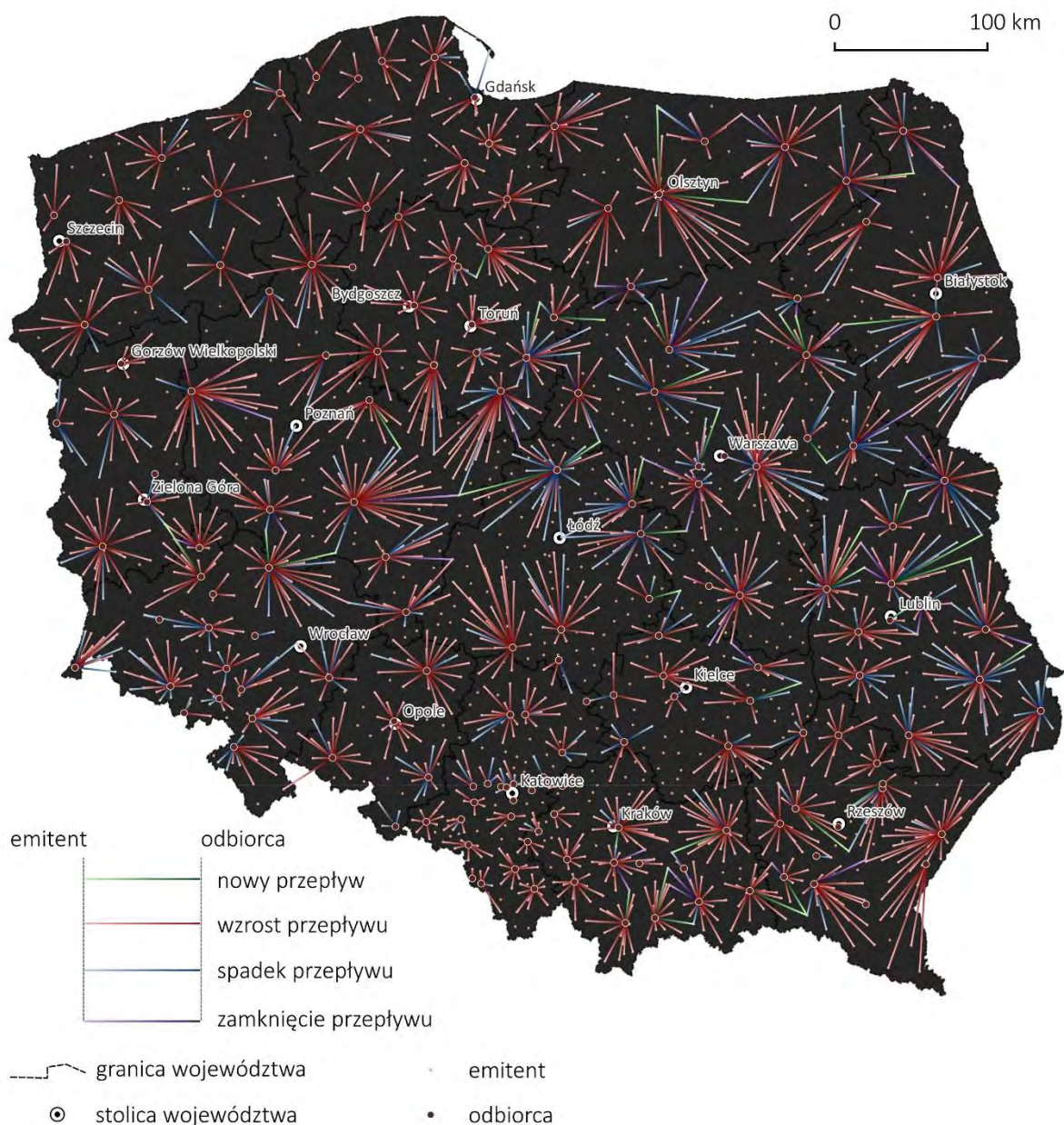
w porównaniu do miast i terenów podmiejskich, gęściej zaludnionych, spowodował, że koszt zagospodarowania 1 tony odpadów stał się mniej sprawiedliwy.



Ryc. 69 Zmiana kosztów jednostkowych w scenariuszu pesymistycznym w stosunku do 2021 r. według modelu Simpleks S K_oX

Źródło: opracowanie własne

Konsekwencją wzrostu masy odpadów w gminach jest wzrost przepływu odpadów w istniejących relacjach emitent-odbiorca (Ryc. 70). W niektórych gminach utworzone zostały nowe kierunki. Co ciekawe zaszły także odwrotne zmiany – niektóre przepływy utraciły część wolumenu na rzecz innych. Należy nadmienić, że w niewielu gminach nastąpił spadek masy odpadów.



Ryc. 70 Wpływ scenariusza pesymistycznego na przepływy odpadów zmieszanych w odniesieniu do przepływów w 2021 r. na przykładzie modelu Simpleks S K_oX

Źródło: opracowanie własne

Istotnym wnioskiem płynącym z powyższej analizy jest fakt, że zmiana rozkładu przestrzennego kosztów jednostkowych i kierunki przepływów (a nie tylko zmiana masy przepływu) zależą od przyjętego scenariusza. W projekcji realnej (k-B) wzrost kosztów zagospodarowania odpadów dotyczy wybranych gmin podmiejskich, peryferyjnych oraz turystycznych. Ekstremalne wartości spadków i zmian dotyczą pojedynczych gmin, przeważnie peryferyjnych. W zależności od metody wzrost kosztu mógł przekraczać nawet 670%, chociaż

większe zmiany odnotowano w projekcji stabilnej (k-C), a przede wszystkim pesymistycznej (k-D). W ostatnim przypadku wzrost kosztu w niektórych gminach przekroczył 800%.

W przypadku projekcji stabilnej liczba gmin, w których odnotowano zarówno wzrost masy odpadów, jak też kosztu ich transportu jest większa⁵. Problem wzrostu ilości odpadów i kosztów zagospodarowania ich będzie dotyczył gmin coraz bardziej oddalonych od dużych miast oraz wybranych ośrodków wojewódzkich. Najwyższy wzrost dotyczył będzie gmin podmiejskich, w których zjawisko suburbanizacji będzie wciąż intensywne. Obszary wiejskie, w tym peryferyjne gminy doświadczające depopulacji, będą w większości mogły obniżyć wydatki na zagospodarowanie odpadów zmieszanych.

Projekcja pesymistyczna przedstawia odwrócenie sytuacji. Koszt transportu odpadów wzrośnie przede wszystkim w gminach wiejskich. Spadek nastąpi z kolei w gminach podmiejskich oraz części miast wojewódzkich i pozostałych ośrodkach miejskich. Podobnie jak w poprzednio omówionych projekcjach, pojedyncze gminy odnotują spadek masy wytwarzanych odpadów zmieszanych przy jednoczesnym wzroście kosztu, jak również sytuację odwrotną – wzrost masy przy spadku kosztu. Ekstremalne zmiany kosztu w porównaniu do pozostałych projekcji są w tym przypadku najwyższe. Zmiany kosztu dla pojedynczych gmin mogą sięgać niemal 900%, co jest oczywiście nieproporcjonalne w stosunku do zmiany masy wytwarzanych odpadów w tych gminach. Zjawisko to dotyczy gmin, których zagospodarowanie odpadów staje się problematyczne na pewnym etapie planowania przepływu odpadów do poszczególnych odbiorców, i w zależności od metody, dotyczy różnej liczby gmin i różnych lokalizacji emitentów i odbiorców.

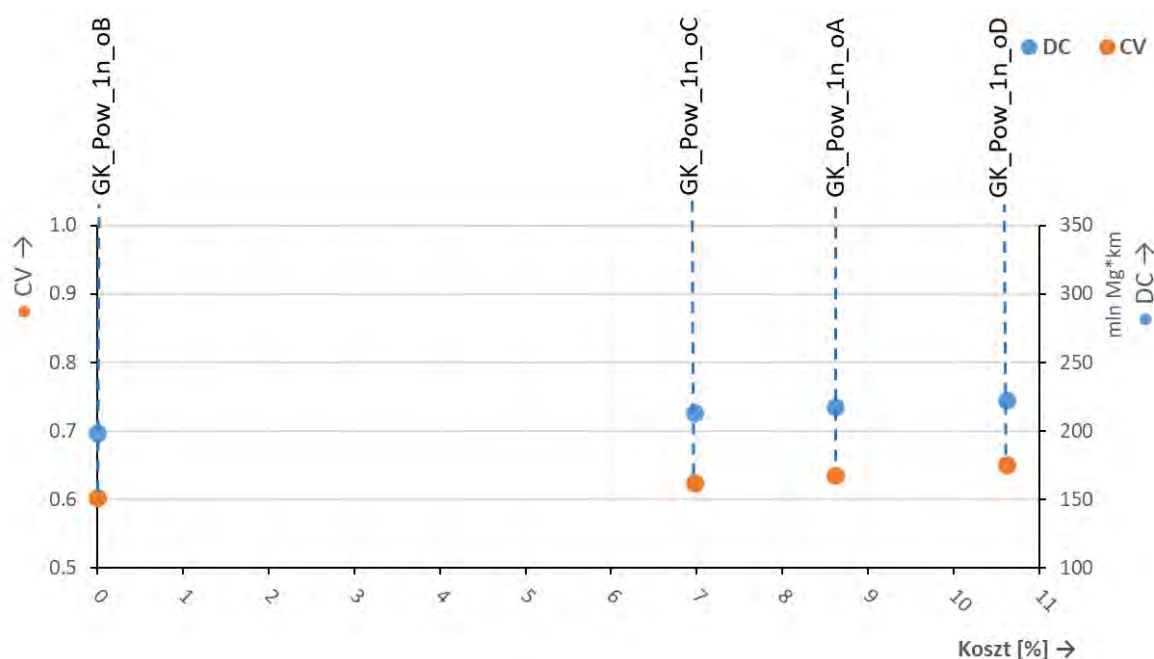
W przypadku modelu grawitacji GK_Pow_1n_oX różnice są nieznacznie większe. Koszt całkowity zagospodarowania odpadów zmniejszy się o 8,6% w scenariuszu realnym (o 0,6 p.p. więcej niż w modelu Simpleks). Jeszcze mniejszą różnicę wykazał scenariusz stabilny (spadek kosztu DC o 1,8%, czyli 0,3 p.p. więcej niż w modelu Simpleks). Różnica w scenariuszu pesymistycznym w stosunku do 2021 r. wyniosła już zaledwie 0,2%.

Zmiany współczynnika CV w modelu grawitacji są bardziej radykalne, niż w metodzie Simpleks. Wynika to z konstrukcji funkcji, która zakłada dopuszczalność długich podróży. W efekcie większy spadek ilości odpadów zmieszanych pozwala osiągnąć jeszcze większą sprawiedliwość przestrzenną względem 2021 r. w projekcji realnej i stabilnej. Jednakże,

⁵ Mapy zmian kosztu dystrybucji odpadów DC i masy odpadów w scenariuszach podaży według metod modelowania umieszczono w Aneksie A (Ryc.A 62-88).

w przypadku wzrostu ilości odpadów, współczynnik sprawiedliwości przestrzennej również rośnie szybciej.

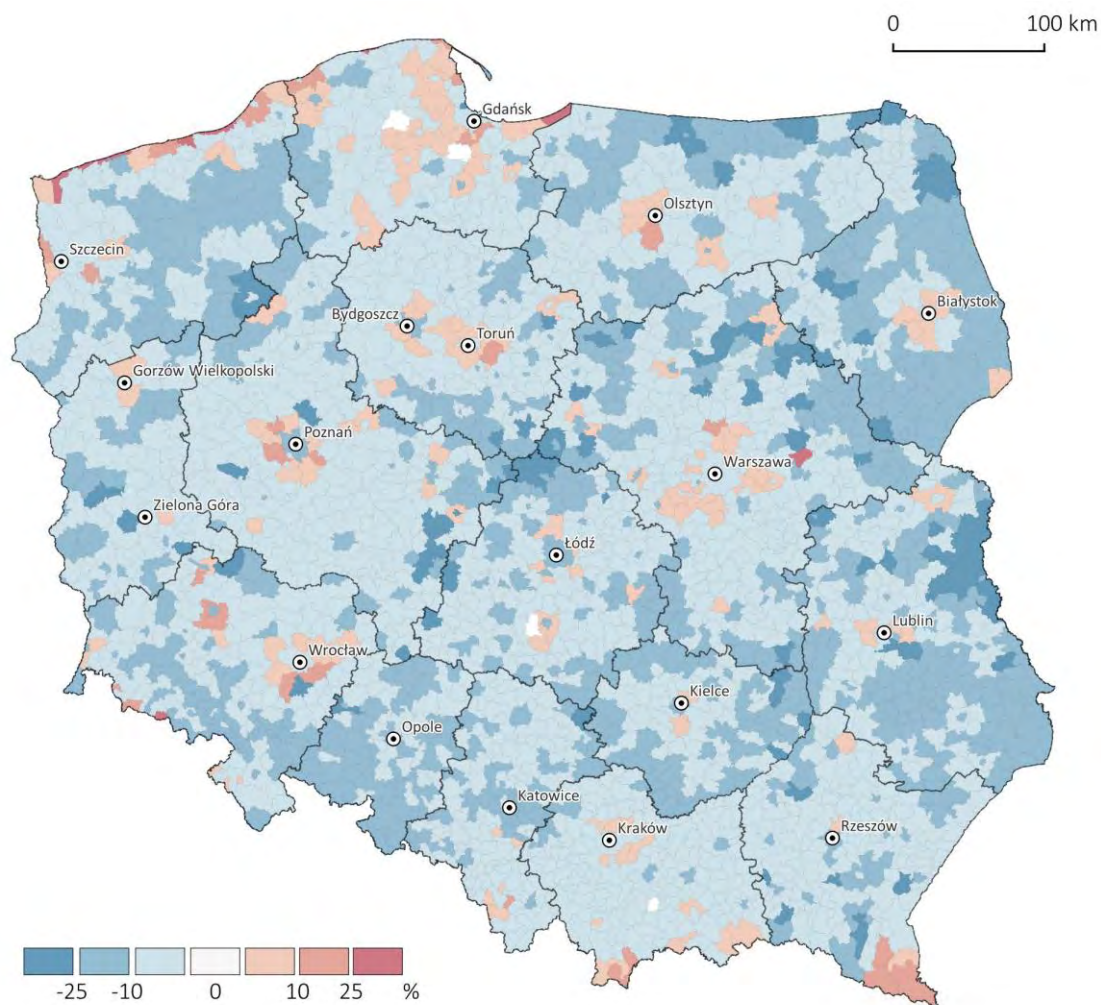
Pomimo względnie lepszej odporności modelu grawitacyjnego na zmiany społeczno-demograficzne w aspekcie kosztu całkowitego dystrybucji odpadów zmieszanych, metoda ta wykazuje już dużo mniejszą stabilność w aspekcie przestrzennego zróżnicowania kosztów jednostkowych. Koszt dystrybucji odpadów zmieszanych DC oraz współczynnik sprawiedliwości przestrzennej CV dla podstawowego modelu grawitacji przedstawia Ryc. 71.



Ryc. 71 Koszt łączny DC oraz wskaźnik sprawiedliwości przestrzennej CV według modelu grawitacji GK_Pow_1n_oX dla scenariuszy k-X

Źródło: opracowanie własne

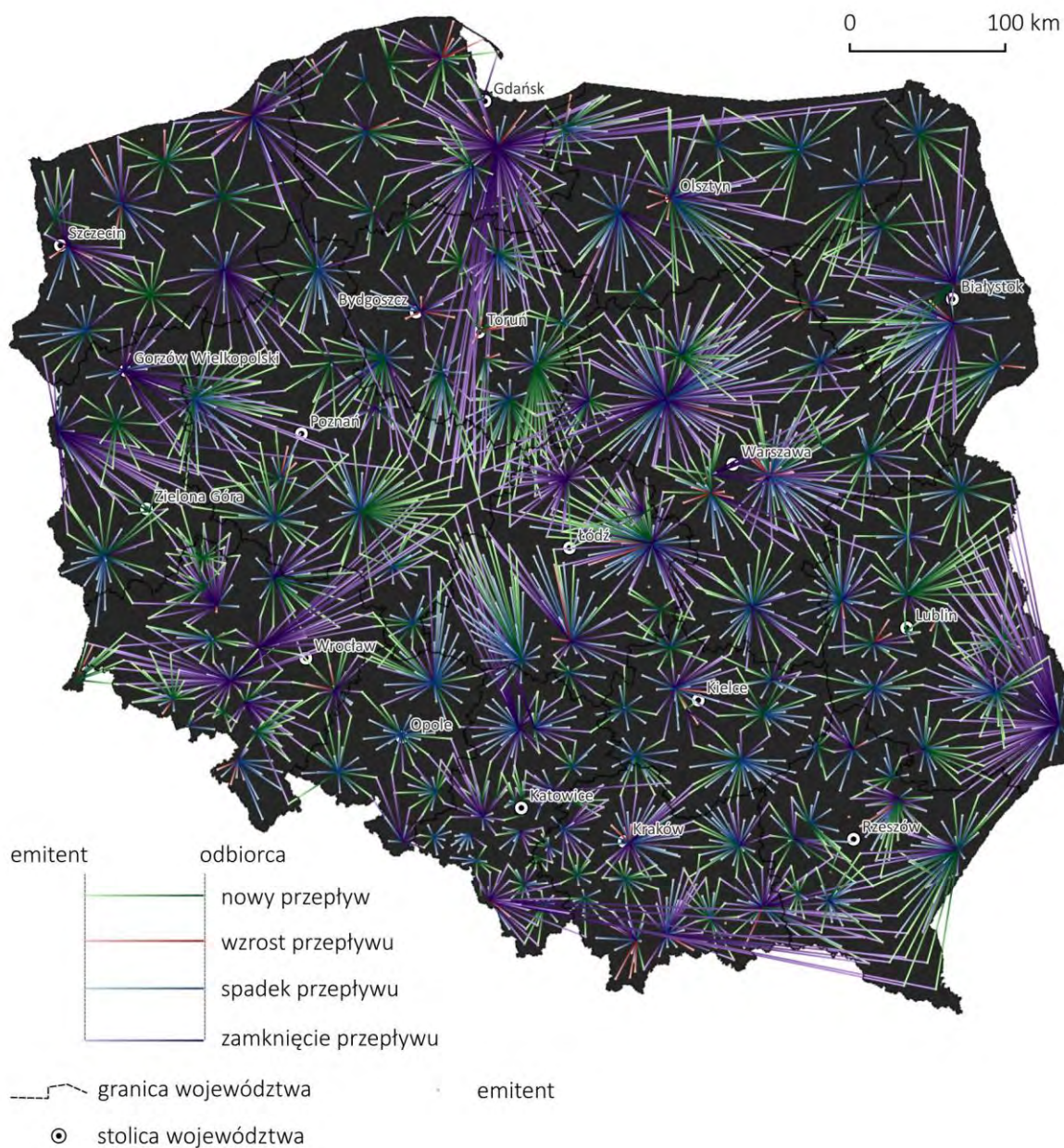
Powyższe wnioski potwierdzają mapy zmian kosztów gmin oraz zmian kierunków przepływów względem 2021 r. (Ryc. 72-77). Pierwszy scenariusz (realny) generalnie potwierdza tendencję spadku kosztu sumarycznego. Dla zdecydowanej większości Polski prognozowany jest spadek kosztów transportu odpadów zmieszanych. Wyjątek stanowią gminy turystyczne i wybrane gminy podmiejskie, lecz w odniesieniu do metody Simpleks, dotyczy to znacznie mniejszych obszarów.



Ryc. 72 Zmiana kosztów jednostkowych w scenariuszu realnym w stosunku do 2021 r. według modelu grawitacji GK_Pow_1n_oX

Źródło: opracowanie własne

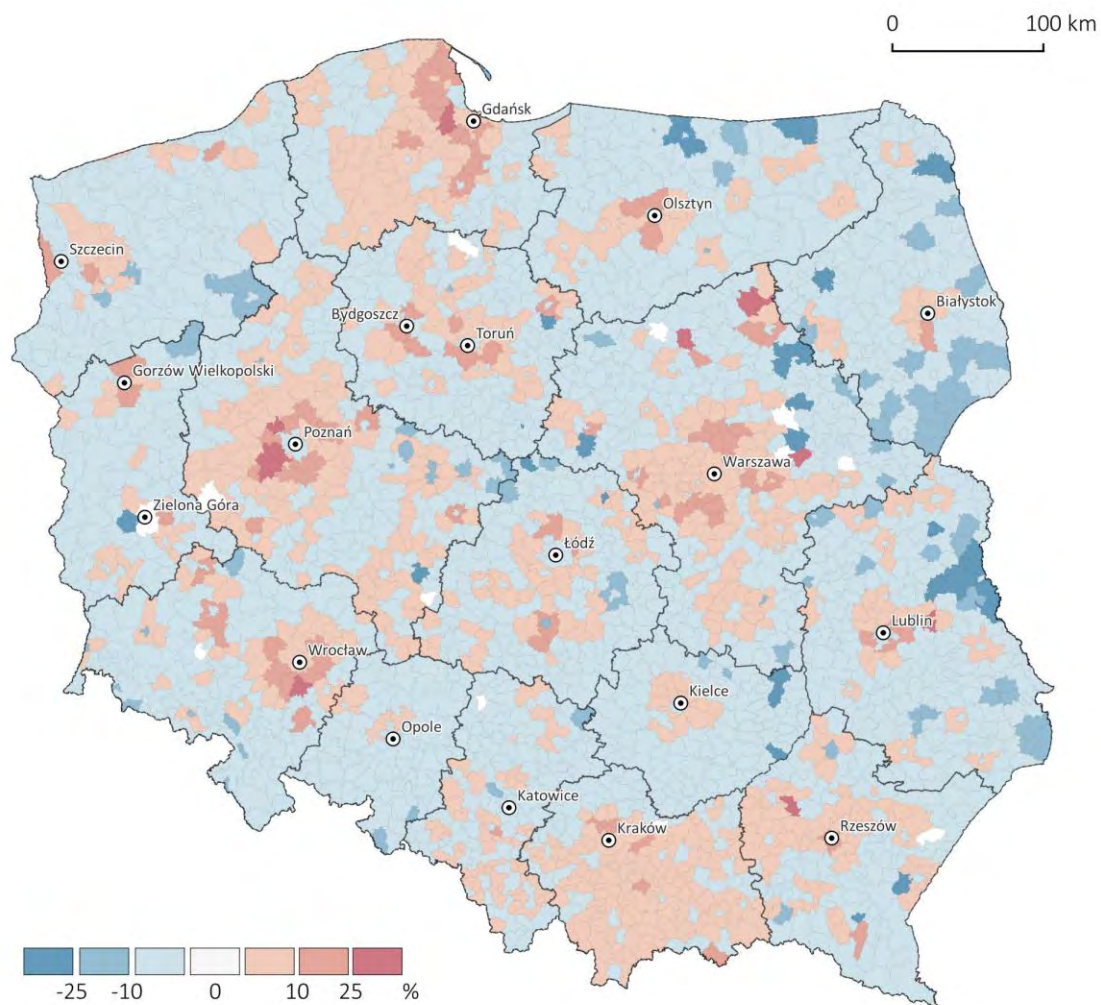
Duży wpływ zmian społeczno-demograficznych (scenariusza realnego) na przepływy odpadów zmieszanych widoczny jest na Ryc. 73. Wiele odległych dla części gmin destynacji utraciło połączenia, co potwierdza większy spadek kosztu DC w tej metodzie niż w przypadku modelu Simpleks. Wciąż jednak metoda Simpleks pozwala lepiej zoptymalizować koszt całkowity.



Ryc. 73 Wpływ scenariusza realnego na przepływy odpadów zmieszanych w odniesieniu do przepływów w 2021 r. na przykładzie modelu grawitacji GK_Pow_1n_oX

Źródło: opracowanie własne

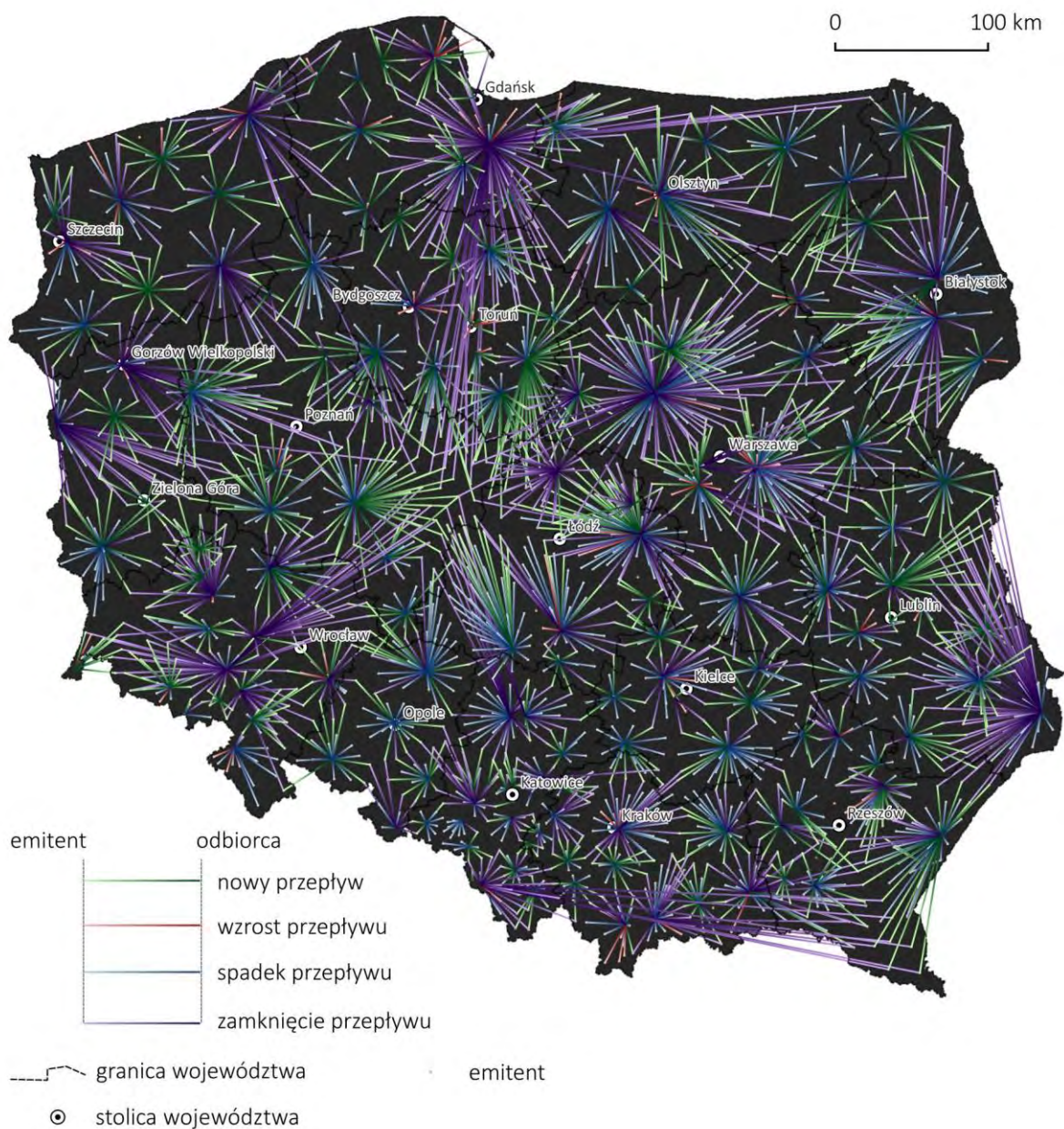
Scenariusz stabilny wpłynął negatywnie na większą liczbę gmin. Wzrost kosztów, według tej projekcji, dotknie nie tylko tereny podmiejskie, lecz ulegnie rozprzestrzenieniu. Wciąż jednak znaczna część gmin może liczyć na to, że koszt zagospodarowania odpadów spadnie. Zmiany te wpłyną jednak negatywnie na sprawiedliwość przestrzenną podziału kosztów jednostkowych.



Ryc. 74 Zmiana kosztów jednostkowych w scenariuszu stabilnym w stosunku do 2021 r. według modelu grawitacji GK_Pow_1n_oX

Źródło: opracowanie własne

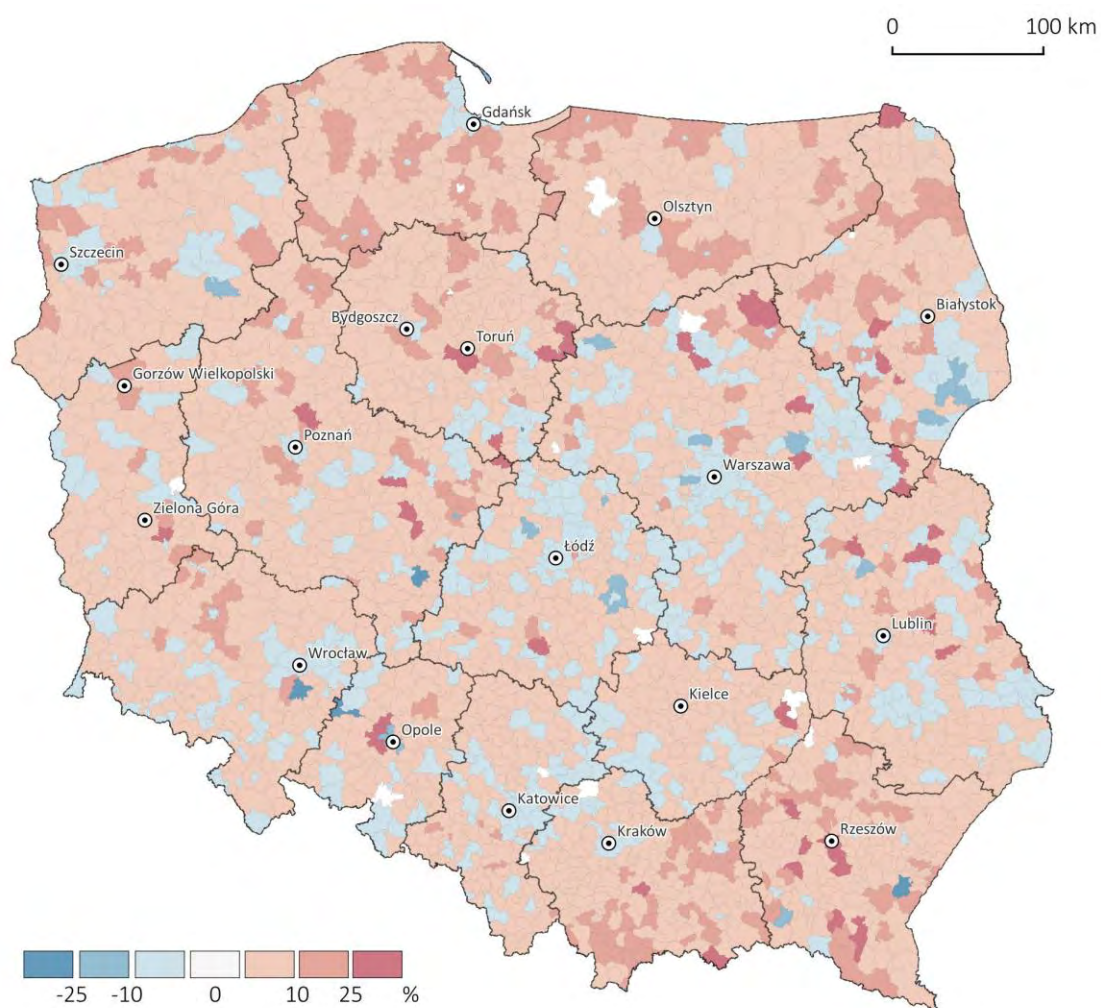
Powyższe wnioski potwierdza mapa zmian przepływów odpadów zmieszanych (Ryc. 75). Generalnie tendencje są bardzo zbliżone do scenariusza realnego. Widoczne są jednak istotne różnice w zmianach kierunków przepływów, jak również wolumenu przepływów, w stosunku do metody Simpleks dla tego samego scenariusza. W wielu przypadkach przepływy zostały skrócone (wybrano bliższą instalację).



Ryc. 75 Wpływ scenariusza stabilnego na przepływy odpadów zmieszanych w odniesieniu do przepływów w 2021 r. na przykładzie modelu grawitacji GK_Pow_1n_oX

Źródło: opracowanie własne

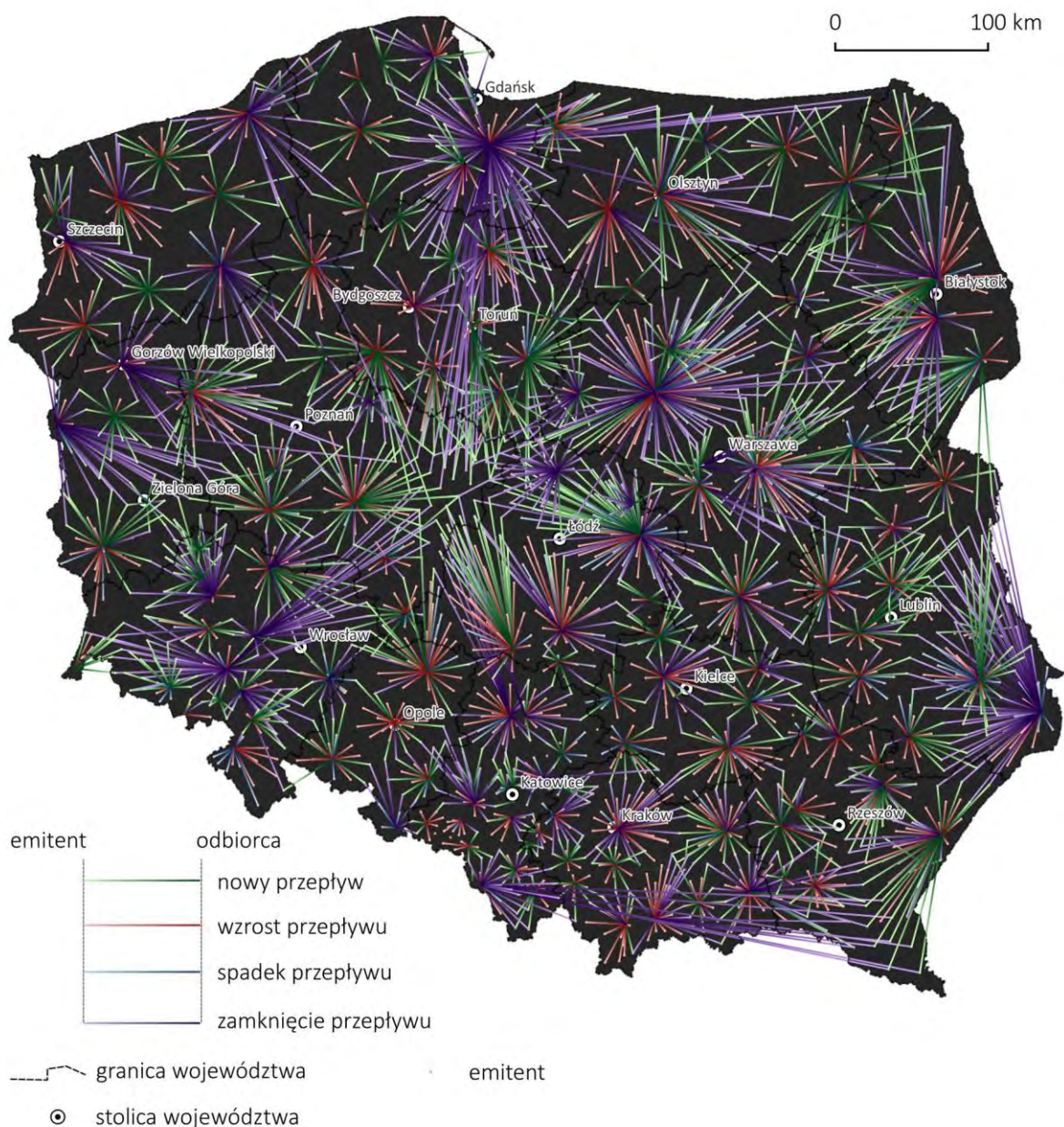
W scenariuszu pesymistycznym wraz ze wzrostem ilości odpadów w niemal całym kraju wzrosną koszty ich wywozu (Ryc. 76). Wobec tego zmiana współczynnika sprawiedliwości przestrzennej nie będzie tak radykalna jak w przypadku scenariusza realnego, lecz podział kosztów stanie się mniej sprawiedliwy względem roku 2021.



Ryc. 76 Zmiana kosztów jednostkowych w scenariuszu pesymistycznym w stosunku do 2021 r. według modelu grawitacji GK_Pow_1n_oX

Źródło: opracowanie własne

Podobnie jak w poprzednich projekcjach, tak i w scenariuszu pesymistycznym, przepływy do odlegle zlokalizowanych odbiorców ustąpią po części tym do blisko położonych instalacji przetwarzania odpadów zmieszanych (Ryc. 77). Ponadto część odbiorców nie utraci swoich dostawców. W konsekwencji prognozowanych zmian społeczno-demograficznych przepływy odpadów do wielu odbiorców zwiększą się.



Ryc. 77 Wpływ scenariusza pesymistycznego na przepływy odpadów zmieszanych w odniesieniu do przepływów w 2021 r. na przykładzie modelu grawitacji GK_Pow_1n_oX

Źródło: opracowanie własne

Podsumowując, koszt sumaryczny dla poszczególnych scenariuszy był istotnie zróżnicowany w obydwu testowanych metodach. Wysokość wskaźnika CV istotnie zależy natomiast od przyjętej metody w poszczególnych scenariuszach podaży.

Zatem dzięki zastosowaniu w porównaniu wielu scenariuszy osiągnięto ważny wniosek, iż optymalizacja kosztów jednostkowych zależy zarówno od przyjętej metody, jak też od danych wejściowych. Wniosek ten prowadzi do ogólnej konkluzji, iż w szczególności

rozmieszczenie przestrzenne odpadów wpływa na różnice w wynikach w zależności od przyjętej metody ich redystrybucji.

W przyjętych scenariuszach nie zaistniały specyficzne warunki, które pozwoliłyby osiągnąć ten sam koszt sumaryczny co w modelu wyjściowym (dla 2021 r.), natomiast nie można wykluczać takiej możliwości. Sama zmiana masy odpadów w kraju może nie przekładać się w widoczny sposób na koszt ogólny pod warunkiem, że nastąpi zmiana uwarunkowań społeczno-demograficznych sprzyjająca konwergencji rozmieszczenia wolumenu odpadów w przestrzeni geograficznej, lub jeżeli rozmieszczenie instalacji przetwarzania odpadów i ich moc przerobowa zostanie zoptymalizowana pod kątem panujących warunków. Najbardziej efektywny sposób zoptymalizowania kosztu sumarycznego to zaistnienie tych dwóch zjawisk jednocześnie.

Na podstawie uzyskanych wyników należy negatywnie zweryfikować hipotezę H₂. Tylko przyjmując scenariusz pesymistyczny (k-D), wykorzystujący prognozę zmian demograficznych według GUS, wartość DC i CV do 2030 roku wzrosnie. Jednak już przy dwóch pozostałych scenariuszach wartość obydwu tych wskaźników jest niższa, a różnica k-B względem scenariusza bazowego jest zdecydowanie większa niż w przypadku k-D. Zależność ta nie zależy od podejścia do optymalizacji. Co więcej, przypuszczenie zawarte w hipotezie opierało się na założeniu, że wzrosną koszty w największych ośrodkach miejskich, podczas gdy notuje się tam z reguły korzystniejszą dynamikę kosztów jednostkowych niż na obszarach wiejskich, często wręcz ujemną.

4.4 Wpływ przestrzennej integracji systemu gospodarki odpadami na przepływy odpadów zmieszanych

Głównym celem badania na tym etapie było porównanie teoretycznie idealnego, scentralizowanego modelu (krajowy) z dwoma realnymi/możliwymi modelami zarządzania (regionalny i lokalny). Model optymalizacji przepływu odpadów na szczeblu krajowym funkcjonuje w tej części pracy jako benchmark systemowy – jest to teoretyczne optimum, które pozwala na określenie potencjału efektywności (różnica pomiędzy modelem krajowym i regionalnym), oraz potencjału zarządzania (różnica pomiędzy modelem krajowym a lokalnym). Umożliwia to dwuwymiarową ocenę efektywności decentralizacji systemu. Należy dodać, że w polskim systemie gospodarki odpadami, koszty na szczeblu regionalnym i lokalnym są powiązane prawnie i ekonomicznie, co utrudnia ich bezpośrednie, rozłączne

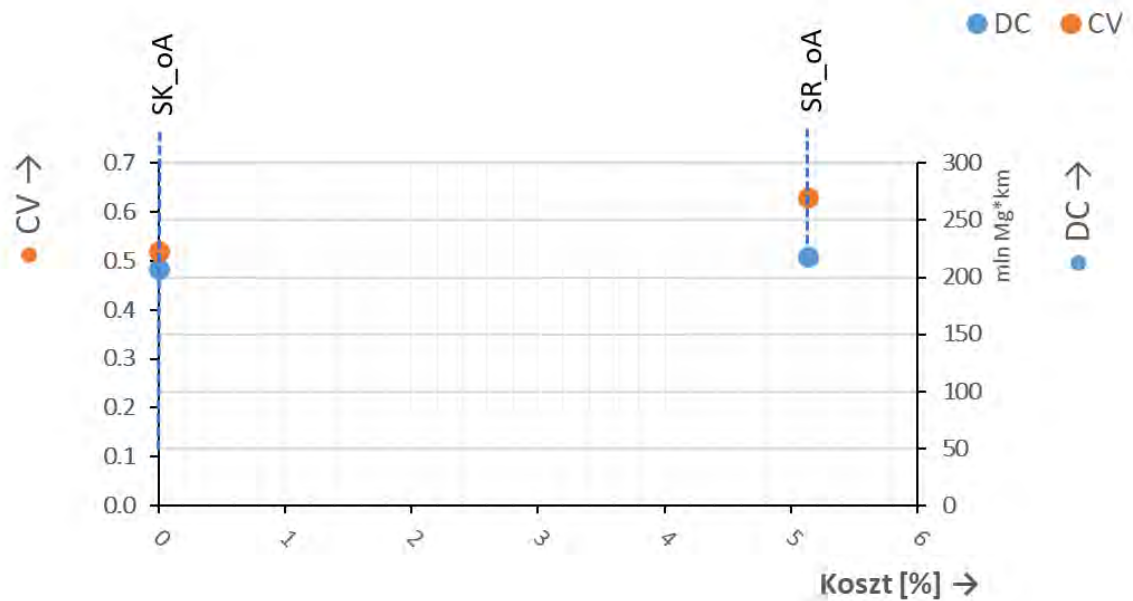
porównanie. Gmina (szczebel lokalny) jest prawnie zobowiązana do ponoszenia kosztów zagospodarowania odpadów w instalacjach regionalnych. Ponieważ Ustawa o odpadach wymusza, aby gmina ponosiła koszty regionalne, zarządzanie regionalne nie jest alternatywą dla zarządzania lokalnego, lecz jego niezbędnym komponentem.

Analizę znaczenia barier administracyjnych w modelowaniu przepływu odpadów przeprowadzono z dwóch powodów. Po pierwsze, wynikało to z zasady przyjętej w ustawie o odpadach, zgodnie z którą odpady zmieszane powinny zostać zagospodarowane na terenie tego województwa, z którego pochodzą. Drugi argument był związany z potrzebą sprawdzenia skali oszczędności (lub strat) wynikających z wdrożenia systemu regionalnego w ujęciu globalnym i lokalnym. Reasumując w pierwszym porównaniu rozważano więc 2 warianty stosując metodę Simpleks:

- 1) system centralnie sterowany (SK_oA),
- 2) podział na niezależne podsystemy z nieprzekraczalną granicą administracyjną (tzw. wariant „koreański” (Rosik 2012), model SR_oA).

Należy mieć na względzie, że system niezależnych regionów uwzględniał warunek nieprzekraczalnej granicy, co oznacza że każdy region dysponował jedynie tą infrastrukturą, która znajdowała się w jego obrębie. Zamknięcie przepływów w obrębie województw nie podwyższyło łącznego kosztu w znacznym stopniu, jednakże nominalne korzyści z zastosowania systemu centralnie sterowanego mogłyby w pewnej perspektywie czasowej stwarzać możliwości zwiększenia tej dysproporcji (np. poprzez inwestycje w infrastrukturę, edukację proekologiczną itd.).

Wprowadzenie podziału na podsystemy regionalne spowodował wzrost łącznego kosztu przewozu odpadów o 5,1% względem systemu krajowego. Zwiększyły się w konsekwencji również dysproporcje w kosztach jednostkowych (wzrost o 17,4%). Wyniki zaprezentowano na Ryc. 78.

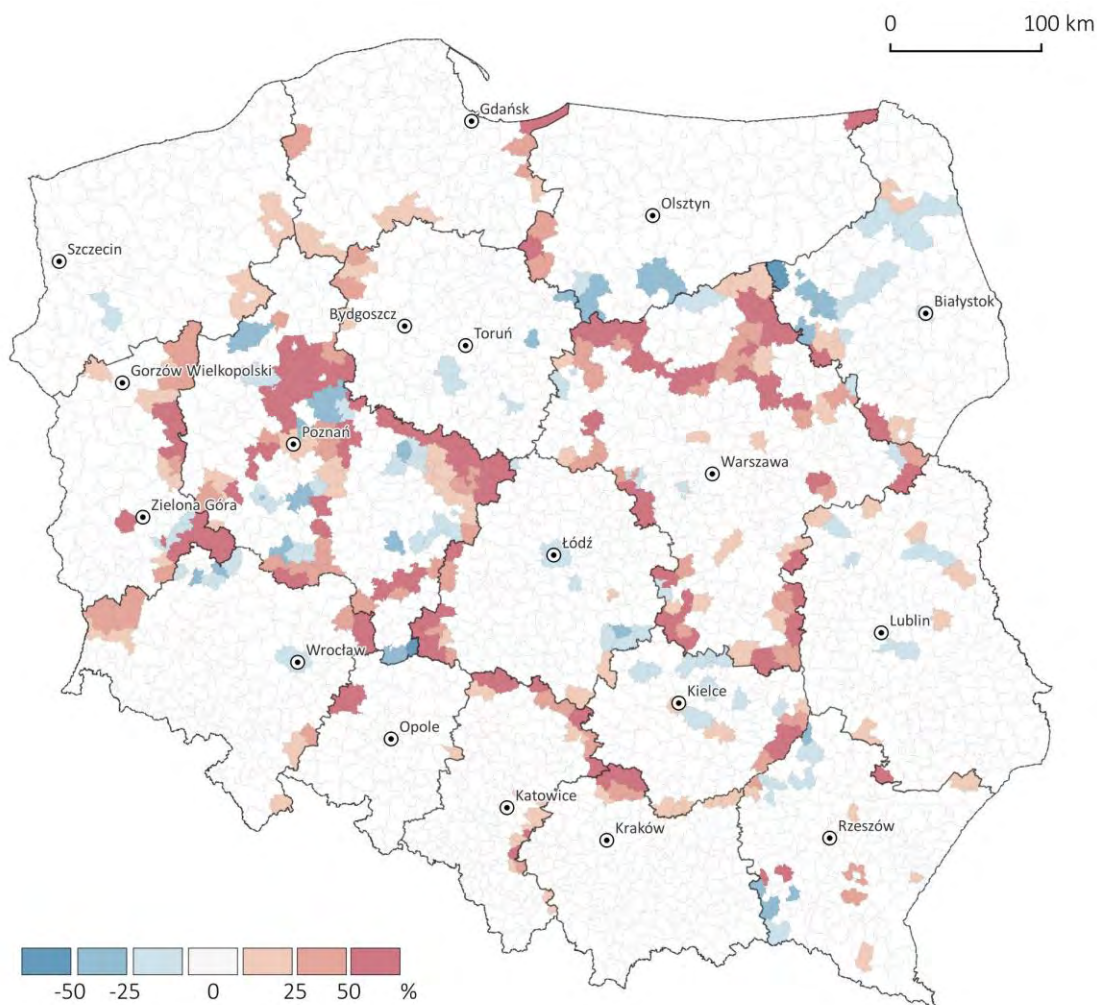


Ryc. 78 Koszt łączny DC oraz wskaźnik sprawiedliwości przestrzennej CV w modelach SR_oA i SK_oA

Źródło: opracowanie własne

Rozkład przestrzenny kosztów jednostkowych w modelu podziału na podsystemy prezentuje Ryc.A 32 znajdująca się w Aneksie A. Model ten nie spowodował istotnych zmian w przestrzennym rozkładzie kosztów, lecz bardziej widoczny jest efekt granic wewnętrznych województw, które rozgraniczyły obszary o wysokich oraz niskich kosztach.

Zmiany w wysokości kosztów jednostkowych zaszły głównie w gminach położonych przy granicach wewnętrznych województw (Ryc. 79). W większości z nich nastąpił wzrost powyżej 25%, a w skrajnym przypadku nawet o 480%. Wzrost kosztu o ponad 100% wystąpił w 67 gminach, co stanowi dość istotny wpływ tego modelu w skali lokalnej (2,7% wszystkich gmin doświadczyło negatywnej zmiany). Wysokie przyrosty kosztów towarzyszyły relatywnie wysokim spadkom w gminach położonych w sąsiednim województwie (maksymalnie o -52%). Znaczne implikacje widoczne są również w strefach wewnętrznych województw. Model, w którym zaimplementowano dezintegrację systemu nie wpłynął prawie w ogóle na obszary tzw. peryferii zewnętrznych.

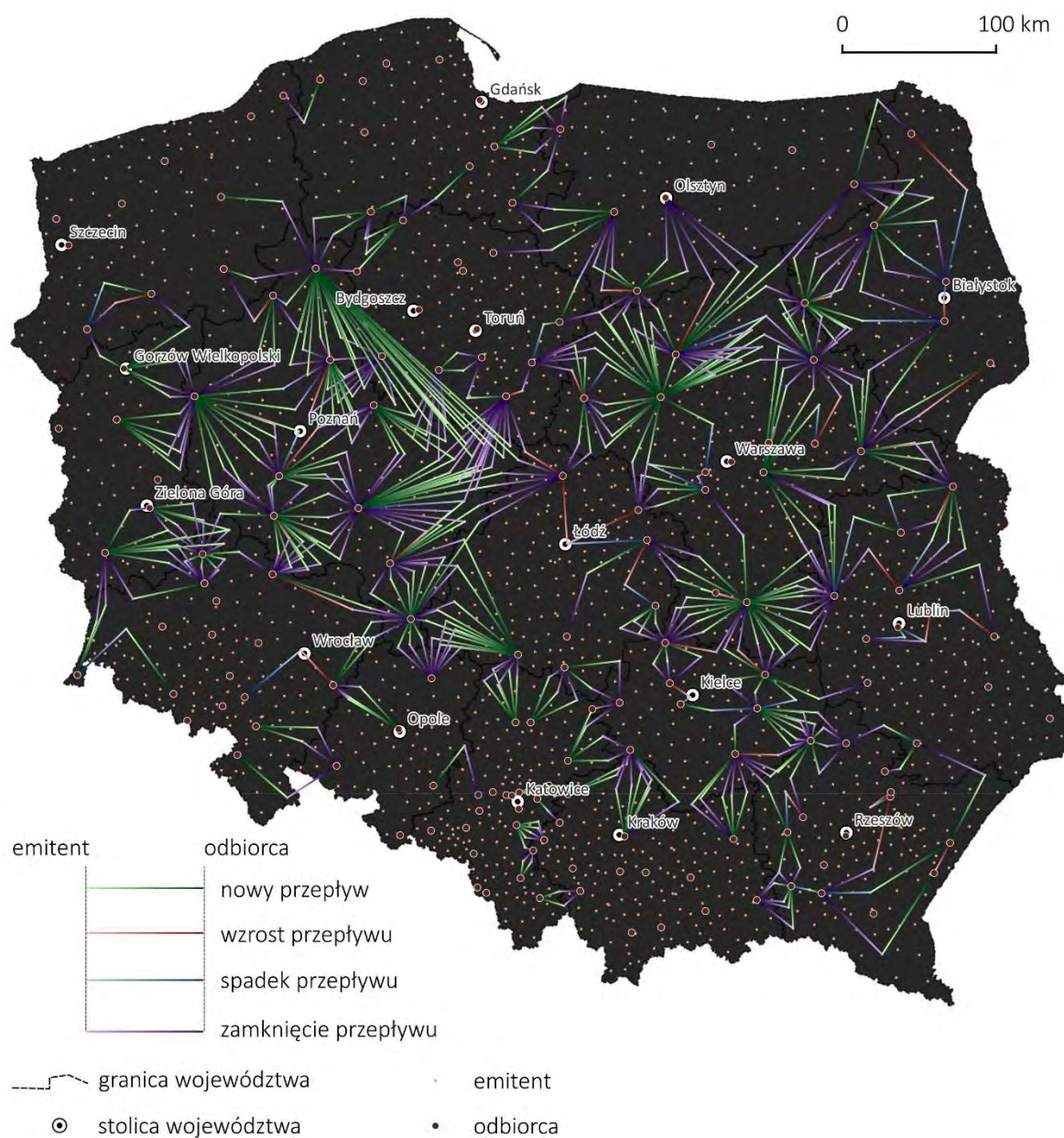


Ryc. 79 Zmiana kosztu w gminach po dezintegracji systemu do poziomu regionalnego w stosunku do modelu centralnie zarządzanego

Źródło: Opracowanie własne

Wpływ na kierunki przepływów odpadów zmieszanych wyraźnie odznaczył się na obszarach wzdłuż granic województw, co było oczekiwanym rezultatem. W niektórych przypadkach skala tych zmian okazała się jednak znaczna. „Odcięcie” korzystnych pod względem odległości lokalizacji odbiorców odpadów, znajdujących się po drugiej stronie granicy województwa, w przypadku modelu SR_oA spowodowało, że niektóre gminy, nie posiadając w pobliżu alternatywy, zostały przyłączone do zlewni (obszarów obsługi) odbiorców położonych nawet na drugim skraju województwa. Wariant SR_oA spowodował, że niektóre obszary można określić jako problemowe, na których występuje problem niedostatku infrastruktury zagospodarowania odpadów zmieszanych, gdy system zostaje podzielony na niezależne podsystemy. Istnienie transgranicznych regionów (RGOK)

w poprzednio funkcjonującym systemie w Polsce wyjaśniałoby tę nieefektywność rozmieszczenia przestrzennego odpowiednich instalacji przetwarzania odpadów (patrz podrozdział 2.4). Nowelizacja Ustawy o odpadach zniósła regionalizację gospodarki odpadami w kraju, jednakże wciąż obowiązuje zasada bliskości, co potwierdza, że przepływy odpadów na dużą odległość nie powinny mieć miejsca.



Ryc. 80 Wpływ przestrzennej dezintegracji systemu do poziomu regionalnego na przepływy odpadów zmieszanych w odniesieniu do modelu centralnie zarządzanego

Źródło: opracowanie własne

Model regionalny jedynie częściowo potwierdził teorię regionów stykowych Augusta Lösch (1961), ponieważ wprowadzenie sztucznego podziału na podsystemy spowodowało zachwianie korzyści osiąganych w relacjach opartych na większej sieci przedsiębiorstw. Wprowadzenie granicy subsekwentnej w organizacji przepływów dalekich od modelowych spowodowało, że konsekwencje widoczne były nie tylko wzdłuż granic wewnętrznych, lecz również w głębi województw. W rezultacie, nie każdy obszar przygraniczny, rozerwany nowo powstałą barierą, został pozbawiony relacji z uwagi na zmianę powiązań funkcjonalnych.

Dezintegracja systemu na 16 podsystemów zarządzania gospodarką odpadami wywołało 2 zasadnicze konsekwencje w ujęciu globalnym:

- 1) wzrósł koszt sumaryczny obsługi systemu w skali kraju,
- 2) wzrosła niesprawiedliwość przestrzenna udziału gmin w koszcie sumarycznym.

Zatem wadą wprowadzenia niezależnych podsystemów, w obrębie których organizowany jest przepływ odpadów, jest spadek sprawiedliwego podziału kosztu obsługi, w którym partycypują gminy. Nominalnie koszty jednostkowe różnicowały się bardziej, co było następstwem separacji fragmentów zlewni istniejących w modelu scentralizowanym. Naturalnymi następstwami decentralizacji systemu są wzrosty i spadki kosztów w poszczególnych gminach, w szczególności tych graniczących z sąsiednimi województwami. Wzrost kosztów jednostkowych dotyczył tych gmin, które utraciły możliwość transportu odpadów do najbliższej instalacji przetwarzania znajdującej się w sąsiednim województwie. W konsekwencji wybór odbiorcy odpadów podyktowany był czynnikiem administracyjnym, w wyniku którego możliwy był odbiór odpadów przez firmę zlokalizowaną w tym samym województwie co dana gmina, lecz położonej w większej odległości niż instalacja położona tuż za granicą regionu. Wprowadzenie systemu zdecentralizowanego pozwoliło na utworzenie rezerw mocy przerobowych w niektórych instalacjach komunalnych. W rezultacie zmieniła się sytuacja niedużej liczby gmin, będących tymi „peryferyjnymi” w systemie scentralizowanym.

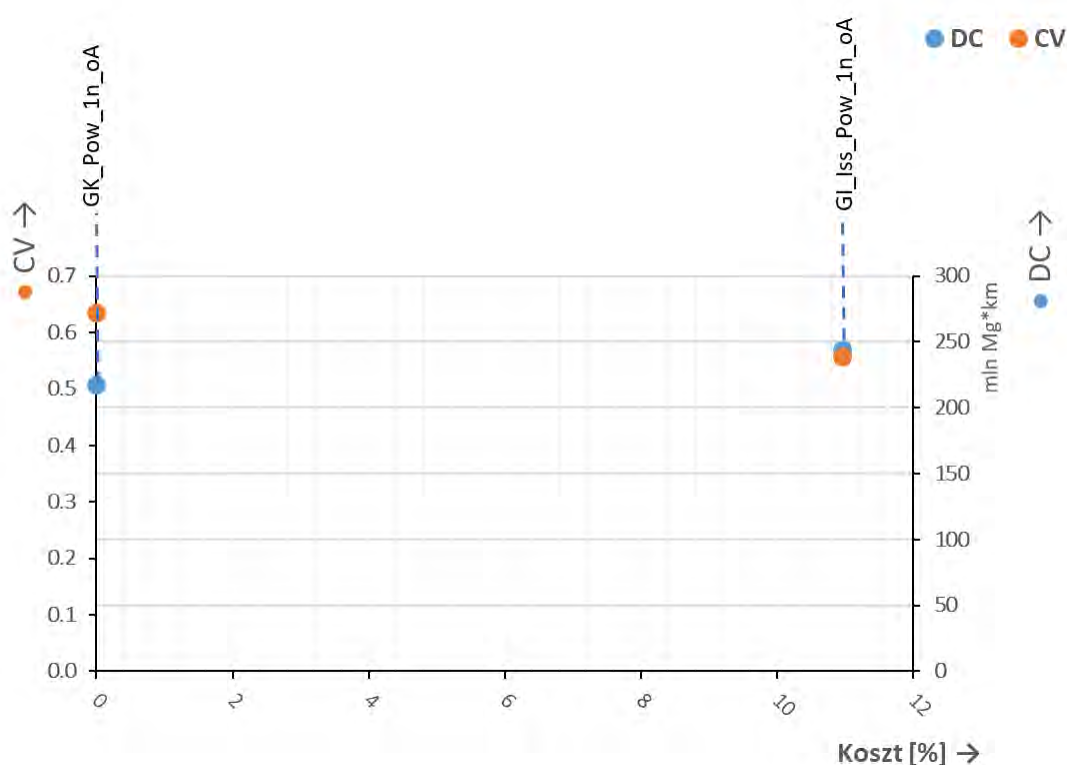
Na podstawie wyników uzyskanych w podejściu Simpleks należy stwierdzić, że system zarządzany centralnie umożliwia redukcję kosztu, ale uzyskany efekt nie jest duży. Integracja systemu daje natomiast zdecydowanie większe korzyści w kwestii sprawiedliwości przestrzennej kosztu jednostkowego ponoszonego w poszczególnych gminach. Wynikają one przede wszystkim z poprawy sytuacji obszarów położonych peryferyjnie na tle rozmieszczenia chłonności odbiorców zlokalizowanych w danym województwie. Obszary te, dzięki integracji systemu, uzyskują możliwość poszukiwania bliższego odbiorcy poza granicami regionu. Jednak

z reguły emisja odpadów na tych obszarach ma niewielki udział w ogólnej ilości emitowanych w Polsce komunalnych odpadów zmieszanych, w związku z czym poprawa ich sytuacji nie przekłada się na istotne obniżenie kosztu sumarycznego. Wobec powyższego hipoteza H_{3.1} została zweryfikowana pozytywnie. Należy jednak dodać, że decentralizacja systemu powoduje, że zasada bliskości (wyboru odbiorcy odpadów położonego relatywnie blisko gminy-emitenta) w wielu przypadkach nie może zostać spełniona.

W drugim przypadku rozważano model centralnie sterowany odniesiony był do modelu, w którym decyzyjność oddana jest samorządom lokalnym. W związku z powyższym porównano 2 warianty stosując podstawowy model grawitacji:

- 1) system centralnie sterowany (GK_Pow_1n_oA),
- 2) model zarządzania na szczeblu lokalnym (GI_Pow_Iss_1n_oA).

W odniesieniu do podstawowego modelu grawitacji różnica w koszcie DC jest wysoka. Model zarządzany przez samorządy lokalne był droższy od centralnie sterowanego o 12,3% (znormalizowana różnica wyniosła 11%, Ryc. 81).



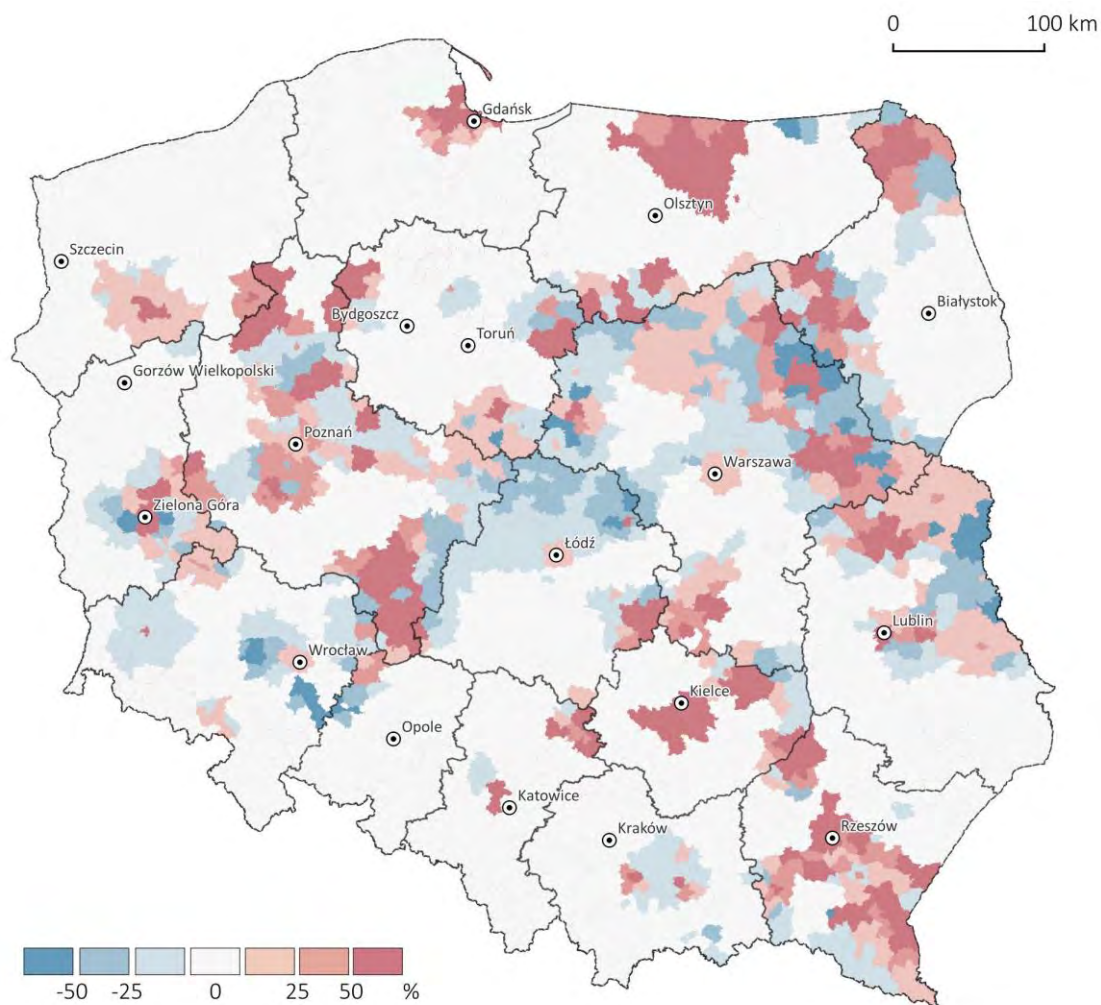
Ryc. 81 Porównanie kosztu DC i współczynnika sprawiedliwości przestrzennej CV modelu optymalizacji przepływów odpadów zmieszanych na szczeblu lokalnym (GI_Pow_Iss_1n_oA) w odniesieniu do modelu krajowego GK_Pow_1n_oA

Źródło: opracowanie własne

Natomiast w związku z tym że w wariancie GI_Iss_Pow_1n_oA poszczególne gminy (także te o niekorzystnej lokalizacji względem odbiorców odpadów) same mogą zadbać o redukcję swoich kosztów, wartość CV przy optymalizacji dokonywanej na poziomie krajowym jest nawet nieco niższa. Jednak podsumowując wszystkie powyższe obserwacje, o ile wyjątek ten wyłamuje się z ogólnej prawidłowości, to jej nie zmienia. W związku z tym hipotezę H_{3.1} należy uznać za zweryfikowaną pozytywnie.

Odnosząc powyższe wnioski do wymiaru przestrzennego należy stwierdzić, iż zmiany kosztu dotknęły większą liczbę gmin niż w poprzednim porównaniu (Ryc. 82). W wyniku kompletnej decentralizacji systemu gminy, w których koszt wzrósł, tworzą pewne skupiska, co świadczy o wyraźnym problemie dostępności odpowiedniej infrastruktury przetwarzania odpadów w skali regionalnej. Urynkowienie zasad gospodarki odpadami uniemożliwia osiągnięcie względnego stanu równowagi kosztów jednostkowych, co prowadzi do konkluzji, że obecny stan rozmieszczenia instalacji przetwarzania odpadów nie jest dostosowany do takich zasad.

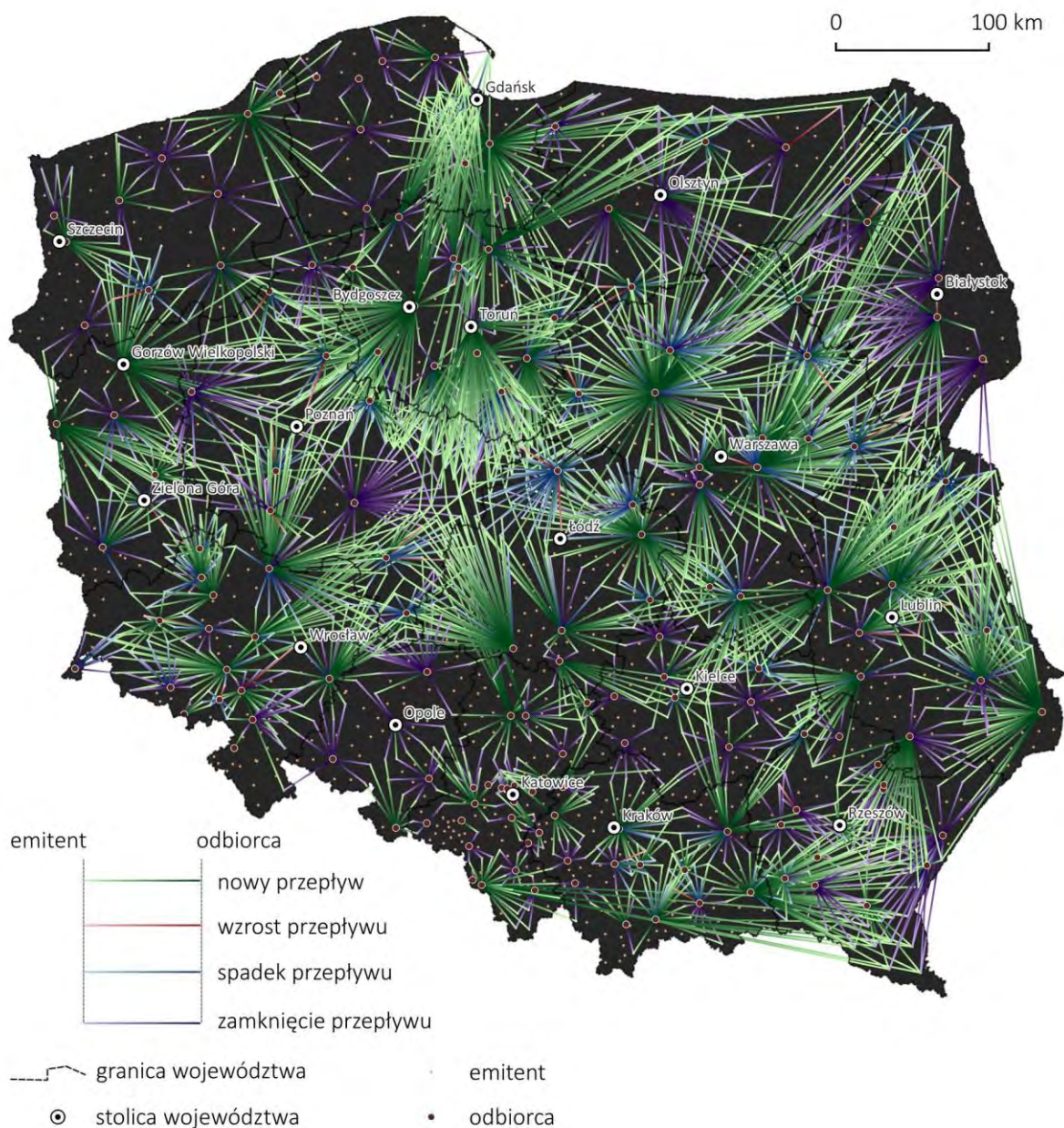
Należy podkreślić, że w odróżnieniu od metody Simpleks, założeniem testowanych na tym etapie modeli nie było maksymalne zoptymalizowanie kosztu sumarycznego. Optymalizacja polegała na minimalizacji kosztu pojedynczych gmin, przy czym algorytm działał na zasadzie „kto pierwszy ten lepszy”, biorąc pod uwagę siłę ciężarów poszczególnych gmin. Stąd też problem z zagospodarowaniem odpadów uwidacznia się w gminach peryferyjnie położonych względem instalacji przetwarzania odpadów oraz wytwarzających niewielką ilość odpadów zmieszanych. Nie można mówić jednak o jednoznacznej tendencji przestrzennej, ponieważ obecność mniejszych odbiorców w pobliżu tych gmin może wpływać na poprawę sytuacji na tych obszarach.



Ryc. 82 Zmiana kosztu w gminach po dezintegracji systemu do poziomu lokalnego w stosunku do modelu centralnie zarządzanego

Źródło: opracowanie własne

Powyższe zmiany znajdują odzwierciedlenie w przepływach odpadów zmieszanych (Ryc. 83). Wprowadzenie systemu umożliwiającego podejmowanie decyzji na szczeblu lokalnym doprowadził do większego rozdrobnienia przepływów.



Ryc. 83 Wpływ przestrzennej dezintegracji systemu do poziomu lokalnego na przepływy odpadów zmieszanych w odniesieniu do modelu centralnie zarządzanego

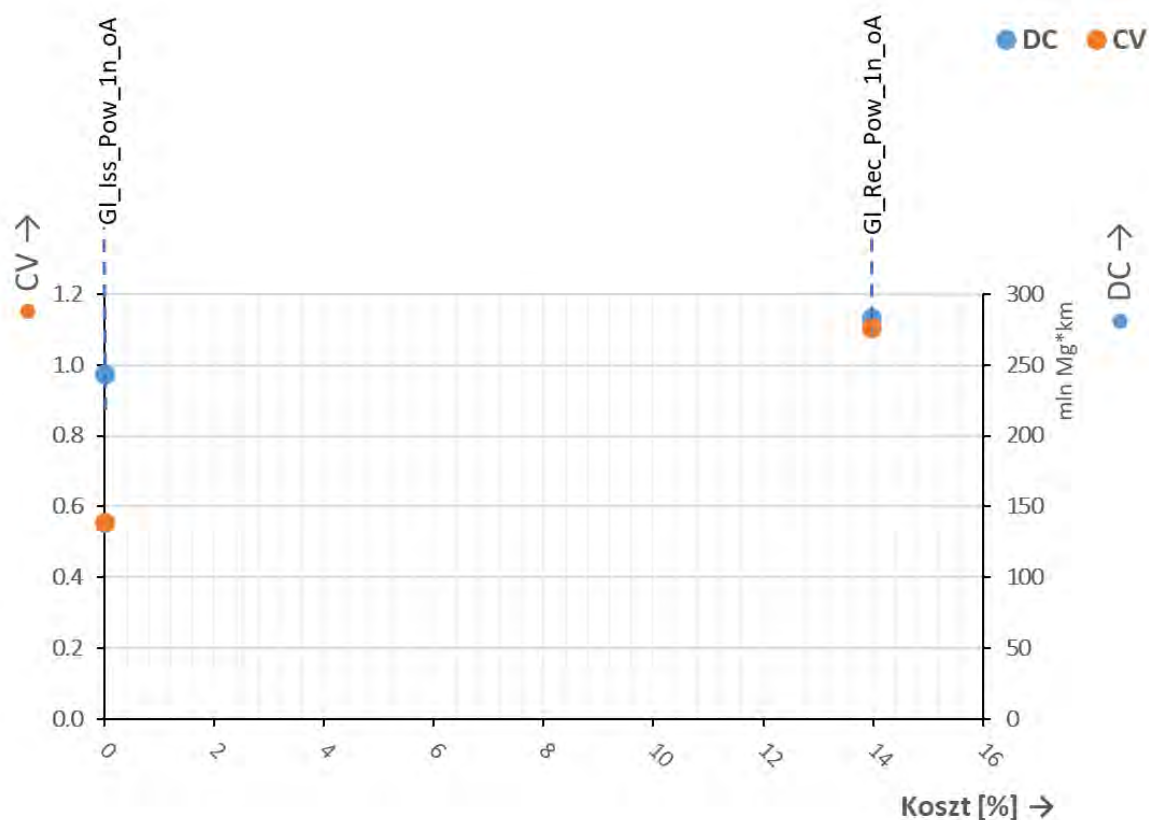
Źródło: opracowanie własne

4.5 Wpływ układu sił rynkowych na przepływy odpadów zmieszanych

W tej części pracy skupiono się na przeanalizowaniu różnicowania wyników dla kosztu łącznego DC oraz sprawiedliwości przestrzennej podziału kosztów CV w zależności od tego, z czyjej perspektywy zawarcie kontraktu jest ważniejsze.

Porównano różnicę pomiędzy modelami o dwóch przeciwnych grupach interesów. W tym przypadku różnica Ipszta DC wyniosła 14% na korzyść wariantu

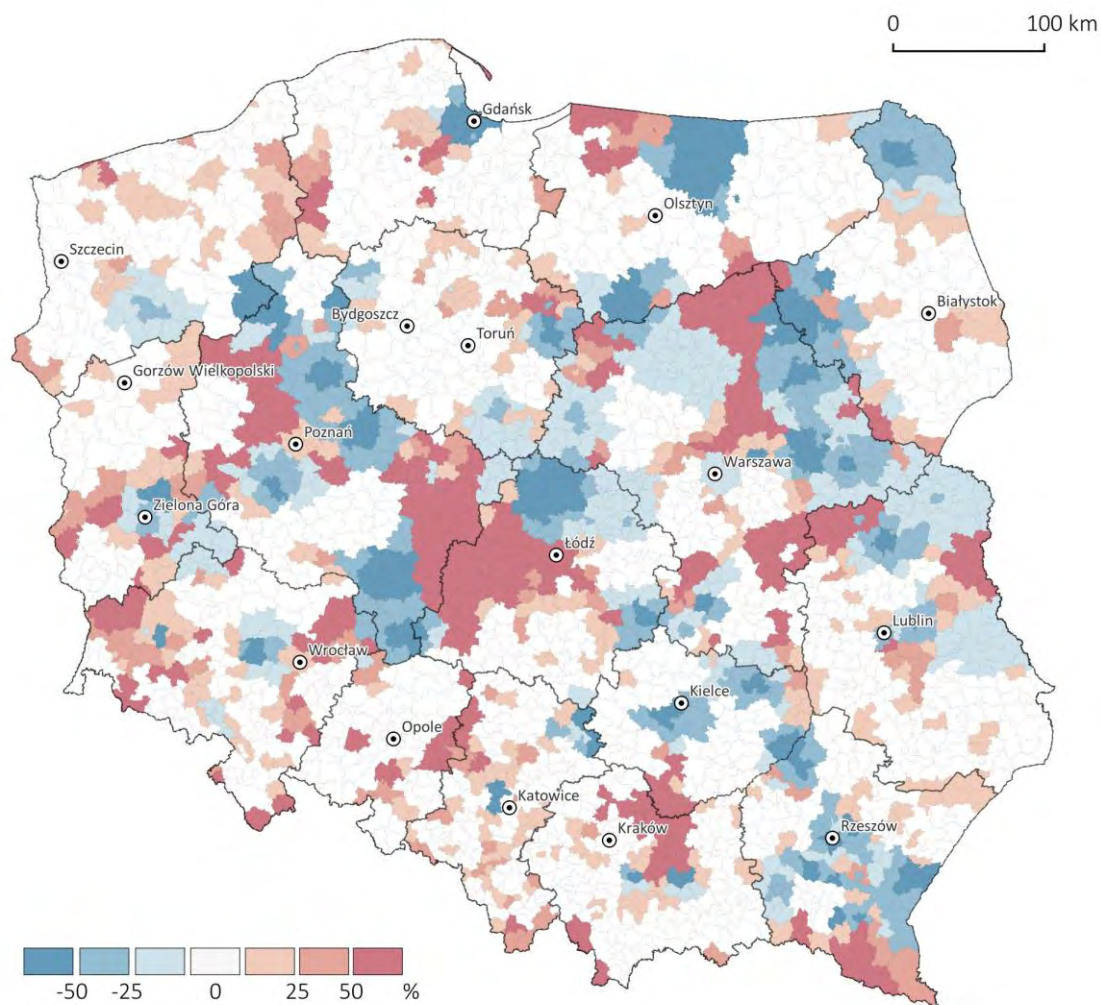
o dominującej roli emitenta. Model ten cechuje się ponadto dwukrotnie bardziej sprawiedliwym podziałem kosztów jednostkowych względem modelu optymalizującego koszty odbiorców.



Ryc. 84 Porównanie kosztu DC i współczynnika sprawiedliwości przestrzennej CV modeli minimalizujących koszt odbiorcy (GI_Rec_Pow_1n_oA), emitenta (GI_Iss_Pow_1n_oA) w odniesieniu do modelu GK_Pow_1n_oA

Źródło: opracowanie własne

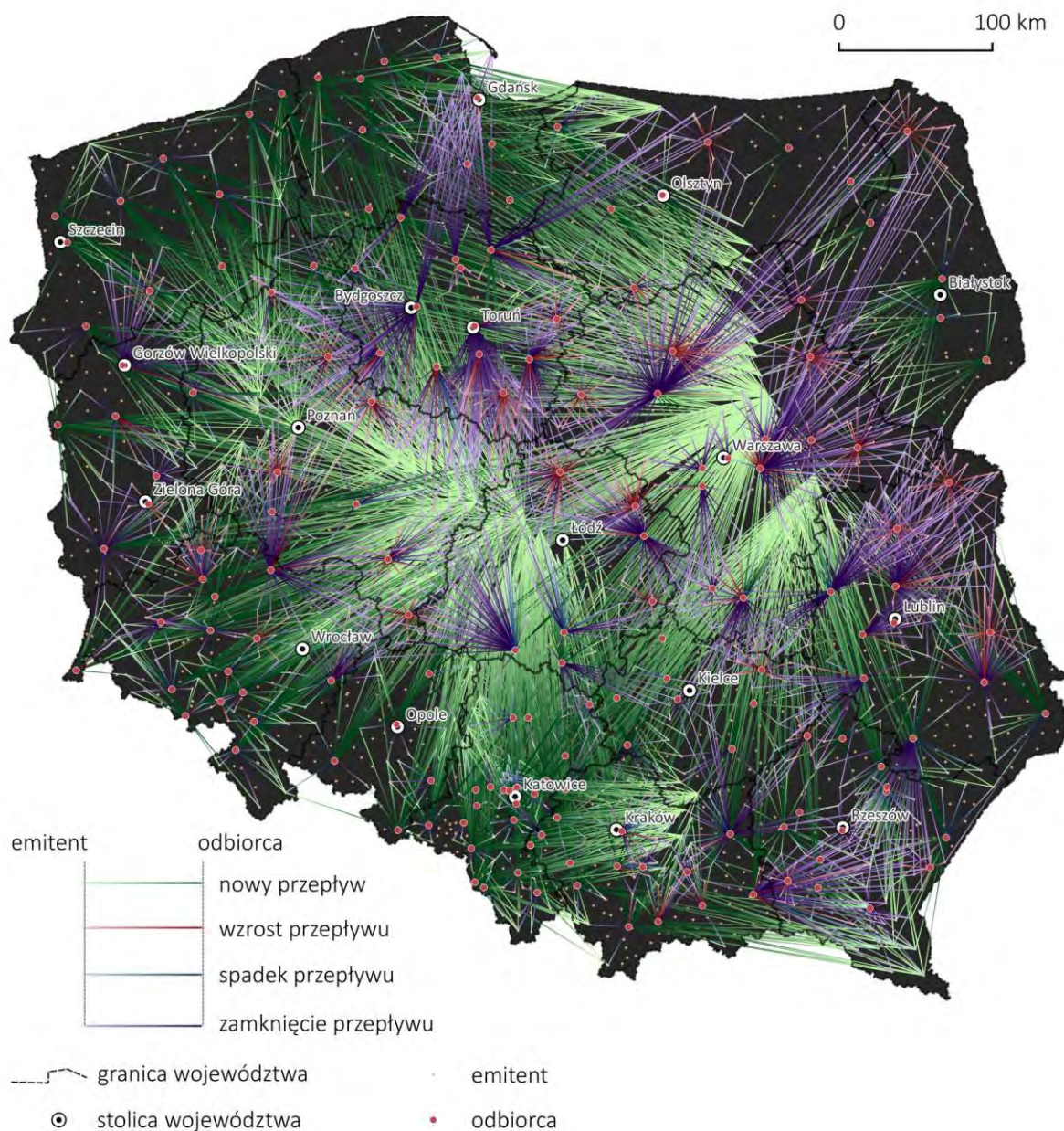
Zróznicowanie współczynnika CV odzwierciedlają poniższe mapy. Wybór perspektywy optymalizacji niesie za sobą istotne konsekwencje przestrzenne. Zmiany (zarówno na plus, jak i na minus) obejmują większe zwarte obszary (Ryc. 85). Skutkiem wdrożenia systemu rynkowego, w którym decyzje o wyborze kontrahenta podejmują firmy odbierające odpady zmieszane, jest niemal klastrowy podział na regiony tracące i zyskujące.



Ryc. 85 Zmiana kosztu w gminach w modelu, w którym decydentem jest odbiorca odpadów w stosunku do modelu, w którym decydentem jest emitent odpadów

Źródło: opracowanie własne

Zmiany w przepływach po wprowadzeniu nowego układu sił rynkowych z dominującą rolą odbiorcy przedstawia Ryc. 86. Konsekwencją nowych zasad rynkowych jest utworzenie i zamknięcie wielu relacji. Generalnie zmiany są drastyczne, co prowadzi do wniosku, że realizacja założeń modelowania kosztu z perspektywy odbiorcy prowadziłaby do wielu nieefektywnych przepływów w obrębie kraju i ekstremalnie wysokich kosztów wywozu odpadów zmieszanych w wybranych gminach.



Ryc. 86 Wpływ zmiany układu sił rynkowych z dominującej roli emitentów odpadów na podział rynku przez odbiorców odpadów na przepływy odpadów zmieszanych

Źródło: opracowanie własne

Wysokość kosztów jednostkowych według gmin przedstawiają mapy zebrane w Aneksie A (Ryc.A 33 i 34). Widoczne jest większe zróżnicowanie wysokości kosztów względnych w skali lokalnej w modelu optymalizacji kosztów odbiorcy, co potwierdza analiza współczynnika CV. Wyższy koszt objął w tym przypadku większe obszary, lecz jednocześnie można zaobserwować gwałtowny odśrodkowy spadek tych wartości.

Model, w którym decydentami byli emitenci, okazał się być wariantem bardziej sprawiedliwym i tańszym, choć całkowite urynkowienie generalnie nie sprzyja redukcji kosztu całkowitego, czego dowiodła analiza przeprowadzona w poprzednim podrozdziale. W przypadku drugiego wariantu, wysoki koszt mógł wynikać z równie wysokich dysproporcji kosztów jednostkowych, ponieważ zabezpieczony był jedynie interes przedsiębiorców, którzy priorytetowo traktowali najbliższych klientów. Konsekwencją jest sytuacja, w której emitenci zlokalizowani w większej odległości od firm odbierających odpady zostali pozbawieni optymalnego wyboru, a powstałe w ten sposób relacje są ekstremalnie dla nich niesprawiedliwe.

Reasumując, należy wyraźnie podkreślić, że stworzenie warunków do konkurencji niezależnie od podziału funkcji decydent-kontrahent, prowadzi do niekorzystnej sytuacji z perspektywy globalnej. Odpowiedź na pytanie, czy poniesione przez to straty mogą zostać w jakiś sposób zrekompensowane, pozostaje kwestią otwartą. Przeprowadzona w niniejszej części pracy analiza wykazała, że w ujęciu globalnym najkorzystniejszym rozwiązaniem jest pozostawienie jurysdykcji nad systemem gospodarki odpadami na szczeblu centralnym. Dzięki temu rozwiązaniu gminy położone na obszarach, które mogłyby być uznane za problemowe, ostatecznie nie poniosły konsekwencji niekonkurencyjnego położenia geograficznego względem sieci odbiorców. Model optymalizujący koszt odbiorcy stworzył największe ryzyko zwiększenia kosztów jednostkowych dla emitentów wytwarzających duże ilości odpadów położonych peryferyjnie. W tym wariantcie preferowanymi kontrahentami przez odbiorców byli ci emitenci, którzy wytwarzali względnie przeciętne ilości odpadów i położeni byli relatywnie blisko. W pozostałych dwóch wariantach, zarówno wzrost odległości, jak i masy powodował zmniejszenie prawdopodobieństwa zaistnienia relacji.

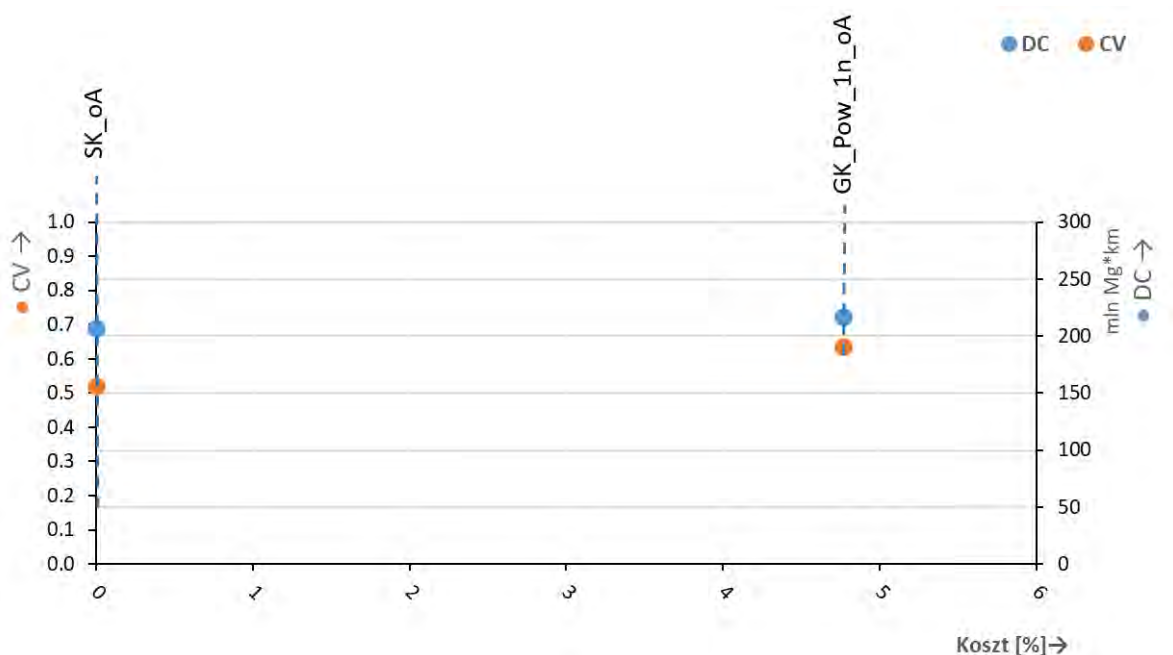
Przeprowadzona analiza umożliwiła weryfikację hipotezy $H_{3.2}$. Osiągnięte wyniki kosztu sumarycznego (DC), współczynnika sprawiedliwości przestrzennej kosztów jednostkowych (CV) obrazują sytuację odwrotną od oczekiwanej. Przyjęcie perspektywy emitenta, jako organu decyzyjnego w zawieraniu umów z odbiorcami, skutkuje zdecydowanie niższym kosztem sumarycznym niż w przypadku gdy to poszczególni odbiorcy konkurują między sobą o zasięg swojego obszaru rynkowego. Korzyści odnoszone w wyniku takiego układu sił rynkowych w wymiarze sprawiedliwości przestrzennej są jeszcze większe i przekraczają nawet efekt integracji obszaru podlegającego optymalizacji. W przypadku indywidualnej optymalizacji kosztów perspektywa, wymuszona legislacyjnie czy oparta o układ sił

rynkowych, odgrywa więc bardzo dużą rolę. W przypadku gdy to poszczególni odbiorcy mają możliwość swobodnego konkutowania o zasieg pozyskiwania odpadów, nie rozwiązany zostaje problem gmin o stosunkowo niekorzystnej lokalizacji, mniej atrakcyjnych dla odbiorców. Taki układ sił rynkowych prowadzi do ich dalszej marginalizacji. Tymczasem gdy układ ten jest odwrotny, tak jak ma to miejsce obecnie, koszt sumaryczny został istotnie zredukowany a sprawiedliwość przestrzenna wyniku jest większa nawet niż w przypadku optymalizacji kosztów na poziomie centralnym.

4.6 Wpływ metody modelowania na przepływy odpadów zmieszanych

Na wstępie należy podkreślić, iż podejście oparte na metodzie Simpleks oraz druga grupa modeli oparta na prawie grawitacji, cechują się różnymi założeniami metodycznymi. Najogólniej Simpleks dostarcza jednego optymalnego rozwiązania – najlepszego możliwego planu przepływów zgodnie z zadanymi kryteriami. Model grawitacji określa natężenie przepływu w oparciu o siłę przyciągania (masa) i koszt/odległość (tarcie/dystans), dlatego jego parametryzacja i konstrukcja pozwala osiągnąć różne wyniki optymalizacji. Warto tym bardziej porównać podstawowe warianty wspomnianych podejść w celu określenia skali ich zróżnicowania pod względem kosztu sumarycznego transportu odpadów DC oraz współczynnika sprawiedliwości przestrzennej CV. Model optymalizacyjny Simpleks posiada istotną przewagę nad modelem grawitacji, wynikającą z powyżej wspomnianych różnic. Alogrytm znalazł rozwiązanie zadania optymalizacyjnego osiągając wynik dla kosztu sumarycznego DC 4,76% niższy niż model grawitacji. Jednocześnie model ten osiągnął istotne oszczędności społeczne, ponieważ okazał się być bardziej sprawiedliwy przestrzennie (o 18,2%). Podstawowe podejścia zestawiono na poniższym wykresie (Ryc. 87).

Modyfikacje obu podejść, ze względu na konstrukcje funkcji, mogą być porównywane pod różnymi względami i pozwalają na sprawdzenie różnych założeń. Weryfikację hipotez H_{4.1.1}-H_{4.1.3} oraz H_{4.2} umożliwia model grawitacji, dlatego opracowano jego warianty zestawione w Tab. 4.



Ryc. 87 Koszt łączny DC oraz wskaźnik sprawiedliwości przestrzennej CV według modelu Simpleks i modelu grawitacji.

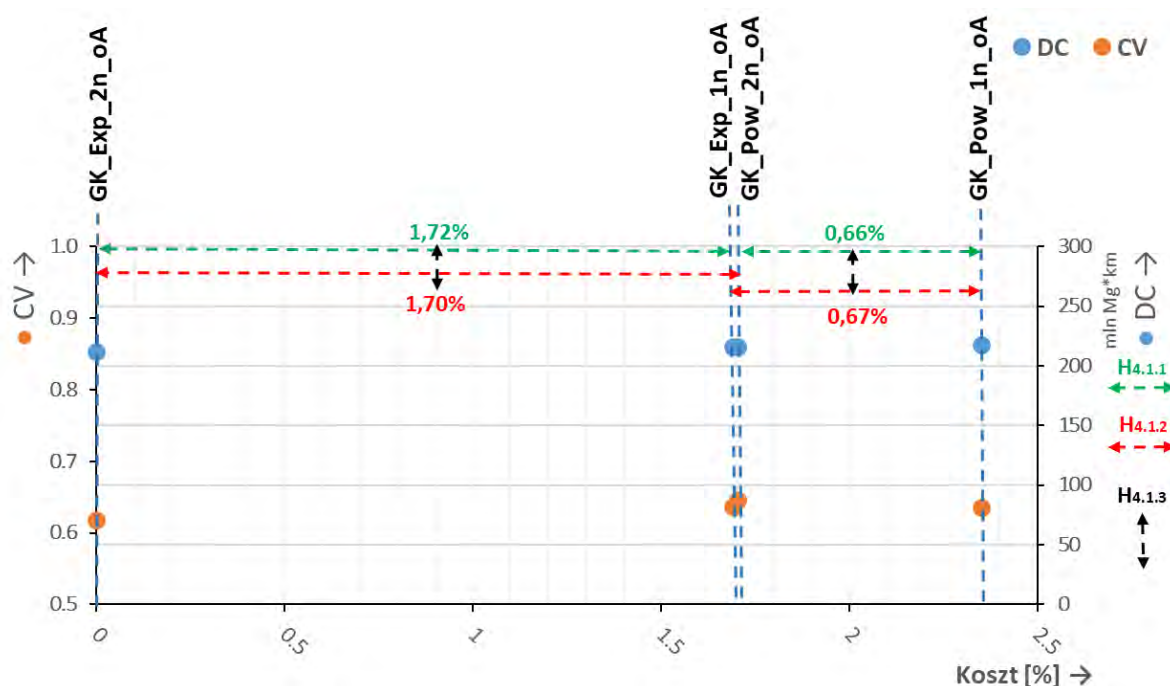
Źródło: opracowanie własne

W tej części pracy, na podstawie porównania różnych wariantów powstałych w podejściu grawitacyjnym, oceniono wpływ 1) akceptowalności długich podróży, 2) konstrukcji funkcji oporu przestrzeni oraz 3) wprowadzenia czynnika zmiennej atrakcyjności odbiorców, na koszt DC i CV.

Pierwszy z tych aspektów dotyczył potencjalnego wpływu redukcji kosztów transportu jednostki masy odpadu i związanej z tym akceptowalności przewozów długodystansowych (np. dzięki lepszej logistyce, wykorzystaniu większych pojazdów lub bardziej efektywnych środków transportu). Drugi ma wymiar metodologiczny i dotyczy charakteru zależności między odległością dzielącą danego emitenta od danego odbiorcy a możliwością zajścia interakcji przestrzennej między nimi (podpisanie umowy o odbiorze odpadów). Pozwoli to ocenić znaczenie jakie ma założenie odpowiedniej funkcji oporu przestrzeni w grawitacyjnym podejściu do optymalizacji. Ostatni czynnik polega natomiast na ocenie kosztu, jaki związany jest z uwzględnieniem w procesie optymalizacji dążenia do pozostawienia rezerwy przepustowości poszczególnych odbiorców, czyli z ograniczeniem ryzyka jej przekroczenia. Założenie o większej atrakcyjności większych zakładów wynika z korzyści skali (duże zakłady są bardziej efektywne operacyjnie i mają niższe koszty jednostkowe przetwarzania odpadów).

Inwestycja w zaawansowaną technologię w jednym dużym zakładzie jest bardziej opłacalna niż w wielu małych.

Biorąc pod uwagę wyniki przedstawione na Ryc. 88 nie wystąpił wspomniany w hipotezie $H_{4.1.1}$ efekt dodatniej synergii polegający na zwiększeniu efektów optymalizacji przy założeniu większej akceptowalności długich podróży.



Ryc. 88 Koszt łączny DC oraz wskaźnik sprawiedliwości przestrzennej CV dla podróży długich i krótkich oraz dla funkcji iloczynowej i funkcji wykładniczej

Źródło: opracowanie własne

W przypadku funkcji potęgowej zwiększenie akceptowalności długich podróży (DC wariantu GK_Pow_1n_oA w stosunku do DC wariantu GK_Pow_2n_oA) doprowadziło do zwiększenia wartości DC o 0,7%. W przypadku wykorzystania funkcji wykładniczej (DC wariantu GK_Exp_1n_oA w stosunku do DC wariantu GK_Exp_2n_oA) wzrost kosztu był natomiast jeszcze 2,5-krotnie większy i wyniósł 1,7%. Przy założeniu rozwoju możliwości transportu odpadów, rekomendowane powinno więc być użycie funkcji potęgowej. Z jednej strony rzeczywiście optymalizacja dystrybucji odpadów oparta na większej akceptowalności dłuższych podróży zwiększa jej skalę przez elastyczność w przyporządkowywaniu większej ilości długich przeptywów w celu wygospodarowania mocy przerobowych instalacji zlokalizowanych na obszarach najbardziej problemowych (tych gdzie występuje nadwyżka wolumenu emitowanych odpadów nad możliwościami technicznymi ich przetwarzania na miejscu). Jednak w praktyce ważniejsze okazało się słabsze powiązanie kierunków dystrybucji

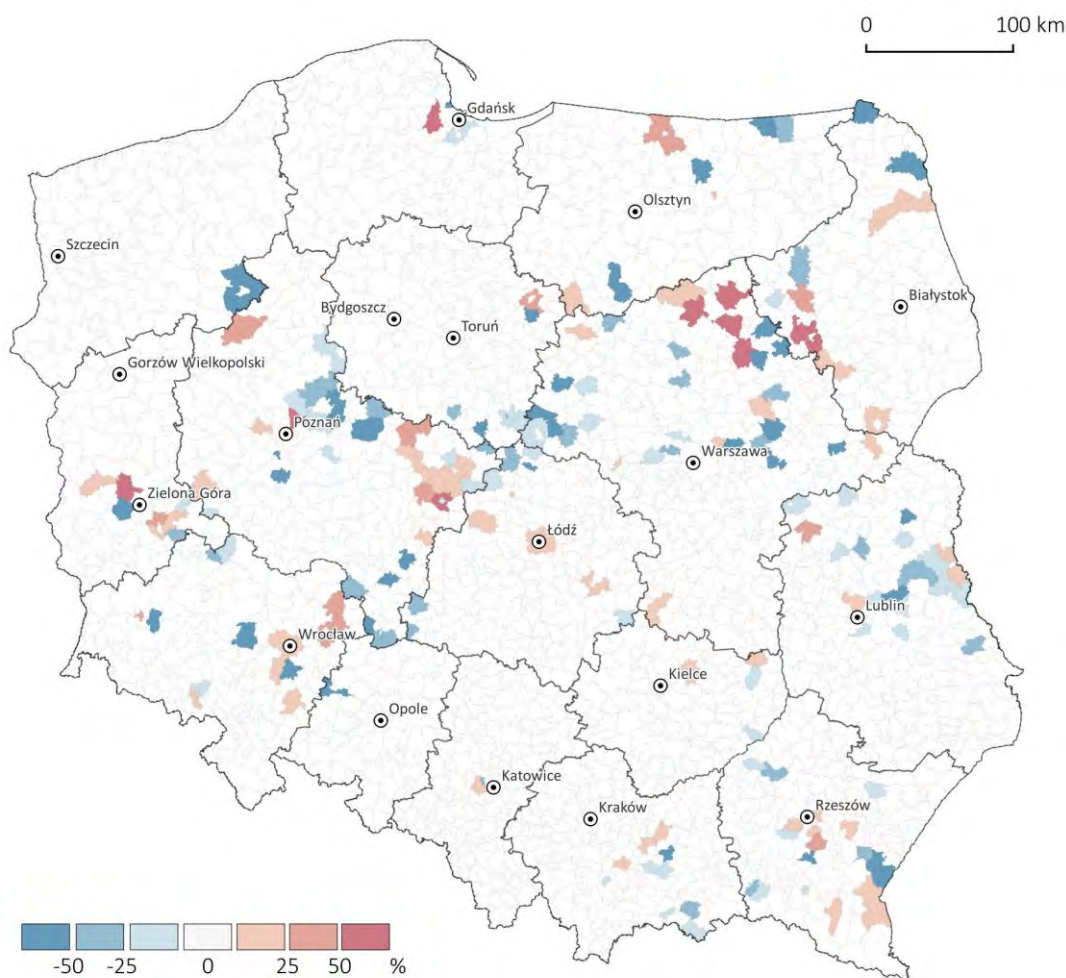
odpadów z odległością, co doprowadziło do nadmiernego kosztu związanego z długimi przepływami. Bilans korzyści i strat byłby uwzględniony dopiero w podejściu Simpleks. Jest to istotą optymalizacji, więc uzyskane wyniki przemawiają zdecydowanie za stosowaniem takiego podejścia, mimo dużych możliwości dostosowania podejścia grawitacyjnego do konkretnych potrzeb.

Oczywistą konsekwencją przedstawionego wyżej uzasadnienia negatywnej weryfikacji poprzedniej hipotezy jest negatywna weryfikacja także hipotezy $H_{4.1.2}$. Zwiększenie akceptowalności długich podróży zwiększa bowiem koszt sumaryczny długich podróży właśnie przez możliwość identyfikacji większej liczby gmin o niekorzystnej lokalizacji, które mogą ponieść jeszcze bardziej nieefektywne (z ich perspektywy) jednostkowe koszty transportu niezbalansowanym gdzie indziej kosztem. Wzrost wartości DC idzie więc wówczas w parze z pogłębieniem przestrzennego zróżnicowania kosztu jednostkowego. Tymczasem towarzyszący wzrostowi akceptowalności długich podróży spadek sprawiedliwości przestrzennej odnotowany został tylko w przypadku zastosowania funkcji potęgowej. Jednak mimo że jeden z dwóch analizowanych przypadków (funkcja wykładnicza) jest zgodny z hipotezą $H_{4.1.2}$, nie jest to wystarczające aby ją potwierdzić. Warto jednak w tym miejscu zwrócić uwagę, że brak pogłębienia przestrzennego zróżnicowania kosztu jednostkowego stanowi dodatkowy argument przemawiający za stosowaniem w podejściu grawitacyjnym funkcji potęgowej. Warianty modelu wykorzystujące tę funkcję wypadły korzystniej w kontekście przewidywanej poprawy efektywności transportu odpadów, zarówno pod względem zmiany wartości DC, jak i CV.

Należy zauważyć, że skala zmian wywołanych zmianą parametru determinującego długość podróży jest bardzo podobna do zmian wywołanych samą zmianą funkcji. Zwiększenie akceptowalności długich podróży doprowadziło do zwiększenia sumarycznego kosztu o 0,66% w przypadku zastosowania funkcji potęgowej i o 1,72% w przypadku funkcji wykładniczej. Tymczasem zmiana funkcji z potęgowej na wykładniczą prowadzi do podobnej skali ponownego zmniejszenia tego kosztu, o 1,70% w przypadku podróży krótkich oraz o 0,67% w przypadku podróży długich. Wyniki nie potwierdzają większego wpływu parametru determinującego długość podróży niż samej formy funkcji także w kwestii sprawiedliwości przestrzennej. W przypadku podróży długich zmiana formy funkcji na wykładniczą nie spowodowała żadnej zmiany wartości CV. Jednak już w przypadku podróży krótkich zmiana wywołana taką modyfikacją (spadek o 4,33%) była znacznie większa od zmiany wynikającej

z modyfikacji parametru funkcji, gdy wraz ze wzrostem akceptowalności długich podróży odnotowano wzrost wartości CV zaledwie o 2,91% (funkcja wykładnicza) lub jej spadek o 1,55% (potęgowa). W efekcie nie można mówić o generalnej przewadze wpływu długości podróży i hipoteza $H_{4.1.3}$ również została zweryfikowana negatywnie.

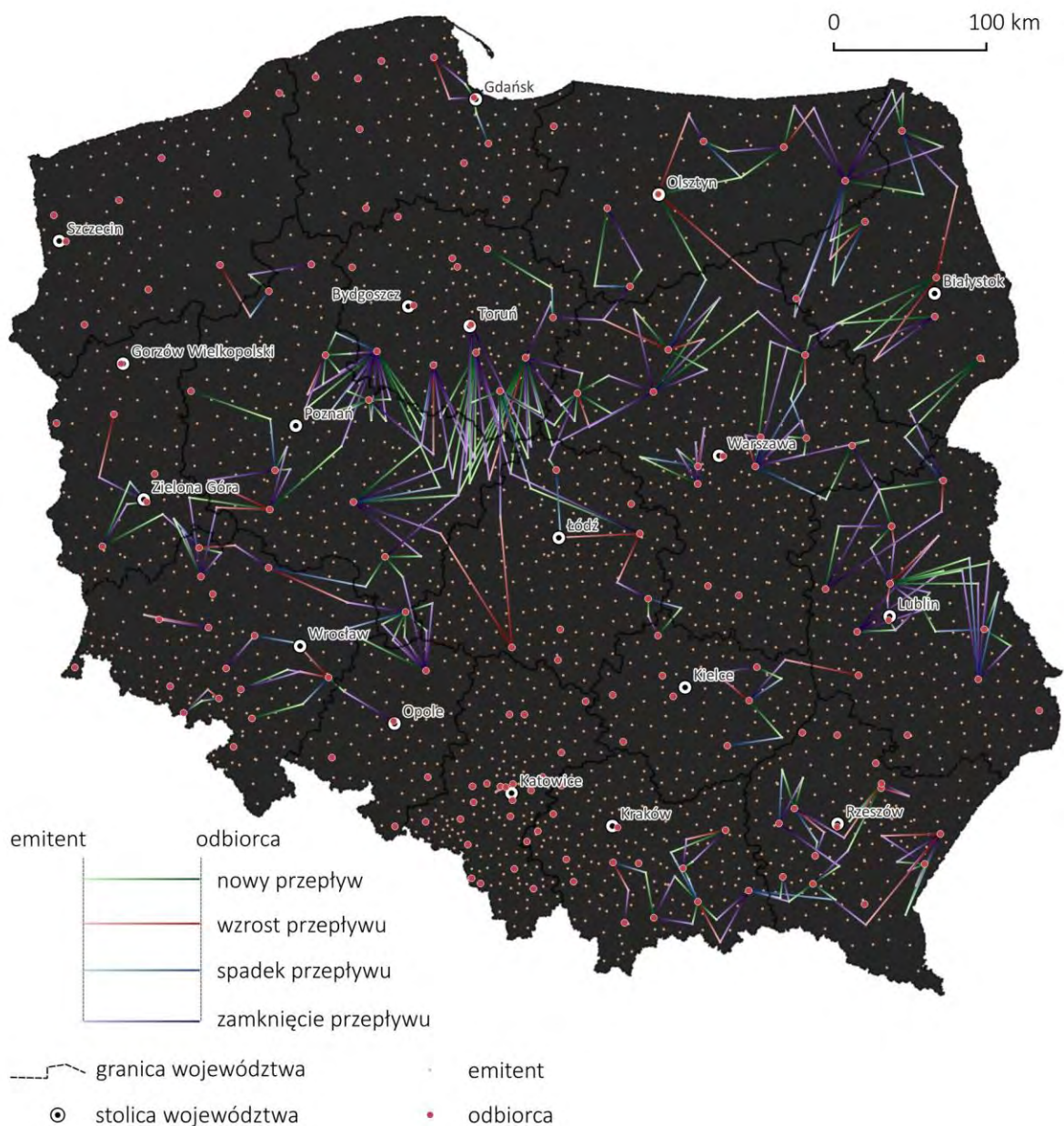
Efekty zmiany tolerancji długich podróży w modelu grawitacji opartym na funkcji iloczynowej prezentują Ryc. 89 i Ryc. 90. Generalnie, w stosunkowo niewielu gminach zmiana tego parametru wpłynęła na zmianę kosztu transportu odpadów zmieszanych. Jednakże lokalnie zmiany były znaczące (ekstremum sięga +192%).



Ryc. 89 Zmiana procentowa kosztu w gminach w wyniku zmniejszenia tolerancji długich podróży na przykładzie funkcji iloczynowej (model GK_Pow_Xn_oA)

Źródło: opracowanie własne

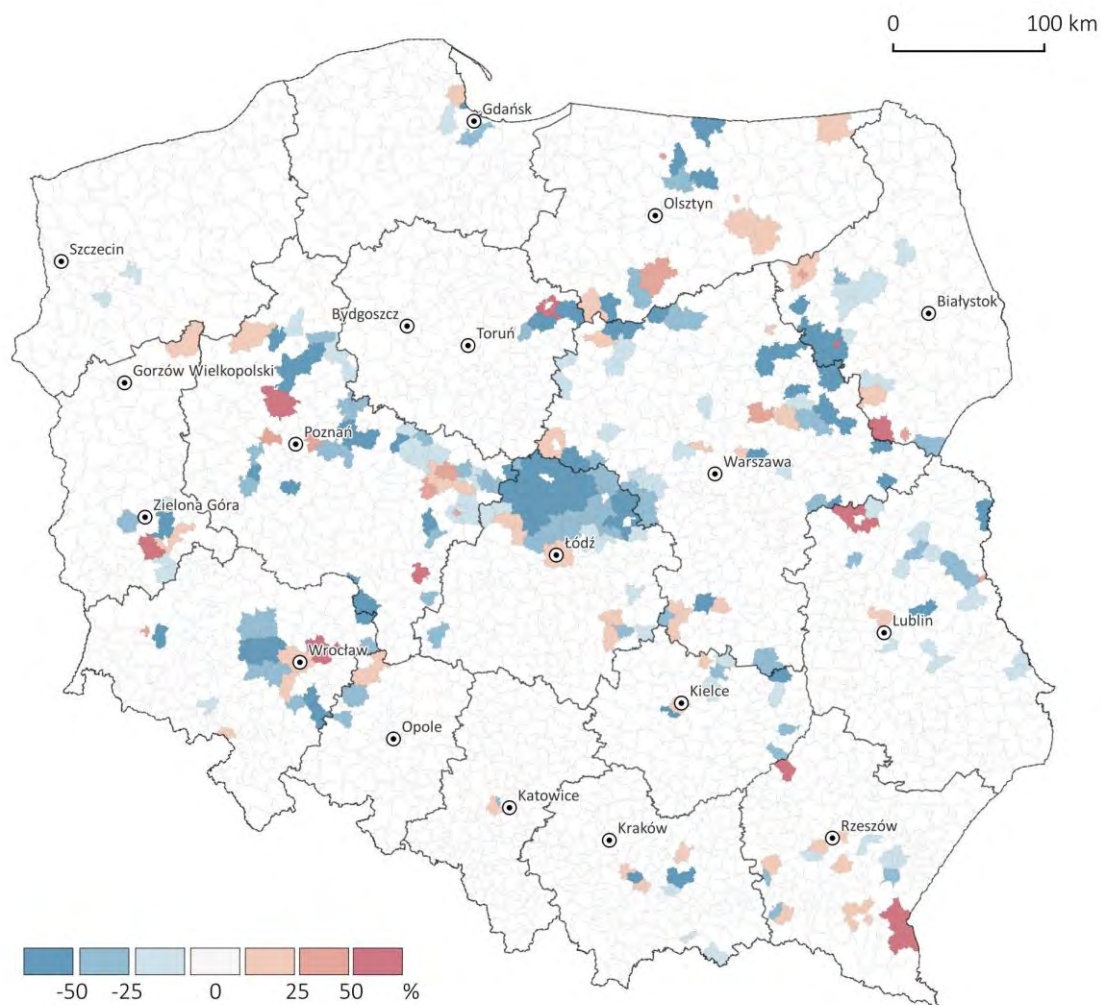
Przyczyny zmian kosztu w gminach prezentuje mapa poniżej (Ryc. 90). Zgodnie z logiką zmiany parametru funkcji zmieniły się kierunki przepływów. W wybranych przypadkach relacje uległy wydłużeniu, lecz zmiany zaszły na wybranych względnie zwartych obszarach.



Ryc. 90 Wpływ zmniejszenia tolerancji długich podróży na przepływy odpadów zmieszanych na przykładzie funkcji iloczynowej (model GK_Pow_Xn_oA)

Źródło: opracowanie własne

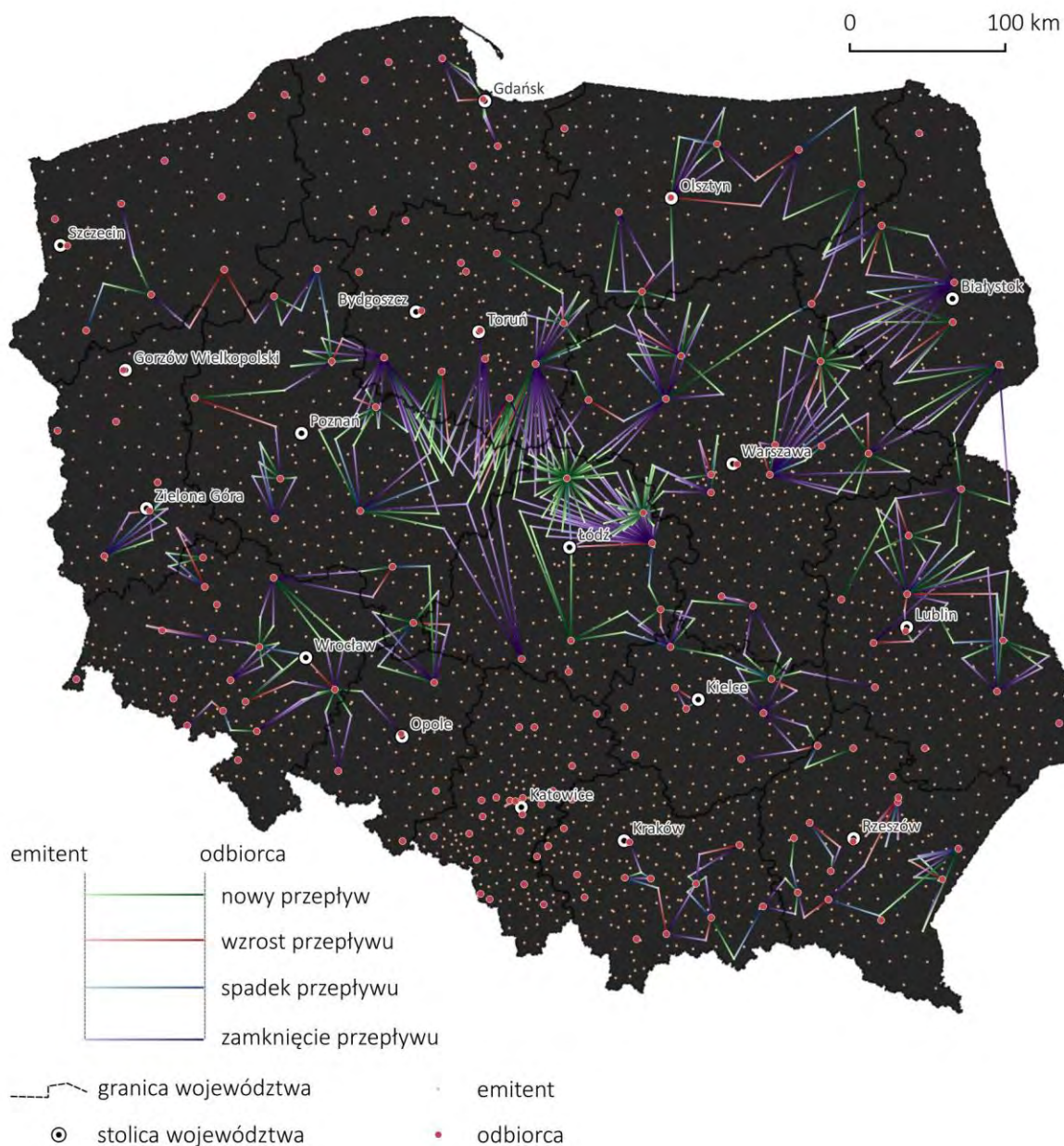
W przypadku funkcji wykładniczej zmiany przepływów i kosztów poniesionych przez gminy zostały potwierdzone na poniższych mapach (Ryc. 91 i Ryc. 92). Spadek kosztu nastąpił na większych obszarach, choć zmiany dotyczyły wciąż stosunkowo niewielu gmin w Polsce.



Ryc. 91 Zmiana procentowa kosztu w gminach w wyniku zmniejszenia tolerancji długich podróży na przykładzie funkcji wykładniczej (model GK_Exp_Xn_oA)

Źródło: opracowanie własne

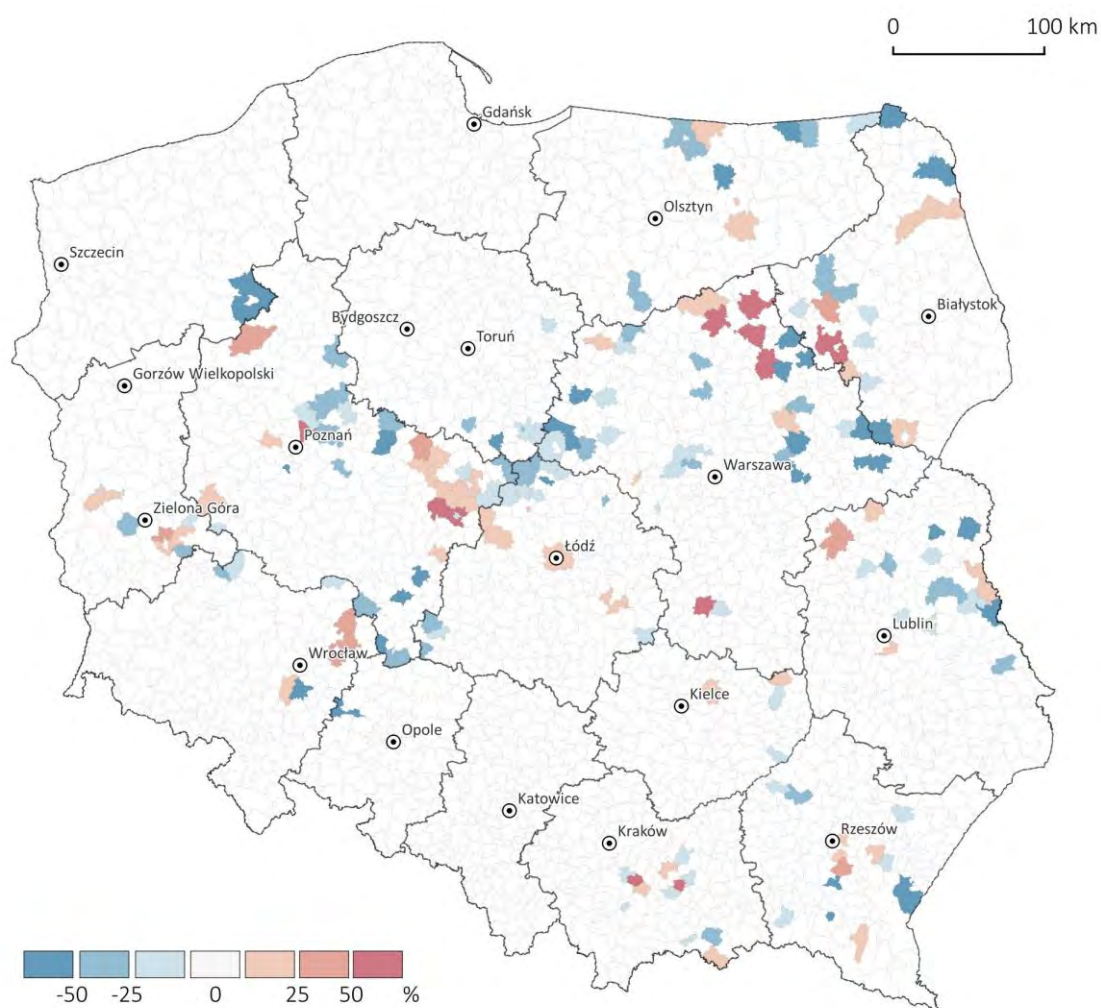
Zmniejszenie tolerancji długich podróży wpłynęło na zamknięcie niektórych przepływów do odbiorców o dużej mocy przerobowej (chłonności), co implikowało pojawienie się nowych relacji z odbiorcami mniejszymi (Ryc. 92). Zmiany objęły jednak głównie centrum kraju, natomiast wielu emitentów i odbiorców posiadało te same powiązania funkcjonalne co w modelu bazowym.



Ryc. 92 Wpływ zmniejszenia tolerancji długich podróży na przepływy odpadów zmieszanych na przykładzie funkcji wykładniczej (model GK_Exp_Xn_oA)

Źródło: opracowanie własne

Sama zmiana funkcji oporu przestrzeni z iloczynowej (potęgowej) na wykładniczą, przy tych samych danych wejściowych, drastycznie zmienia to, jak system postrzega odległość/koszt w ujęciu przestrzennym. Zmianę kosztów w gminach dla podróży krótkich zaprezentowano na poniższej mapie (Ryc. 93).

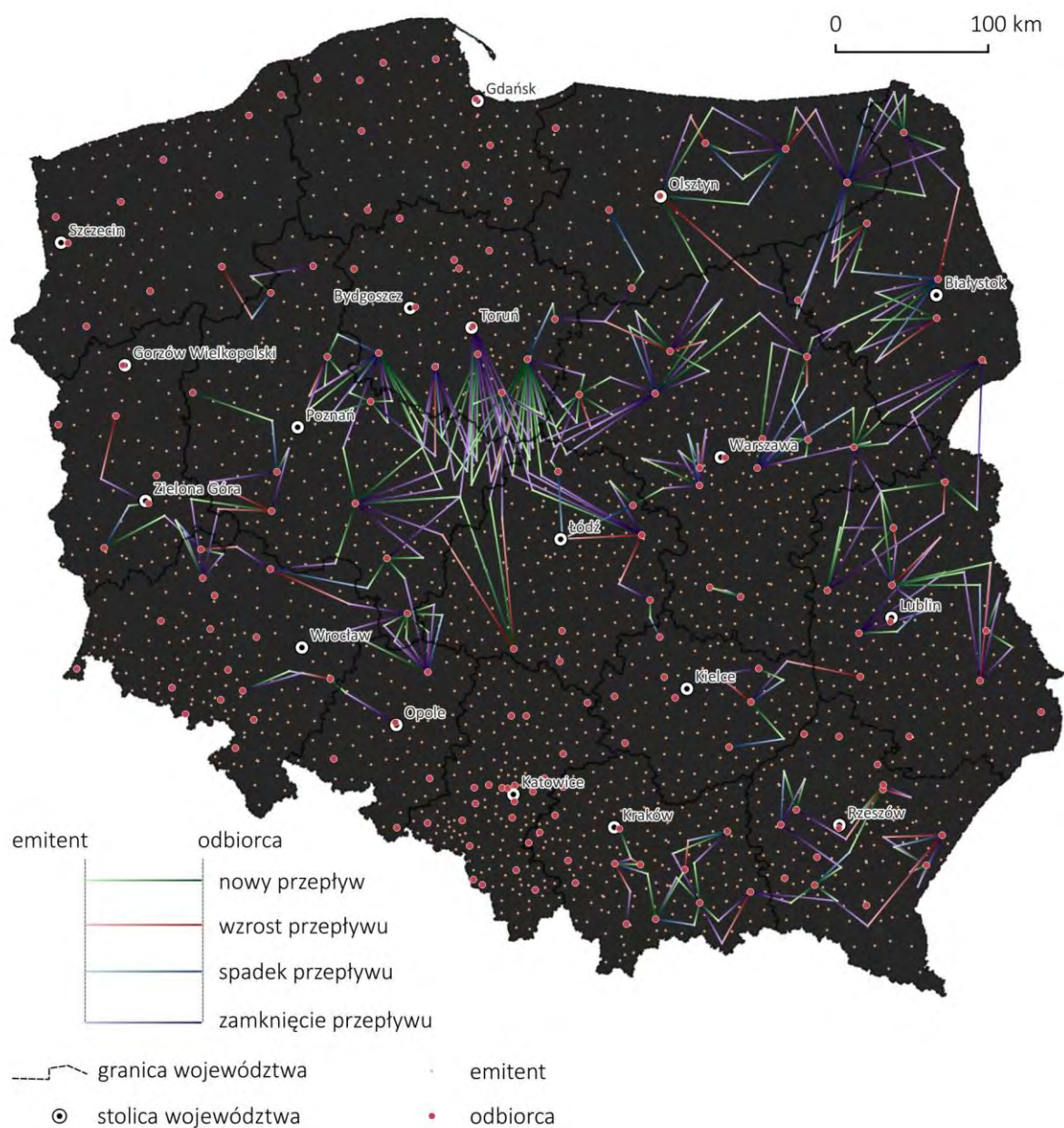


Ryc. 93 Zmiana procentowa kosztu w gminach w wyniku zmiany funkcji na przykładzie modeli GK_Pow_1n_oA i GK_Exp_1n_oA

Źródło: opracowanie własne

Model iloczynowy toleruje pewną interakcję na krótkim i średnim dystansie, a "kara" za odległość narasta relatywnie powoli. Model wykładniczy wymusza z kolei bardzo gwałtowny spadek interakcji nawet dla małych przyrostów odległości. Gminy, które wcześniej korzystały z umiarkowanie krótkich lub średnich połączeń w modelu iloczynowym, są teraz "ukarane" w modelu wykładniczym, ponieważ tarcie przestrzenne natychmiast narasta. Prowadzi to do wzrostu kosztów w ich bilansie (koszt jednostkowy transportu do/z tych gmin wzrasta). Prawdopodobnie dotyczy to gmin, które w modelu iloczynowym miały dostatecznie dobre, ale nie idealne połączenia (średni dystans) z kluczowymi punktami przetwarzania. Przejście na funkcję wykładniczą oznacza, że lokalne interakcje stają się droższe w akceptacji (interakcja spada szybciej), ale koszt marginalny dalekiego transportu zostaje wygaszony.

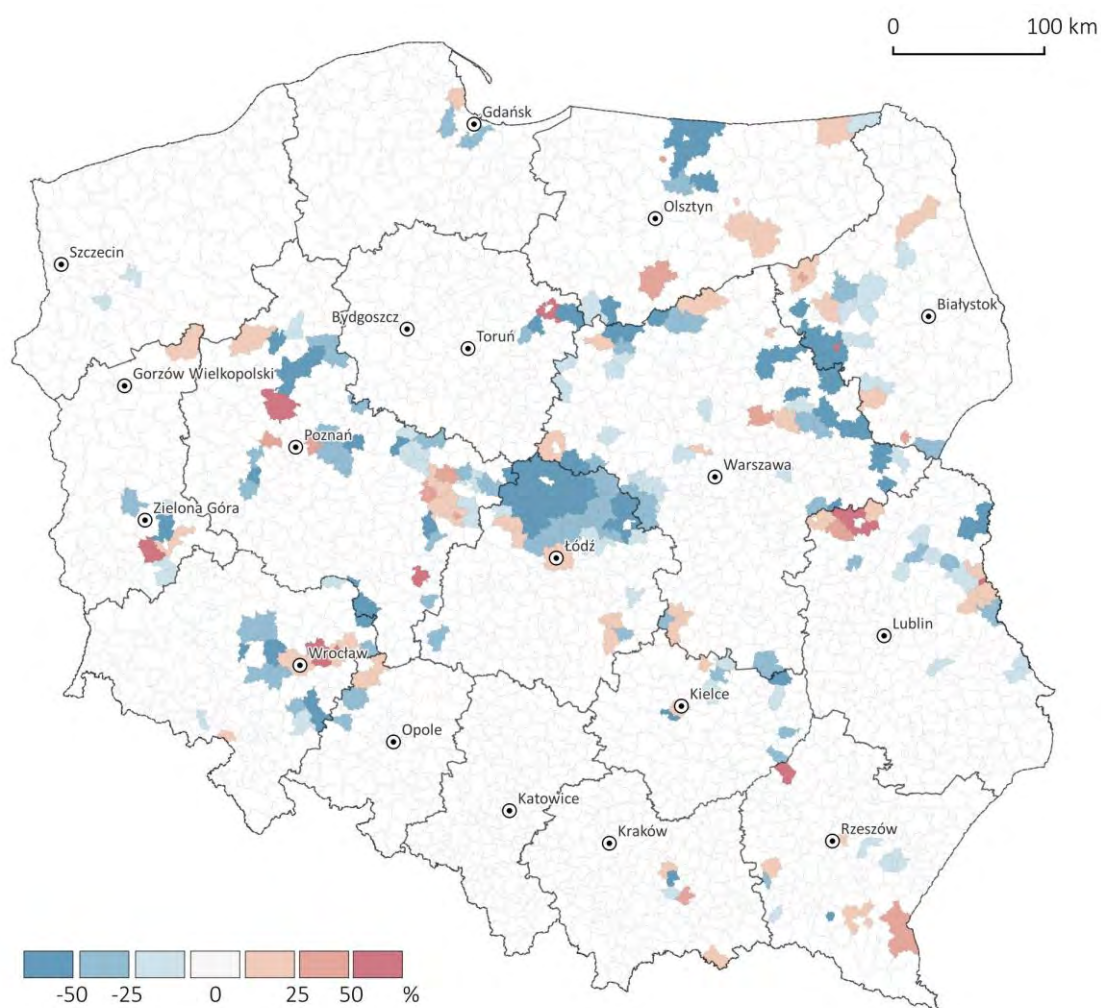
Zmiany kosztów koncentrują się na gminach, które znajdowały się na granicy opłacalności w poprzednim modelu, i które musiały drastycznie zmienić swoje wzorce interakcji w wyniku zmiany funkcji. Zmiany przepływów przedstawia Ryc. 94.



Ryc. 94 Wpływ zmiany funkcji na przepływy odpadów zmieszanych na przykładzie modeli GK_Pow_1n_oA i GK_Exp_1n_oA

Źródło: opracowanie własne

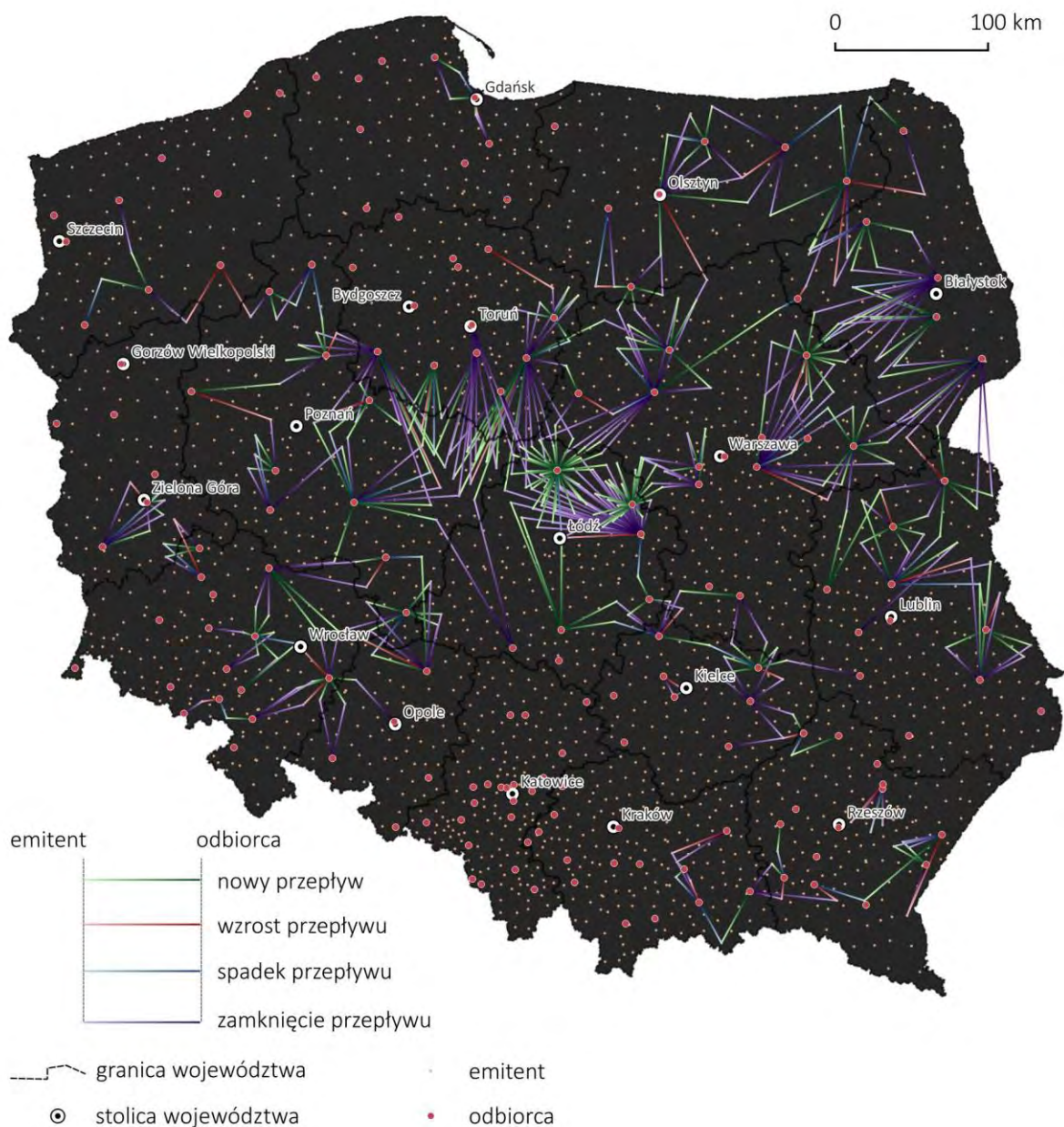
Powyższe wnioski potwierdzają zmiany kosztów w gminach dla funkcji zmniejszających tolerancję długich podróży (Ryc. 95). Spadek kosztu objął jednak nieco większe obszary.



Ryc. 95 Zmiana procentowa kosztu w gminach w wyniku zmiany funkcji na przykładzie modeli GK_Pow_2n_oA i GK_Exp_2n_oA

Źródło: opracowanie własne

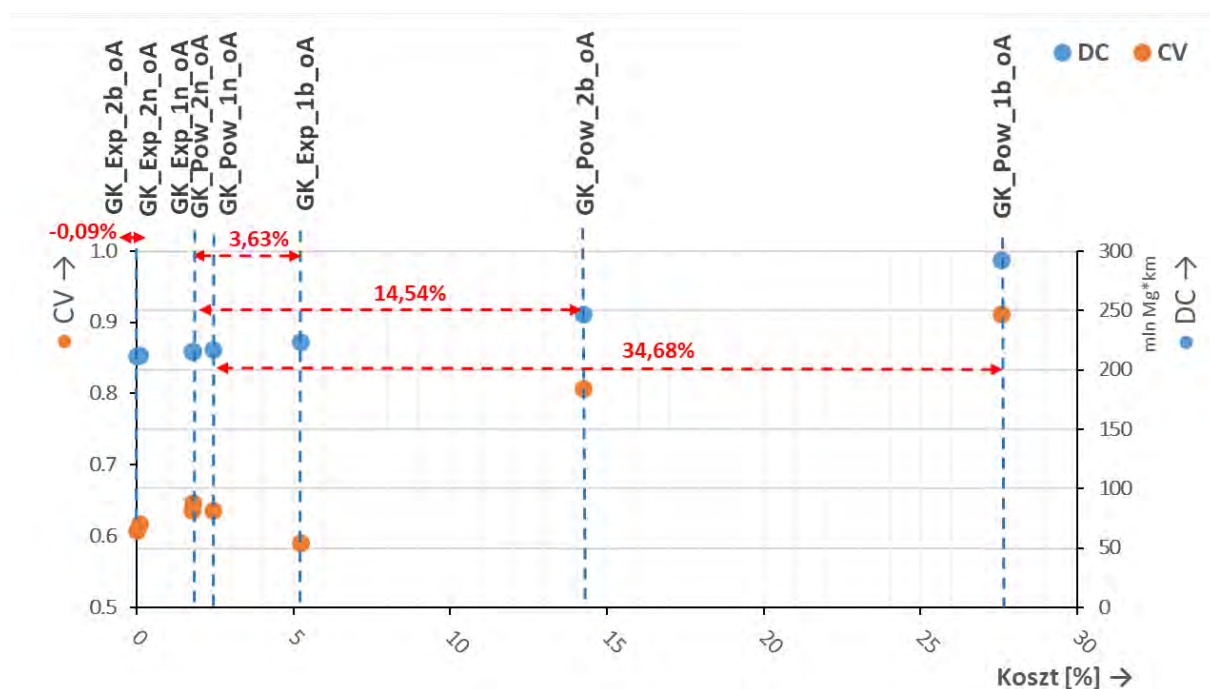
Ponownie, zmiany przepływów dotyczą wybranych gmin, które zostały „zmuszone” do zmiany odbiorcy (Ryc. 96). Widoczny jest spadek liczby odległych relacji na rzecz tych krótszych, przez co zyskują nowych dostawców mniejsze instalacje przetwarzania odpadów zmieszanych.



Ryc. 96 Wpływ zmiany funkcji na przepływy odpadów zmieszanych na przykładzie modeli GK_Pow_2n_oA i GK_Exp_2n_oA

Źródło: opracowanie własne

Ostatni aspekt w tej części pracy polegał na zbadaniu, czy równoważenie rezerwy chłonności odbiorców odpadów generuje mniejszy koszt niż wynika to z efektu z synergii dodatniej (hipoteza $H_{4.2}$). Jak udowodniono wcześniej, efekt synergii jest ujemny, co powoduje że hipoteza $H_{4.2}$ została zweryfikowana negatywnie. Generalnie uwzględnienie zmienności chłonności odbiorców w procesie iteracyjnego porządkowania par emitent-odbiorca powoduje znaczny wzrost kosztów wywozu odpadów zmieszanych (Ryc. 97).



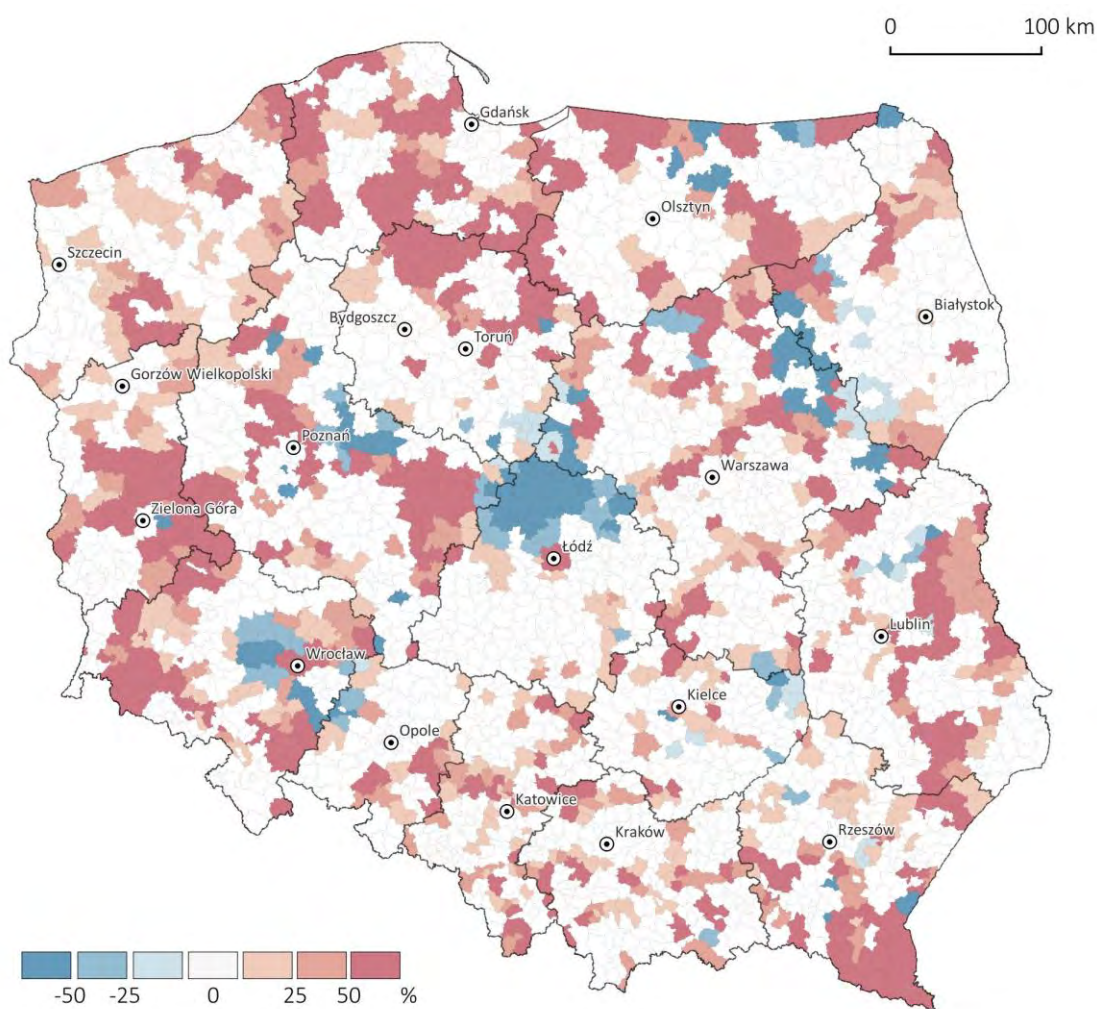
Ryc. 97 Koszt łączny DC oraz wskaźnik sprawiedliwości przestrzennej CV dla wariantów z i bez uwzględnienia zmienności chłonności odbiorców według funkcji iloczynowej i funkcji wykładniczej

Źródło: opracowanie własne

Z porównania czterech wariantów uwzględniających zróżnicowanie atrakcyjności odbiorców w zależności od ich niewykorzystanych mocy przerobowych z ich odpowiednikami nie uwzględniającymi takiego zróżnicowania wynika, iż skala ta jest duża, a przy tym bardzo zróżnicowana w zależności od zastosowanej funkcji oporu przestrzeni. Przy zastosowaniu funkcji potęgowej koszt ten był bardzo duży w porównaniu do wpływu innych czynników i wyniósł 34,68% w przypadku podróży długich i 14,54% w przypadku krótkich. Tymczasem przy zastosowaniu funkcji wykładniczej, w pierwszym przypadku koszt tego rozwiązania wynosi już tylko 3,63%, czyli jest niemal o rząd wielkości mniejszy. Co więcej, w przypadku podróży krótkich zastosowanie funkcji wykładniczej sprawia, że uwzględnienie zróżnicowania atrakcyjności odbiorców skutkuje wręcz nieznacznym obniżeniem kosztu całkowitego (o 0,09%). Zatem nie tylko wzrost akceptowalności podróży długich obniża efekt optymalizacji w podejściu grawitacyjnym dla całkowitego kosztu systemu (patrz ujemna synergia stwierdzona podczas weryfikacji $H_{4.1.1}$), ale zwiększa także potencjalny koszt dążenia do ograniczenia ryzyka przekroczenia mocy przerobowych instalacji, niezależnie od formy funkcji oporu przestrzeni. Po drugie, istnieje bardzo wyraźna różnica w koszcie jako dodanie tego celu optymalizacji wywołuje w przypadku zastosowania funkcji potęgowej bądź funkcji wykładniczej. W przeciwieństwie do potencjalnego rozwoju transportu odpadów, potrzeba

uwzględnia zróżnicowanej atrakcyjności odbiorców ze względu na ich możliwości przetwarzania odpadów przemawia zdecydowanie na korzyść tej drugiej. Skala tego zróżnicowania wskazuje więc, że sam proces optymalizacji chłonności, choć kosztowny, nie jest głównym czynnikiem destabilizującym system finansowo. Czynnikiem tym jest natomiast nieefektywna interakcja z kosztami transportu i określoną metodą optymalizacji.

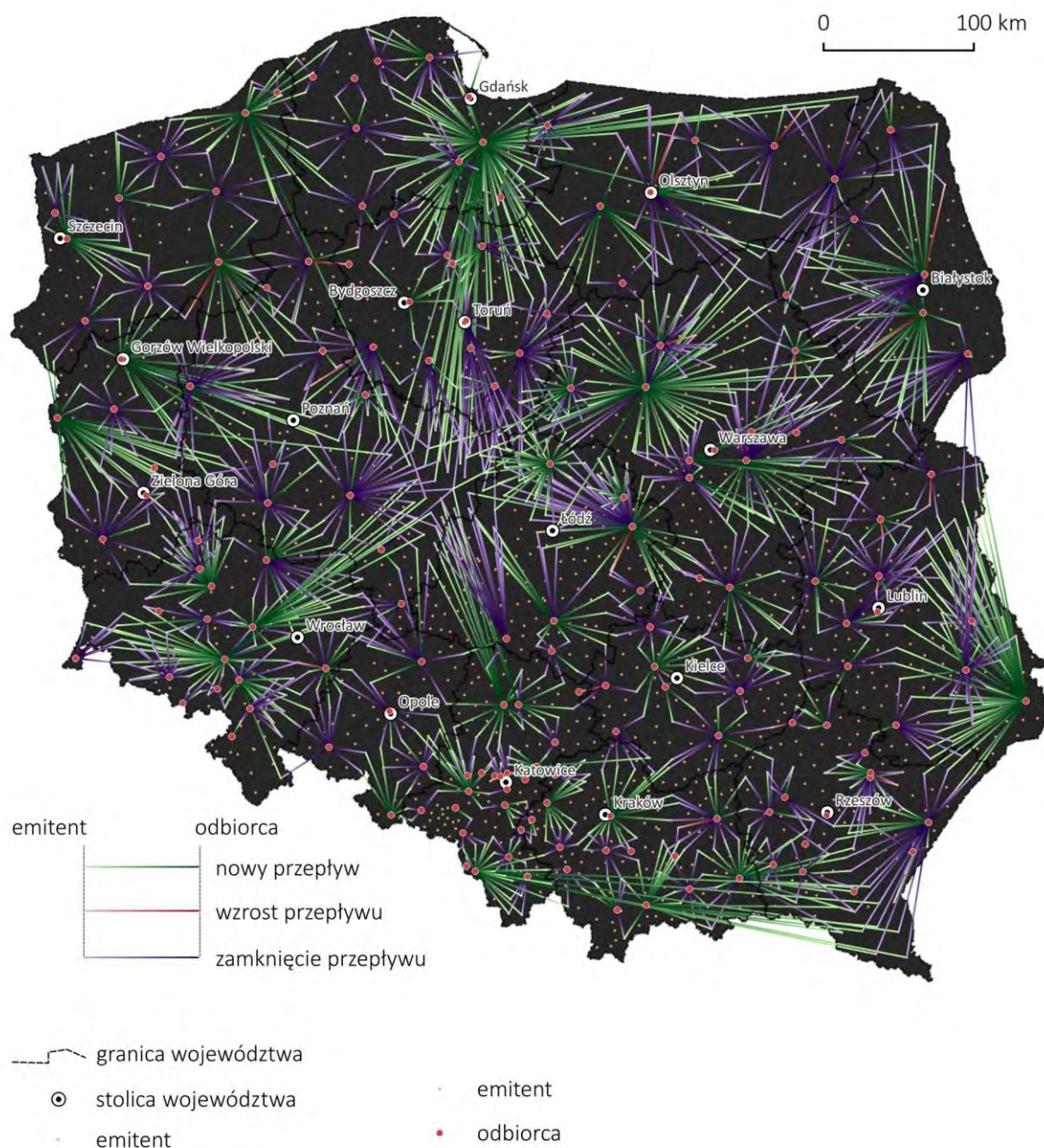
Wprowadzenie do modelu parametru redukującego chłonność odbiorców w procedurze iteracyjnej w znacznie większym stopniu wpływa na zmiany przestrzenne kosztów wywozu odpadów zmieszanych w gminach (Ryc. 98). Duża część kraju dotknięta jest z tego powodu wzrostem kosztów o ponad połowę, natomiast ekstrema przekraczają znacznie 100%.



Ryc. 98 Zmiana procentowa kosztu DC w gminach w wyniku wprowadzenia redukcji chłonności odbiorcy w modelowaniu przepływów na przykładzie modeli GK_Pow_1n_oA i GK_Pow_1b_oA

Źródło: opracowanie własne

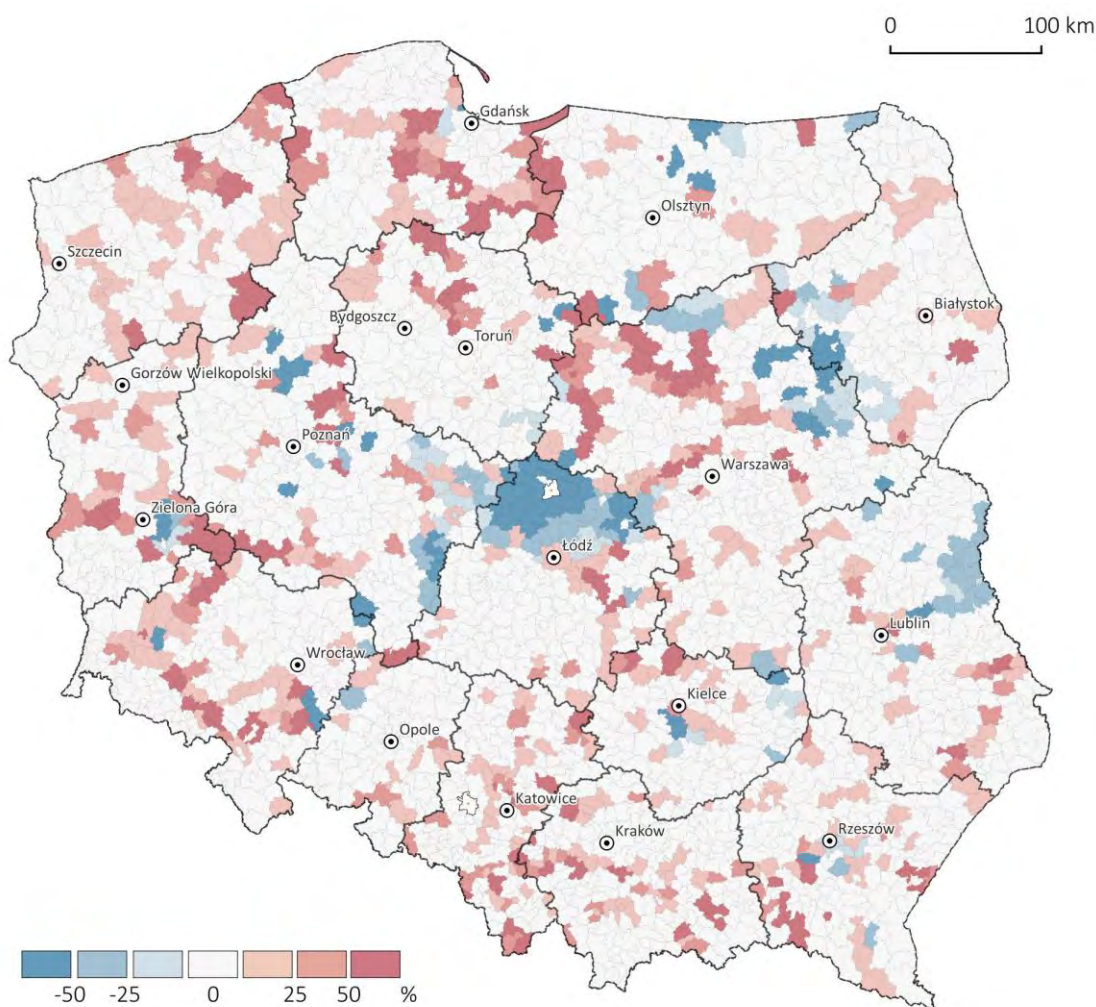
Powód, dlaczego tak się dzieje obrazuje poniższa mapa (Ryc. 99). Zmienność tego parametru „uwalnia” możliwości tworzenia nowych powiązań, często odległych. W efekcie część połączeń kompletnie zanika. Wprowadzenie zmiennej chłonności odbiorców w bardzo radykalny sposób wpływa na kierunki przepływów, co widoczne jest również po tym, że niewiele przepływów zostało jedynie zredukowanych o określony wolumen (przekierowanie części masy odpadów do innego odbiorcy).



Ryc. 99 Wpływ wprowadzenia redukcji chłonności odbiorcy w modelowaniu przepływów na przepływy odpadów zmieszanych na przykładzie modeli GK_Pow_1n_oA i GK_Pow_1b_oA

Źródło: opracowanie własne

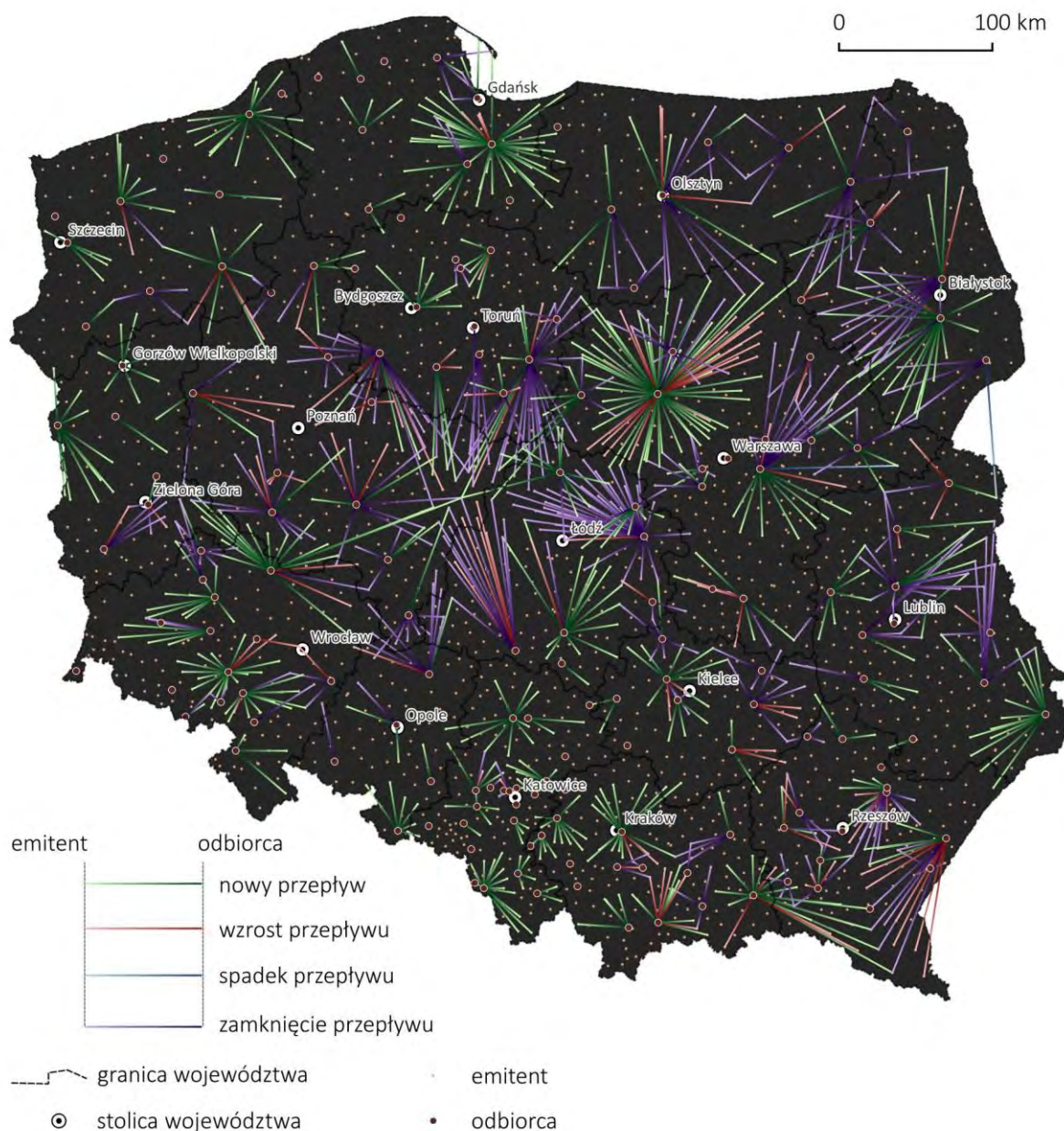
W przypadku funkcji wykładniczej efekt nie jest już tak radykalny (Ryc. 100). Wciąż jednak ekstrema są wysokie i wzrost kosztu może być ponad dwukrotny. Należy jednak zauważyć, że podobnie jak w przypadku funkcji iloczynowej, tak i tu wysokim wzrostom kosztów w jednych obszarach towarzyszą spadki w innych.



Ryc. 100 Zmiana procentowa kosztu DC w gminach w wyniku wprowadzenia redukcji chłonności odbiorcy w modelowaniu przepływów na przykładzie modeli GK_Exp_1n_oA i GK_Exp_1b_oA

Źródło: opracowanie własne

Zmianom wysokości kosztów zagospodarowania odpadów zmieszanych, w przypadku funkcji wykładniczej, towarzyszą częściej przekierowania części masy odpadów do innych odbiorców (Ryc. 101). Rzadziej kontrakt z danym odbiorcą może zostać w wyniku tej modyfikacji zerwany, natomiast wciąż implikuje to przekierowanie całości wolumenu w inne miejsce.



Ryc. 101 Wpływ wprowadzenia redukcji chłonności odbiorcy w modelowaniu przepływów na przepływy odpadów zmieszanych na przykładzie modeli GK_Exp_1n_oA i GK_Exp_1b_oA

Źródło: opracowanie własne

4.7 Synteza wyników

Proces planowania dystrybucji zasobów pomiędzy poszczególnych odbiorców jest złożony z wielu czynników. W pracy do weryfikacji hipotez $H_{5.1}$ oraz $H_{5.2}$ wykorzystano pełny zestaw porównań wynikających z procedury badawczej przedstawionej na schemacie w podrozdz. 3.1 (Ryc. 18). Na podstawie wartości współczynnika zmienności średnich różnic

stwierdzonych podczas weryfikacji wpływu poszczególnych czynników-zmiennych (Tab. 8) należy stwierdzić, iż hipoteza $H_{5.1}$ została zweryfikowana pozytywnie.

Tab. 8 Modele uwzględnione w porównaniu syntetycznym

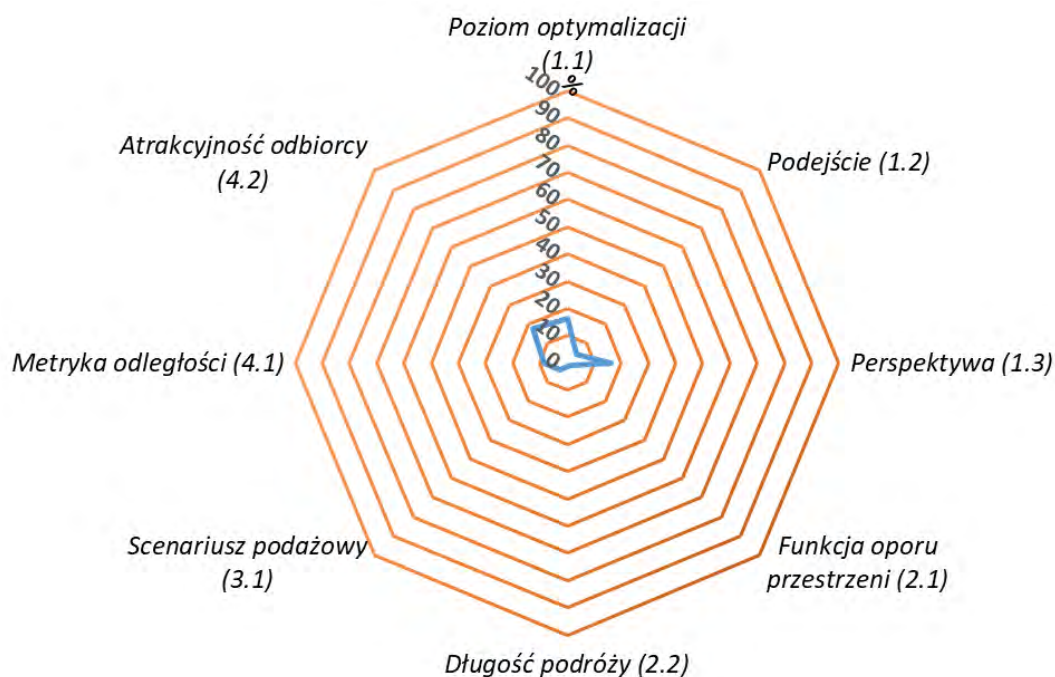
Czynnik-zmienna	Średnia różnica wartości DC [%]	Średnia różnica wartości CV [%]
Poziom optymalizacji (1.1)	16,08	35,81
Podejście (1.2)	4,76	18,24
Perspektywa (1.3)	16,24	98,74
Funkcja oporu przestrzeni (2.1)	1,19	2,17
Długość podróży (2.2)	1,17	2,20
Scenariusz podaży (3.1)	3,84	0,83
Metryka odległości (4.1)	8,50	6,95
Atrakcyjność odbiorcy (4.2)	17,62	25,18
CV	75,48	129,17

Źródło: opracowanie własne

Wpływ poszczególnych aspektów na przepływy odpadów zmieszanych jest istotnie zróżnicowany. Najwyższe zróżnicowanie kosztów DC wiązało się z uwzględnieniem czynnika atrakcyjności odbiorcy. Czynniki te wpłynęły w aż 17,62% na wynik. Modele, które uwzględniały w większym stopniu spadek atrakcyjności destynacji podróży (odbiorcy) wraz z odległością okazały się znacznie droższe. Do podobnej skali zróżnicowania doprowadziła również zmiana perspektywy optymalizacji, gdzie wprowadzenie systemu zarządzanego przez przedsiębiorców (odbiorców odpadów) spowodowało również znaczny wzrost kosztu sumarycznego. Istotne na różnice pomiędzy kosztem DC w modelach wpłynęła zmiana poziomu zarządzania z systemu centralnie sterowanego na szczebel regionalny lub lokalny. W przypadku pozostałych zmiennych-czynników zróżnicowanie wyników nie przekraczało 10%. Wpływ wyboru metryki odległości na wynik jest przeciętny (8,5%), natomiast najmniejsze zmiany powodują takie czynniki jak: funkcja oporu przestrzeni, długość podróży, scenariusz podaży i podejście metodyczne. Graficzną ilustracją wyżej opisanych wyników jest Ryc. 102.

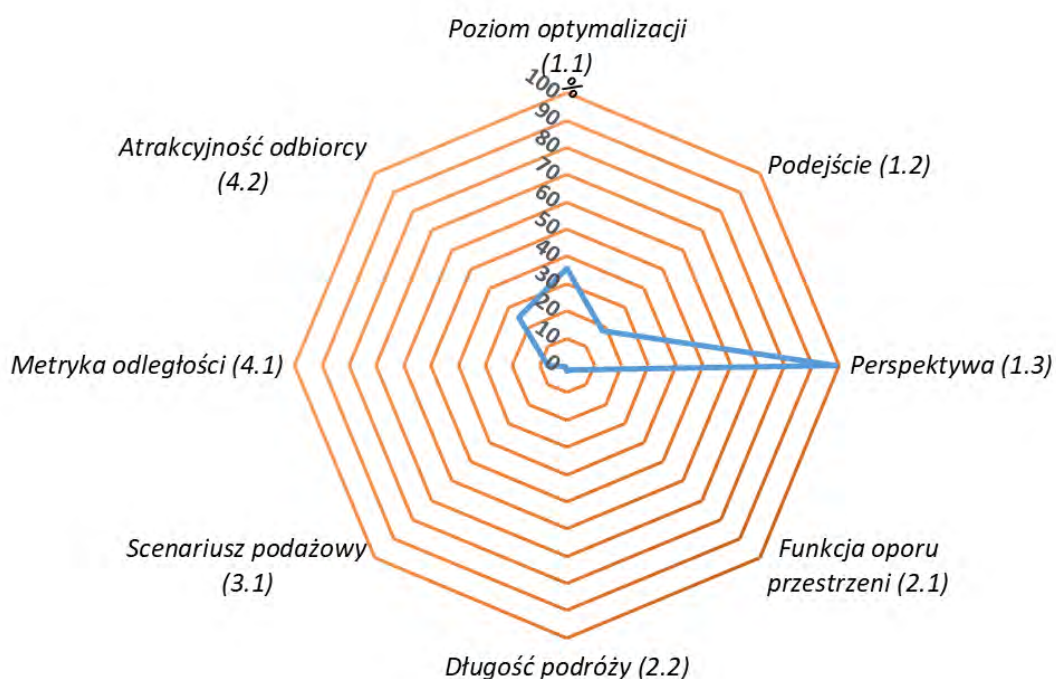
Wpływ poszczególnych czynników-zmiennych był większy i jeszcze bardziej zróżnicowany w przypadku współczynnika sprawiedliwości przestrzennej CV (Ryc. 103). Sprawiedliwość przestrzenna partycypacji w kosztach obsługi całego systemu silnie zależy od przyjętej perspektywy optymalizacji (model optymalizacji kosztów odbiorcy znacznie podwyższa wartość CV). Silne zróżnicowanie CV (na poziomie 35,81%) wywołuje poziom optymalizacji. Niedostosowana do realiów regionalizacja systemu krajowego doprowadza do wzrostu niesprawiedliwości przestrzennej. Podobny wniosek dotyczy poziomu lokalnego.

Atrakcyjność odbiorcy jest również silnym czynnikiem wpływającym na wyniki (25,18%). Pozostałe zmienne-czynniki wpływają w niewielkim stopniu na zróżnicowanie wyników modelowania.



Ryc. 102 Ocena przeciętnego zróżnicowania kosztu DC w zależności od badanego aspektu

Źródło: opracowanie własne



Ryc. 103 Ocena przeciętnego zróżnicowania współczynnika CV w zależności od badanego aspektu

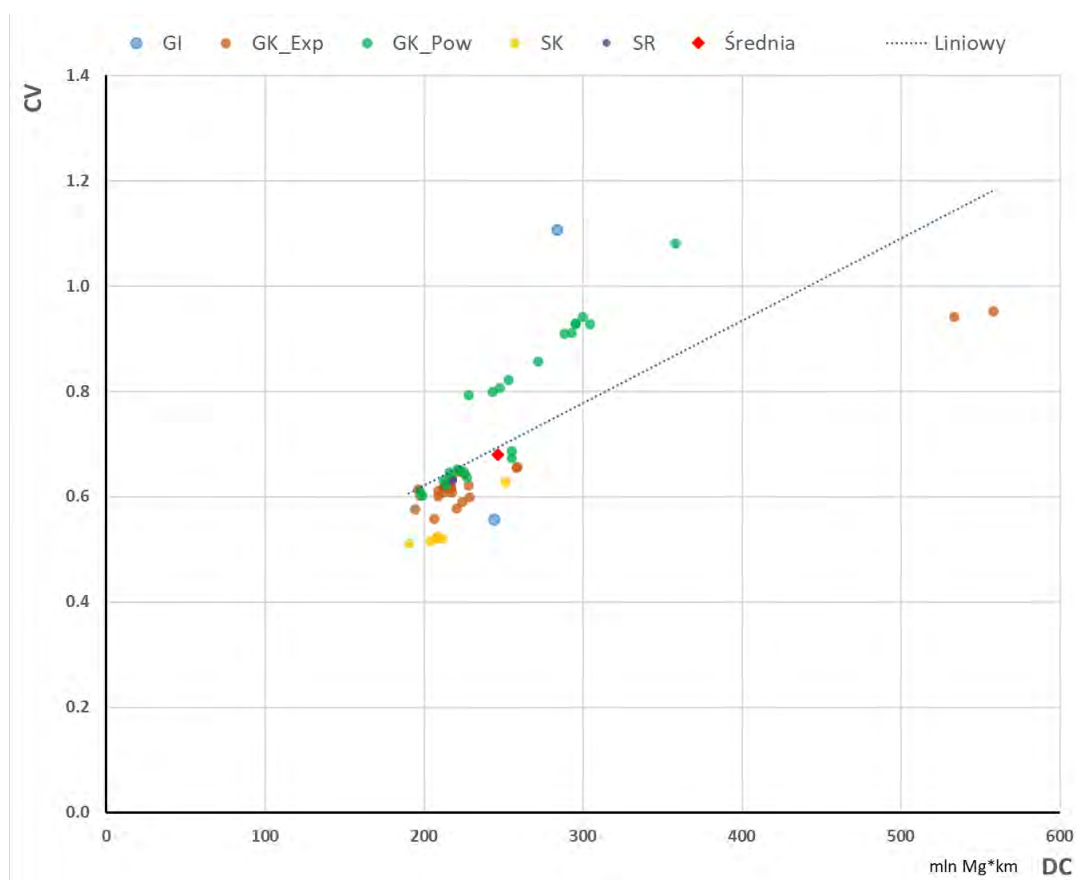
Źródło: opracowanie własne

Niezależnie od powyższego zestawienia, do weryfikacji hipotez $H_{5.1}$ oraz $H_{5.2}$ wykorzystano pełny zestaw porównań wynikających z procedury badawczej przedstawionej na schemacie w podrozdziale 3.1 (Ryc. 18). Na podstawie wartości współczynnika zmienności średnich różnic stwierdzonych podczas weryfikacji wpływu poszczególnych czynników-zmiennych (Tab. 8) należy stwierdzić, iż hipoteza $H_{5.1}$ została zweryfikowana pozytywnie. Wpływ poszczególnych czynników-zmiennych na sumaryczny koszt przepływu zmieszanych odpadów komunalnych w Polsce oraz przestrzenne różnice kosztu jednostkowego, zaprezentowany graficznie na Ryc. 102 oraz Ryc. 103 jest istotnie zróżnicowany. Największy wpływ na koszt sumaryczny systemu ma modyfikacja w zakresie przestrzennego zasięgu optymalizacji (1.1), przyjęcia jednej perspektywy optymalizacji, czyli kto na poziomie lokalnym podejmuje decyzje o wyborze kontrahenta (gmina-emitent czy odbiorca odpadów) (1.3), oraz uwzględnienie w procesie iteracyjnym czynnika zmienności chłonności odbiorców (zmienność atrakcyjności) (4.2). Przyjęta w modelu pozycja gmin ma przy tym zdecydowanie największy wpływ na zróżnicowanie ponoszonych przez nie kosztów jednostkowych. Gdy każda z gmin ma możliwość decydowania o dystrybucji, pozycja gmin o relatywnie niekorzystnej lokalizacji jest zdecydowanie mocniejsza. Z kolei najmniejszy, spośród rozważanych w pracy czynników, wpływ na koszt sumaryczny ma modyfikacja w zakresie konkretnych rozwiązań dotyczących funkcji oporu przestrzeni, jej rodzaju i parametrów. Najmniej istotna dla poziomu zróżnicowania jednostkowego kosztu transportu odpadów ponoszonego przez poszczególne gminy jest natomiast prognozowana zmiana ich podaży. Należy jednak przy tym zaznaczyć, że w zależności od scenariusza, jej wpływ może być znacznie zróżnicowany w przestrzeni.

Zależność między oceną efektywności a oceną sprawiedliwości przestrzennej osiągniętą w poszczególnych wariantach modelu optymalizacji cechuje wyraźna prawidłowość. Jest ona jednak sprzeczna z hipotezą $H_{5.2}$, gdyż korelacja między tymi wskaźnikami jest dodatnia (Ryc. 104). Od tej generalnej prawidłowości istnieją oczywiście wyjątki. Z jednej strony stanowi go odstająco wysoki koszt sumaryczny uzyskany w dwóch wariantach modelu wykorzystujących wykładniczą funkcję oporu przestrzeni i zakładających zmianę podaży odpadów zgodnie ze scenariuszem k-B, który jednak nie skutkuje najwyższym zróżnicowaniem przestrzennego zróżnicowania kosztu jednostkowego. Z drugiej strony wariant o najwyższym poziomie tego zróżnicowania, zakładający optymalizację kosztu przez poszczególnych odbiorców odpadów, wypada zupełnie przeciętnie pod względem kosztu

sumarycznego. Niemniej ogólna prawidłowość istnieje i została zdecydowanie potwierdzona statystycznie. Współczynnik korelacji liniowej Pearsona wynosi $r = 0,712$, a w przypadku zależności wykładniczej $r = 0,705$. Przy uwzględnieniu liczebności próby, którą tworzy zbiór wszystkich stworzonych na potrzeby pracy 58 wariantów modelu optymalizacyjnego (patrz Aneks B), graniczny poziom istotności p kształtuje się na znikomym poziomie, odbiegający znacznie od przyjmowanego najczęściej poziomu istotności $\alpha = 0,05$. W przypadku przytoczonych wyników wynosi on odpowiednio $p = 3,570 \times 10^{-10}$ oraz $p = 6,660 \times 10^{-10}$.

Oszczędność w kwestii sumarycznego kosztu transportu zmieszanych odpadów komunalnych w Polsce wynika raczej z zapobiegania ekstremalnie długim przepływom odpadów, którego nie są w stanie zrekompensować zyski osiągnięte na dalszym skracaniu transportu dużych potoków. W ten sposób ograniczeniu sumarycznego kosztu transportu zmieszanych odpadów komunalnych towarzyszy z reguły jednoczesna poprawa sprawiedliwości przestrzennej. Taka kumulacja pozytywnych efektów optymalizacji systemu dodatkowo jeszcze zwiększa znaczenie problematyki podjętej w niniejszej pracy.



Ryc. 104 Relacja kosztu całkowitego do współczynnika sprawiedliwości przestrzennej według wszystkich wariantów metod

Źródło: opracowanie własne

Finalnie poszczególne modele można podzielić na 4 kategorie (Ryc. 105):

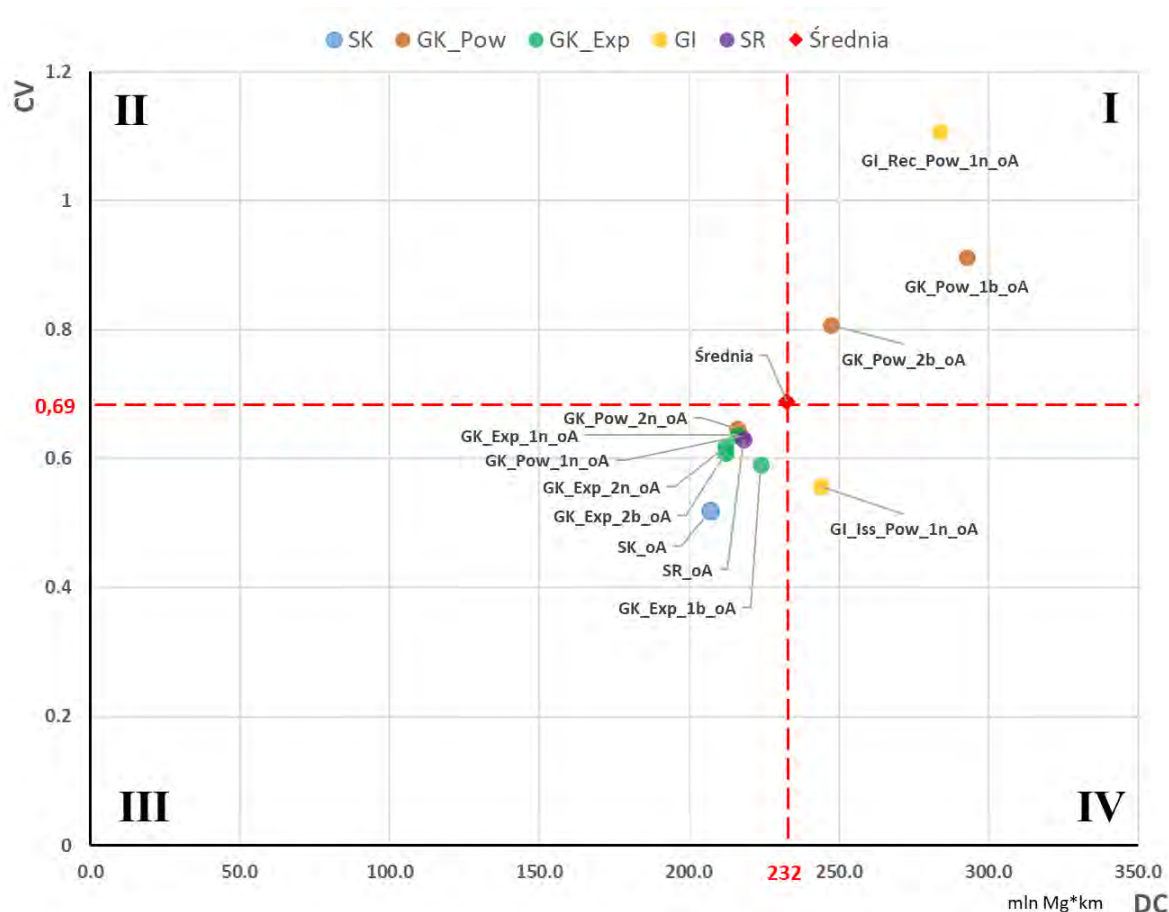
- I. Modele nieoptymalne (niepożądane) – o wysokim koszcie globalnym DC i wysokim współczynniku zmienności kosztów jednostkowych CV,
- II. Modele optimum niezrównoważonego – o niskim DC i wysokim CV,
- III. Modele optymalnego zrównoważenia – o niskim DC i niskim CV,
- IV. Modele zrównoważone – o wysokim DC i niskim CV.

Interpreację należy przeprowadzić, analizując zarówno położenie modeli w ćwiartkach wykresu obrazującego zależność DC i CV (podział na cztery części wynika z wartości średnich dla DC oraz CV z analizowanych na wykresie modeli), jak i ich rodzaj (metody i perspektywy). Modele o wysokim koszcie ogólnym (niska efektywność) i wysokim zróżnicowaniu kosztów jednostkowych (niska sprawiedliwość), sklasyfikowane jako modele nieoptymalne (I ćwiartka), generują jednocześnie duże obciążenie finansowe i społeczne (nierówność). W szczególności umieszczone są tu modele uwzględniające zmienność chłonności odbiorców (warunek *b*), co potwierdza wniosek z H_{4.1.3}. Funkcja iloczynowa w połączeniu z agresywną optymalizacją chłonności (wprowadzającą większą złożoność) generuje silną niestabilność (wysokie CV) i jest nieefektywna (wysoki koszt). Perspektywa odbiorcy (decentralizacja decyzji) również prowadzi do wysokiej niestabilności.

W II ćwiartce (modele optimum niezrównoważonego) nie sklasyfikowano żadnych modeli. Generalnie, jest to strefa konfliktu, która jest często spotykana w systemach logistycznych, ponieważ idealna optymalizacja kosztu (znalezienie najtańszych tras) zwykle prowadzi do koncentracji obciążeń na wybranych punktach, zwiększając CV. W analizowanych modelach nie jest możliwe osiągnięcie drastycznie niskich kosztów kosztem sprawiedliwości przestrzennej. Oznacza to, że każda próba obniżenia kosztu poniżej średniej natychmiast prowadzi do poprawy sprawiedliwości.

Modele optymalnego zrównoważenia osiągają optimum kompromisu – są jednocześnie tanie i sprawiedliwe. Dominacja wariantów modeli z funkcją wykładniczą i metody Simpleks w tej ćwiartce (III) potwierdza, że optymalizacja scentralizowana jest najbardziej efektywna. Modele z funkcją wykładniczą (bazujące na entropii) są z natury bardziej stabilne i lepiej zarządzają tarciami przestrzennymi, co prowadzi do niższego CV. Modele uwzględniające zmienność chłonności odbiorcy znalazły się również w tej grupie, lecz charakteryzują się relatywnie wyższym kosztem.

Modele o wysokim koszcie ogólnym (niska efektywność), ale niskim zróżnicowaniu kosztów jednostkowych (wysoka sprawiedliwość) znajdują się w strefie równości kosztem efektywności (IV ćwiartka). Model ten osiąga cel społeczny (sprawiedliwość/równość) kosztem celu ekonomicznego (efektywność/niski koszt). Taka sytuacja jest typowa dla systemów regulowanych, gdzie dąży się do uniknięcia skrajnej nierówności kosztem wyższego kosztu operacyjnego. Model optymalizujący koszt emitentów prawdopodobnie narzuca mniej wydajne, ale bardziej równomierne obciążenie na miejsca przetwarzania, zmuszając do droższych, ale sprawiedliwiej rozłożonych przepływów. Państwo lub system musi zapłacić wyższą cenę za zapewnienie równości. Modele te charakteryzują się osiągnięciem równości wymuszonej, która wynika z celu metody (optymalizacja kosztów określonej grupy aktorów). Można uznać, że model taki jest stabilny, lecz kosztowny.



Ryc. 105 Relacja kosztu dystrybucji odpadów zmieszanych DC do współczynnika sprawiedliwości przestrzennej kosztów jednostkowych CV według modeli dla 2021 r. i odległości ortodromicznych

Objaśnienia skrótów: patrz Tab. 4

Źródło: opracowanie własne

PODSUMOWANIE I REKOMENDACJE

W świetle przeprowadzonej analizy literatury oraz kwerendy aktów prawnych, zoptymalizowanie rozdystrybuowania odpadów komunalnych wydaje się być pilną potrzebą. Gospodarka odpadami opiera się na rachunku ekonomicznym, lecz w tle przebrzmiewają również wyższe potrzeby, takie jak troska o dobro środowiska naturalnego oraz naszego otoczenia. Wszelkie działania w tym kierunku dążą do odnalezienia sposobu osiągnięcia tych celów, jednocześnie ponosząc przy tym jak najniższy koszt finansowy. Z pomocą przychodzą różnego rodzaju modele i narzędzia, lecz w obliczu dynamicznych procesów zachodzących w przestrzeni geograficznej ich zaimplementowanie stanowi podstawową trudność.

W odniesieniu do rzeczywistych problemów gospodarki odpadami, przeprowadzone w niniejszej pracy analizy mają walor aplikacyjny, z zastrzeżeniem, iż uwzględniono jedynie wybrane czynniki wpływające na koszt transportu. Zbadano alternatywne rozwiązania redystrybucji odpadów oraz wskazano zalety i wady różnych podejść do optymalizacji ich przepływu.

W obecnie obowiązującym systemie instytucją odpowiedzialną za spełnienie obowiązku odbioru odpadów oraz stopnia ich segregacji jest urząd gminy, który pełni tę funkcję w imieniu mieszkańców. Opłaty za odbiór odpadów naliczane są zgodnie z obowiązującymi prawnie limitami, a wybór ofert firm mogących odbierać odpady od mieszkańców należy do samorządu lokalnego. Obowiązujące zasady naliczania opłat ponoszonych przez mieszkańców są często kontrowersyjne i niesprawiedliwe, a nieefektywność kosztowa potęgowana jest przez niedostateczną ofertę firm mogących zapewnić odbiór odpadów (Dygudaj i Krasoń 2023). Z punktu widzenia niektórych przedsiębiorstw, odbiór odpadów z niektórych lokalizacji może być w ich modelu biznesowym po prostu nieopłacalny. Powoduje to sytuację, w której wybór operatora ogranicza się do niekorzystnych ofert przekraczających przychody z opłat pobieranych od właścicieli gospodarstw domowych. W efekcie wiele samorządów dopłaca do systemu zagospodarowania odpadów komunalnych z własnego budżetu.

Należy wyraźnie podkreślić, że celem autora nie było promowanie konkretnych rozwiązań, a jedynie wskazanie ich zalet i wad. Tym nie mniej, odniesienie się do stanu prawnego i przedstawienie rekomendacji w zakresie możliwości wykorzystania wniosków płynących z przedstawionych badań może przyczynić się do zmiany postrzegania pewnych kwestii związanych z planowaniem przepływów zasobów, w tym odpadów, w przestrzeni oraz

samą gospodarkę odpadami komunalnymi. Ogólnym wnioskiem płynącym z analizy modeli w tym kontekście jest fakt, że prezentowane metody optymalizacji przepływu odpadów posiadają wspólną, trudną do wyeliminowania wadę, polegającą na braku pełnej kontroli nad równoważeniem kosztów gmin. Nawet w najlepiej zoptymalizowanym modelu występowały pojedyncze gminy, które nie posiadały racjonalnie zlokalizowanego zakontraktowanego odbiorcy odpadów. Wynikało to z maksymalnej optymalizacji kosztu sumarycznego lub szybkiej koncentracji przepływów w najbliższych destynacjach, w zależności od przyjętej metody. W rzeczywistości modelowe rozwiązanie dopuszczające odcięcie danej gminy od względnie bliskiej instalacji przetwarzania odpadów poprzez jej zapełnienie w celu redukcji kosztu całego systemu jest dyskryminujące i niezgodne z zasadą bliskości. Optymalnym rozwiązaniem byłoby „poluzowanie” parametrów modelu opartego na metodzie Simpleks (modyfikację funkcji celu), dzięki czemu możliwe byłoby osiągnięcie akceptowalnych powiązań dla wszystkich gmin w Polsce przy nieznacznym zwiększeniu kosztu sumarycznego.

Modele zaprezentowane w niniejszej pracy opierają się na macierzy O/D. Ich główną zaletą jest prostota obliczeń, przez co w łatwy sposób możliwe jest opracowanie modeli predykcyjnych. Wykorzystanie na przykład metody Simpleks dla projekcji masy odpadów w poszczególnych gminach w Polsce znacznie usprawniłoby planowanie systemu gospodarki odpadami. Dzięki przetestowaniu wpływu projekcji na koszt sumaryczny i zróżnicowanie kosztów jednostkowych należy stwierdzić, że możliwe jest zaprojektowanie względnie akceptowalnej regionalizacji gospodarki odpadami w dłuższej perspektywie czasowej. Zaproponowanie takiej regionalizacji nie było celem niniejszej pracy, aczkolwiek uśrednienie wyników projekcji opartych na różnych czynnikach mogłoby umożliwić opracowanie takiej delimitacji. Co więcej, wykorzystanie do tego zadania odpowiednio dostosowanej metody modelowania umożliwiłoby ocenę potrzeb inwestycyjnych w zakresie infrastruktury zagospodarowania odpadów. W ujęciu statycznym każdy z zaprezentowanych modeli taką ocenę umożliwia.

W odniesieniu do powyższego należy podkreślić, że przedstawione w pracy modele optymalizacji przepływów są odpowiedzią na potrzebę planowania dostaw surowców w systemie ROP, który opiera się na minimalizacji kosztów producentów, operatorów i dystrybucji. Zaimplementowanie bazy danych aktorów funkcjonujących w systemie ROP do modelu pozwoliłoby lepiej zoptymalizować przepływy surowców. W momencie wdrażania systemu ROP rozmieszczenie masy odpadów opakowaniowych (surowców wtórnych) w skali

kraju jest nieznane. Możliwości analiz uwarunkowań społeczno-demograficznych oraz dostęp do danych na temat sprzedaży pozwoliłby określić potencjał surowcowy poszczególnych obszarów, natomiast zastosowanie odpowiedniej metody optymalizacji przepływów umożliwiłoby dostosowanie planowania tras i wskazanie lokalizacji oraz zapotrzebowania na powierzchnię magazynową. W zależności od dysponowania różnego rodzaju technologią, powierzchnią magazynową i pojazdami, rekomendowane mogą być modele oparte na metodzie Simpleks (minimalizujące koszt łączny przy wysokiej równowadze kosztów jednostkowych), lecz także modele grawitacji (w zależności od wymienionych warunków „premiujące” podróże długie lub krótkie). Model oparty na funkcji potęgowej pomaga prognozować, jak znacznie koszty transportu (często zależne potęgowo od odległości) wpływają na wybór instalacji. Im większa odległość, tym szybciej maleje prawdopodobieństwo skierowania odpadów do danego zakładu. Funkcja wykładnicza może być użyta do modelowania granicznej opłacalności transportu. Na przykład, jeśli odległość przekracza pewien próg, przepływ odpadów drastycznie spada, niezależnie od wielkości instalacji. Jest to szczególnie przydatne, gdy istnieją silne regulacje regionalne ograniczające transport poza dany obszar. Warto dodać, że posiadanie informacji o możliwościach przerobowych dostępnych na rynku potencjalnych kontrahentów jest cenną informacją w kontekście prognozowania kosztów transportu, co udowodniono w analizie wpływu tego czynnika na koszt sumaryczny i koszty jednostkowe.

Istotnym elementem badania na jego wstępnym etapie było zweryfikowanie wpływu uwarunkowań demograficznych na proces wytwarzania odpadów. Udowodniono, że proces wytwarzania odpadów zmieszanych jest intensywniejszy na obszarach, gdzie udział osób starszych jest relatywnie wysoki. Wyniki są zbieżne z osiągnięciami innych badaczy, lecz nie każdy zbadany scenariusz je potwierdził, co prowadzi do wniosku, że mogą istnieć inne zmienne, które silniej wpływają na ten proces. Generalnie ludzie młodzi są bardziej świadomi efektów dbania o środowisko, więc dzięki prawdopodobnie lepszemu poziomowi edukacji w tym zakresie, spodziewany jest stopniowy wzrost udziału odpadów zbieranych w sposób selektywny w kolejnych latach. Potwierdzono prawdziwość przypuszczenia, że rodzaj zabudowy determinuje zachowania społeczeństwa w zakresie segregacji odpadów. W zabudowie wielorodzinnej udział odpadów zmieszanych jest większy niż w zabudowie jednorodzinnej. Gęstość zaludnienia jest średnio skorelowana z ilością wytwarzanych odpadów. Generalnie rozproszenie zabudowy, a tym samym niska gęstość zaludnienia i słaba

dostępność przestrzenna do infrastruktury zagospodarowania odpadów, nasila problem zwiększonych kosztów jednostkowych w przeliczeniu na mieszkańca.

W niniejszej pracy podjęto próbę oceny różnych scenariuszy (modeli), których rezultaty wpłynęły na dwie wybrane do analiz wartości: koszt łączny wywozu odpadów zmieszanych w całym systemie oraz poziom sprawiedliwości przestrzennej kosztów jednostkowych. Głównym celem pracy było określenie skali różnic pomiędzy różnymi kombinacjami metod i czynników, co nie byłoby możliwe bez przeprowadzenia dokładnych obliczeń na uprzednio zrewidowanych i skorygowanych danych o wytwarzaniu odpadów.

Istotną kwestią podejmowaną w niniejszej pracy było zbadanie wpływu różnych czynników przestrzennych na koszt zagospodarowania odpadów. W badaniach dostępności przestrzennej jednymi z najczęściej uwzględnianych czynników są uwarunkowania społeczno-demograficzne, barier przestrzennych, uwarunkowań infrastrukturalnych (np. stanu sieci drogowej). Pierwszą płaszczyzną porównawczą podejmowaną w pracy był rodzaj sieci transportowej, która łączy zarówno efekt cech sieci, jak też barier przestrzennych. T. Komornicki (1999) i M. Więckowski (2004) wyróżnili, poza barierami antropogenicznymi, bariery przyrodnicze. Ich wpływ został uwzględniony w pracy poprzez analizę zróżnicowania wyników optymalizacji w zależności od zastosowanej miary odległości. Odległość w linii prostej (po ortodromie) była punktem odniesienia do odległości mierzonej według sieci drogowej oraz kolejno sieci drogowej do czasu podróży. Zarówno dystans drogowy, jak też czas podróży, odzwierciedlają wpływ barier przyrodniczych, takich jak rzeki, jeziora, góry, lasy, obszary chronione. Według P. Rosika (2012) nie są one jednak związane bezpośrednio z efektem granicy. W odniesieniu do wariantu „koreańskiego” bariery przyrodnicze nie są nieprzekraczalne, a ich wpływ ogranicza się do wydłużenia czasu podróży poprzez fizyczne zwiększenie odległości drogowej. T. Komornicki (1999) wśród barier antropogenicznych wyróżnił bariery infrastrukturalne, które mają różnoraki charakter. W pracy główną barierą infrastrukturalną była jakość dróg, której parametr wyrażony był w sposób pośredni poprzez czas podróży.

Wyniki potwierdziły, że sieć transportowa istotnie wpływa na koszt przewozu odpadów. W badaniu wykazano, że uwzględnienie większej liczby parametrów sieci transportowej ujawnia rzeczywisty opór sieci (impedancję), który jest z natury znacznie wyższy i bardziej zróżnicowany przestrzennie niż odległość ortodromiczna. Im bardziej sieć transportowa była uproszczona, tym mniejszym zróżnicowaniem przestrzennym kosztów

cechowały się modele. Czas podróży uwydatnia „karę” za „wypchnięcie” alokacji. Co istotne, potwierdzono także, że wzrost tolerancji na długie podróże potęguje niesprawiedliwy podział kosztów jednostkowych i wpływa negatywnie na koszt łączny. Potwierdzono zatem hipotezę H_1 . Wybór miary odległości istotnie wpłynął także na zróżnicowanie wyników pomiędzy metodami modelowania.

Analiza zróżnicowania przestrzennego kosztów jednostkowych potwierdziła, że niektóre obszary zyskują, podczas gdy inne tracą, w podziale kosztów w zależności od sposobu, w jaki uwzględniana jest sieć transportowa, a zasadniczo – jej rozmieszczenie oraz jakość (patrz Aneks A). Można stwierdzić, że to, w jaki sposób będzie mierzona odległość pomiędzy emitentami a odbiorcami, znacząco wpływa na rozkład przestrzenny kosztów jednostkowych, jak również na koszt sumaryczny. Najmniejsze zróżnicowanie wyników cechuje funkcja iloczynowa, w której nie uwzględniono zmienności chłonności odbiorców w procedurze iteracyjnej (warunek *b*). Oznacza to, że brak informacji o pozostałej mocy przerobowej powoduje, że zastosowanie dowolnej miary odległości najmniej wpływa na zróżnicowanie wyników w tej metodzie. Największe różnice dotyczyły z kolei modeli opartych na funkcji wykładniczej, w których tę informację uwzględniono. Oznacza to, że dostęp do informacji o pozostałej chłonności odbiorcy, oraz uwzględnienie parametrów zmniejszających atrakcyjność odbiorców położonych w dalszej odległości, powodował wzrost różnic w wynikach kosztu sumarycznego tych metod względem innych.

Weryfikacja hipotezy drugiej (H_2), zakładającej wzrost zróżnicowania przestrzennego kosztów jednostkowych oraz wzrost kosztów ogółem transportu odpadów do 2030 w wyniku zmian społeczno-demograficznych, nie jest jednoznaczna w świetle zastosowanych scenariuszy. O ile sama zmiana masy odpadów w oczywisty sposób przekłada się na zmianę kosztu transportu odpadów, o tyle trudna jest ocena skali tej zmiany w ujęciu nominalnym jak i przestrzennym. W zależności od przyjętych założeń przewidywana ilość odpadów dla roku 2030 była inna, lecz jedynie w scenariuszu pesymistycznym okazała się być większa niż w roku bazowym. Generalnie większy wzrost ilości odpadów zmieszanych powodował pogłębianie problemu wzrostu kosztów jednostkowych i ich niesprawiedliwego podziału.

Model realny, który można nazwać również scenariuszem optymistycznym, zakładający spadek ogólnej masy odpadów, pozwolił jednocześnie zmniejszyć koszt sumaryczny i zróżnicowanie kosztów jednostkowych. Jednakże skala zmian podziału kosztów na poszczególne gminy nie jest tak wysoka, jak w modelu pesymistycznym, w którym

spodziewany jest wzrost ogólnej masy odpadów i spadek ich zróżnicowania w przestrzeni (konwergencja). Oznacza to, że zjawisko konwergencji (wzrost ilości odpadów na obszarach wiejskich, peryferyjnych i spadek na obszarach koncentracji ludności – w miastach i na obszarach podmiejskich) pozytywnie wpływa na rozkład przestrzenny kosztów i sprawiedliwość przestrzenną, jednakże ogólny wzrost masy odpadów w kraju niweluje potencjalne korzyści. W obliczu wyników osiągniętych dla scenariuszy k-B i k-C nie potwierdzono hipotezy H₂.

Warto również rozważyć, jaka jest stabilność poszczególnych metod modelowania w zależności od scenariuszy zmian społeczno-demograficznych. Dowiedziono, że zmiana podaży odpadów w założonych scenariuszach zmian demograficznych i postaw proekologicznych różnicuje wyniki w badanych metodach. Różnica w otrzymanych kosztach łącznych, w zależności od metody, wyniosła około 10% pomiędzy skrajnymi scenariuszami.

Wnioski te warto odnieść do zachodzących zjawisk społeczno-demograficznych. Proces depopulacji generalnie postrzegany jest jako zagrożenie dla rozwoju ekonomicznego, w tym w odniesieniu do paradygmatu rozwoju zrównoważonego oraz gospodarki cyrkularnej (Piontek 2019b), w kontekście rozwoju regionalnego (Śleszyński 2018), rozwoju miast – w szczególności średnich i małych (Śleszyński 2016), rozwoju obszarów wiejskich (Bański 2013, Wesołowska 2016). W kontekście gospodarki odpadami oraz obecnych prognoz liczby ludności proces ten jest na ten moment czynnikiem hamującym przyrost ilości wytwarzanych odpadów. W scenariuszach bardziej optymistycznych ilość odpadów wytwarzanych w ciągu roku będzie nieznacznie spadać, co w kontekście ekologii ma pozytywny wydźwięk. Każdy ze scenariuszy będzie wpływał bez wątpienia na system gospodarki odpadami niezależnie od tego, czy odpadów będzie więcej czy mniej. W konsekwencji każdy wariant będzie także determinował kierunki przepływów. Obszary depopulacji i starzenia się społeczeństwa będą borykały się z problemami relatywnie wyższych kosztów obsługi, które z powodu wymienionych procesów będą rosły. Optymalizacja przepływu odpadów może te negatywne skutki po części zniwelować. Z kolei obszary napływu ludności w scenariuszu pesymistycznym mogą osiągnąć pewną granicę efektywności, której przekroczenie może doprowadzić do braku optymalnych rozwiązań i konieczności wywozu odpadów do odleglejszych lokalizacji.

Efekt bariery przestrzennej, w pracy sprowadzony do efektu granicy administracyjnej, oznaczał brak możliwości jej przekroczenia. W literaturze wariant ten, zwany wariantem „koreańskim” (Rosik 2012), jest rzadko spotykany. Badania uwzględniające efekt granicy

dotyczą głównie handlu międzyregionalnego i międzynarodowego, przy czym ze względu na otwartość granic międzyregionalnych wariant „koreański” jest uwzględniany przeważnie w badaniach przepływów międzynarodowych. Stosowany jest zatem w specyficznych okolicznościach, gdzie stosunki między państwami uniemożliwiają swobodny lub kontrolowany przepływ dóbr, kapitału i ludzi. Wówczas w modelach dostępności potencjałowej wprowadzony jest parametr redukujący δ , który w przypadku całkowitej izolacji przyjmuje wartość 0 (Rosik 2012).

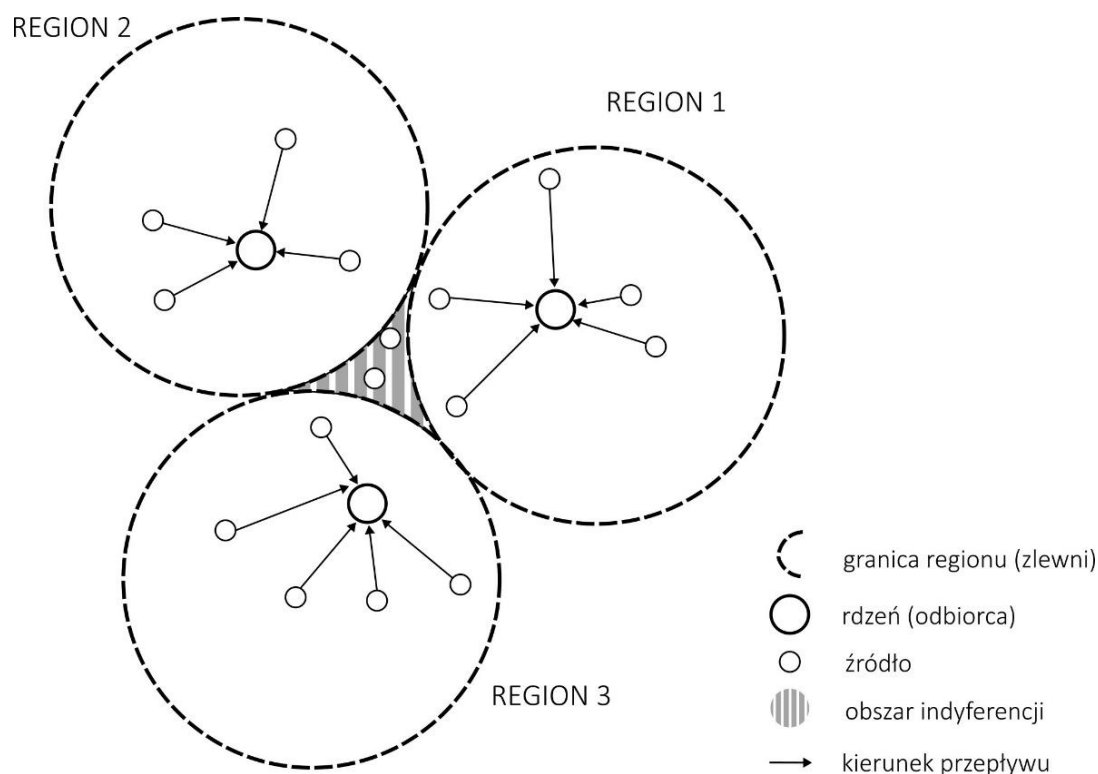
Mając na uwadze powyższe, wyniki optymalizacji w modelu uwzględniającym efekt granicy do modelu krajowego powinny się dość znacznie różnić. Hipoteza H_{3.1}, odnosząca się do implikacji wywołanych przez podział terytorium kraju na 16 niezależnych podsystemów, została rzeczywiście potwierdzona. Udowodniono, że przestrzenna integracja systemu sprzyja optymalizacji przepływów oraz zmniejszeniu zróżnicowania kosztów jednostkowych. Wniosek płynący z tej analizy dowodzi, że podzielenie obowiązku zarządzania systemem gospodarki odpadami na niższy szczebel administracyjny jest nieefektywny kosztowo i implikuje większe koszty społeczne. Należy podkreślić, że nie uwzględniono przy tym innych kosztów związanych z podziałem systemu na podsystemy regionalne (np. kosztów administracyjnych).

Różnice w rozkładzie przestrzennym kosztów pomiędzy analizowanymi wariantami dotyczą przede wszystkim gmin położonych wzdłuż granic regionów. Wynika to z efektu stykowości (teoria regionów stykowych A. Loscha), w wyniku którego następuje zmiana relacji pomiędzy obiektami. Jest to konsekwencją rozcięcia istniejących relacji granicą nieprzekraczalną, czego skutkiem jest niekiedy wzrost odległości do najbliższego odbiorcy odpadów. Dodatkowym spostrzeżeniem jest fakt, że wzrost kosztów jednostkowych nastąpił nie tylko wzdłuż granic wewnętrznych województw, lecz także po drugiej stronie tej bariery. Ponadto zauważono efekt reakcji łańcuchowej, lub inaczej „efekt domina”, ponieważ zmiany zaszły także w głąbi województw. Hipotezę tę potwierdzono również poprzez porównanie modelu centralnie zarządzanego z decentralizacją na poziom lokalny. Brak regulacji systemu gospodarki odpadami generalnie powoduje nierówną konkurencję ze względu na różnice gmin w położeniu geograficznym oraz efektami prawa popytu i podaży. Najlepiej zoptymalizowanym modelem okazał się być ten zarządzany centralnie, jednakże w przypadku pozostawienia decyzyjności na szczeblu lokalnym (przez gminy-emitentów) możliwe było osiągnięcie lepszej sprawiedliwości przestrzennej, co należy uznać za wynik zaskakujący. W odniesieniu do zasad funkcjonowania jest to model dość mocno zbliżony do

obowiązującego w rzeczywistości, lecz na potrzeby pracy został uproszczony. Możliwość wyboru odbiorcy odpadów przez gminy w wielu przypadkach jest tylko pozorna, ponieważ niektóre samorządy (najczęściej gminy wiejskie), otrzymują często jedną ofertę w procedurze przetargowej (Dygudaj i Krasoń 2023).

Przypuszczenie zakładające, że niższy koszt łączny zostanie osiągnięty w modelu, w którym decycentem jest przedsiębiorca odbierający odpady ($H_{3.2}$), okazało się błędne. Sytuacja jest dokładnie odwrotna, a jednymi z głównych przyczyn były: znaczna przewaga liczby emitentów nad odbiorcami (2477 do 173) oraz pojawienie się w ostatnich iteracjach stref indyferencji (obojętności), które skutkowały znacznym wzrostem kosztu zarówno po stronie emitenta, jak i odbiorcy, z uwagi na zbyt dużą odległość i niepowiązanie fizyczne z regionem (zlewnią) obsługiwanym przez daną firmę (powstały enklawy). Niskie prawdopodobieństwo utworzenia relacji (interakcji) w skali regionalnej powoduje powstanie stref o trunych warunkach do rozwoju społeczno-gospodarczego, czego dowiedli Gibas i Heffner (2025), badając prawdopodobieństwo powiązań gmin z ośrodkami regionalnymi w odniesieniu do celów polityki spójności Unii Europejskiej. Oddanie prawa do podziału rynku przedsiębiorstwom powoduje wzrost niesprawiedliwości przestrzennej, jak też ogólny wzrost kosztu systemu gospodarki odpadami, dlatego należy ten model uznać za skrajnie nieefektywny.

W przypadku wpływu perspektywy optymalizacji (układu sił rynkowych) dokonano istotnej obserwacji. W scenariuszu, gdy to przedsiębiorcy dzielą rynek dochodzi do niebezpiecznej sytuacji dla klientów (emitentów), ponieważ czynnikiem decydującym jest zasięg oddziaływania danej firmy. W rzeczywistym rozkładzie przestrzennym odbiorców odpadów, który jest nierównomierny, koszt emitentów znacznie wzrasta na obszarach indyferencji (obojętności), które powstają pomiędzy strefami oddziaływania przedsiębiorstw (Ryc. 106). Wówczas w celu „dopełnienia” systemu i uwzględnienia wszystkich emitentów, tego typu obszary uwzględniane są jako ostatnie. Warto nadmienić, że w przypadku modeli optymalizacji kosztu emitenta, jak również w drugim wariantcie, gdzie optymalizowany był koszt odbiorcy, wystąpiły obszary dyfuzji, które w pierwszym wariantcie objęły duże obszary. Większą liczbą gmin będących strefami dyfuzji przepływów cechował się również model optymalizacyjny, który został podzielony na 16 niezależnych podsystemów regionalnych.



Ryc. 106 Obszar indyferencji (obojętności) pomiędzy strefami oddziaływania przedsiębiorstw

Źródło: opracowanie własne

Kolejnym analizowanym aspektem związanym z optymalizacją przepływu odpadów zmieszanych było przeprowadzenie oceny wpływu konstrukcji funkcji grawitacji (iloczynowa vs. wykładnicza) oraz jej parametrów (tolerancja długich/krótkich podróży, zmienność chłonności odbiorców odpadów) na dwa kluczowe wskaźniki w systemie transportu odpadów: łączny koszt transportu (DC) oraz sprawiedliwość przestrzenną (CV) podziału jednostkowych kosztów gmin.

Podstawowa zasada minimalizacji kosztów w logistyce opiera się na minimalizacji odległości. W przypadku transportu odpadów, gdzie koszty operacyjne (paliwo, czas pracy) są silnie skorelowane z pokonanym dystansem, preferowanie krótkich tras jest tańsze. Modele grawitacji z funkcją impedancji, która szybko maleje z odległością (odpowiadającą niskiej tolerancji na długie podróże), poprawnie odzwierciedlają tę zasadę. Zatem przypuszczenie, iż zwiększenie tolerancji długich podróży mogłoby wpłynąć na lepszą optymalizację kosztu sumarycznego w całym kraju (ze względu na korzyści skali dużych zakładów i uzasadnioną potrzebę transportu większej masy odpadów na dużą odległość), okazało się być nieprawdziwe. Niska tolerancja długich podróży zazwyczaj oznacza, że odpady z danej gminy trafiają do najbliższego dostępnego obiektu. Taki mechanizm minimalizuje różnice

w pokonywanych dystansach (a tym samym w jednostkowych kosztach transportu) między poszczególnymi gminami, co prowadzi do bardziej równomiernego (sprawiedliwego) obciążenia kosztami i niższego wskaźnika CV.

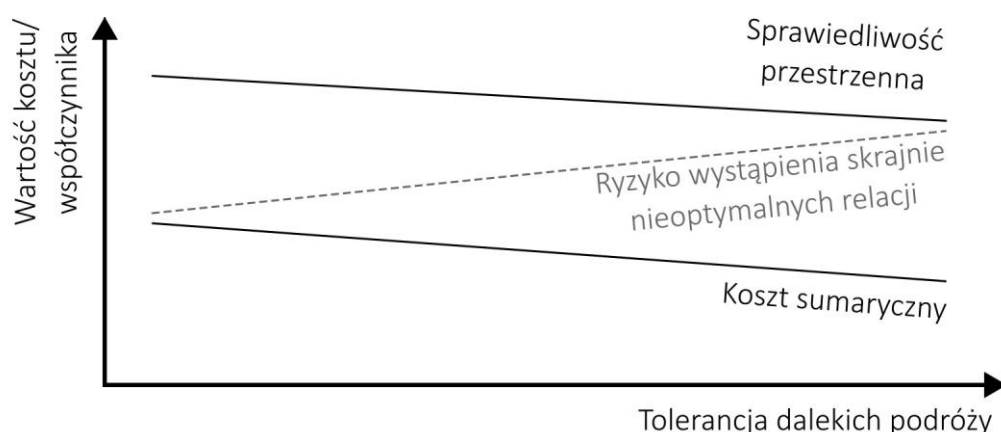
Negatywny wpływ zmienności chłonności (np. niepewności co do docelowej pojemności lub atrakcyjności) jest realistyczny. Większa zmienność (niepewność) może prowadzić do mniej optymalnych alokacji, wymuszając transport do bardziej odległych, ale „pewniejszych” lokalizacji, co zwiększa zarówno koszt, jak i niesprawiedliwość (CV). Wariant, w którym zmienna chłonność nieznacznie obniża koszt w modelu wykładniczym może być wynikiem specyficznej kalibracji modelu lub wskazywać na sytuację, w której algorytm wykorzystał subtelne różnice w chłonności do lepszego dopasowania przepływów na krótkich dystansach, choć jest to rzadki i marginalny efekt.

Podsumowując, wyniki są spójne z podstawowymi zasadami planowania systemów logistycznych i stanowią solidną podstawę do rekomendowania modeli grawitacji o wysokiej penalizacji odległości (krótkie podróże) oraz wykorzystywania jak najbardziej stabilnych i przewidywalnych parametrów chłonności w praktycznym planowaniu transportu odpadów. Warto dodać, że modele grawitacji, ze względu na swoją konstrukcję, nie mają na celu optymalizacji kosztu sumarycznego. Dlatego postanowiono odnieść je do metody, która celowo jest przystosowana do tego zadania.

Udowodniono, że model grawitacji generuje wyższą nierówność kosztów jednostkowych w porównaniu do metody Simpleks. Sugeruje to, że jeśli system jest pozostawiony naturalnym interakcjom rynkowym (grawitacja), niesprawiedliwość przestrzenna jest z góry wysoka. W kontekście transportu odpadów, naturalne tendencje (preferowanie najbliższych, nawet jeśli nie jest to globalne minimum) prowadzą do większej dyspersji kosztów jednostkowych, a co za tym idzie – wyższej niesprawiedliwości przestrzennej. Optymalizacja metodą Simpleks w pewnym stopniu „wyrównuje” koszty, prowadząc do niższych wartości CV. Metodę Simpleks trudno jest jednak wprost porównywać do modeli grawitacji (w kwestiach wpływu poszczególnych ich parametrów, konstrukcji funkcji), ponieważ nie jest ona modelem opisowym (jak grawitacyjny). Jednakże warto podkreślić, że porównując zupełnie różne podejścia do optymalizacji (ostatecznie najważniejszy jest cel redukcji ponoszonych kosztów i sprawiedliwość przestrzenna), metoda ta ma istotną przewagę nad modelami grawitacji. Simpleks modeluje optymalne rozmieszczenie infrastruktury i najtańsze trasy transportu w tym samym czasie. To jest właśnie matematyczne

ujęcie synergii dodatniej. OpenSolver swobodnie decyduje, gdzie zbudować zakłady, lub które wybrać (optymalizacja przestrzenna, korzyści skali) i jak do nich jeździć (redukcja kosztu transportu).

Generalnie zoptymalizowanie kosztu sumarycznego nie powoduje zwiększenia niesprawiedliwości przestrzennych. Nie można zatem potwierdzić hipotezy H_{4.1.2}. Ogólną tendencją jest osiąganie bardziej sprawiedliwych kosztów jednostkowych w celu redukcji kosztu sumarycznego (kosztu funkcjonowania całego systemu). Analizy przepływu wykazały jednak, że modele lepiej zoptymalizowane mogą dyskryminować pojedyncze gminy, przez co mogą pojawić się pewne skrajnie niesprawiedliwe połączenia. Innymi słowy, utworzenie przepływu (relacji) emitenta X z odlegle położonym odbiorcą Y odblokowuje bardziej korzystne sumarycznie relacje innych emitentów z odbiorcami o korzystnym położeniu dla emitenta X. Generalnie tworzenie połączeń opartych na sile powiązań wydaje się być ekonomicznie uzasadnione, jednakże model optymalizacji kosztu łącznego (optymalizujący sumę iloczynów mas i odległości w sposób iteracyjny metodą Simpleks) umożliwia wybór lepiej zoptymalizowanej kombinacji przepływów, w której pewna grupa emitentów będzie zmuszona do znacznie większych nakładów na transport odpadów do odległych odbiorców. Syntetycznie wnioski przedstawia Ryc. 107.



Ryc. 107 Relacja kosztu sumarycznego i sprawiedliwości przestrzennej podziału tych kosztów względem wzrostu akceptowalności dalekich podróży

Źródło: opracowanie własne

Zróźnicowanie wielkości firm przetwarzających odpady, jak też zróźnicowanie demograficzne poszczególnych obszarów na badanym terytorium, jest główną (i oczywistą) przyczyną niezrównoważenia kosztów jednostkowych. W sytuacji, gdy rozmieszczenie ludności nie ulega zmianie (jest rzeczywiste, czyli nierównomierne), możliwe jest

zredukowanie dysproporcji w kosztach poszczególnych gmin poprzez odpowiednie rozmieszczenie instalacji przetwarzania odpadów, w tym dostosowanie liczby takich zakładów oraz ich mocy przerobowych do panujących warunków. Założenie redukcji zróżnicowania kosztów jednostkowych dąży do sytuacji, gdy każda gmina będzie dysponować własną instalacją przetwarzania odpadów dostosowaną do swoich potrzeb.

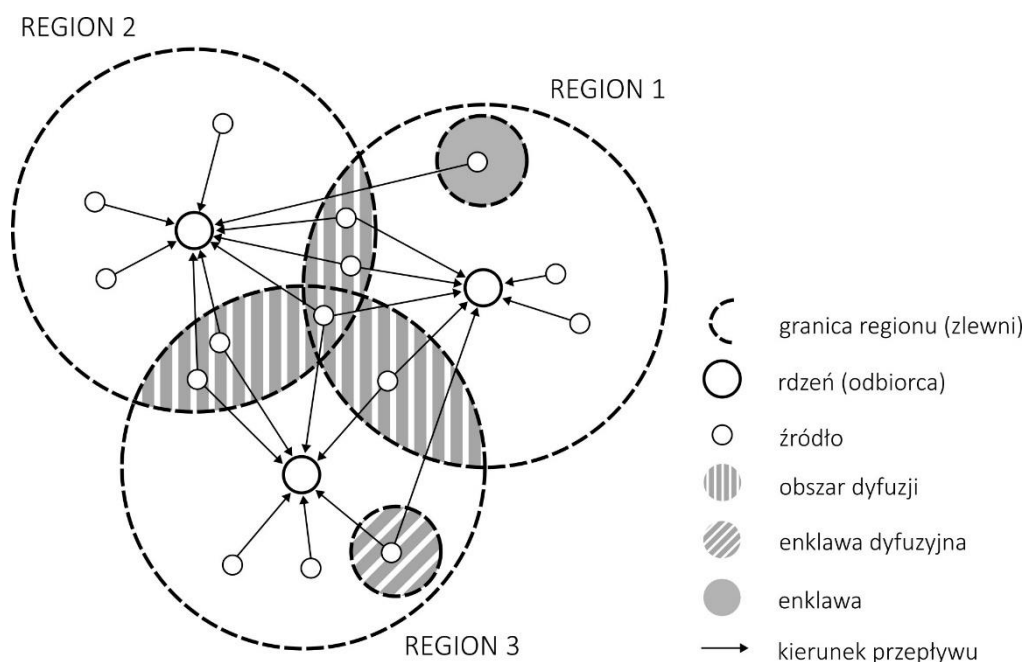
Można uznać, że modele oparte na funkcji wykładniczej okazują się być odpowiednie do planowania przepływu odpadów (pomijając metodę Simpleks). W systemie gospodarki odpadami w Polsce, w którym istniejące instalacje komunalne rozmieszczone są w sposób nierównomierny (ich moc przerobowa, jak też ich liczba w regionach jest zróżnicowana), planowanie przepływów wymaga pewnej elastyczności w celu osiągnięcia kompromisu pomiędzy ogólnym kosztem systemu a zrównoważeniem kosztów gmin. Modele oparte na funkcji iloczynowej, przy określonych warunkach (parametryzacji), również pozwalają osiągnąć niski koszt łączny, lecz koszty zagospodarowania odpadów są mniej sprawiedliwe. Warto jednak podkreślić, że każda modyfikacja podstawowego modelu generowała wysokie ekstrema dla wybranych gmin, co oznacza, że modele te nie są idealnie dopasowane do rozmieszczenia mas emitentów i odbiorców.

Wobec przedstawionych wniosków weryfikujących wpływ badanych zmiennych-czynników należy uznać, że oddziałują one w różnym stopniu na koszt sumaryczny i sprawiedliwość przestrzenną, co potwierdza hipotezę $H_{5.1}$. Zmienność kosztu sumarycznego, w zależności od badanego czynnika, wahała się od 1,1% do 17,6%. Zróżnicowanie średnich różnic wartości CV było jeszcze większe (od 0,8 do 99%). Wobec powyższego należy stwierdzić, iż wybór czynników w badaniu przepływów ma istotne znaczenie.

Niezwykle istotne jest wyjaśnienie, że powyższa ocena zróżnicowania modeli pod względem kosztu sumarycznego oraz sprawiedliwości przestrzennej kosztów jednostkowych wymagała specyficznego podejścia do regionalizacji. Zastosowane w pracy podejście modelowania uwzględniające ograniczoną chłonność (moc przerobową) odbiorców odpadów, odbiega od klasycznych badań geograficznych dostępności transportowej. W ekonomii i logistyce kryterium to jest z oczywistych względów powszechnie stosowane, lecz w nurcie geografii transportu i geografii regionalnej delimitacja regionów węzłowych polega na określeniu kryterium dominujących powiązań, czego przykładem są delimitacje funkcjonalnych obszarów miejskich (np. Korcelli i Śleszyński 2006, Śleszyński 2012). Efektem postawienia pewnej wartości progowej (*thresholdu*) jest umożliwienie badaczowi

przeprowadzenia delimitacji, polegającej na łączeniu względnie podobnych do siebie jednostek przestrzennych (typologia) lub podziału większych jednostek na mniejsze (regionalizacja lub typologia) (Śleszyński 2015). Każde podejście do delimitacji regionów węzłowych według przytoczonych zasad prowadzi do wyznaczenia pewnych obszarów graniczących ze sobą (stycznych).

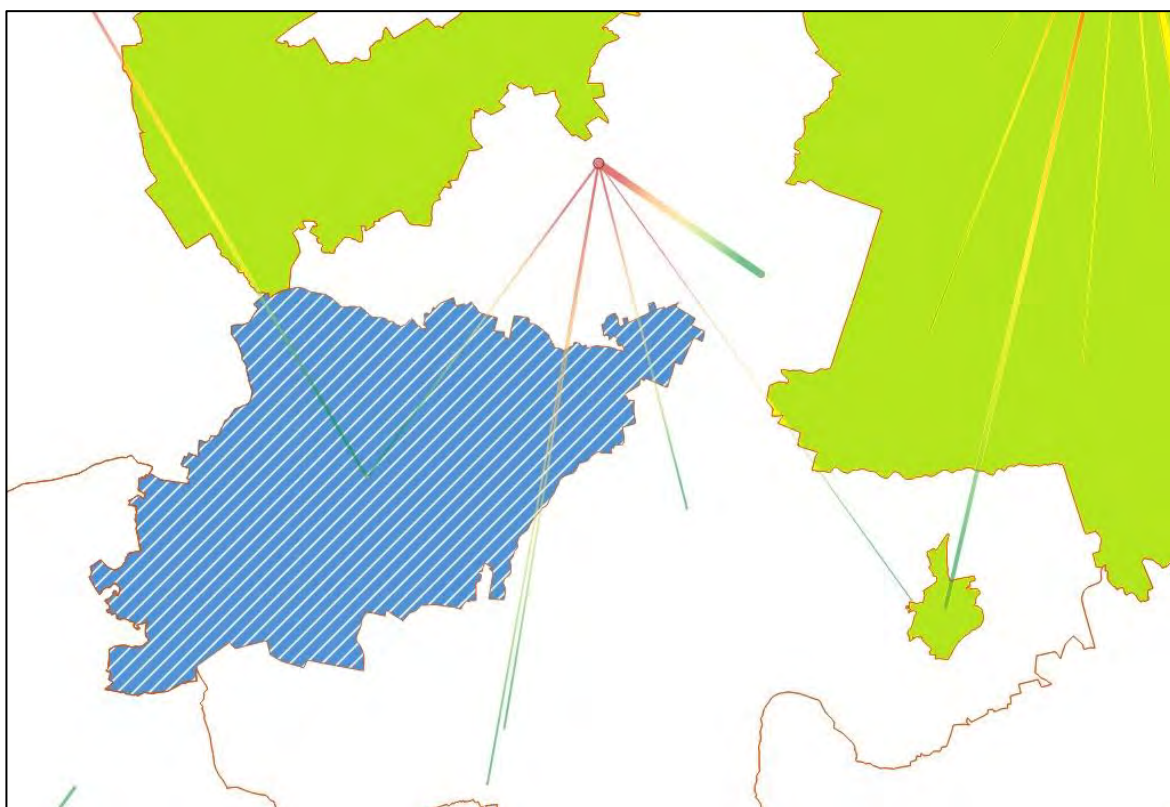
W niniejszej pracy proponowane jest podejście odchodzące od tradycyjnych założeń, w którym głównym czynnikiem delimitacji nie jest podobieństwo jednostek, lecz chłonność rdzenia. Wobec powyższego poczyniono pewne obserwacje, które wymagają szerszego wyjaśnienia. W przypadku obszarów funkcjonalnych zjawiskiem determinującym zasięg strefy oddziaływania miasta jest na przykład przewaga ludności dojeżdżającej do pracy do danej lokalizacji. Wyznaczano zatem regiony o określonych granicach, zwartej strukturze, charakteryzujące się przestrzenną ciągłością. W rzeczywistości regiony te przenikają się, ponieważ dojazdy do pracy z danej miejscowości odbywają się w różnych kierunkach. W modelach, w których podstawowym kryterium utworzenia relacji jest odległość ekonomiczna, polegających jednocześnie na dystrybucji zasobów, a więc dążących do osiągnięcia założonego celu, delimitacja regionów na podstawie dominujących przepływów jest zbyt dużą generalizacją. W dalszym ciągu wyznaczenie stref dostaw lub odbioru (np. odpadów) wypełnia definicję delimitacji, z tą różnicą że granice regionów mogą się przecinać oraz dopuszczalne jest występowanie enklaw. W odniesieniu do rzeczywistych lub potencjalnych (jak przedstawiono w tej pracy) przepływów, możemy mówić o dyfuzyjnych (przenikających się) regionach węzłowych, w obrębie których wybrane jednostki posiadają równie istotne relacje z innymi rdzeniami ze względu na cel, jakim jest transport lub sprzedaż wszystkich swoich zasobów. W obrębie tych regionów można wyróżnić strefy dyfuzji obejmujące jednostki, z których przepływ odbywa się do więcej niż jednego rdzenia. Emitenci (jednostki – „źródła”) mogą stanowić element wielu zbiorów (regionów), w różnym stopniu wypełniając zapotrzebowanie jednostek rdzeniowych (odbiorców) w zależności od wyników optymalizacji, a w rzeczywistości od zakontraktowanych dostaw. Schematycznie funkcjonowanie takich regionów przedstawiono na Ryc. 108.



Ryc. 108 Dyfuzyjne regiony węzłowe

Źródło: opracowanie własne

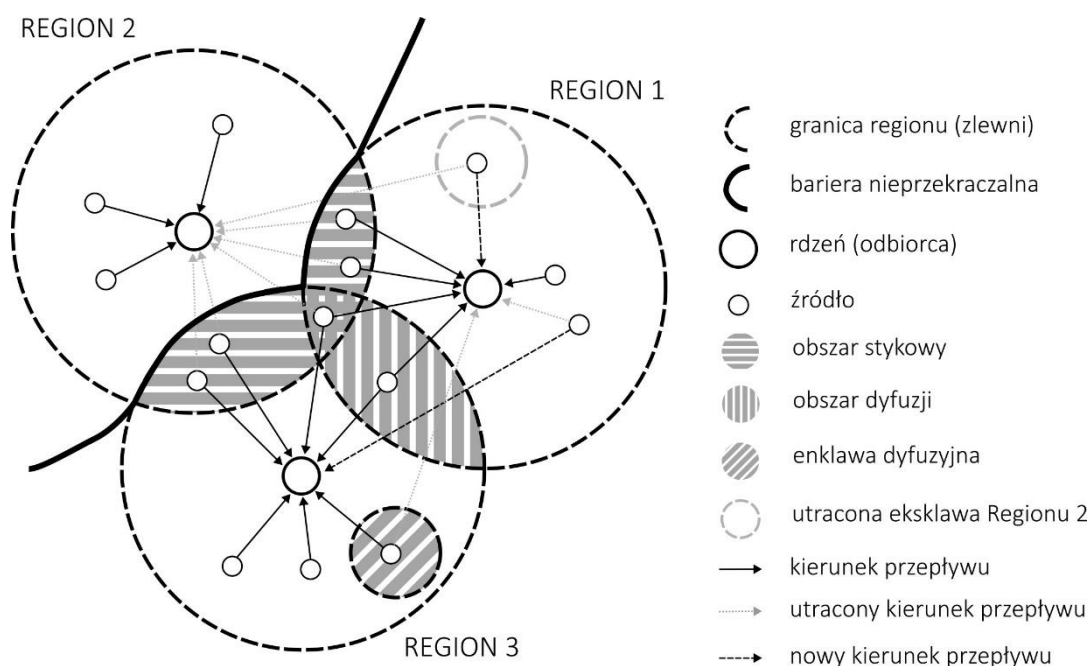
Powyższy model znajduje potwierdzenie w wynikach empirycznych. W wyniku zastosowania metody Simpleks (modelu centralnie sterowanego) dla komponentu k-A i odległości ortodromicznej zidentyfikowano 68 obszarów dyfuzji regionów (zlewni) oraz 22 enklawy. Przykładowy obraz enklawy regionu i obszaru dyfuzji dla danych empirycznych przedstawia Ryc. 109. Dążenie do zoptymalizowania przepływu zasobów w przestrzeni geograficznej powinno jednak prowadzić do eliminacji regionów posiadających odległe powiązania funkcjonalne, na przykład z eksklawami. Autor ma świadomość, że pominięcie wątku zoptymalizowania lokalizacji przedsiębiorstw uniemożliwiło weryfikację scenariuszy potencjalnie idealnych. Wyznaczenie potencjalnie optymalnej lokalizacji odbiorcy mogłoby pozwolić na dokładniejsze uchwycenie efektu granicy zewnętrznej, wzdłuż której koszt zawsze będzie wysoki. Prawdopodobnie, najbardziej opłacalną lokalizacją będzie wyznaczenie lokalizacji po środku danego obszaru, którym może być na przykład punkt minimalizujący sumę odległości od emitentów. Jest to tak zwany problem Webera, a jego rozwiązaniem jest punkt mediany Webera (za Młodak 2009). W odniesieniu do optymalizacji przepływu odpadów prawdopodobnie taka lokalizacja stwarzałaby najmniejsze ryzyko wywozu odpadów do bardzo odległych lokalizacji, ponieważ wszyscy emitenci znajdowaliby się relatywnie blisko.



Ryc. 109 Przykład obszaru dyfuzji (kolor niebieski) i enklawy (kolor zielony) według modelu SK_oA

Źródło: opracowanie własne

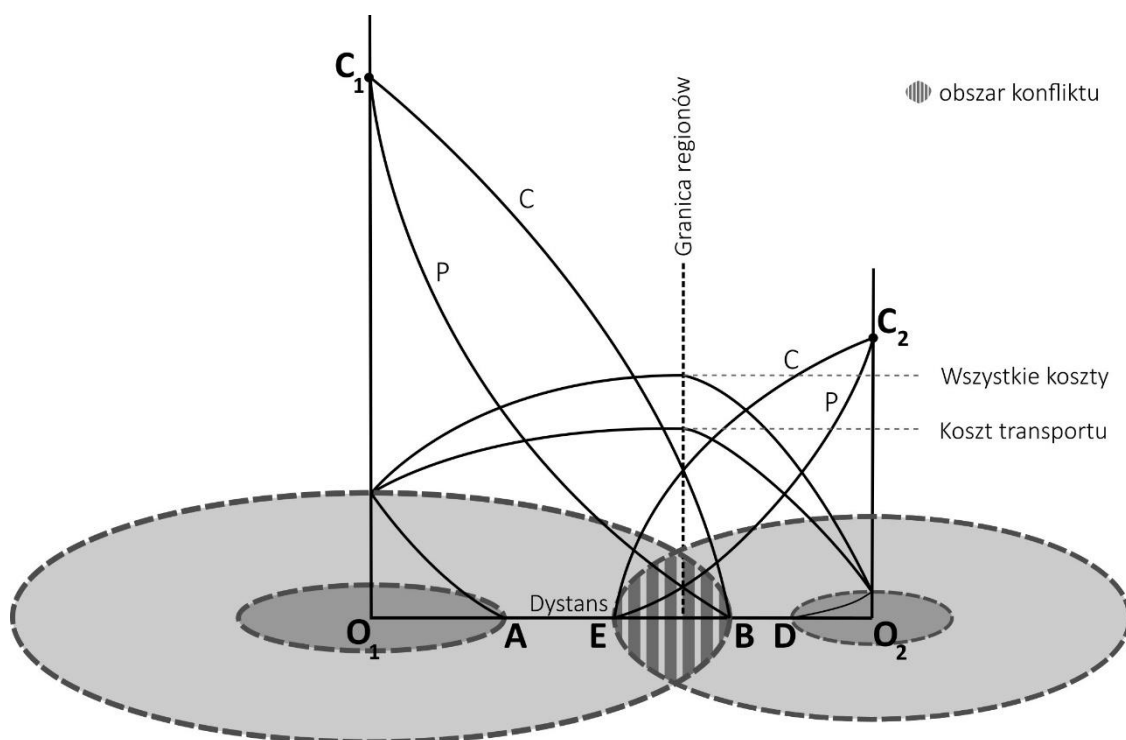
Efekt granicy zminimalizowało, choć nie wyeliminowało, wprowadzenie podziału na niezależne podsystemy gospodarki odpadami. Doprowadziło to jednak do sytuacji, gdzie powstały obszary stykowe (Ryc. 110). W kontekście teorii A. Lösch, są to obszary przygraniczne, gdzie nieprzekraczalna granica lub pojawienie się bariery zmniejszającej natężenie przepływów, powoduje zmianę kierunków relacji obiektów położonych w strefie przygranicznej. Badanie dowiodło, że zmiana ta zachodzi nie tylko w obszarach dyfuzji, lecz również w głębi regionów i może skutkować utratą enklaw i przepływów, oraz implikować niewydolność niektórych podsystemów poprzez przekroczenie masy krytycznej, na przykład wykorzystanie wszystkich mocy przerobowych odbiorców. Przedstawiona sytuacja widoczna jest na mapie przepływu odpadów dla modelu Simpleks, w którym zastosowano podział na niezależne podsystemy (Aneks A, Ryc.A 106).



Ryc. 110 Dyfuzyjne regiony węzłowe i region stykowy

Źródło: opracowanie własne

Powyższą sytuację lepiej obrazuje zmodyfikowany stożek popytu A. Lösch (1954), do którego dodano drugi stożek obrazujący konkurencyjną firmę odbierającą odpady o chłonności równej C_2 . (Ryc. 111) W każdej iteracji niezależnie od przyjętej metody następuje rozstrzygnięcie, który emitent (w polu ograniczonym granicą B czy E) będzie przyporządkowany do jakiego odbiorcy (O_1 czy O_2). Decyduje o tym chłonność C (moc przerobowa firmy), dystans pomiędzy emitentami a odbiorcami oraz masy emitentów, które wpływają na spadek chłonności w zależności od prawdopodobieństwa zaistnienia relacji P. Prawdopodobieństwo relacji jest wypadkową (w zależności od metody): wyniku macierzy sił grawitacji pomiędzy wszystkimi emitentami i odbiorcami, potencjału bądź iloczynu mas emitentów i odległości pomiędzy nimi a odbiorcami. Po osiągnięciu pewnej wartości kosztu transportu oraz osiągnięciu zasięgu zlewni, gdzie chłonność C_2 spada poniżej wartości chłonności C_1 , powstaje strefa konfliktu, którą przejmuje odbiorca o wyższym parametrze P. Na przecięciu linii P i C powstaje granica pomiędzy regionami. Ze względu na nieregularność rzeczywistych granic oraz nierównomierny rozkład przestrzenny jednostek (emitentów i odbiorców) oraz ich mas, możliwe jest powstanie obszarów dyfuzji i enklaw, jak przedstawiono na Ryc. 109 i Ryc. 110.

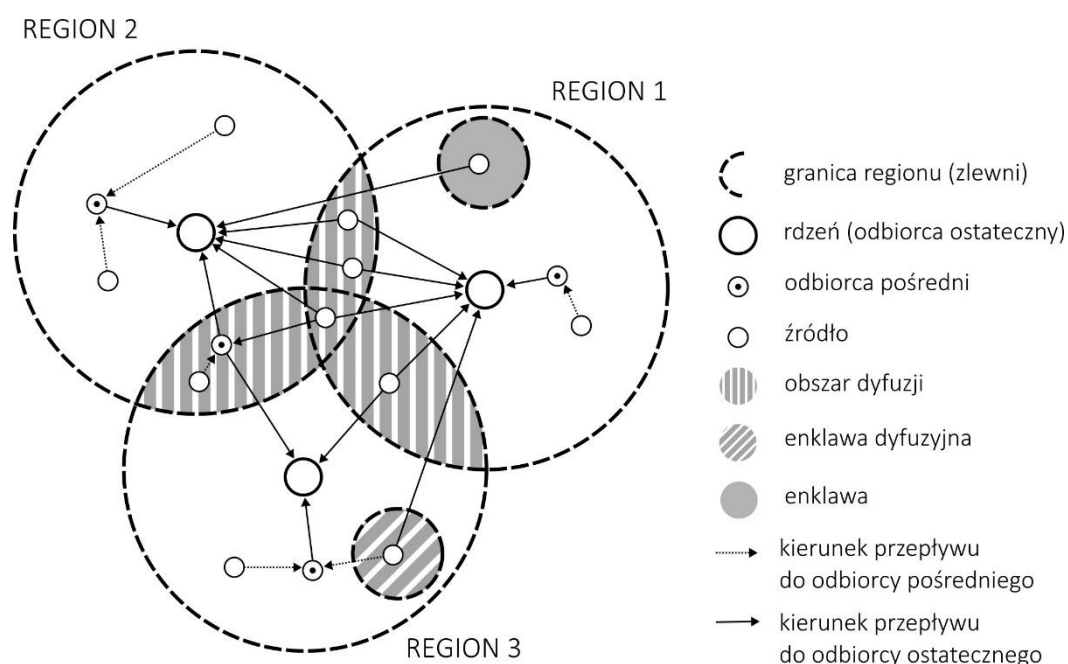


Ryc. 111 Stożki chłonności i stref obsługi w kontekście regionalizacji przepływu zasobów

Źródło: Opracowanie własne na podstawie stożka popytu Lösch

W odniesieniu do systemu gospodarki odpadami powyższe schematy są dość daleko idącym uproszczeniem. W rzeczywistości funkcjonują przepływy do odbiorców, którzy zajmują się odzyskiem surowców i w dalszej kolejności następuje transport surowca lub resztek odpadów do innych firm zajmujących się ich przetworzeniem, lub w drugim przypadku – składowaniem lub utylizacją. Wdrażanie systemu ROP powoduje dodatkowo wydłużenie tego łańcucha przepływu o dodatkowe ogniwa w postaci sklepów i operatorów (a także producentów, którzy są również pominięci w niniejszej pracy). Zasada ta wypełnia więc definicję regionu łańcuchowego, który był stosowany do delimitacji regionów turystycznych (Dredge 1999). D. Dredge (1999) opracowała również koncepcję regionów wielowęzłowych, które w uproszczeniu posiadały relacje wewnętrzne między sobą, z ośrodkami drugorzędnymi oraz pierwszorzędnymi, a także relacje zewnętrzne. Regiony łańcuchowe z kolei posiadają obszary wspólne, gdzie ich relacje łączą się pośrednio przez relacje wewnętrzne obiektów w międzyregionalnych wspólnych strefach turystycznych (za Smoleński 2012). W odniesieniu do koncepcji D. Dredge, której celem była regionalizacja obszarów turystycznych i optymalizacja przepływów kapitału, oferty i ruchu turystycznego, proponowana w niniejszej pracy autorska koncepcja dyfuzyjnych regionów węzłowych oraz dyfuzyjnych regionów

łańcuchowych wprowadza pewne uproszczenia z uwagi na specyfikę przedmiotu badań (Ryc. 110 i Ryc. 112).



Ryc. 112 Dyfuzyjne regiony łańcuchowe

Źródło: opracowanie własne

W pracy przedstawiono metodykę delimitacji, z której wynika wyżej omówiona, proponowana przez autora, koncepcja dyfuzyjnych regionów węzłowych. Przedstawiona analiza literatury dotyczącej modeli przepływu, a także poświęconej gospodarce odpadami, prowadzi do potrzeby uzupełnienia luki badawczej w teorii geografii przepływów w oparciu o drugą koncepcję – dyfuzyjnych regionów łańcuchowych. W pracy, z powodu niedostępności kompletnych baz danych dla przyjętego obszaru badań, postanowiono dokonać uproszczeń, tym nie mniej dalsze badania empiryczne są warte kontynuowania.

Kierunki przepływów, zasięg regionów – zlewni odpadów oraz zasięgi obszarów dyfuzji zlewni zależne są od czynników omówionych wcześniej oraz zastosowanej metody. Te, ze względu na ich przydatność w optymalizacji kosztu łącznego i sprawiedliwości przestrzennej, autor zaklasyfikował do zaproponowanych w pracy typów: modeli nieoptymalnych, modeli zrównoważonych, modeli optymalnego zrównoważenia oraz modeli optimum niezrównoważonego.

Modele nieoptymalne cechują się wysokim kosztem sumarycznym oraz wysokim niezrównoważeniem kosztów jednostkowych, co innymi słowy oznacza spadek kosztów jednostkowych w wybranych jednostkach przestrzennych kosztem innych, w których

odnotowuje się znaczny wzrost względem średniej. W pracy przykładami takich modeli są warianty podstawowego modelu grawitacji z funkcją iloczynową z zmiennością chłonności odbiorców oraz model optymalizacji kosztów odbiorców. Modele zrównoważone cechują się relatywnie niższą wartością współczynnika zmienności CV, lecz konsekwencją konwergencji kosztów jednostkowych jest wzrost kosztu sumarycznego względem innych modeli. W pracy przykładem takiego modelu jest model optymalizacji kosztów emitentów odpadów. Model optymalnego zrównoważenia charakteryzuje się niskim kosztem łącznym oraz niskim współczynnikiem zmienności CV. W tej grupie znalazły się modele oparte na funkcji wykładniczej, modele wykorzystujące metodę Simpleks (krajowy i regionalny) oraz modele, w której zaimplementowano funkcję iloczynową (bez uwzględniania warunku *b*). Są to modele pożądane, które pozwalają osiągnąć kompromis pomiędzy kosztem sumarycznym a sprawiedliwością przestrzenną. Żadne z analizowanych w pracy modeli nie spełniło warunków do zaklasyfikowania ich jako skrajnie nieoptymalnych pod każdym względem. Oznacza to, że wybrane podejścia i ich parametry prowadzą do optymalizacji kosztu łącznego lub zmniejszania niesprawiedliwego podziału tego kosztu. Zatem każdy model umożliwia optymalizację co najmniej jednego wskaźnika kosztu dystrybucji odpadów zmieszanych.

Klasyfikacja modeli oparta została na dwóch podstawowych wskaźnikach (DC i CV), lecz ich lista nie jest zamknięta. Przyjęcie kryteriów i opracowanie klasyfikacji (bądź typologii) zawsze posiada pierwiastek subiektywizmu, począwszy od selekcji zmiennych, przez przyjęcie wartości progowych, po nazewnictwo. Tym nie mniej, tego rodzaju klasyfikacje prowadzą do syntezy badań, porządkują myśl badacza i jednocześnie przekazują istotę rozwiązania problemu badawczego.

Badania przepływu odpadów powinny jednak iść krok dalej, do czego ta praca może tak naprawdę zachęcać poprzez pryzmat wyników, jak też swoją niedoskonałość wynikającą z kilku istotnych ograniczeń (przede wszystkim dostępności danych). Dlatego dalszymi rozważaniami podejmowanymi na tym polu powinny być badania poruszające aspekt poznawczy dotyczący przestrzennego zróżnicowania kosztów ponoszonych przez gminy w skali kraju oraz szerszym ujęciu przestrzennym, skutków środowiskowych odbioru odpadów, w tym wpływu transportu odpadów na środowisko w relacji do zysków ekonomicznych i ekologicznych, oraz badania na polu metodyki w kontekście regionalizacji przepływów oraz ich zalet i wad w odniesieniu do przepływów rzeczywistych i teorii lokalizacji przedsiębiorstw. Aspekt poznawczy powinien zostać rozszerzony o regionalizację potrzeb

reorganizacji systemu transportu odpadów w gminach, czego przejawem jest problem zagospodarowania odpadów pochodzących z gmin peryferyjnych i miast. Podobne do postulowanej regionalizacji były już opracowywane w innym zakresie tematycznym (np. Kistowski i Wiśniewski 2020). Wysoki potencjał autor upatruje w dalszym badaniu modeli optymalizacji, w tym badań entropii. Ponadto szerokie spektrum zastosowań otwierają teorie lokalizacji, w tym dokonania i rozwój metod centrograficznych w wymiarze metodycznym i aplikacyjnym optymalizacji przepływu i lokalizacji przedsiębiorstw (np. zastosowanie mediany Webera do wyznaczania optymalnych lokalizacji nowych odbiorców odpadów). Pomimo że w pracy nie badano tego aspektu, potrzebę dalszych analiz potwierdza osiągnięty wynik zróżnicowania poziomu wykorzystania mocy przerobowych według metody Simpleks (Ryc.A 134, Aneks A). Uzupełnieniem tych badań powinno być stosowanie miar przepływu w większym stopniu oddających rzeczywistość (uwzględniających koszt paliwa, wynagrodzeń, rozwoju technologii, amortyzacji, podatków i opłat, administracji i wszelkie inne związane z prowadzeniem działalności gospodarczej w tym zakresie), których w niniejszej pracy nie zastosowano. Zaprezentowane w niniejszej pracy analizy należy zaklasyfikować do badań nad regionalizacją przepływów, nie tylko na polu gospodarki odpadami, ale zasobów w ogóle, co czyni otrzymane wnioski bardziej uniwersalnymi niż mogłyby wynikać z podjętej tematyki.

SPIS RYCIN

Ryc. 1 Podział podejść i koncepcji pojmowania pojęcia region	25
Ryc. 2 Regiony stykowe generowane przez subsekwentną granicę polityczną	32
Ryc. 3 Funkcja oporu przestrzeni w zależności od przyjętego parametru β	43
Ryc. 4 Przykłady funkcji oporu przestrzeni: potęgowa, wykładnicza i Gaussa	44
Ryc. 5 Stożek popytu A. Loscha	47
Ryc. 6 Przykłady podstawowych modeli sieciowych przepływu zasobów według R. G. Busacker'a i P. J. Gowaena	50
Ryc. 7 Optymalne rozwiązanie problemu maksymalnego pokrycia lokalizacji z obowiązkowymi ograniczeniami bliskości	55
Ryc. 8 Klasyfikacja odpadów	59
Ryc. 9 System zbiórki i zagospodarowania odpadów w Polsce (uproszczony)	60
Ryc. 10 Gospodarka odpadami w badaniach przestrzennych	73
Ryc. 11 Działania o charakterze cyrkularnym i ich wpływ na utrzymanie wartości produktów i materiałów	76
Ryc. 12 Schemat systemu gospodarki odpadami w Polsce	90
Ryc. 13 Podział kraju na Regiony Gospodarki Odpadami Komunalnymi (RGOK). Stan na 01.01.2021r.	92
Ryc. 14 Proces przepływu materiałów (uproszczony) objęty badaniem	96
Ryc. 15 Zmodyfikowany stożek popytu A. Lösch (1954)	100
Ryc. 16 Zasięg przestrzenny badania – podział administracyjny uwzględniony w modelowaniu	106
Ryc. 17 Zasięg przestrzenny badania – lokalizacja odbiorców odpadów zmieszanych na tle sieci drogowej uwzględnionej w modelowaniu	107
Ryc. 18 Problematyka badawcza a warianty modelu optymalizacyjnego	119
Ryc. 19 Rozmieszczenie środków ciężkości budynków w obrębach ewidencyjnych i linii po ortodromie łączących te środki ze środkiem ciężkości danej gminy na przykładzie województwa lubelskiego	125
Ryc. 20 Przykład potencjalnych powiązań emitenta odpadów ze wszystkimi odbiorcami odpadów zmieszanych na obszarze badań przy wykorzystaniu metody odległości w linii po ortodromie	126
Ryc. 21 Rozmieszczenie gmin uwzględnionych w tworzeniu wzorca prędkości wewnętrznej	137
Ryc. 22 Średnia prędkość modelowa wewnątrzgminna	139
Ryc. 23 Średnia wewnątrzgminna odległość ortodromiczna	139
Ryc. 24 Średni czas podróży wewnątrzgminnej	140

Ryc. 25 Liczba ludności ogółem w gminach w 2021 r.	141
Ryc. 26 Gęstość zaludnienia według gmin w 2021 r.	142
Ryc. 27 Dynamika liczby ludności w Polsce w latach 2011-2021 w odniesieniu do roku 2011.....	143
Ryc. 28 Prognozowana zmiana liczby ludności w gminach w latach 2021-2030.....	144
Ryc. 29 Prognozowana zmiana procentowa liczby ludności w gminach w latach 2021-2030	145
Ryc. 30 Prognozowana zmiana liczby ludności według kategorii wiekowych w gminach w latach 2021-2030.....	146
Ryc. 31 Udział mieszkańców zabudowy jednorodzinnej w liczbie mieszkańców ogółem według gmin w 2021 r.	148
Ryc. 32 Udział ludności w zabudowie jednorodzinnej i wielorodzinnej według grup wiekowych w 2021 i 2030 r.	149
Ryc. 33 Ilość odpadów zmieszanych per capita w 2021 r. według danych GUS.....	150
Ryc. 34 Ilość odpadów segregowanych per capita w 2021 r. według danych GUS.....	151
Ryc. 35 Ilość odpadów zmieszanych w gminach w 2021 r według analizy regresji wielorakiej (A) i danych zastanych (GUS)	152
Ryc. 36 Zależność masy odpadów od liczby ludności dla 2021 r. według danych GUS.....	153
Ryc. 38 Zależność masy odpadów od liczby ludności dla 2030 r. według projekcji k-B.	154
Ryc. 39 Zależność masy odpadów od liczby ludności dla 2030 r. według projekcji k-C	155
Ryc. 40 Zależność masy odpadów od liczby ludności dla 2030 r. według projekcji k-D	155
Ryc. 41 Nominalna ilość odpadów oraz w odniesieniu do liczby mieszkańców według scenariuszy podaży	156
Ryc. 42 Prognozowana zmiana procentowa ilości odpadów w gminach w latach 2021-2030 w scenariuszach B, C i D	157
Ryc. 43 Zmiana ilości odpadów w gminach (k-B - k-A)	158
Ryc. 44 Zmiana ilości odpadów w gminach (k-C - k-A)	159
Ryc. 45 Zmiana ilości odpadów w gminach (k-D - k-A)	160
Ryc. 46 Liczba instalacji komunalnych według województw.....	160
Ryc. 47 Liczba instalacji komunalnych w gminach według stanu na 2021 r.....	161
Ryc. 48 Rozmieszczenie i maksymalna moc przerobowa instalacji komunalnych w gminach w 2021 r.	161
Ryc. 49 Moc przerobowa instalacji komunalnych w części mechanicznej według poszczególnych województw oraz ilości wytworzonych odpadów według modeli k- A, k-B, k-C i k-D	162
Ryc. 50 Dystans do najbliższej instalacji komunalnej w metryce odległości ortodromicznej	163
Ryc. 51 Dystans do najbliższej instalacji komunalnej w metryce odległości drogowej.....	163
Ryc. 52 Dystans do najbliższej instalacji komunalnej w metryce czasu podróży	164

Ryc. 53 Współczynnik korelacji Pearsona pomiędzy masą odpadów per capita a kosztami jednostkowymi per capita według scenariuszy k-A, k-B, k-C i k-D oraz metod modelowania ..	166
Ryc. 54 Koszt sumaryczny DC oraz wskaźnik sprawiedliwości przestrzennej CV w podstawowym modelu Simpleks według trzech różnych metryk odległości	168
Ryc. 55 Wpływ sieci drogowej na koszty transportu odpadów w gminach w stosunku do sieci linii ortodromicznych według modelu SK_xA	169
Ryc. 56 Wpływ sieci drogowej na przepływy odpadów zmieszanych w odniesieniu do przepływów po sieci w liniach ortodromicznych na przykładzie modelu SK_xA	170
Ryc. 57 Wpływ czasu podróży na koszty transportu odpadów w gminach w stosunku do sieci drogowej według modelu SK_xA	171
Ryc. 58 Wpływ czasu podróży na przepływy odpadów zmieszanych w odniesieniu do przepływów po sieci drogowej na przykładzie modelu SK_xA	172
Ryc. 59 Koszt sumaryczny DC oraz wskaźnik sprawiedliwości przestrzennej CV w podstawowym modelu grawitacji według trzech różnych metryk odległości	173
Ryc. 60 Wpływ sieci drogowej na koszty transportu odpadów w gminach w stosunku do odległości ortodromicznej według modelu GK_Pow_1n_xA	174
Ryc. 61 Wpływ sieci drogowej na przepływy odpadów zmieszanych w odniesieniu do przepływów po sieci w liniach ortodromicznych na przykładzie modelu GK_Pow_1n_xA	175
Ryc. 62 Wpływ czasu podróży na koszty transportu odpadów w gminach w stosunku do sieci drogowej według modelu GK_Pow_1n_xA	176
Ryc. 63 Wpływ czasu podróży na przepływy odpadów zmieszanych w odniesieniu do przepływów po sieci drogowej na przykładzie modelu GK_Pow_1n_xA	177
Ryc. 64 Koszt łączny DC oraz wskaźnik sprawiedliwości przestrzennej CV według modelu Simpleks SK_oX dla scenariuszy k-X	180
Ryc. 65 Zmiana kosztów jednostkowych w scenariuszu realnym w stosunku do 2021 r. według modelu Simpleks SK_oX	181
Ryc. 66 Wpływ scenariusza realnego na przepływy odpadów zmieszanych w odniesieniu do przepływów w 2021 r. na przykładzie modelu Simpleks SK_oX	182
Ryc. 67 Zmiana kosztów jednostkowych w scenariuszu stabilnym w stosunku do 2021 r. według modelu Simpleks SK_oX	183
Ryc. 68 Wpływ scenariusza stabilnego na przepływy odpadów zmieszanych w odniesieniu do przepływów w 2021 r. na przykładzie modelu Simpleks S K_oX	184
Ryc. 69 Zmiana kosztów jednostkowych w scenariuszu pesymistycznym w stosunku do 2021 r. według modelu Simpleks S K_oX	185

Ryc. 70 Wpływ scenariusza pesymistycznego na przepływy odpadów zmieszanych w odniesieniu do przepływów w 2021 r. na przykładzie modelu Simpleks S K_oX.....	186
Ryc. 71 Koszt łączny DC oraz wskaźnik sprawiedliwości przestrzennej CV według modelu grawitacji GK_Pow_1n_oX dla scenariuszy k-X.....	188
Ryc. 72 Zmiana kosztów jednostkowych w scenariuszu realnym w stosunku do 2021 r. według modelu grawitacji GK_Pow_1n_oX	189
Ryc. 73 Wpływ scenariusza realnego na przepływy odpadów zmieszanych w odniesieniu do przepływów w 2021 r. na przykładzie modelu grawitacji GK_Pow_1n_oX	190
Ryc. 74 Zmiana kosztów jednostkowych w scenariuszu stabilnym w stosunku do 2021 r. według modelu grawitacji GK_Pow_1n_oX	191
Ryc. 75 Wpływ scenariusza stabilnego na przepływy odpadów zmieszanych w odniesieniu do przepływów w 2021 r. na przykładzie modelu grawitacji GK_Pow_1n_oX	192
Ryc. 76 Zmiana kosztów jednostkowych w scenariuszu pesymistycznym w stosunku do 2021 r. według modelu grawitacji GK_Pow_1n_oX	193
Ryc. 77 Wpływ scenariusza pesymistycznego na przepływy odpadów zmieszanych w odniesieniu do przepływów w 2021 r. na przykładzie modelu grawitacji GK_Pow_1n_oX	194
Ryc. 78 Koszt łączny DC oraz wskaźnik sprawiedliwości przestrzennej CV w modelach SR_oA i SK_oA	197
Ryc. 79 Zmiana kosztu w gminach po dezintegracji systemu do poziomu regionalnego w stosunku do modelu centralnie zarządzanego	198
Ryc. 80 Wpływ przestrzennej dezintegracji systemu do poziomu regionalnego na przepływy odpadów zmieszanych w odniesieniu do modelu centralnie zarządzanego.....	199
Ryc. 81 Porównanie kosztu DC i współczynnika sprawiedliwości przestrzennej CV modelu optymalizacji przepływów odpadów zmieszanych na szczeblu lokalnym (GI_Pow_Iss_1n_oA) w odniesieniu do modelu krajowego GK_Pow_1n_oA.....	201
Ryc. 82 Zmiana kosztu w gminach po dezintegracji systemu do poziomu lokalnego w stosunku do modelu centralnie zarządzanego	203
Ryc. 83 Wpływ przestrzennej dezintegracji systemu do poziomu lokalnego na przepływy odpadów zmieszanych w odniesieniu do modelu centralnie zarządzanego.....	204
Ryc. 84 Porównanie kosztu DC i współczynnika sprawiedliwości przestrzennej CV modeli minimalizujących koszt odbiorcy (GI_Rec_Pow_1n_oA), emitenta (GI_Iss_Pow_1n_oA) w odniesieniu do modelu GK_Pow_1n_oA.....	205
Ryc. 85 Zmiana kosztu w gminach w modelu, w którym decydującym jest odbiorca odpadów w stosunku do modelu, w którym decydującym jest emitent odpadów.....	206

Ryc. 86 Wpływ zmiany układu sił rynkowych z dominującej roli emitentów odpadów na podział rynku przez odbiorców odpadów na przepływy odpadów zmieszanych	207
Ryc. 87 Koszt łączny DC oraz wskaźnik sprawiedliwości przestrzennej CV według modelu Simpleks i modelu grawitacji.	210
Ryc. 88 Koszt łączny DC oraz wskaźnik sprawiedliwości przestrzennej CV dla podróży długich i krótkich oraz dla funkcji iloczynowej i funkcji wykładniczej	211
Ryc. 89 Zmiana procentowa kosztu w gminach w wyniku zmniejszenia tolerancji długich podróży na przykładzie funkcji iloczynowej (model GK_Pow_Xn_oA)	213
Ryc. 90 Wpływ zmniejszenia tolerancji długich podróży na przepływy odpadów zmieszanych na przykładzie funkcji iloczynowej (model GK_Pow_Xn_oA)	214
Ryc. 91 Zmiana procentowa kosztu w gminach w wyniku zmniejszenia tolerancji długich podróży na przykładzie funkcji wykładniczej (model GK_Exp_Xn_oA).....	215
Ryc. 92 Wpływ zmniejszenia tolerancji długich podróży na przepływy odpadów zmieszanych na przykładzie funkcji wykładniczej (model GK_Exp_Xn_oA).....	216
Ryc. 93 Zmiana procentowa kosztu w gminach w wyniku zmiany funkcji na przykładzie modeli GK_Pow_1n_oA i GK_Exp_1n_oA.....	217
Ryc. 94 Wpływ zmiany funkcji na przepływy odpadów zmieszanych na przykładzie modeli GK_Pow_1n_oA i GK_Exp_1n_oA.....	218
Ryc. 95 Zmiana procentowa kosztu w gminach w wyniku zmiany funkcji na przykładzie modeli GK_Pow_2n_oA i GK_Exp_2n_oA.....	219
Ryc. 96 Wpływ zmiany funkcji na przepływy odpadów zmieszanych na przykładzie modeli GK_Pow_2n_oA i GK_Exp_2n_oA.....	220
Ryc. 97 Koszt łączny DC oraz wskaźnik sprawiedliwości przestrzennej CV dla wariantów z i bez uwzględnienia zmienności chłonności odbiorców według funkcji iloczynowej i funkcji wykładniczej.....	221
Ryc. 98 Zmiana procentowa kosztu DC w gminach w wyniku wprowadzenia redukcji chłonności odbiorcy w modelowaniu przepływów na przykładzie modeli GK_Pow_1n_oA i GK_Pow_1b_oA	222
Ryc. 99 Wpływ wprowadzenia redukcji chłonności odbiorcy w modelowaniu przepływów na przepływy odpadów zmieszanych na przykładzie modeli GK_Pow_1n_oA i GK_Pow_1b_oA .	223
Ryc. 100 Zmiana procentowa kosztu DC w gminach w wyniku wprowadzenia redukcji chłonności odbiorcy w modelowaniu przepływów na przykładzie modeli GK_Exp_1n_oA i GK_Exp_1b_oA	224
Ryc. 101 Wpływ wprowadzenia redukcji chłonności odbiorcy w modelowaniu przepływów na przepływy odpadów zmieszanych na przykładzie modeli GK_Exp_1n_oA i GK_Exp_1b_oA	225

Ryc. 102 Ocena przeciętnego zróżnicowania kosztu DC w zależności od badanego aspektu.....	227
Ryc. 103 Ocena przeciętnego zróżnicowania współczynnika CV w zależności od badanego aspektu	227
Ryc. 104 Relacja kosztu całkowitego do współczynnika sprawiedliwości przestrzennej według wszystkich wariantów metod.....	229
Ryc. 105 Relacja kosztu dystrybucji odpadów zmieszanych DC do współczynnika sprawiedliwości przestrzennej kosztów jednostkowych CV według modeli dla 2021 r. i odległości ortodromicznych	231
Ryc. 106 Obszar indyferencji (obojętności) pomiędzy strefami oddziaływania przedsiębiorstw	241
Ryc. 107 Relacja kosztu sumarycznego i sprawiedliwości przestrzennej podziału tych kosztów względem wzrostu akceptowalności dalekich podróży	243
Ryc. 108 Dyfuzyjne regiony węzłowe	246
Ryc. 109 Przykład obszaru dyfuzji (kolor niebieski) i enklawy (kolor zielony) według modelu SK_oA	247
Ryc. 110 Dyfuzyjne regiony węzłowe i region stykowy	248
Ryc. 111 Stożki chłonności i stref obsługi w kontekście regionalizacji przepływu zasobów	249
Ryc. 112 Dyfuzyjne regiony łańcuchowe	250

SPIS TABEL

Tab. 1 Różnice pomiędzy wybranymi modelami optymalizacyjnymi	52
Tab. 2 Uczestnicy (aktorzy) cyklu życia produktu	82
Tab. 3 Wartości parametru β w zależności od przyjętej metryki odległości i wykładnika potęgi.....	112
Tab. 4 Wykaz uwzględnionych wariantów modelu optymalizacyjnego oraz ich systematyka i nazewnictwo	118
Tab. 5 Dane pozyskane lub wytworzone na potrzeby badania.....	127
Tab. 6 Średnia krajowa powierzchnia mieszkalna na mieszkańca w budynkach jednorodzinnych i wielorodzinnych według grup wiekowych.....	133
Tab. 7 Współczynniki korelacji Pearsona masy odpadów zmieszanych per capita według modeli wejściowych i danych GUS oraz udziału poszczególnych grup wiekowych w liczbie mieszkańców gminy	147
Tab. 8 Modele uwzględnione w porównaniu syntetycznym	226

BIBLIOGRAFIA

- Abec A.**, 2014, *Ekonomia od kołyski do kołyski, Wspólna Odpowiedzialność. Biznes w mieście*, Magazyn Miasta nr 2(8)/2014, Warszawa
- Abeliotis K., Karaïskou K., Togia A., Lasaridi K.**, 2009, Decision support systems in solid waste management: a case study at the national and local level in Greece. *Global NEST Journal*, 11(2), 117-126.
- Agrawal A., Kapur D., McHale J.**, 2008, How do spatial and social proximity influence knowledge flows? Evidence from patent data. *Journal of urban economics*, 64(2), 258-269.
- Allesch A., Brunner P. H.**, 2015, Material flow analysis as a decision support tool for waste management: A literature review. *Journal of Industrial Ecology*, 19(5), 753-764.
- Andrews C. J.**, 2002, Municipal solid waste management. *A handbook of industrial ecology*, 16-26.
- Antonopoulos I. S., Karagiannidis A., Tsatsarelis T., i Perkoulidis G.**, 2013, Applying waste management scenarios in the Peloponnese region in Greece: a critical analysis in the frame of life cycle assessment. *Environmental Science and Pollution Research*, 20, 2499-2511.
- Arciniegas G., Wandl A., Mazur M., Mazurek D.**, 2022, Eliciting information for developing a circular economy in the Amsterdam Metropolitan Area, [w:] Red. Libera Amenta, Michelangelo Russo, Arjan van Timmeren, *Regenerative territories. Dimensions of circularity for healthy metabolisms*, GeoJournal Library, 128, Springer, Cham, , 175-192.
- Avenhaus R., Häfele W.**, 1974, System aspects of environmental accountability, [w:] *System Analysis and Modelling Approaches in Environment System*, Warszawa.
- Ayres R. U.**, 1989, *Industrial metabolism*, [w:] Jesse H. Ausubel i Hedy E. Sladovich (red.), *Technology and Environment*, Washington, DC: National Academy Press.
- Ayres R. U.**, 2008, Sustainability economics: Where do we stand?. *Ecological economics*, 67(2), 281-310.
- Ayres R. U., Kneese A. V.**, 1969, Production, consumption and externalities, *American Economic Review*, 59(3), 282-97
- Ballard K. E.**, 1960, Leibniz's theory of space and time. *Journal of the History of Ideas*, 21(1), 49-65.

- Balon J., German K., Malara H.**, 1994, Zaśmiecanie środowiska wiejskiego w Karpatach Polskich, *Problemy Zagospodarowania Ziemi Górskich*, 37, PAN, Komitet Zagospodarowania Ziemi Górskich, 203-215
- Bamberg S.**, 2003, How does environmental concern influence specific environmentally related behaviors? A new answer to an old question. *Journal of environmental psychology*, 23(1), 21-32.
- Banias G., Achillas C., Vlachokostas C., Moussiopoulos N., Tarsenis S.**, 2010, Assessing multiple criteria for the optimal location of a construction and demolition waste management facility. *Building and environment*, 45(10), 2317-2326.
- Bański J.**, 2016, Identyfikacja i wykorzystanie zasobów lokalnych w budowaniu przewagi konkurencyjnej–przykład regionu lubelskiego= Identification and use of local resources in building a competitive advantage; on the example of the Lublin region. *Studia Obszarów Wiejskich*, 44, 7-19.
- Barański N. N.**, 1956, *Oczerki po szkolnej metodzie ekonomicznej geografii*. Moskwa 1954. Przekład polski Z. Chojnickiego obejmuje podrozdział: "Geografia putnej soobshczeni i transporta". W: *Przegląd Zagranicznej Literatury Geograficznej*. Zesz. 2. Warszawa.
- Bare J. C.**, 2014, Development of impact assessment methodologies for environmental sustainability. *Clean Technol Environ Policy* 16(4):681–690
- Barr S.**, 2007, Factors influencing environmental attitudes and behaviors: a U.K. case study of household waste management. *Environ Behav*.
<https://doi.org/10.1177/0013916505283421>
- Barros M. V., Salvador R., Gallego-Schmid A., Piekarski C. M.**, 2023, Circularity measurement of external resource flows in companies: The circular flow tool. *Waste Management*, 158, 136-145.
- Bartelings H., Sterner T.**, 1999, Household waste management in a Swedish municipality: determinants of waste disposal, recycling and composting. *Environmental and resource economics*, 13, 473-491
- Beigl P., Wassermann G., Schneider F., Salhofer S.**, 2004, Forecasting municipal solid waste generation in major European cities.
- Benítez S. O., Lozano-Olvera G., Morelos R. A., de Vega C. A.**, 2008, Mathematical modeling to predict residential solid waste generation. *Waste Management*, 28, S7-S13.

- Bergmann B. R.**, 1972, Assessing the impact of alternative economic outcomes on social objectives, [w:] Input-Output Techniques, eds. A. Bródy, A. P. Carter, Amsterdam.
- Biegańska J., Ciuła J.**, 2011, Zintegrowana gospodarka odpadami komunalnymi w Polsce jako element zrównoważonego rozwoju, *Archiwum Gospodarki Odpadami i Ochrony Środowiska*, 13 (1), 51-60
- Binder C., Mosler H. J.**, 2007, Waste-resource flows of short-lived foods in households of Santiago de Cuba, *Resources Conservation and Recycling*, 264-283, DOI: 10.1016/j.resconrec.2006.04.001
- Biosca, O., Spiekermann, K., Stępnia, M.**, 2013, Transport accessibility at regional scale. *Europa XXI*, 24, 5-17.
- Braungart, M., McDonough, W.**, 2009, *Cradle to cradle*. Random House.
- Brdulak, J., Pawlak, P., Krysiuk, C., Zakrzewski, B.**, 2014, Podstawowe teorie lokalizacji działalności gospodarczej oraz znaczenie czynnika transportu. *Logistyka*, 5.
- Bringezu S., Moriguchi Y.**, 2018, *Material flow analysis*. [w:] *Green accounting*, Routledge, 149-166.
- Brunner P. H., Rechberger H.**, 2013, *Practical Handbook of Material Flow Analysis*. CRC Press.
- Bruns H., De Laurentiis V., Herrero L. G., Listorti G.**, 2024, Behavioural insights to reach European Union consumer food waste reduction targets. *Food Policy*, 128, 102725.
- Burchart-Korol D.**, 2016, Zrównoważone zarządzanie zasobami naturalnymi bazując na gospodarce cyrkulacyjnej. *Zeszyty Naukowe Politechniki Śląskiej, Organizacja i Zarządzanie* nr 87.
- Cała Cz.**, 1985, Koncepcja gospodarki bezodpadowej w polityce ochrony środowiska naturalnego, *Biuletyn Informacyjny*, z. 49, Warszawa.
- Campos-Alba C. M., Garrido-Rodríguez J. C., Plata-Díaz A. M., Pérez-López G.**, 2021, The selective collection of municipal solid waste and other factors determining cost efficiency. An analysis of service provision by spanish municipalities. *Waste Management*; 134:11-20. doi: 10.1016/j.wasman.2021.07.039. PMID: 34399206.
- Canals A., Boisot M., MacMillan I.**, 2008 The spatial dimension of knowledge flows: a simulation approach. *Cambridge Journal of Regions, Economy and Society*, 1(2), 175-204.
- Castells M.**, 1996, *The rise of the network society*. Hoboken, NJ: Blackwell.

- Chan K.**, 1998, Mass communication and pro-environmental behaviour: waste recycling in Hong Kong. *Journal of environmental management*, 52(4), 317-325.
- Chang N. B., Parvathinathan G., i Breeden J. B.**, 2008, Combining GIS with fuzzy multicriteria decision-making for landfill siting in a fast-growing urban region. *Journal of environmental management*, 87(1), 139-153.
- Charnpratheep K., Zhou Q., i Garner B.**, 1997, Preliminary landfill site screening using fuzzy geographical information systems. *Waste management i research*, 15(2), 197-215.
- Chertow M. R.**, 2000, Industrial symbiosis: literature and taxonomy. *Annual review of energy and the environment*, 25(1), 313-337.
- Chojnicki Z.**, 1959, Główne kierunki rozwojowe geografii transportu. *Sum, Zeszyty Naukowe UAM w Poznaniu*, 141-160.
- Chojnicki Z.**, 1964, The Structure of Economic Regions in Poland Analyzed by Commodity Flows. *Geographia Polonica*, 1, 213-230.
- Chojnicki Z.**, 1966. Zastosowanie modeli grawitacji i potencjału w badaniach przestrzenno-ekonomicznych. KPZK PAN, Studia, 14. Warszawa.
- Chojnicki Z.**, 1996, Region w ujęciu geograficzno-systemowym,[w:] T. Czyż (red.), *Podstawy regionalizacji geograficznej*, Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań, 7-43.
- Chojnicki Z.**, 1999. *Podstawy metodologiczne i teoretyczne geografii*. Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań.
- Chojnicki Z., Czyż T.**, 1973, *Metody taksonomii numerycznej w regionalizacji geograficznej*, Warszawa, PWN.
- Chojnicki Z., Czyż T.**, 1992, Region - Regionalizacja - Regionalizm, *Ruch Prawniczy, Ekonomiczny i Socjologiczny*, t. 54, z. 2, Poznań, s. 1-18
- Chuang H. J.**, 2019, Starbucks in the World. *HOLISTICA—Journal of Business and Public Administration*, 10(3), 99-110.
- Church R., Velle C. R.**, 1974, The maximal covering location problem. *Papers in regional science*, 32(1), 101-118.
- Christaller W.**, 1933/66, *Die zentralen Orte in Süddeutschland. Eine ökonomisch-geographische Untersuchung über die Gezetzmässigkeit der Verbreitung und Entwicklung der Siedlungen mit städtischen Funktionen*, Jena 1933 (tłum. angielskie: C. W. Baskin, 1966, *Central Places in Southern Germany*, Prentice Hall, Inc., Englewood

- Cliffs, New Jersey; tłum. polskie (fragmenty): P. Eberhardt, 1963, Ośrodki centralne w południowych Niemczech, *Przegl. Zagr. Lit. Geogr.*, 1, 1—72).
- Clark M., Fischbacher-Smith D., Blowers A.** (red.), 2021, *Waste Location: spatial aspects of waste management, hazards and disposal*. Routledge.
- Czapiewski K., Mazurek D., Traczyk A., Wójcik M.**, 2020, Waste material flow analysis in the Łódź Metropolitan Area, *European Spatial Research and Policy*, 27, 2, 97-114.
- Czeppe Z., Malara H.**, 1986, Zagrożenie środowiska obszarów górskich przez dzikie wysypiska śmieci, *Zesz. Nauk. UJ, Pr. Geogr.*, 81-90.
- Czyż T.**, 2002, Zastosowanie modelu potencjału w analizie zróżnicowania regionalnego Polski. *Studia Regionalne i Lokalne*, 3(09), 5-14.
- Dahlke P.**, 2017, *Samorząd terytorialny w procesie kształtowania rozwoju gospodarczego regionu na przykładzie województwa wielkopolskiego*, Wyd. PWSZ, Piła.
- Daly H. E.**, 1968, Economics as a Life Science, *The Journal of Political Economy*, 76.
- Dantzig G.B.**, 1962, *Linear programming and extensions*, Princeton University Press, Princeton, N.J.
- D'Amato A., Mancinelli S., Zoli M.**, 2016, Complementarity vs substitutability in waste management behaviors. *Ecological Economics*, 123, 84-94.
- De Feo G., Ferrara C., Iannone V., Parente P.**, 2019, Improving the efficacy of municipal solid waste collection with a communicative approach based on easily understandable indicators. *Science of the Total Environment*, 651, 2380-2390.
- Demirbas A.**, 2011, Waste management, waste resource facilities and waste conversion processes. *Energy Conversion and Management*, 52(2), 1280-1287.
- Dennison G. J., Dodd V. A., Whelan B.**, 1996, A socio-economic based survey of household waste characteristics in the city of Dublin, Ireland. I. Waste composition. *Resour Conserv Recy.* [https://doi.org/10.1016/0921-3449\(96\)01070-1](https://doi.org/10.1016/0921-3449(96)01070-1)
- Dickinson R. E.**, 1964, *City and Region*, 2nd Ed., New York, Humanities and London Routledge i Kegan Paul
- Dijkstra E.W.**, 1959, A note on two problems in connexion with graphs. In *Numerische Mathematik*, 1, 269–271.
- Dumoral P.**, 1980, Le koncept de la region: ambiguities, paradoxes ou contradictions? *Trav. Inst. Geogr. Reims* 41/42, 21-32

- Dygudaj K., Krason P.**, 2023, Analiza czynników determinujących właściwe gospodarowanie odpadami komunalnymi na przykładzie wybranych gmin w Polsce. W Potencjał innowacyjny w inżynierii materiałowej i zarządzaniu produkcją (s. 355–366). Politechnika Częstochowska. Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej.
- Dziewoński K.**, 1961, Elementy teorii regionu ekonomicznego, *Przegląd Geograficzny*, 33, 4.
- Dziewoński K.**, 1967, Teoria regionu ekonomicznego. *Przegląd geograficzny*, 39(1), 33-50.
- Dziewoński K.**, 1977, Rozmieszczenie i migracje ludności a system osadniczy Polski Ludowej. (No Title).
- Elden S.**, 2009, Space I. *International encyclopedia of human geography*, 10, 262
- European Environmental Agency**, 2024, Sustainability of Europe's mobility systems <https://www.eea.europa.eu/en/analysis/publications/sustainability-of-europes-mobility-systems>
- European Environmental Agency**, 2020, Europe's consumption in a circular economy: the benefits of longer-lasting electronics, Briefing no. 02/2020, European Environment Agency (<https://www.eea.europa.eu/publications/europe2019s-consumption-in-a-circular/benefits-of-longer-lasting-electronics>) accessed 8 March 2024.
- Fahy F., Davies A.**, 2007, Home improvements: Household waste minimisation and action research. *Resources, Conservation and Recycling*, 52(1), 13-27.
- Fischer M. M., Scherngell T., Jansenberger, E.**, 2006, The geography of knowledge spillovers between high-technology firms in Europe: Evidence from a spatial interaction modeling perspective. *Geographical Analysis*, 38(3), 288-309.
- Fischer-Kowalski M.**, 1998, Society's metabolism: the intellectual history of materials flow analysis, Part I, 1860–1970. *Journal of industrial ecology*, 2(1), 61-78.
- Fischer-Kowalski M.**, 2002, Exploring the history of industrial metabolism. A handbook of industrial ecology, 16-26.
- Ford L. R. Jr.; Fulkerson D. R.**, 1956, Maximal flow through a network, *Canadian Journal of Mathematics*,: 399–404, doi:10.4153/cjm-1956-045-5
- Ford L. R. Jr.; Fulkerson D. R.**, 1962, *Flows in Networks*. Princeton University Press. ISBN 9780691079622.
- Fotheringham A. S.**, 1982, A new set of spatial-interaction models: the theory of competing destinations. *Environment and Planning A* 15, 15-36.
- Fotheringham A. S., O'Kelly M. E.**, 1989, *Spatial Interaction Models*. Dordrecht: Kluwer.

- Frankl P.**, 2001, Life cycle assessment as a management tool. A handbook of industrial ecology, 530.
- Fremont A.**, 1976, La region, espace vecu, Paris.
- Gamba R. J., Oskamp S.**, 1994, Factors influencing community residents' participation in commingled curbside recycling programs. Environment and behavior, 26(5), 587-612.
- Gandy M.**, 1994, Recycling and the Politics of Urban Waste, New York: St Martin's Press.
- Gehlke C.E., Biehl K.**, 1934, Certain effects of grouping upon the size of the correlation. Journal of the American Statistical Association, 29(185A), 169-170.
- Gellynck X., Jacobsen R., Verhelst P.**, 2011, Identifying the key factors in increasing recycling and reducing residual household waste: a case study of the Flemish region of Belgium. J Environ Manage. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.06.006>
- German K., Malara H.**, 1993, Zaśmieszenie środowiska przyrodniczego gór, wiad. Ziem Gór., 2, 29-33.
- Gertsakis J., Morelli N., Ryan C.**, 2002, 42. Industrial ecology and extended producer responsibility. A handbook of industrial ecology, 521.
- Geurs K. T., Ritsema van Eck J. R.**, 2001, Accessibility measures: review and applications. Evaluation of accessibility impacts of land-use transportation scenarios, and related social and economic impact.
- Ghose M. K., Dikshit A. K., i Sharma S. K.**, 2006, A GIS based transportation model for solid waste disposal—A case study on Asansol municipality. Waste management, 26(11), 1287-1293.
- Ghosh S., Wolf H.**, 2000, Is there a curse of location? Spatial determinants of capital flows to emerging markets. In Capital flows and the emerging economies: theory, evidence, and controversies, 137-156, University of Chicago Press.
- Gibas P., Heffner K.**, 2025, Regional Centres and Intra-Regional Peripheral Zones in Poland. Land 2025, 14, 850. <https://doi.org/10.3390/land14040850>
- Graedel T. E.**, 2019, Material flow analysis from origin to evolution. Environmental science & technology, 53(21), 12188-12196.
- Graedel T. E., Allenby B. R.**, 2010, Industrial Ecology and Sustainable Engineering: International Edition (p. 425). Pearson Education Inc., Upper Saddle River, Prentice Hall.

- Grigg D.**, 1965, The logic of regional systems, *Annals of the Association of American Geographers*, 55, 3, 465-491
- Grzymała, Z.**, 2015, Przemiany w zarządzaniu gospodarką odpadami w Polsce w świetle zmian ustawy o utrzymaniu czystości i porządku w gminach. *Prace Komisji Geografii Przemysłu Polskiego Towarzystwa Geograficznego*, 29 (3), 136–146.
<https://doi.org/10.24917/20801653.293.10>
- Gupt Y., Sahay S.**, 2015, Review of extended producer responsibility: A case study approach. *Waste Management i Research*, 33(7), 595-611.
- Haas M., Galler R., Scibile L., Benedikt M.**, 2020, Waste or valuable resource—a critical European review on re-using and managing tunnel excavation material. *Resources, Conservation and Recycling*, 162, 105048.
- Haas W., Krausmann F., Wiedenhofer D., Heinz M.**, 2015, How Circular is the Global Economy?: An Assessment of Material Flows, Waste Production, and Recycling in the European Union and the World in 2005, *Journal of Industrial Ecology*, vol. 19, 5, 765-777.
- Hage O., Söderholm P.**, 2008, An econometric analysis of regional differences in household waste collection: the case of plastic packaging waste in Sweden. *Waste Manag.*
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.08.022>
- Halkier H., Sagan I.**, 2016, Introduction: regional contestations. [w:] red. I. Sagan, H. Halkier, *Regionalism Contested*, Routledge, 11-16.
- Hansen W. G.**, 1959, How accessibility shapes land use. *Journal of the American Institute of planners*, 25(2), 73-76.
- Harvey D.**, 2009, *Cosmopolitanism and the Geographies of Freedom*, New York: University of Columbia Press
- Hauschild M. Z., Rosenbaum R. K., Olsen S. I.**, 2018, *Life Cycle Assessment: Theory and Practice*. Springer
- Hay A.**, 1979, The geographical explanation of commodity flow. *Progress in Human Geography*, 3(1), 1-12.
- Haynes K. E., Fotheringham A. S.**, 2020, Gravity and spatial interaction models.
- Heffner K.**, 2023, Granica—definicje, etymologia, typologia. Ewolucja pojęć i nowe znaczenia. In *W kręgu geografii politycznej i dyscyplin „okolicznych”*. Studia dedykowane Profesorowi Markowi Sobczyńskiemu;. Wydawnictwo Uniwersytetu Łódzkiego.

- Heffner K., Twardzik M.**, 2022, Rural areas in Poland—changes since joining the European Union. *European Countryside*, 14(2), 420-438.
- Hester R. E., Harrison R. M.** (Eds.), 2013, *Waste as a Resource* (Vol. 37). Royal Society of Chemistry.
- Hermanowicz S. W., Asano T.**, 1999, Abel Wolman's "The Metabolism of Cities" revisited: a case for water recycling and reuse. *Water Science and Technology*, 40(4-5), 29-36.
- Hilde R., Wandl A., Cerić D., Van Timmeren A.**, 2019, Facilitating circular economy in urban planning. - *Urban Planning*, 4, 3, 1-4
- Hockett D., Lober D. J., Pilgrim K.**, 1995, Determinants of per capita municipal solid waste generation in the Southeastern United States. *Journal of Environmental Management*, 45(3), 205-218.
- Holzer J. Z.**, 2003, *Demografia*, wyd. VI zmienione, PWE, Warszawa.
- Hopper J. R., Nielsen, J. M.**, 1991, Recycling as altruistic behavior: Normative and behavioral strategies to expand participation in a community recycling program. *Environment and behavior*, 23(2), 195-220.
- Ilnicki D.**, 2020, Wielkość i kierunki migracji na pobyt stały w województwie wielkopolskim w latach 2002–2017. *Rozwój Regionalny i Polityka Regionalna*, (52), 141-160.
- Ilnicki D., Szczyrba Z.**, 2019, Migracje wewnętrzne na pobyt stały w makroregionie południowo-zachodnim w latach 2002–2017. *Studia Miejskie*, 36, 25-44.
- Isard W.**, 1960, *Methods of Regional Analysis*. MA: MIT Press, Cambridge
- Isard W., Choguill Ch. L., Kissin J., Seyfarth R. H.**, 1972, *Ecologic-Economic Analysis for Regional Development*, New York.
- Isard W.**, 1956, *Location and space-economy*. MA: MIT Press, Cambridge
- Jakubiak M.**, 2014, Wdrażanie strategii i wymogów Unii Europejskiej na przykładzie wprowadzania zrównoważonej gospodarki odpadami w Polsce. *Pol. Tow. Ekon.*, 9, 33–44.
- James P. E.**, 1959, *American Geography AT Mid-Century*. [w:] P. E. James, *New viewpoints in geography*, Washington, 10-18
- Janc, K., Mazur, M., Mazurek, D., Jurkowski, W., Wójcik, M.**, 2025, Hidden gateways to digital space—the spatial distribution of Wi-Fi networks in the context of demographic structure in rural areas. *Applied Geography*, 180, 103660.

- Jigani A.-I., Delcea C., Ioanăș C.**, 2020, "Consumers' Behavior in Selective Waste Collection: A Case Study Regarding the Determinants from Romania" *Sustainability* 12, no. 16: 6527.
<https://doi.org/10.3390/su12166527>
- Juskowiak P.**, 2017, O twórczej destrukcji przestrzeni—Marks i sieci logistyczne. *Praktyka teoretyczna*, (26), 250-289.
- Kah E.**, 2003, La méthode d'évaluation contingente appliqué aux déchets urbains, *L'Espace géographique*, 1, 47-59
- Kamiński W., Szyrmer J.**, 1981a, Problematyka społeczno-ekonomiczna ochrony i kształtowania środowiska w ocenie ekspertów, *Prace Geograficzne*, nr 139, Warszawa, s. 73-88.
- Kamiński W., Szyrmer J.**, 1981b, Środowisko przyrodnicze w wybranych teoriach i modelach równowagi i wzrostu gospodarczego, *Prace Geograficzne*, nr 139, Warszawa, 89-119.
- Kaplinsky R., Morris M.**, 2001, *A handbook for value chain research*. Brighton: Institute of Development Studies.
- Karwacka M.**, 2017, Gospodarka obiegu zamkniętego, biznes i konsument na ścieżce zmiany, Koalicja na Rzecz Gospodarki Obiegu Zamkniętego RECONOMY 2017.
- Kellerman A.**, 1981, Centographic measures in geography, *Concepts and techniques in modern geography*, 32, Norwich: GeoAbstracts.
- Kistowski M.**, 2009, Problemy zrównoważonego rozwoju terenów wiejskich—między rozkwitem, peryferyzacją a degradacją. *Wielkopolski Biuletyn Ekologiczny*, (3), 10-19.
- Kistowski M., Wiśniewski P.**, 2020, Regionalisation of needs to reduce GHG emission from agriculture in Poland. *Geographia Polonica*, 93(3).
- Klemens B., Solga B., Heffner K., Gibas P.**, 2022, Environmental and Energy Conditions in Sustainable Regional Development. *Energies*, 15, 5758.
<https://doi.org/10.3390/en15155758>
- Kolendo M., Kolendo Ł.**, 2013, Model decyzyjny GIS we wspomaganiu wyboru lokalizacji składowiska odpadów komunalnych (na przykładzie części powiatu białostockiego), *Ekonomia i Środowisko*, 2 (45), Białystok, 214-223.
- Komornicki T., Rosik P., Goliszek S., Duma P.**, 2021, Accessibility dimensions and changes in North-Eastern Poland: The case of Podlaskie Region, [w:] Red. Elisabetta Vitale Brovarone, Giancarlo Cotella, Luca Staricco, *Rural Accessibility in European Regions*, Routledge, New York, London, 139-158.

- Komornicki T., Rosik P., Stępnia M.**, 2013, Transport accessibility in Eastern Poland, *Problemi na geografiata*, 3-4, s. 126-140.
- Komornicki T., Rosik P., Śleszyński P., Pomianowski W.**, 2010, How can we measure spatial accessibility of the territory of Poland?, *Europa XXI*, 21, 7-17.
- Korcelli P., Kozubek E., Werner P.**, 2016, Zmiany użytkowania ziemi a interakcje przestrzenne na obszarach metropolitalnych Polski, 114
- Kosiedowski W.** (red.), 2005, Samorząd terytorialny w procesie rozwoju regionalnego i lokalnego. Towarzystwo Naukowe Organizacji i Kierownictwa „Dom Organizatora”, Toruń
- Koter M., Suliborski A.**, 1994, Region and regionalism – a political-geographical approach, [w:] K. Handke (ed.) *Inner divisions, region and regionalism*, University of Łódź, Silesian Institute of Łódź, Silesian Institute in Opole, Łódź-Opole, 9-32
- Krasowska M., Banaszuk, P.**, 2015, Drogi migracji biogenów w zlewni rolniczej. *Inżynieria Ekologiczna*, (43), 35-41.
- Krzyżanowski W.**, 1957, Zagadnienia teoretyczno-ekonomiczne geografii transportu. *Przegląd Geograficzny*. T. XXIX. Zesz. 2. Warszawa.
- Kofoworola O. F., Gheewala S. H.**, 2009, Estimation of construction waste generation and management in Thailand. *Waste management*, 29(2), 731-738.
- Kukuła K.**, 2014, Regionalne zróżnicowanie stopnia zanieczyszczenia środowiska w Polsce a gospodarka odpadami, [w:] Piekutowska A., Rollnik-Sadowska E. (red.), *Przedsiębiorczość i Zarządzanie*, t. XV, z. 8, cz. I, Wybrane problemy zarządzania rozwojem regionalnym, Łódź, s.183-198.
- Kulczycka J.**, 2009, Life cycle thinking in Polish official documents and research. *Int J Life Cycle Assess* 14(5):375–378
- Kulczycka J.** red., 2018, *Gospodarka o obiegu zamkniętym a racjonalne gospodarowanie zasobami*. Wyd. IGSMiE PAN, Kraków
- Kulczycka J., Smol M.**, 2016, Environmentally friendly pathways for the evaluation of investment projects using life cycle assessment (LCA) and life cycle cost analysis (LCCA). *Clean Technologies and Environmental Policy*, 18, 829-842.
- Kulczycka J., Pędziwiatr E.**, 2019, Gospodarka o obiegu zamkniętym – definicje i ich interpretacje. [w:] Kulczycka J. (red.), *Gospodarka o obiegu zamkniętym w polityce i badaniach naukowych*, 9-19.

- Laner D., Rechberger H., Astrup T.,** 2014, Systematic evaluation of uncertainty in material flow analysis. *Journal of Industrial Ecology*, 18(6), 859-870.
- Laroche M., Bergeron J., Barbaro-Forleo G.,** 2001, Targeting consumers who are willing to pay more for environmentally friendly products. *J Consum Mark* 18:503–520
- Latosińska J., Miłek D., Komór A., Kowalik R.,** Selective Collection of Municipal Waste in a Residential District with Multi-Family Buildings—Case Study from Poland. *Resources* 2021, 10, 83.<https://doi.org/10.3390/resources10080083>
- Lebersorger S., Beigl P.,** 2011, Municipal solid waste generation in municipalities: Quantifying impacts of household structure, commercial waste and domestic fuel. *Waste Manag.* <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.05.016>
- Lefebvre H.,** 1991, *The Production of Space* (translated by D. Nicolson-Smith). Oxford: Blackwell
- Leontief W.,** 1970, Environmental Repercussions and the Economic Structure: An Input-Output Approach. *The Review of Economics and Statistics*, 52(3), 262-271. doi:10.2307/1926294
- LeSage J. P., Fischer M. M., Scherngell T.,** 2007, Knowledge spillovers across Europe: Evidence from a Poisson spatial interaction model with spatial effects. *Papers in Regional Science*, 86(3), 393-421.
- Leszczycki S.,** 1974, Problemy ochrony środowiska człowieka, *Prace Geograficzne*, nr 108, Warszawa.
- Lewandowska-Gwarda K.,** 2013, Rola przestrzeni w badaniach ekonomicznych. *Acta Universitatis Nicolai Copernici Oeconomia*, 44(1), 145-158.
- Lifset R., Graedel T. E.,** 2002, Industrial ecology: goals and definitions. *A handbook of industrial ecology*, 3-15.
- Liviu A., Mihai F. C.,** 2012, Rural waste management: challenges and issues in Romania, *Present Environment And Sustainable Development*, Vol. 6, no. 2, 105-114
- Lorens P., Martyniuk-Pęczek J.,** 2010, Zarządzanie rozwojem przestrzennym miast. Wydawnictwo Urbanista.
- Lösch A.,** 1961 *Gospodarka przestrzenna: teoria lokalizacji*. Polskie Wydawnictwo Ekonomiczne, Warszawa.
- Łoboda J.,** 2012, Od regionu do problemów i przekształceń regionalnych struktur funkcjonalno-przestrzennych. *Doświadczenia ostatniego dwudziestopięciolecia*. [w:]

- Illicki D., Janc K. (red.), *Badania regionalnych i lokalnych struktur funkcjonalno-przestrzennych*, Rozprawy Naukowe Instytutu Geografii i Rozwoju Regionalnego Uniwersytetu Wrocławskiego, Wrocław, 2012
- Łuniewski S.**, 2015, Gospodarka odpadami na obszarach przyrodniczo cennych w Polsce. Wybrane aspekty, *Ekonomia i Środowisko*, 3 (54), Białystok.
- MacArthur E.**, 2013, Towards the circular economy. *Journal of industrial ecology*, 2(1), 23-44.
- Maggioni M.A., Uberti T.E.**, 2011, Networks and geography in the economics of knowledge flows. *Qual Quant* 45, 1031–1051
- Malinauskaite J., Jouhara H., Czajczyńska D., Katsou E., Rostkowski P., Thorne r. J., Colón J., Ponsá S., Al-Mansour F., Anguilano L., Krzyżyńska r., López I. C., Vlasopoulos A., Spencer N.**, 2017 Municipal solid waste management and waste-to-energy in the context of a circular economy and energy recycling in Europe, *Energy*, vol. 141, 2013-2044.
- Malinowski M., Krakowiak-Bal A., Sikora J., Woźniak A.**, 2009a, Ilości generowanych odpadów komunalnych w aspekcie typów gospodarczych gmin województwa małopolskiego, *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich*, Nr 9, Kraków, 181-191.
- Malinowski M., Krakowiak-Bal A., Sikora J., Woźniak A.**, 2009b, Wykorzystanie analizy przestrzennej GIS do wyznaczania wskaźników nagromadzenia odpadów w zależności od liczby mieszkańców i gęstości zaludnienia, *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich*, Nr 9, Kraków, 193-205.
- Malinowski M., Woźniak A.**, 2011, Problem optymalizacji logistycznych parametrów transportu odpadów komunalnych w aspekcie strategii ekofirmy, *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich*, Nr 10, Kraków, 107-119.
- Martinez-Fernandez C., Weyman T., Perek-Bialas J., Sagan I., Szukalski P., Stronkowski P.**, 2013, Demographic transition and an ageing society: Implications for local labour markets in Poland. *OECD Local Economic and Employment Development (LEED) Working Papers*, (8).
- Mazur, M., Mazurek, D.**, 2020, Measures of regional development based on the example of Poland. *Dilemmas of Regional and Local Development*, 111-144.
- Mazurek D.**, 2019, Uwarunkowania funkcjonowania systemu gospodarki odpadami w Polsce - czynniki społeczne, przestrzenne i infrastrukturalne, *Czasopismo Geograficzne*, 90, 2, 111-130.

- Mazurek D.**, 2021, Gospodarka odpadami komunalnymi, [w:] Red. Przemysław Śleszyński; Konrad Czapiewski, Atlas Wyszehradzki, Instytut Współpracy Polsko-Węgierskiej im. Wacława Felczaka; Polskie Towarzystwo Geograficzne, Warszawa, 194-197.
- Mazurek D., Czapiewski K.**, 2021, What solutions for waste management? Issues of flows and governance exemplified by the Łódź Agglomeration (Poland), *Energies*, 14, 1222
- Mazzanti M., Montini A., Zoboli R.**, 2008, Municipal waste generation and socioeconomic drivers: evidence from comparing northern and southern Italy. *The Journal of Environment & Development*, <https://doi.org/10.1177/1070496507312575>
- McDonough, W., Braungart, M.**, 2003, Towards a sustaining architecture for the 21st century: the promise of cradle-to-cradle design. *Industry and environment*, 26(2), 13-16
- McDonough, W., Braungart, M.**, 2010, *Cradle to cradle: Remaking the way we make things*. North point press.
- Michniak D., Więckowski M., Stępnia M., Rosik P.**, 2015, The impact of selected planned motorways and expressways on the potential accessibility of the Polish-Slovak borderland with respect to tourism development, *Moravian Geographical Reports*, 23, 1, 13-20.
- Mihai F. C.**, 2012, Geography of waste as a New approach in waste management study, *Lucrările Seminarului Geografic "Dimitrie Cantemir"*, Nr. 33, 39-46.
- Mihai F.C., Apostol L.**, 2012, Disparities in municipal waste management across EU-27. A geographical approach, *Present Environment and Sustainable Development*, 6 (1)
- Mihai F.C., Lămășanu A.**, 2011, Spatial analysis of landfills volumes from rural territory Case study: Neamt County, Romania, In: *Proceedings of the International Conference Environment – Landscape – European Identity*, November 4-6, Bucharest, Romania.
- Milbert A., Breuer I., Rosik P., Stępnia M., Velasco X.**, 2013, Accessibility of services of general interest in Europe, *Romanian Journal of Regional Science*, 7, spec. issue, s. 37-65. *Economic Geography*. 46: 234–240. doi:10.2307/143141
- Miller H.**, 2004, Tobler's First Law and Spatial Analysis. *Annals of the Association of American Geographers*. 94 (2): 284–289. doi:10.1111/j.1467-8306.2004.09402005.x
- Młodak A.**, 2009, Historia problemu Webera. *Mathematica Applicanda*, 37(51/10).
- Morkovkin D. E., Stroev P. V., Fattakhov R. V.**, 2019, EAEU Cross-border Capital Flow Spatial Analysis. In *2nd International Conference on Economy, Management and Entrepreneurship (ICOEME 2019)*, 10-12, Atlantis Press.

- Morrison P. S., Beer B.**, 2017, Consumption and environmental awareness: demographics of the European experience. Socioeconomic environmental policies and evaluations in regional science: Essays in honor of Yoshiro Higano, 81-102.
- Murray A., Skene K., Haynes K.**, 2017, The circular economy: an interdisciplinary exploration of the concept and application in a global context. *Journal of business ethics*, 140, 369-380.
- Nakamura S., Kondo Y.**, 2002, Input-output analysis of waste management. *Journal of Industrial Ecology* 6(1):39–63
- Nema, A. K., Gupta, S. K.**, 1999, Optimization of regional hazardous waste management systems: an improved formulation. *Waste Management*, 19(7-8), 441-451.
- Newman M.**, 2010, *Networks: An Introduction*. Oxford University Press.
- Nowaczek A., Kulczycka J., Pędziwiatr E.**, 2019, Przegląd wskaźników gospodarki o obiegu zamkniętym w dokumentach strategicznych wybranych krajów UE. [w:] Kulczycka J. (red.), *Gospodarka o obiegu zamkniętym w polityce i badaniach naukowych*, 21-34.
- Nowak S., Ulfik A.**, 2018, Eco-education as an element of municipal waste management systems in Poland. *European Journal of Service Management*, 25, 207-212.
- Obersteg A.; Arlati A.; Acke A.; Berruti G.; Czapiewski K.; Dabrowski M.; Heurkens E.; Mezei C.; Palestino M.F.; Varjú V., Wójcik M., Knieling J.**, 2019, Urban Regions Shifting to Circular Economy: Understanding Challenges for New Ways of Governance. *Urban Planning* , 4,19–31.
- Ocena funkcjonowania obecnego systemu gospodarki odpadami komunalnymi w Polsce, 2007, Informacja Polskiej Izby Gospodarki Odpadami, Posiedzenie Komisji Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa, Warszawa, 15 marca 2007 r.
- Ochrona Środowiska w 2021 r., Informacje Sygnalne, GUS 2022
- Openshaw S.**, 1977, Optimal zoning systems for spatial interaction models. *Environment and Planning*, A9, 169-184 .
- Otremba E.**, 1957, *Allgemeine Geographie des Welthandels und des Weltverkehrs*. Stuttgart.
- Pająk K., Dahlke P., Kvilinskyi O.**, 2016, Determinanty rozwoju regionalnego - współczesne odniesienie. *Roczniki Ekonomiczne Kujawsko-Pomorskiej Szkoły Wyższej w Bydgoszczy*, no. 9, 109-122

- Parysek J.**, 1993, Kryteria administracyjnego podziału kraju z punktu widzenia struktury regionalnej.
- Peliwo J.**, 1989, Sieć transportowa i jej struktura przestrzenna w badaniach geograficznych. *Prace i studia geograficzne*, 10.
- Penrose E. F.**, 1952, The Place of Transport in Economic and Political Geography. *Transport and Communications Review*. Nr 2.
- Piontek W., Poskrobko B., Sidorczuk-Pietraszko E.**, 2008, Perspektywy rozwoju systemu gospodarowania odpadami komunalnymi w Polsce do 2014 roku. Agencja Wydawniczo-Edytorska Eko Press, Bielsko-Biała–Białystok.
- Piontek W.**, 2017, The Problem of Waste Intensity in Entrepreneurial Business Models. *Argumenta Oeconomica Cracoviensia*, (16), 99-116.
- Piontek W.**, 2018, Implementacja rozszerzonej odpowiedzialności producenta do systemu gospodarowania odpadami w Polsce. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 20(2), 1597-1624.
- Piontek W.**, 2019a,, The circular plastics economy and the instruments to implement it. *Ekonomia i Środowisko*, (3), 18-33.
- Piontek W.**, 2019b, Depopulation in the Concept of Sustainable Development. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 21.
- Platt R. S.**, 1935, Field approach to regions. *Annals of the Association of American Geographers*, 25, 153-174
- Plewa M., Giel r., Klimek M.**, 2014, Analiza porównawcza gospodarki odpadami w Polsce i innych krajach europejskich, *Logistyka*, 6, 8748-8758.
- Pobłocki K.**, 2011, Antropologia miasta–urbanizacja, przestrzeń i relacje społeczne. 69-91.
- Porter M. E.**, 1985, *Competitive Advantage: Creating and Sustaining Superior Performance*. New York: Free Press.
- Porter M. E.**, 1998, *Competitive Advantage: Techniques for Analyzing Industries and Competitors*. New York: Free Press.
- Potoczek A.**, 2003, *Polityka regionalna i gospodarka przestrzenna*, Agencja TNOiK i Centrum Kształcenia i Doskonalenia Kujawscy, Toruń.
- Potting, J., Hekkert M., Worrel E. Hanemaaijer A.**, 2017, *Circular Economy: Measuring innovation in the product chain*, PBL Netherlands Assessment Agency, The Hague.

- Purcell M., Magette W. L.**, 2009, Prediction of Household and Commercial BMW Generation According to Socio-Economic and Other Factors for the Dublin Region. Elsevier, <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.10.011>.
- Raftowicz-Filipkiewicz M.**, 2015, Ekonomia cyrkularna-wyzwanie i konieczność zrównoważonego rozwoju, Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Szczecińskiego nr 40.
- Ratajczak W.**, 1980. Analiza i modele wpływu czynników społeczno-gospodarczych na kształtowanie się sieci transportowej (The analysis and models of the influence of social and economic factors on the forming of transportation network). PWN, Warszawa.
- Ratajczak W.**, 2013. Obiekty, struktury i procesy przestrzenne: Analiza fraktalna. Bogucki Wydawnictwo Naukowe.
- Rdzanek K.**, 2000, Zlewisko, zlewnia, dorzecze. Przegląd Geologiczny, 48(10), 928-934.
- Rebitzer G., Ekvall T., Frischknecht R., Hunkeler D., Norris G., Rydberg T., Schmidt W.-P., Suh S., Weidema B. P., Pennington D. W.**, 2004, Life cycle assessment: Part 1: Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications. Environment international, 30(5), 701-720.
- Redman Ch. L.**, 1999, Human Impact on Ancient Environments, Tucson: University of Arizona Press. Reed, W. J.
- Reggiani A., Bucci P., Russo G.**, 2011, Accessibility and Impedence Forms: Empirical Applications to the German Commuting Network. International Regional Science Review 34, 230-252.
- Reich M. C.** 2005, Economic assessment of municipal waste management systems—case studies using a combination of life cycle assessment (LCA) and life cycle costing (LCC). Journal of Cleaner Production, 13(3), 253-263.
- Rhyner C. R., Kohrell M. G., Schwartz L. J., Wenger R. B.**, 2017, Waste management and resource recovery. CRC Press.
- Rietveld P., Bruinsma F.**, 1998, The accessibility of cities in european infrastructure networks. Is Transport Infrastructure Effective? Transport Infrastructure and Accessibility: Impacts on the Space Economy, 115-139.
- Risch S. J.**, 2009, Food packaging history and innovations. Journal of agricultural and food chemistry, 57(18), 8089-8092.

- Roberts, J. A.**, 1996, Green consumers in the 1990s: Profile and implications for advertising. *Journal of business research*, 36(3), 217-231.
- Rogalska D.**, 1998, Programowanie liniowe. Algorytmy i zadania. Wydanie III zmienione, Wydawnictwo Uniwersytetu Łódzkiego, Łódź.
- Rosik P.**, 2012, Dostępność lądowa przestrzeni Polski w wymiarze europejskim. *Prace Geograficzne*, 233,, Warszawa, IGiPZ PAN, 307 s.
- Rosik P.**, 2016, Model uwarunkowań dostępności (NeST box) – integracja metod badawczych, atrybutów, komponentów i wymiarów dostępności, *Prace Komisji Geografii Komunikacji PTG*, 19, 2, 7-15.
- Rosik P.**, 2021, Świat dostępności – metody i komponenty. Przykłady analiz empirycznych przestrzeni Polski, *Prace Geograficzne*, 276, Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN, Warszawa, 168 s.
- Rosik P., Komornicki T., Stępnia M., Pomianowski W.**, 2013, Dostępność transportowa, czyli jak ocenić za pomocą modelu potencjału, które inwestycje są najważniejsze?, *Przegląd Komunikacyjny*, 12, 18-22.
- Rosik P., Stępnia M., Komornicki T.**, 2015, The decade of the big push to roads in Poland: Impact on improvement in accessibility and territorial cohesion from a policy perspective - *Transport Policy*, 37 - 134-146.
- Rosik P., Komornicki T., Goliszek S.**, 2016, Modelowanie dostępności i mobilności w kontekście zróżnicowań regionalnych liczby ludności, PKB i spółek prawa handlowego, *Prace Komisji Geografii Przemysłu Polskiego Towarzystwa Geograficznego*, 30, 4, 21-34.
- Rosik P., Pomianowski W., Goliszek S., Stępnia M., Kowalczyk K., Guzik R., Kołoś A., Komornicki T.**, 2017a, Multimodalna dostępność transportem publicznym gmin w Polsce (MULTIMODACC), *Prace Geograficzne*, 258, Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN, Warszawa, 303 s.
- Rosik P., Komornicki T., Goliszek S., Stępnia M., Pomianowski W.**, 2017b, Trends in potential accessibility to airports in Poland (AAI indicator), *Europa XXI*, 33, 67-78.
- Rosik P., Komornicki T., Stępnia M., Śleszyński P., Goliszek S., Pomianowski W., Kowalczyk K.**, 2017c, Evaluation of accessibility changes in Poland using the MAI indicator, *Geographia Polonica*, 90, 3, 361-368.

- Rosik P., Stępnia M., Komornicki T.**, 2017d, An evaluation of the impact of the construction of motorways and expressways in Poland during the period 2004–13 on accessibility and cohesion, [w:] Red. John Bachtler, Peter Berkowitz, Sally Hardy, Tatjana Muravska, EU Cohesion Policy: Reassessing performance and direction, Regions and Cities, 111, Routledge, London, New York, 87-100.
- Rosik P., Komornicki T., Goliszek S., Duma P.**, 2018a, Changes in accessibility in Eastern Europe due to the road investments along the Via Carpatia corridor, Transport Economics and Logistics, 80, 179-189.
- Rosik P., Pomianowski W., Kołoś A., Guzik R., Goliszek S., Stępnia M., Komornicki T.**, 2018b, Dostępność gmin transportem autobusowym, Prace Komisji Geografii Komunikacji PTG, 21, 1, 54-64.
- Rosik P., Komornicki T., Goliszek S., Duma P.**, 2020a, Dostępność potencjałowa regionów w Europie - zasięg przestrzenny, długość podróży i efekt granicy (EU-ROAD-ACC), Prace Geograficzne, 270, Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN, Warszawa, 134 s.
- Rosik P., Pomianowski W., Komornicki T., Goliszek S., Szejgiec-Kolenda B., Duma P.**, 2020b, Regional dispersion of potential accessibility quotient at the intra-European and intranational level. Core-periphery pattern, discontinuity belts and distance decay tornado effect, Journal of Transport Geography, 8215 s.
- Rosik P., Stępnia M., Wiśniewski R.**, 2020c, Delineation of health care deserts using accessibility measures: the case of Poland, European Planning Studies, 23 s.
- Rosik P., Puławska-Obiedowska S., Goliszek S.**, 2021, Public transport accessibility to upper secondary schools measured by the potential quotient: The case of Kraków, Moravian Geographical Reports, 29, 1, 15-26.
- Rosik P., Komornicki T., Duma P., Goliszek S.**, 2022, The effect of border closure on road potential accessibility in the regions of the EU-27. The case of the COVID-19 pandemic, Transport Policy, 126, 188-198.
- Rosik P., Stępnia M.**, 2015, Monitoring of changes in road potential accessibility at municipality level in Poland, 1995-2015, Geographia Polonica, 88, 4, 607-620.
- Rosik P., Mazur M., Stępnia M., Komornicki T., Goliszek S., Duma P., Churski P.**, 2025, What drives potential accessibility decomposition? Temporal and spatial variability of the

impact of infrastructure and population components in France, Spain, and Poland in the years 1960–2020, *Journal of Transport and Land Use*, 18(1), 1-27.

Russel R. J., Kniffen F. B., Pruitt E. L., 1969, *Culture Worlds*, 2nd ed., New York: Macmillan

Rybczewska-Błazejowska M., Mazurek D., Mazur M., 2022, Life cycle sustainability assessment of decentralised composting of bio-waste: A case study of the Łódź Agglomeration (Poland), *Quaestiones Geographicae*, 41, 4, 89-105.

Rybova K., Burcin B., Slavik J., 2018a, Spatial and non-spatial analysis of socio-demographic aspects influencing municipal solid waste generation in the Czech Republic, *Multidisciplinary Journal for Waste Resources and Residues*, 1, 3-7

Rybová K., Slavík J., Burcin B., Soukopová J., Kučera T., Černíková, A., 2018b, Socio-demographic determinants of municipal waste generation: case study of the Czech Republic. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 20, 1884-1891.

Rykiel Z., 1991, *Rozwój regionów stykowych w teorii i w badaniach empirycznych*, Prace habilitacyjne IGiPZ PAN, Warszawa

Sagan I., 2016, Regions, new regionalism and regime theory: deciphering post-socialist institutional change. [w:] *De-coding New Regionalism*, red. J. W. Scott, Routledge, 93-109.

Schurmann C., Spiekermann K., Wegener M., 1997, *Accessibility Indicators. Berichte aus dem Institut für Raumplanung*. 39, Dortmund: Institute of Spatial Planning, University of Dortmund.

Schurmann C, Taalat A., 2000, *Towards a European Peripherality Index, Final Report*. Report for General Directorate XVI Regional Policy of the European Commission. *Berichte aus dem Institut für Raumplanung*. 53, Dortmund: Institute of Spatial Planning, University of Dortmund.

Spiekermann, K., Neubauer, J., 2002, *European accessibility and peripherality: Concepts, models and indicators*. Nordregio.

Seo S, Hwang Y., 1999, An Estimation of Construction and Demolition Debris in Seoul, Korea: Waste Amount, Type, and Estimating Model, *Journal of the Air & Waste Management Association*, 49:8, 980-985, DOI:10.1080/10473289.1999.10463863

Siekulicki D., 2022, Decentralizacja–podstawowe zagadnienia teoretyczne. *Politeja-Pismo Wydziału Studiów Międzynarodowych i Politycznych Uniwersytetu Jagiellońskiego*, 19(77), 19-33

- Sitek S.**, 2010, Stykowość obszaru i jej wpływ na przebieg procesów społeczno-ekonomicznych na przykładzie południowej części województwa śląskiego. Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego.
- Slavik J., Pavel J.**, 2013, Do the variable charges really increase the effectiveness and economy of waste management? A case study of the Czech Republic. *Resour Conserv Recy.* <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2012.09.013>
- Smith N.**, 2010, *Uneven Development: Nature, Capital and the Production of Space*, London: Verso.
- Smol M., Avdiushchenko A., Kulczycka J., Nowaczek A.**, 2018, Public awareness of circular economy in southern Poland: Case of the Malopolska region. *Journal of Cleaner Production*, 197, 1035-1045.
- Smol M., Kulczycka J., Czaplicka-Kotas A., Włóka D.**, 2019, Zarządzanie i monitorowanie gospodarki odpadami komunalnymi w Polsce w kontekście realizacji gospodarki o obiegu zamkniętym (GOZ), *Zeszyty Naukowe Instytutu Gospodarki Surowcami Mineralnymi i Energią Polskiej Akademii Nauk*, 108, 1650184, DOI: 10.24425/znigsme.2019.130174
- Smol M., Duda J., Czaplicka-Kotas A., Szoldrowska D.**, 2020, Transformation towards Circular Economy (CE) in Municipal Waste Management System: Model Solutions for Poland, *Sustainability* 12, no. 11: 4561. <https://doi.org/10.3390/su12114561>
- Spiekermann K., Neubauer J.**, 2002, *European Accessibility and Peripherality: Concepts, Models and Indicators*, Stockholm: NordregioWorking Paper
- Stachowicz K.**, 1995, Migracja wodna składników pokarmowych ze zlewni rolniczych. *Człowiek i środowisko*, 1(19), 125-141.
- Stahel W. R., Reday-Murley G.**, 1981, *Jobs for Tomorrow, the Potential for Substituting Manpower for Energy*. Vantage Press, New York.
- Stahel W. R.**, 2016, The circular economy. *Nature*, 531(7595).
- Starr J., Nicolson C.**, 2015, Patterns in trash: factors driving municipal recycling in Massachusetts. *Resources, Conservation and Recycling*, 99, 7-18. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2015.03.009>
- Stearns P. N.**, 2006, *Consumerism in world history: The global transformation of desire*. Routledge.
- Stearns P. N.**, 2009, Consumerism. *Handbook of economics and ethics*, 62-76.

- Sterner T., Bartelings H.**, 1999, Household waste management in a Swedish municipality: determinants of waste disposal, recycling and composting. *Environ Resour Econ.* <https://doi.org/10.1023/A:1008214417099>
- Stewart J. Q.**, 1947, Empirical mathematical rules concerning the distribution and equilibrium of population. *Geographical review*, 37(3), 461-485.
- Stępniać M., Rosik P.**, 2013a, Accessibility of Services of General Interest at regional scale, *Europa XXI*, 23, 131-147.
- Stępniać M., Rosik P.**, 2013b, Accessibility improvement, territorial cohesion and spillovers: a multidimensional evaluation of two motorway sections in Poland, *Journal of Transport Geography*, 31, 154-163.
- Stępniać M., Rosik P., Komornicki T.**, 2013, Accessibility patterns: Poland case study, *Europa XXI*, 24, 77-93.
- Stępniać M., Rosik P.**, 2018, The role of transport and population components in change in accessibility: the influence of the distance decay parameter. *Networks and Spatial Economics* 18(2), 291-312.
- Strahler A. N.**, 1960, *Physical Geography*, 2nd ed. New York: Wiley.
- Stoeva K., Alriksson S.**, 2017, Influence of recycling programmes on waste separation behaviour. *Waste management*, 68, 732-741.
- Swami V., Chamorro-Premuzic T., Snelgar R., Furnham A.**, 2011, Personality, individual differences, and demographic antecedents of self-reported household waste management behaviours. *Journal of Environmental Psychology*, 31(1), 21-26.
- Taaffe, E. J.**, 1974, The spatial view in context. *Annals of the Association of American Geographers*, 64 (1), 1-16.
- Tałać I. A., Walery M.**, 2015, The effect of gender and age structure on municipal waste generation in Poland. *Waste management*, 40, 3-8.
- Taylor Z.**, 2000, Geografia transportu i jej wkład do teorii geografii: próba oceny. *Przegląd Geograficzny*, 72(4), 491.
- Tinkler K. J.**, 1973, A theory of the region. *East African Geographical Review*, 1973(11), 5-22.
- Tisserant A., Pauliuk S., Merciai S., Schmidt J., Fry, J., Wood r., Tukker A.**, 2017, Solid Waste and the Circular Economy: A Global Analysis of Waste Treatment and Waste Footprints, *Journal of Industrial Ecology*, vol. 21, 3, 628-640.
- Tobler W. R.**, 1970, A Computer Movie Simulating Urban Growth in the Detroit Region.

- Toregas C., ReVelle Ch.**, 1972, Optimal location under time or distance constraints, Papers of the Regional Science Association 28, 133-143
- Toruński J.**, 2010, Zarządzanie gospodarką odpadami komunalnymi w Polsce, Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Przyrodniczo-Humanistycznego w Siedlcach Seria: Administracja i Zarządzanie, 87, 31-47
- Trentmann F.**, 2004, Beyond consumerism: new historical perspectives on consumption. Journal of contemporary history, 39(3), 373-401.
- Tundys B.**, 2015, Zielony łańcuch dostaw w gospodarce o okrężnym obiegu – założenia, relacje, implikacje, Prace Naukowe Uniwersytetu Ekonomicznego we Wrocławiu, nr 383, Wrocław, 288-301.
- Turoń K., Golba D.**, 2016, Idea gospodarki okrężnej w aspekcie odpadów z branż TSL i Automotive, Ekonomia zrównoważonego rozwoju. Społeczeństwo. Środowisko. Innowacje., Dziuba r., Szewczyk M., Okraszewska E. (red.), Wydawnictwo Uniwersytetu Łódzkiego, Łódź, 7-13.
- Ullman E. L.**, 1949, The Railroad Pattern of the United States. Geographical Review. Vol. XXXIX. No 2.. Przekład polski w: Przegląd Zagranicznej Literatury Geograficznej. Zesz. 2. Warszawa 1956.
- Ullman E. L.**, 1954, Transportation Geography. W: rozdz. XIII American Geography "Inventory and Prospect". Eds. James Preston E., Jones Clarence F. Syracuse.
- Ullman E. L.**, 1956, The role of Transportation and the Bases for Interaction. [W:] Man's role in changing the face of the earth. Chicago, 862-880.
- Ullman, E. L.**, 1974, Space and/or Time: Opportunity for Substitution and Prediction. Transactions of the Institute of British Geographers, 63, 125–139. <https://doi.org/10.2307/621536>
- Van der Voet E.**, 2002, Substance flow analysis methodology. A handbook of industrial ecology, 91-101.
- Vickerman R. W.**, 1974, Accessibility, attraction, and potential: a review of some concepts and their use in determining mobility. Environment and Planning A, 6(6), 675-691.
- Walker R. T.**, 2021, Geography, Von Thünen, and Tobler's first law: Tracing the evolution of a concept. Geographical Review. 112 (4): 591–607.
- Warnock F. E., Cleaver C.**, 2003, Financial centres and the geography of capital flows. International Finance, 6(1), 27-59.

- Werner, P., Korcelli, P., & Kozubek, E.**, 2014, Population potential as a modulator of land use changes in Poland's metropolitan areas.
- Werner, P. A., Kęsik-Brodacka, M., Nowak, K., Olszewski, R., Kaleta, M., Liebers, D. T.**, 2022, Modeling the spatial and temporal spread of COVID-19 in Poland based on a spatial interaction model. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, 11(3), 195.
- Whittlesey D.**, 1954, The Regional Concept and the Regional Method, w: *American Geography: Inventory and Prospect*, Syracuse, 36—37.
- Więckowski M., Michniak D., Bednarek-Szczepańska M., Chrenka B., Ira V., Komornicki T., Rosik P., Stępnia M., Szekely V., Śleszyński P., Świątek D., Wiśniewski R.**, 2014, Road accessibility to tourist destinations of the Polish-Slovak borderland: 2010-2030 prediction and planning, *Geographia Polonica*, 87, 1, 5-26.
- Wilts H., Von Gries N., Bahn-Walkowiak B.**, 2016, From waste management to resource efficiency—The need for policy mixes. *Sustainability*, 8(7), 622.
- Winans K., Kendall A., Deng H.**, 2017, The history and current applications of the circular economy concept, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 68, 825-833.
- Wiśniewski P., Kistowski, M.**, 2017a, Agriculture and rural areas in the local planning of low carbon economy in light of the idea of sustainable development—results from a case study in north-central Poland. *Fresenius Environmental Bulletin*, 26(8), 4927-4935.
- Wiśniewski P., Kistowski M.**, 2017b, Carbon footprint as a tool for local planning of low carbon economy in Poland. *Rocznik Ochrona Środowiska*, 19.
- Wolman A.**, 1965, The metabolism of cities. *Scientific American*, 213(3), 178-193.
- Wood C., Lee N., Luker J., Saunders P.**, 1974, *The geography of pollution: a study of Greater Manchester* Manchester University Press, Manchester
- Wota A., Woźniak A.**, 2008, Metodyka wyboru lokalizacji składowisk odpadów komunalnych, *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich*, Nr 8, Kraków, 143-156.
- Wójcik J., Szejgiec-Kolenda B., Czapiewski K., Komornicki T., Almazán-Gómez M. Á.**, 2022, The place of Śląskie Voivodeship (Poland) in the greening space of flows. *Europa XXI*.
- Wójcik M.**, 2011, Region w podejściach „nowej” geografii regionalnej, „*Acta Universitatis Lodzensis. Folia Geographica Socio-Oeconomica*”, nr 11, 3-13
- Wróbel A.**, 1965. Pojęcie regionu ekonomicznego a teoria geografii, *Prace Geograficzne*, 48, Warszawa.

- Zaremba P.**, 1960: Obszary stykowe w planowaniu przestrzennym na przykładzie regionu Piły.
Poznań: Instytut Zachodni, Prace, 30
- Zhang H., Keoleian G. A., Lepech M. D.**, 2008, An integrated life cycle assessment and life cycle analysis model for pavement overlay systems. In Life-cycle civil engineering, 927-932, CRC Press.
- Zhou Q., i Charnpratheep K.**, 1996, Fuzzy expert system and GIS for solid waste disposal siting in regional planning. Geographic Information Sciences, 2(1-2), 37-50.

Akty prawne

- Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 94/62/WE** z dnia 20 grudnia 1994 r. w sprawie opakowań i odpadów opakowaniowych, Dz.Urz. UE L 365 z 31.12.1994, s. 10–23.
- Dyrektywa Rady 1999/31/WE** z dnia 26 kwietnia 1999 r. w sprawie składowania odpadów.
- Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/98/WE** z dnia 19 listopada 2008 r. w sprawie odpadów oraz uchylająca niektóre dyrektywy.
- Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2012/19/UE** z dnia 4 lipca 2012 r. w sprawie zużytego sprzętu elektrycznego i elektronicznego (WEEE).
- Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2018/850** z dnia 30 maja 2018 r. zmieniająca dyrektywę 1999/31/WE w sprawie składowania odpadów.
- Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2018/851** z dnia 30 maja 2018 r. zmieniająca dyrektywę 2008/98/WE w sprawie odpadów.
- Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2018/852** z dnia 30 maja 2018 r. zmieniająca dyrektywę 94/62/WE w sprawie opakowań i odpadów opakowaniowych.
- Rozporządzenie (WE) nr 1013/2006 Parlamentu Europejskiego i Rady** z dnia 14 czerwca 2006 r. w sprawie przemieszczania odpadów. Dz.Urz. UE L 190 z 12.07.2006, 1–98.
- Rozporządzenie Ministra Klimatu** z dnia 2 stycznia 2020 r. w sprawie katalogu odpadów (Dz.U. z 2020 r. poz. 10).
- Rozporządzenie Ministra Klimatu i Środowiska** z dnia 10 maja 2021 r. w sprawie sposobu selektywnego zbierania wybranych frakcji odpadów (Dz.U. z 2021 r. poz. 906).
- Krajowy Plan Gospodarki Odpadami 2022**, 2016, Załącznik do uchwały nr 88 Rady Ministrów z dnia 1 lipca 2016 r. (poz. 784).
- Ustawa** z dnia 13 września 1996 r. o utrzymaniu czystości i porządku w gminach (Dz.U. z 1996 r. nr 132, poz. 622), Kancelaria Sejmu.

Ustawa z dnia 31 stycznia 1980 r. o ochronie i kształtowaniu środowiska, Dz.U. 1980 Nr 3 poz. 6, Kancelaria Sejmu.

Ustawa z dnia 14 grudnia 2012 r. o odpadach, Dz. U. 2013, poz. 21, Kancelaria Sejmu.

Ustawa z dnia 20 lipca 2018 r. o zmianie ustawy o odpadach oraz niektórych innych ustaw, Dz. U. 2018 poz. 1592, Kancelaria Sejmu.

Uchwała Nr XLIII/1450/17 Sejmiku Województwa Dolnośląskiego z dnia 21 grudnia 2017 r. w sprawie uchwalenia Wojewódzkiego Planu Gospodarki Odpadami dla Województwa Dolnośląskiego na lata 2016-2022.

Uchwała Nr XXXII/545/17 Sejmiku Województwa Kujawsko-Pomorskiego z dnia 29 maja 2017 r. w sprawie uchwalenia Planu Gospodarki Odpadami dla Województwa Kujawsko-Pomorskiego na lata 2016–2022.

Uchwała Nr XXIV/349/2016 Sejmiku Województwa Lubelskiego z dnia 2 grudnia 2016 r. w sprawie uchwalenia „Planu gospodarki odpadami dla województwa lubelskiego 2022”

Uchwała Nr XXXI/469/17 Sejmiku Województwa Lubuskiego z dnia 27 lutego 2017 r. w sprawie uchwalenia Planu Gospodarki Odpadami dla Województwa Lubuskiego.

Uchwała nr XXXVI/466/21 z dnia 28 września 2021 r. Sejmiku Województwa Łódzkiego z dnia 28 września 2021 r. w sprawie uchwalenia „Planu gospodarki odpadami dla województwa łódzkiego na lata 2019-2025 z uwzględnieniem lat 2026-2031”

Uchwała nr V/34/19 Sejmiku Województwa Małopolskiego z dnia 28 stycznia 2019 roku w sprawie uchwalenia Planu Gospodarki Odpadami Województwa Małopolskiego na lata 2016-2022.

Uchwała Nr 65/16 Sejmiku Województwa Mazowieckiego z dnia 16 maja 2016 r. zmieniająca uchwałę w sprawie wykonania Wojewódzkiego Planu Gospodarki Odpadami dla Mazowsza na lata 2012–2017 z uwzględnieniem lat 2018–2023.

Uchwała nr XXVII/306/2017 Sejmiku Województwa Opolskiego z dnia 28 marca 2017r. w sprawie przyjęcia „Planu gospodarki odpadami dla województwa opolskiego na lata 2016-2022 z uwzględnieniem lat 2023-2028”.

Uchwała Nr XXXVI/584/21 Sejmiku Województwa Podkarpackiego z dnia 26 kwietnia 2021 r. w sprawie uchwalenia Planu Gospodarki Odpadami dla Województwa Podkarpackiego na lata 2016–2022.

Uchwała Nr VI/42/19 Sejmiku Województwa Podlaskiego z dnia 18 lutego 2019 roku zmieniająca uchwałę w sprawie uchwalenia „Planu Gospodarki Odpadami Województwa Podlaskiego na lata 2016-2022”.

Uchwała Nr 321/XXX/2020 Sejmiku Województwa Pomorskiego z dnia 29 grudnia 2020 r. w sprawie przyjęcia Planu Gospodarki Odpadami dla Województwa Pomorskiego 2022.

Uchwała Nr V/37/7/2017 Sejmiku Województwa Śląskiego z dnia 24 kwietnia 2017 r. w sprawie: przyjęcia Planu gospodarki odpadami dla województwa śląskiego na lata 2016-2022.

Uchwała Nr XXV/357/16 Sejmiku Województwa Świętokrzyskiego z dnia 27 lipca 2016 r. w sprawie wykonania „Planu gospodarki odpadami dla województwa świętokrzyskiego” 2016-2022.

Uchwała Nr XLI/605/22 Sejmiku Województwa Warmińsko-Mazurskiego z dnia 30 sierpnia 2022 r. w sprawie uchwalenia zmiany Planu gospodarki odpadami dla Województwa Warmińsko-Mazurskiego na lata 2016-2022 uchwalonego uchwałą nr XXIII/523/16 Sejmiku Województwa.

Uchwała Nr II/26/24 z dnia 27 maja 2024 r., zmiany Planu gospodarki odpadami dla województwa wielkopolskiego na lata 2019-2025 wraz z planem inwestycyjnym.

Uchwała Nr XX/240/20 Sejmiku Województwa Zachodniopomorskiego z dnia 22 października 2020 r. w sprawie uchwalenia aktualizacji Planu Gospodarki Odpadami dla Województwa Zachodniopomorskiego na lata 2020-2026 z uwzględnieniem perspektywy na lata 2027-2032.

Strony internetowe

<https://bdl.stat.gov.pl/BDL/start>

https://ec.europa.eu/eurostat/statisticsexplained/index.php?title=Waste_statistics

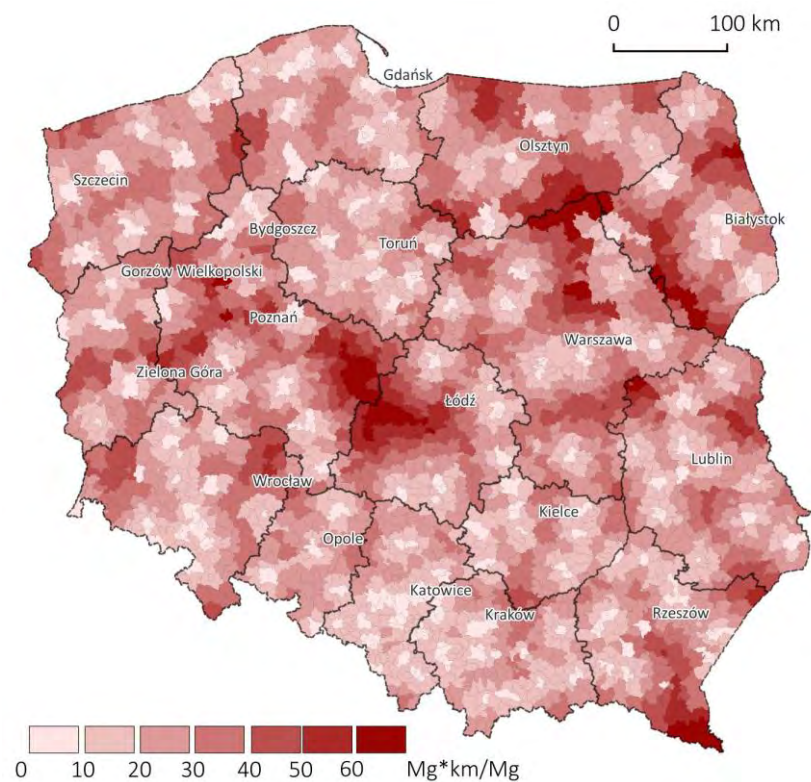
<https://encyklopedia.pwn.pl/haslo/model;3942505.html>

<https://encyklopedia.pwn.pl/szukaj/optymalizacja.html>

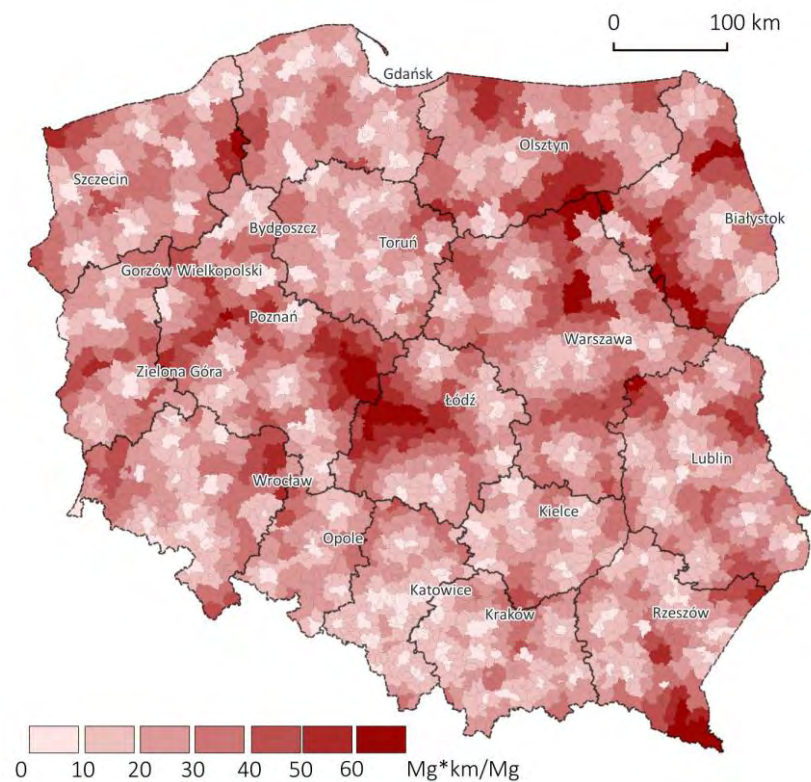
<https://www.geoportal.gov.pl/>

www.sjp.pwn.pl

ANEKS A

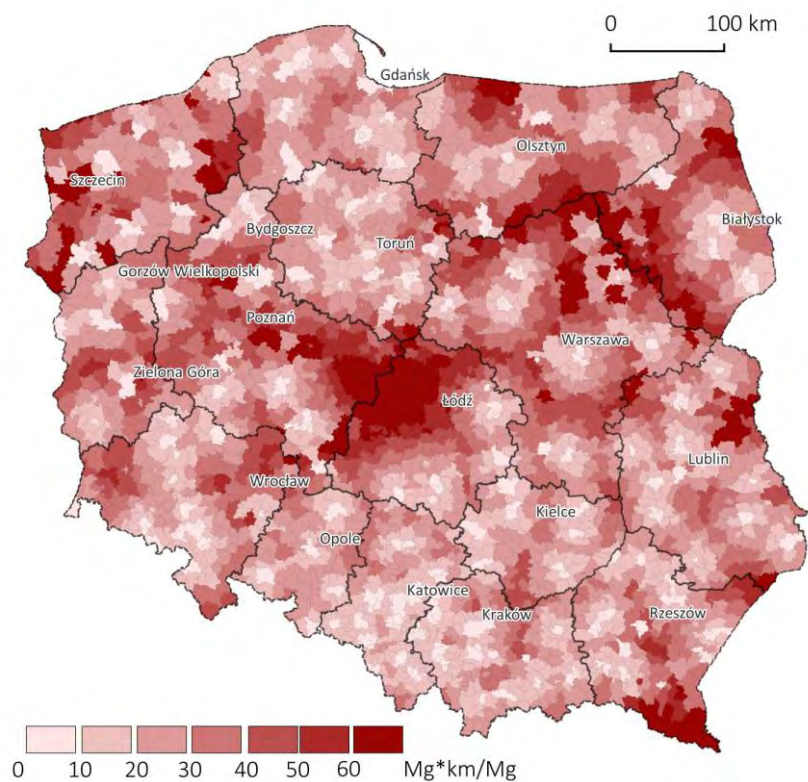


Ryc.A 1Wskaźnik kosztu jednostkowego E według modelu SK_oA



Ryc.A 2Wskaźnik kosztu jednostkowego E według modelu SK_rA

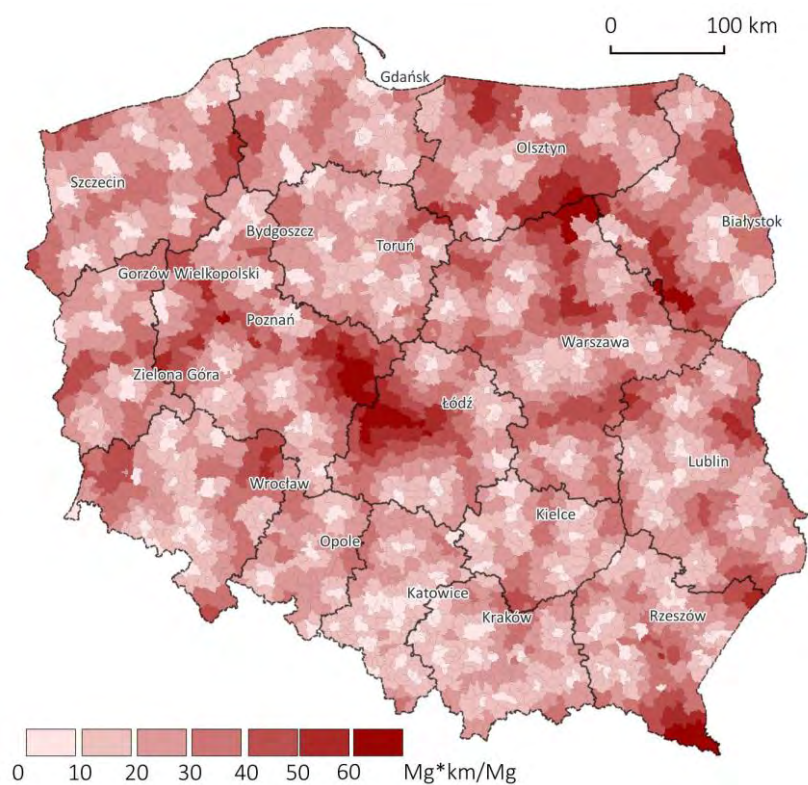
Czas podróży



Ryc.A 3 Wskaźnik kosztu jednostkowego E według modelu SK_ta

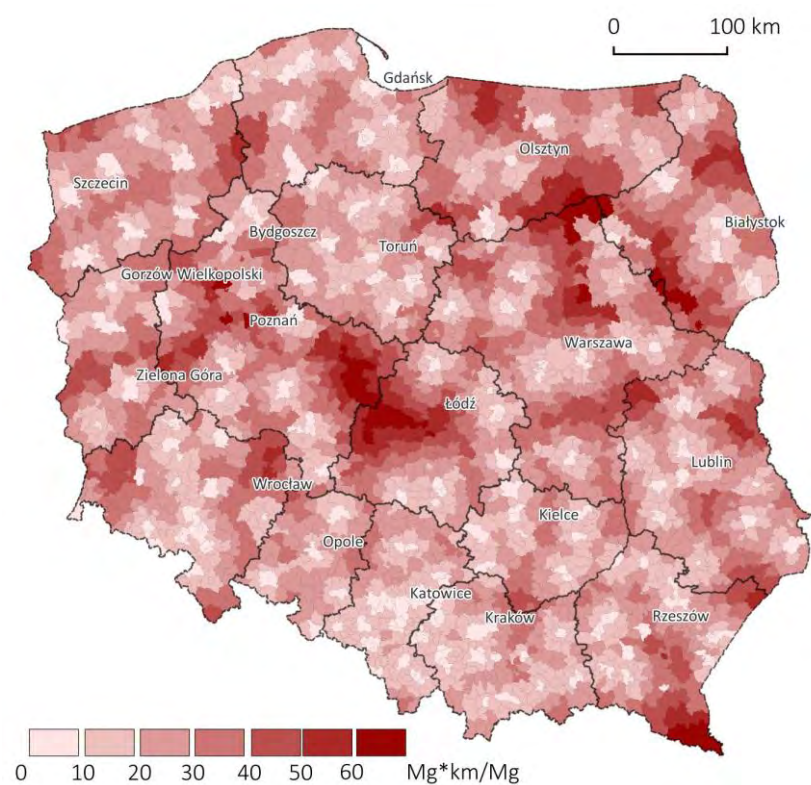
Scenariusz B

Odległość ortodromiczna



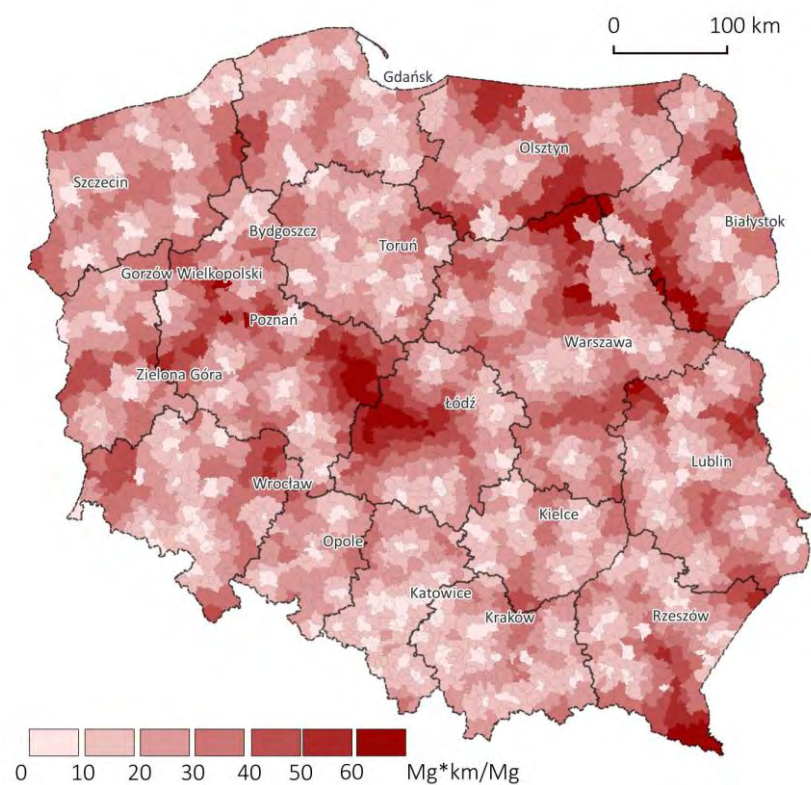
Ryc.A 4 Wskaźnik kosztu jednostkowego E według modelu SK_oB

Scenariusz C

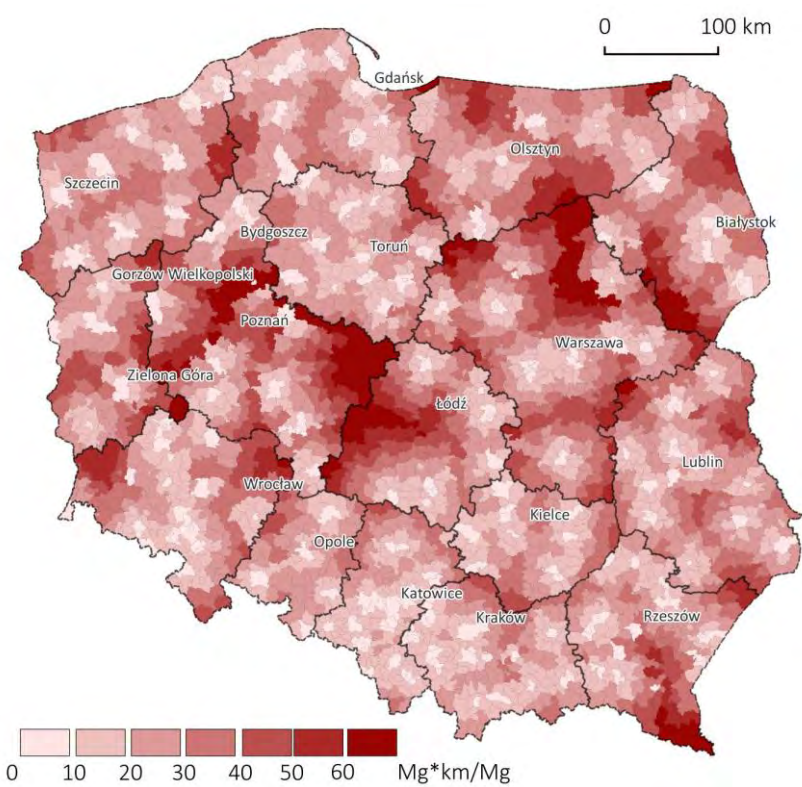


Ryc.A 5 Wskaźnik kosztu jednostkowego E według modelu SK_oC

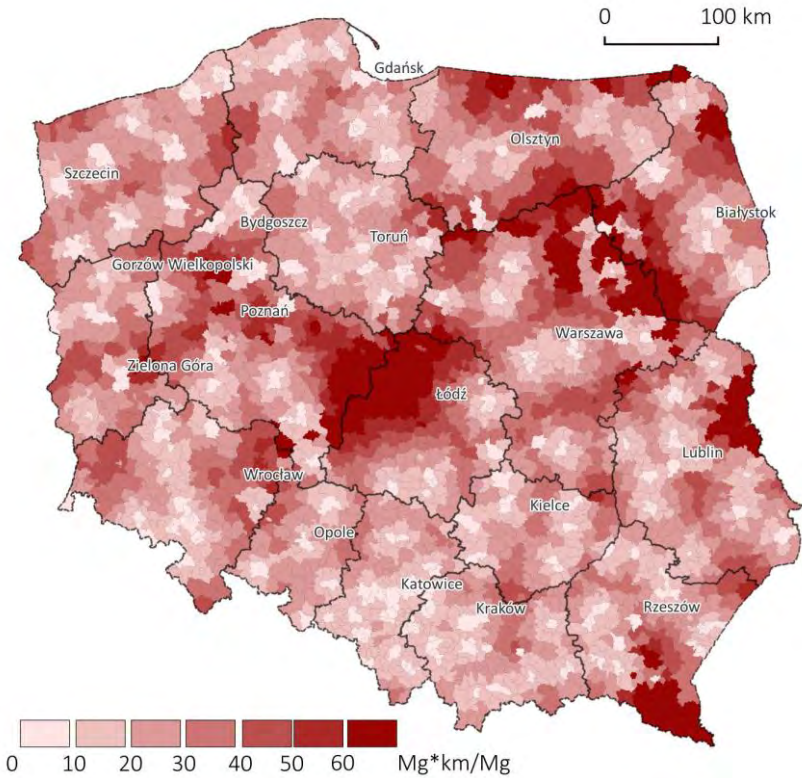
Scenariusz D



Ryc.A 6 Wskaźnik kosztu jednostkowego E według modelu SK_oD

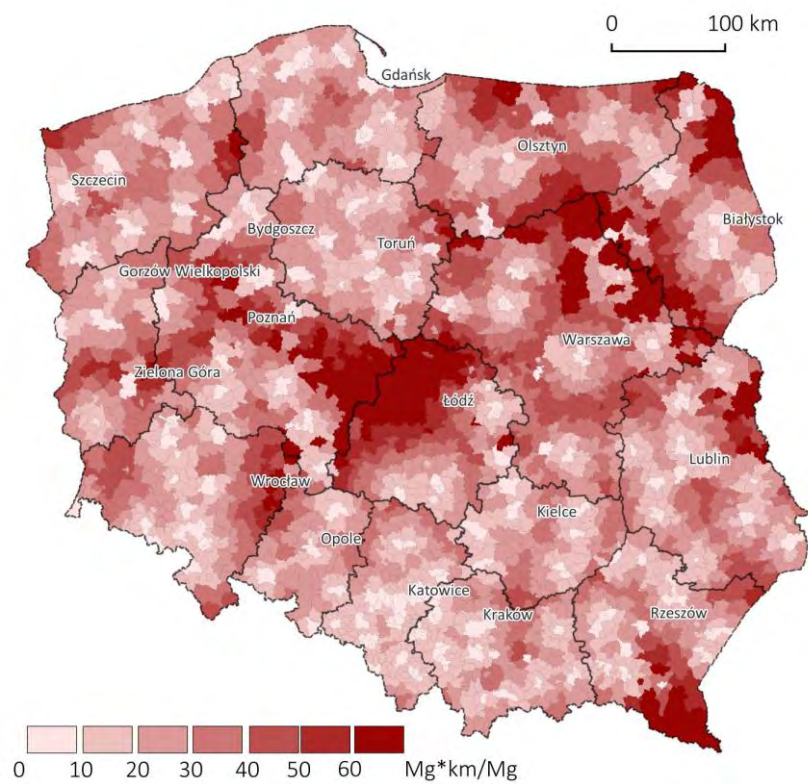


Ryc.A 7Wskaźnik kosztu jednostkowego E według modelu SR_oA



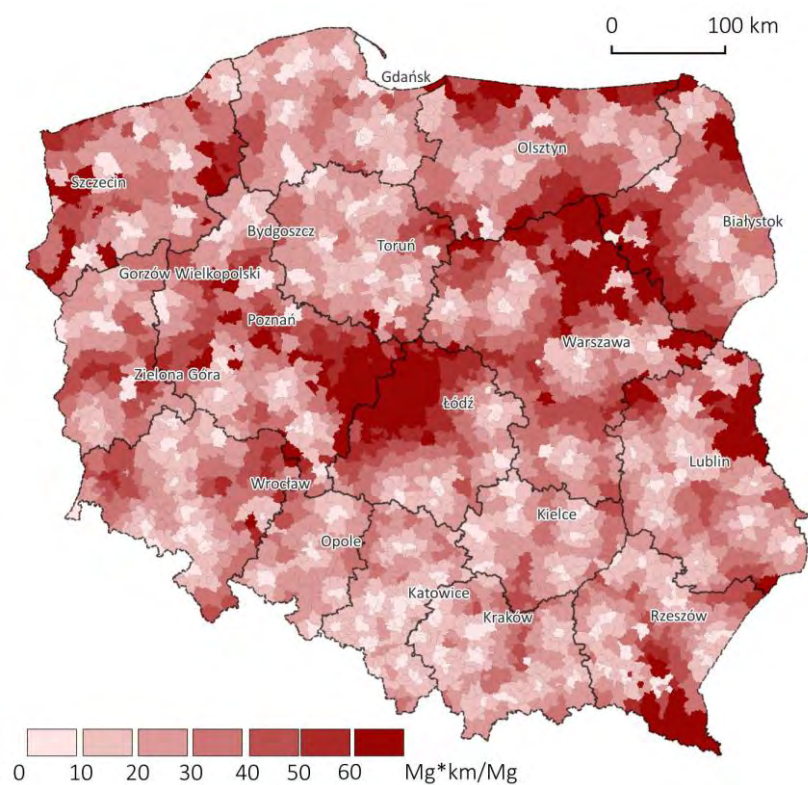
Ryc.A 8 Wskaźnik kosztu jednostkowego E według modelu GK_Pow_1n_oA

Odległość drogowa



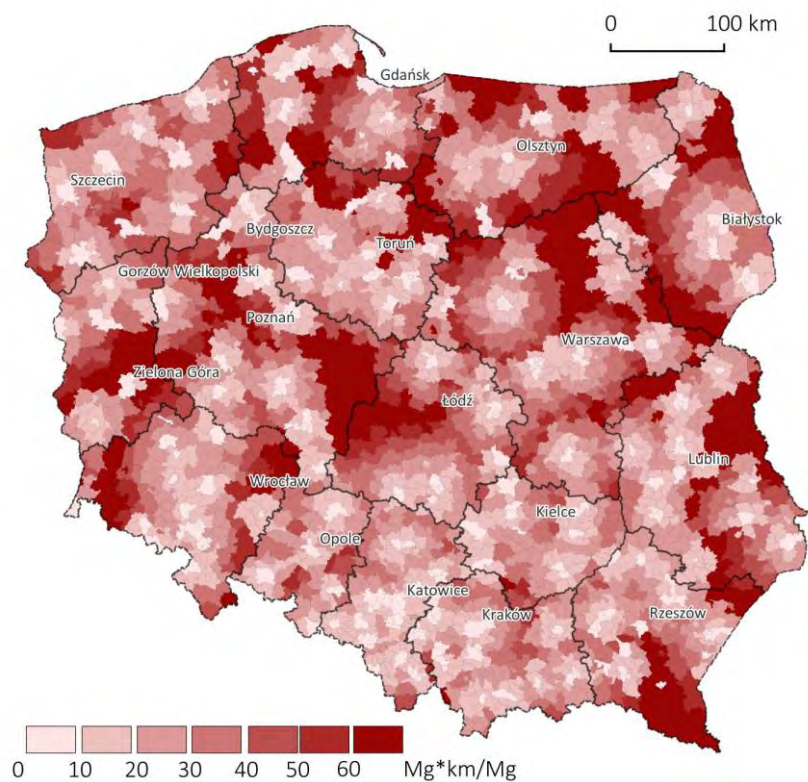
Ryc.A 9 Wskaźnik kosztu jednostkowego E według modelu GK_Pow_1n_rA

Czas podróży



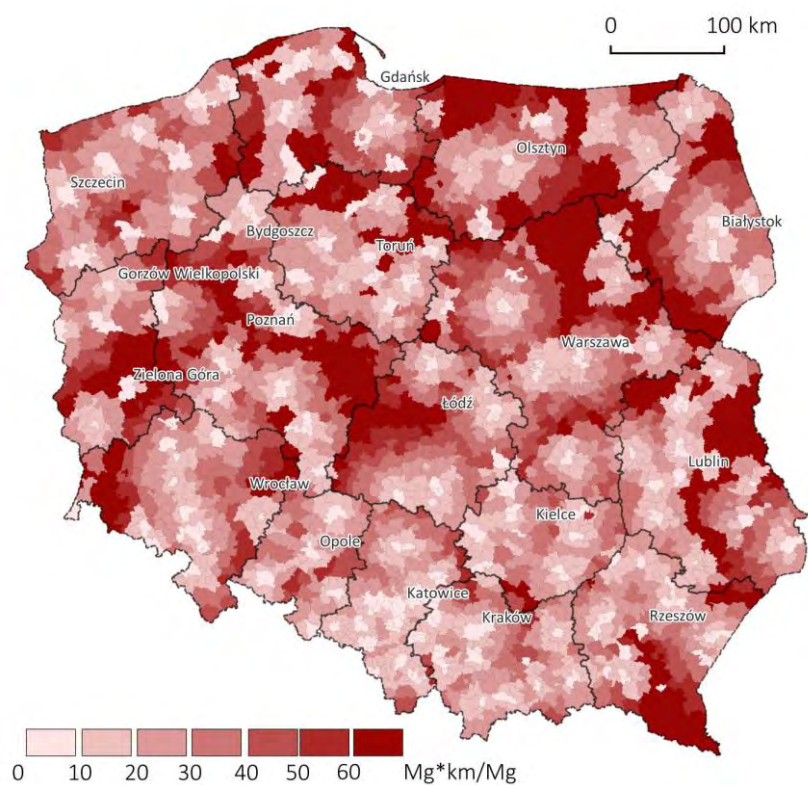
Ryc.A 10 Wskaźnik kosztu jednostkowego E według modelu GK_Pow_1n_tA

Odległość ortodromiczna



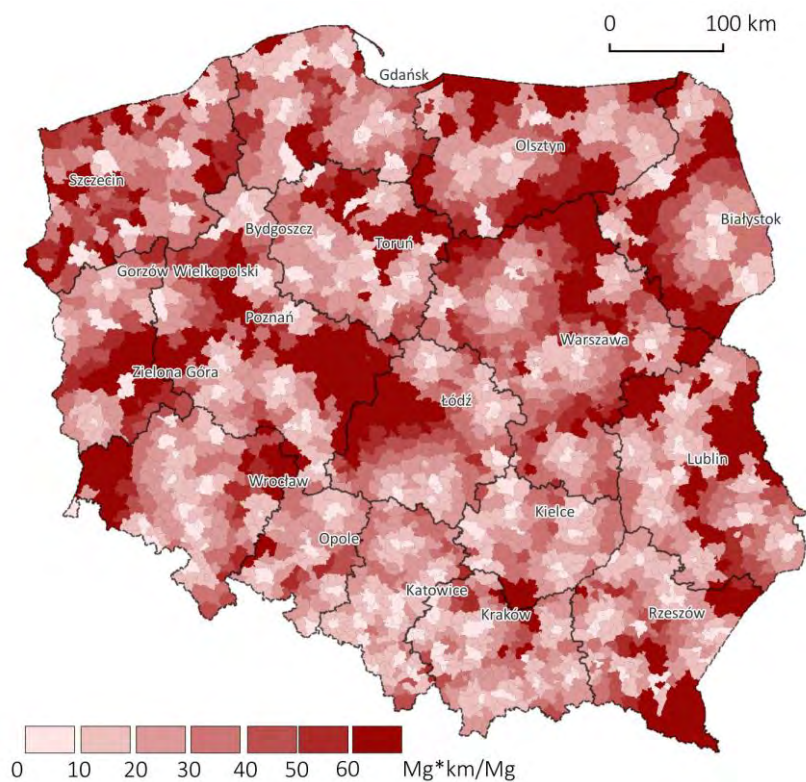
Ryc.A 11 Wskaźnik kosztu jednostkowego E według modelu GK_Pow_1b_oA

Odległość drogowa



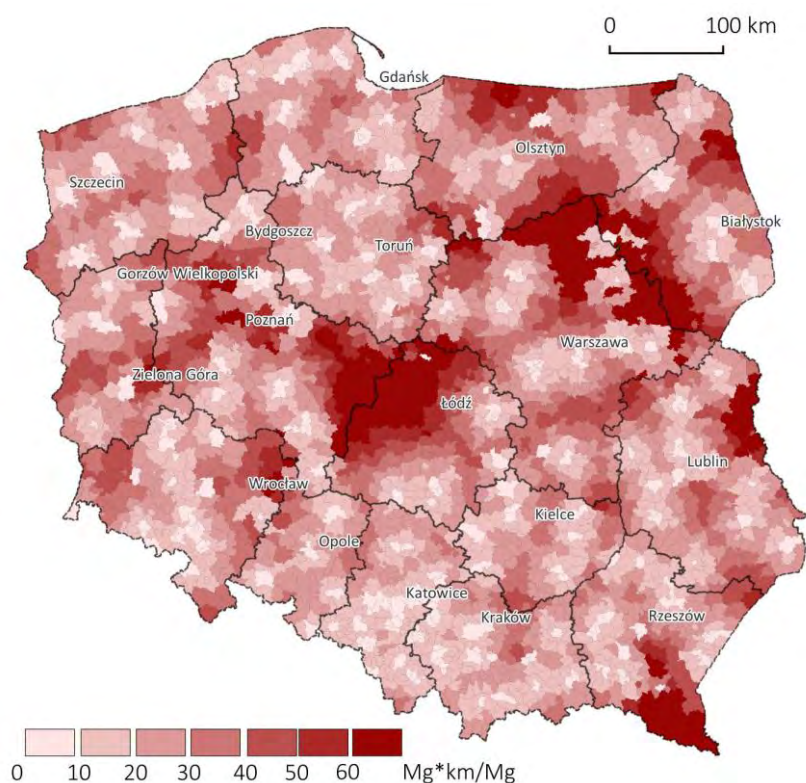
Ryc.A 12 Wskaźnik kosztu jednostkowego E według modelu GK_Pow_1b_rA

Czas podróży

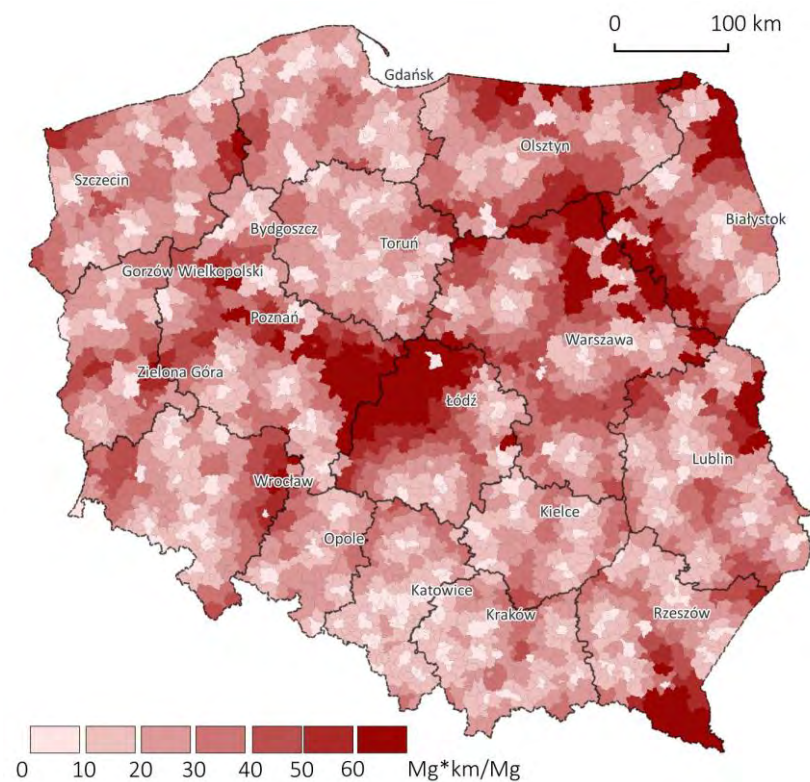
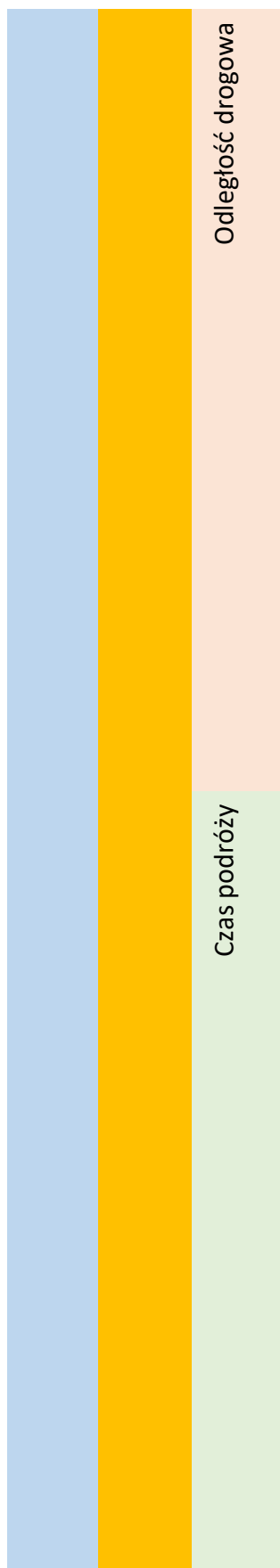


Ryc.A 13 Wskaźnik kosztu jednostkowego E według modelu GK_Pow_1b_rA

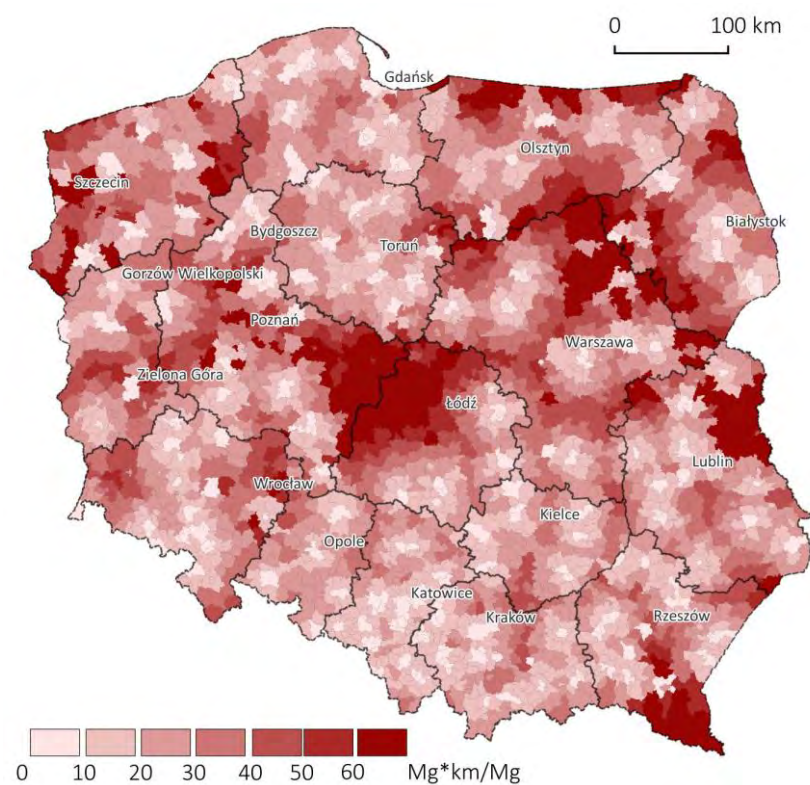
Odległość ortodromiczna



Ryc.A 14 Wskaźnik kosztu jednostkowego E według modelu GK_Pow_2n_oA

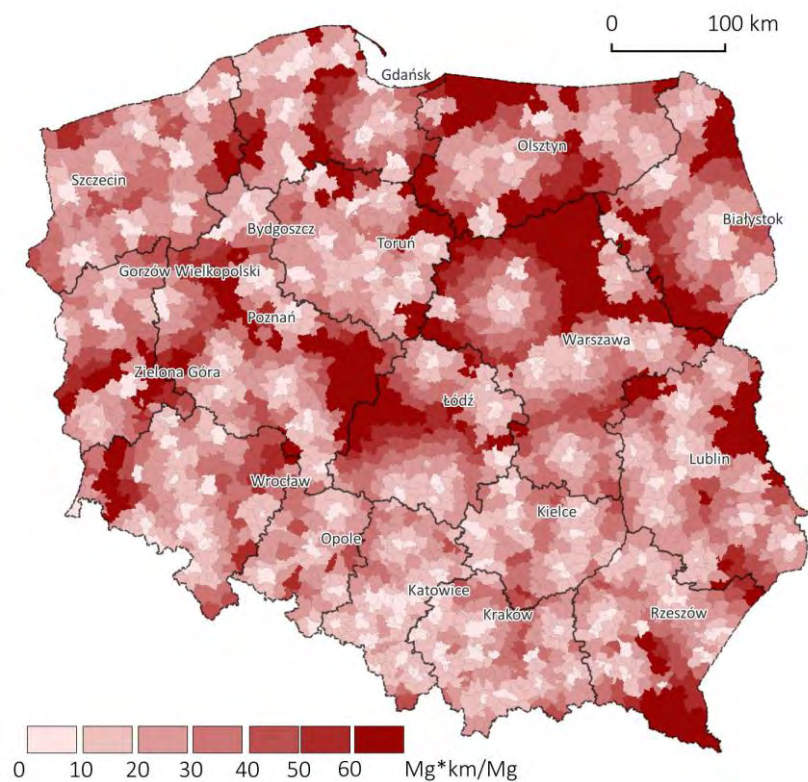


Ryc.A 15 Wskaźnik kosztu jednostkowego E według modelu GK_Pow_2n_rA



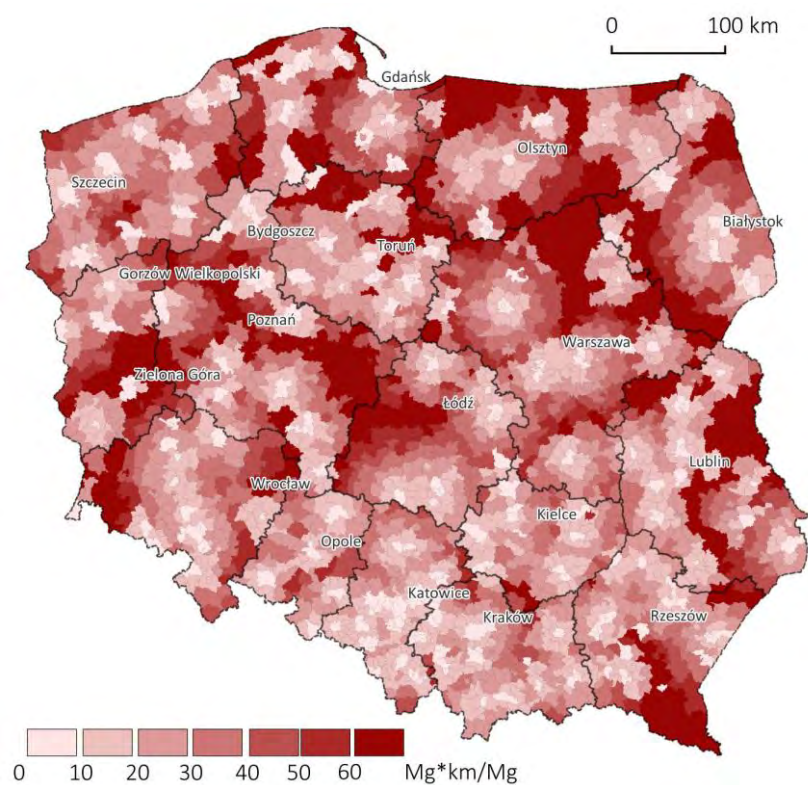
Ryc.A 16 Wskaźnik kosztu jednostkowego E według modelu GK_Pow_2n_tA

Odległość ortodromiczna

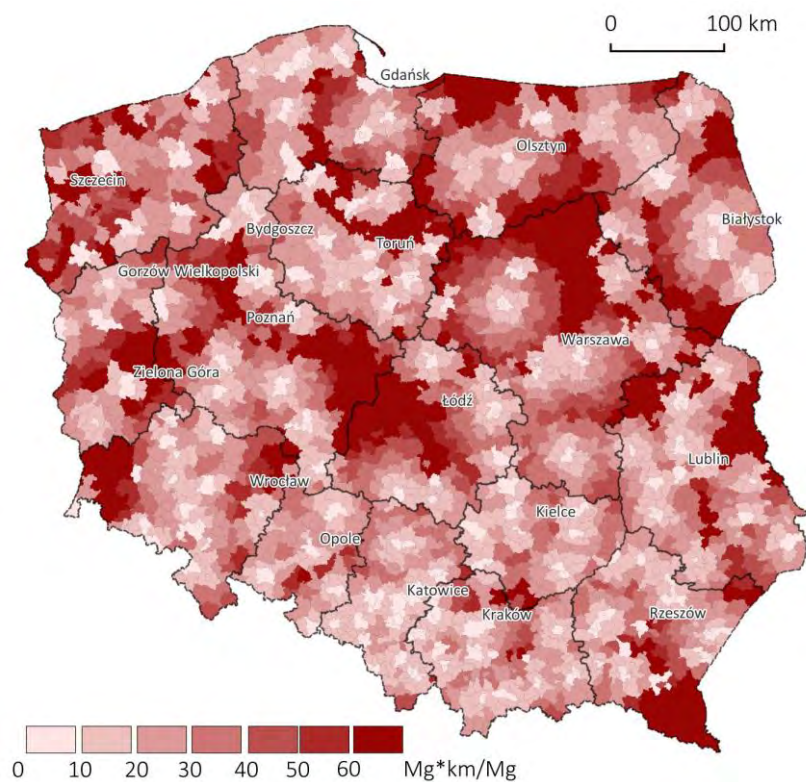


Ryc.A 17 Wskaźnik kosztu jednostkowego E według modelu GK_Pow_2b_oA

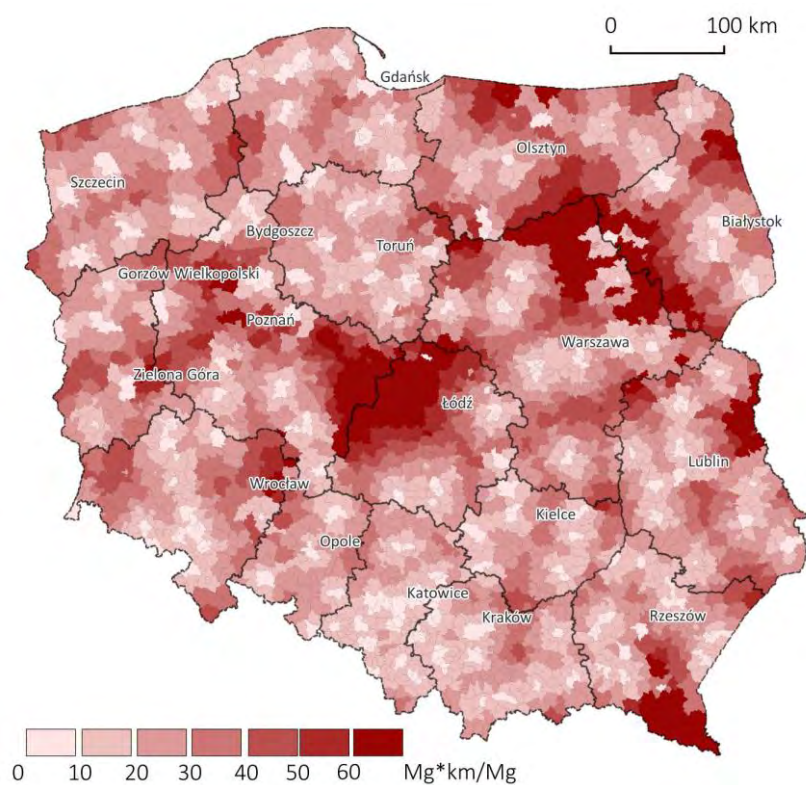
Odległość drogowa



Ryc.A 18 Wskaźnik kosztu jednostkowego E według modelu GK_Pow_2b_rA

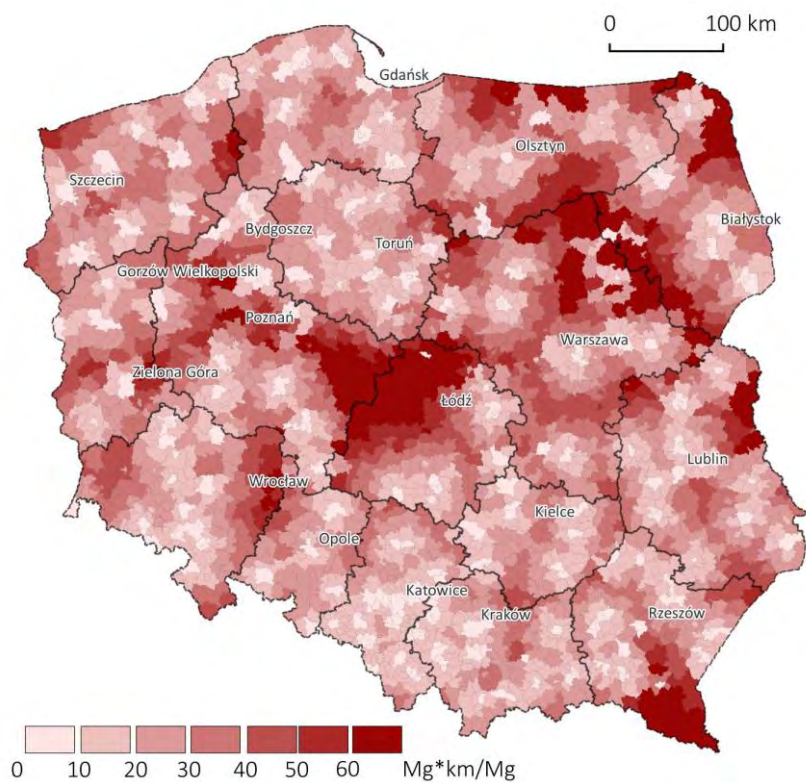


Ryc.A 19 Wskaźnik kosztu jednostkowego E według modelu GK_Pow_2b_rA



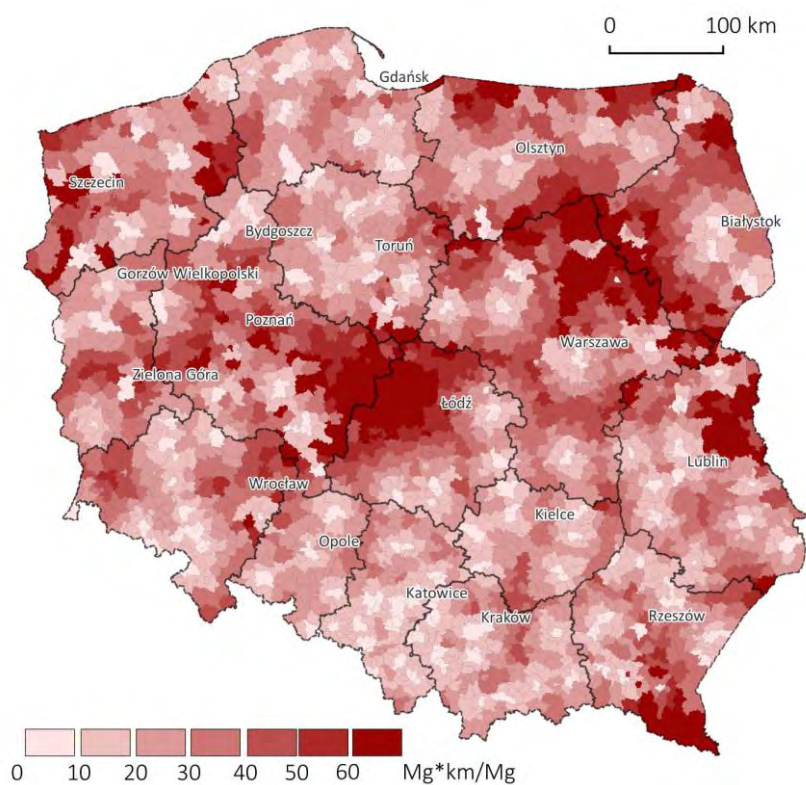
Ryc.A 20 Wskaźnik kosztu jednostkowego E według modelu GK_Exp_1n_oA

Odległość drogowa



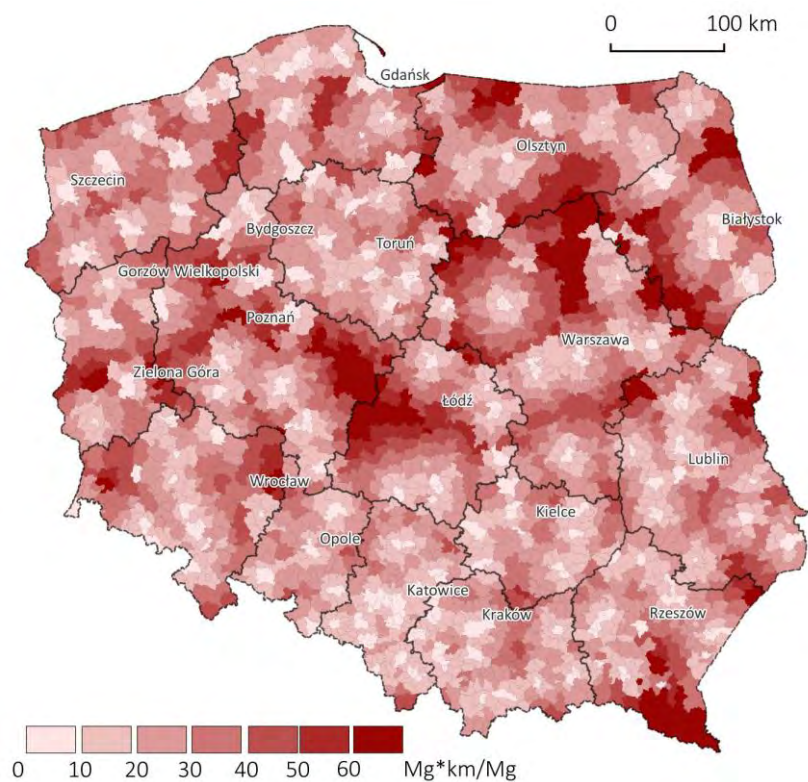
Ryc.A 21 Wskaźnik kosztu jednostkowego E według modelu GK_Exp_1n_rA

Czas podróży



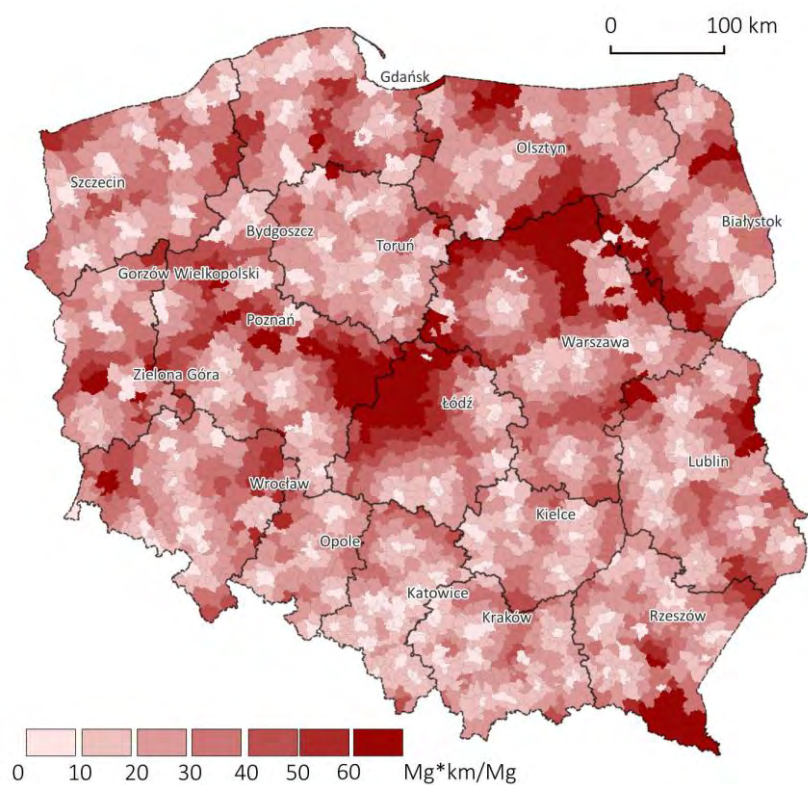
Ryc.A 22 Wskaźnik kosztu jednostkowego E według modelu GK_Exp_1n_tA

Odległość ortodromiczna



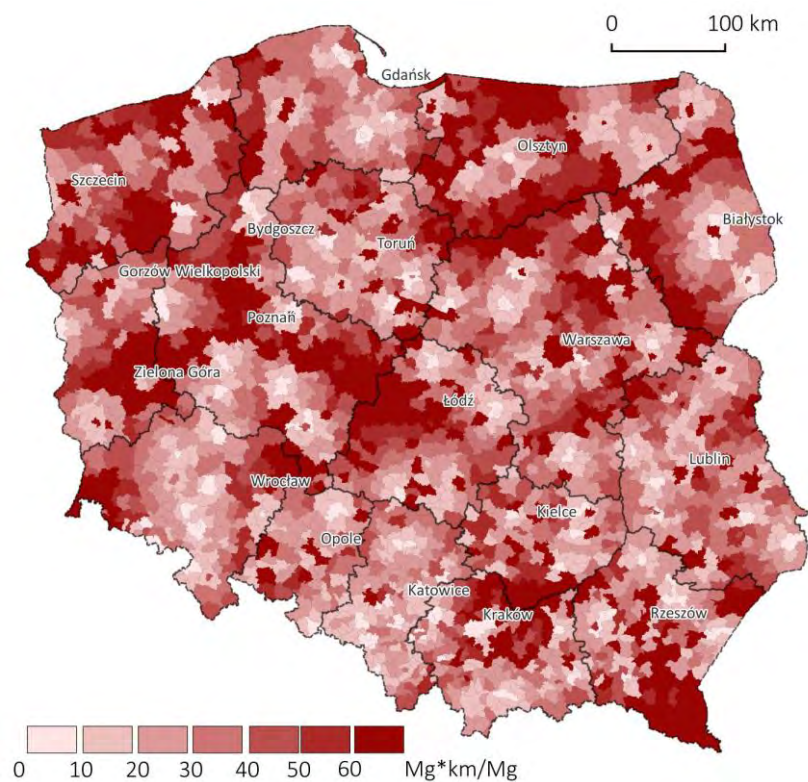
Ryc.A 23 Wskaźnik kosztu jednostkowego E według modelu GK_Exp_1b_oA

Odległość drogowa



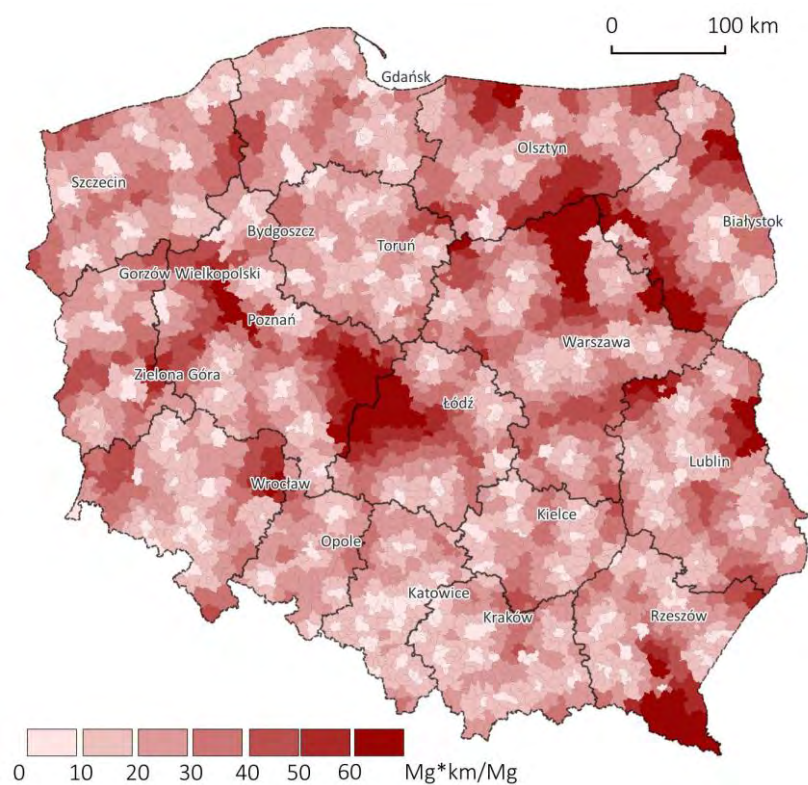
Ryc.A 24 Wskaźnik kosztu jednostkowego E według modelu GK_Exp_1b_rA

Czas podróży

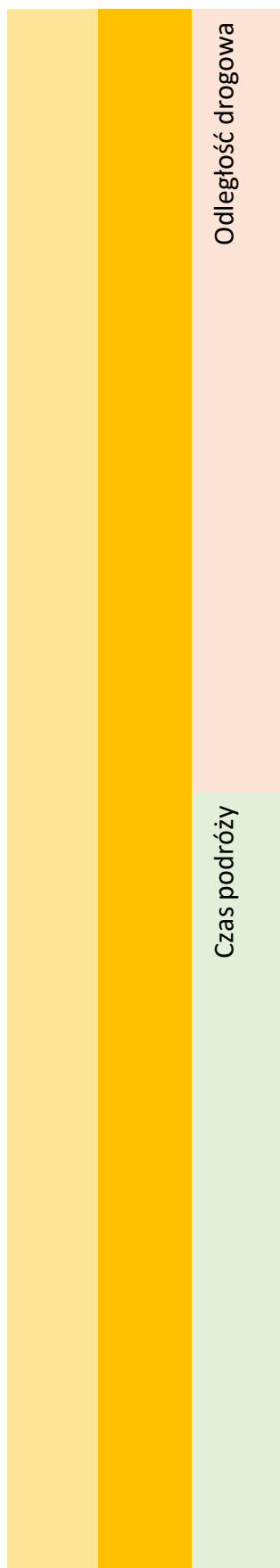


Ryc.A 25 Wskaźnik kosztu jednostkowego E według modelu GK_Exp_1b_tA

Odległość ortodromiczna

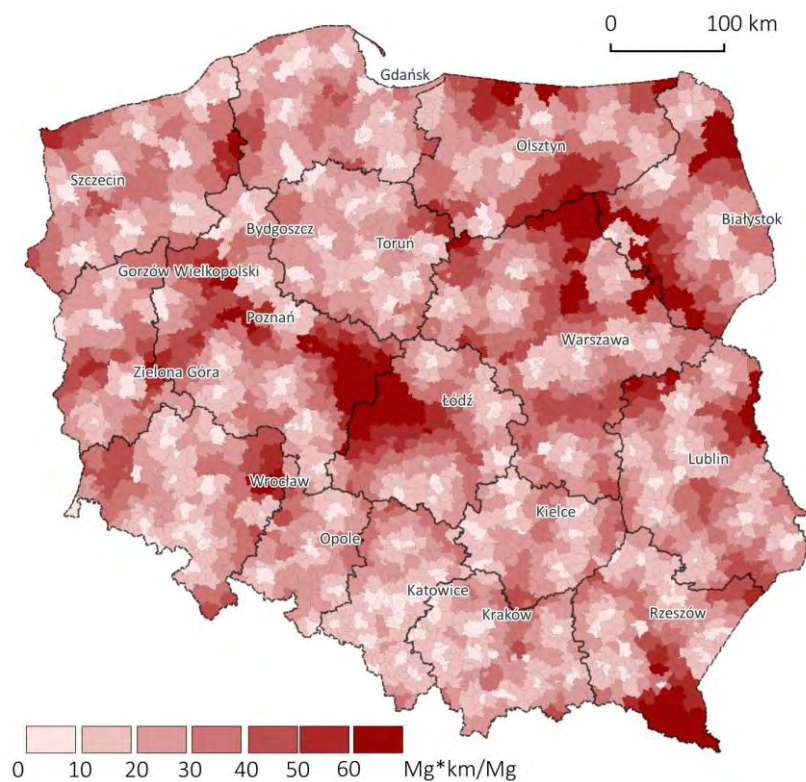


Ryc.A 26 Wskaźnik kosztu jednostkowego E według modelu GK_Exp_2n_oA

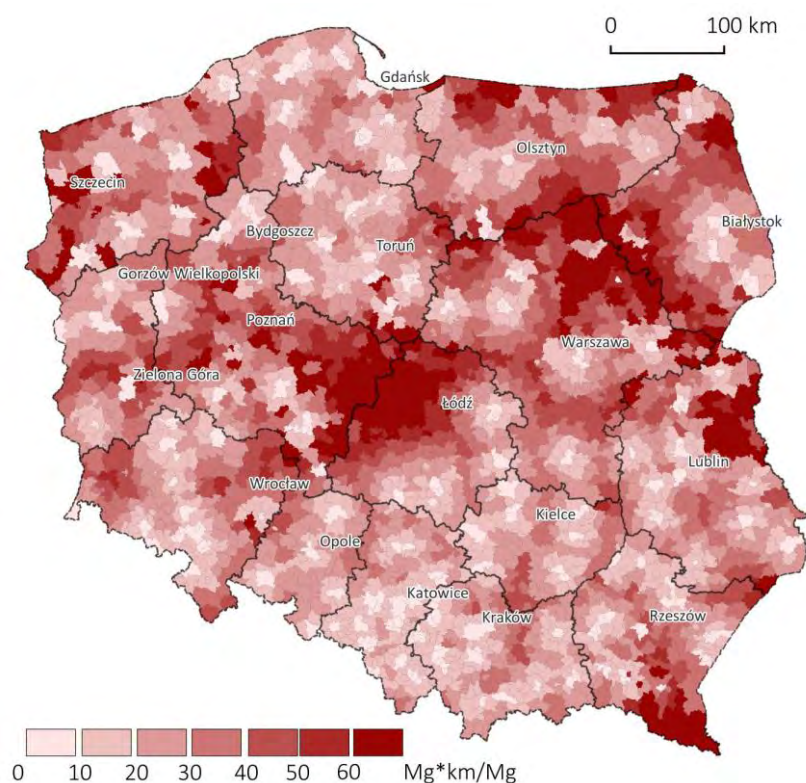


Odległość drogowa

Czas podróży

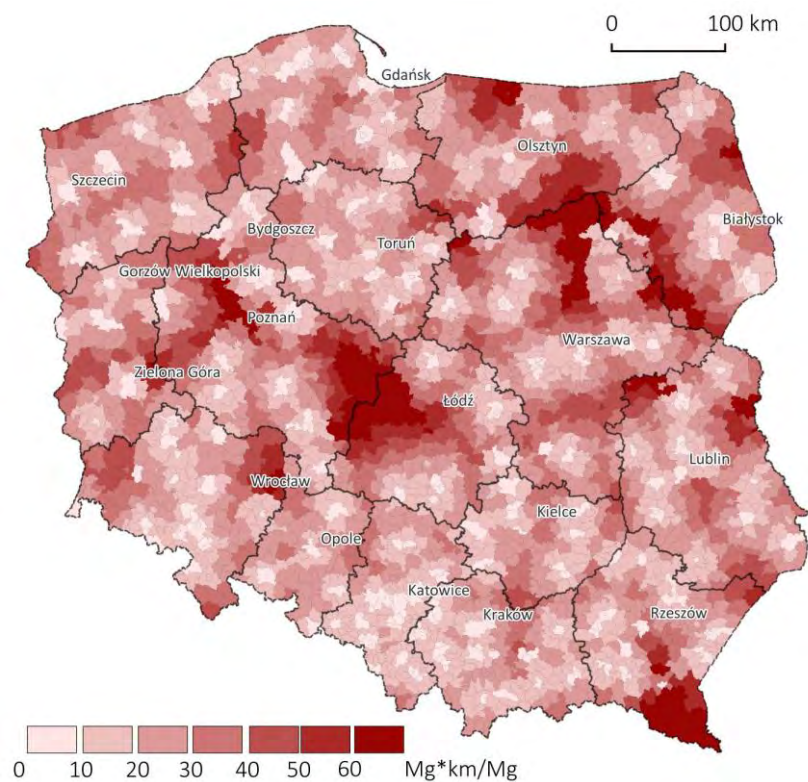


Ryc.A 27 Wskaźnik kosztu jednostkowego E według modelu GK_Exp_2n_rA



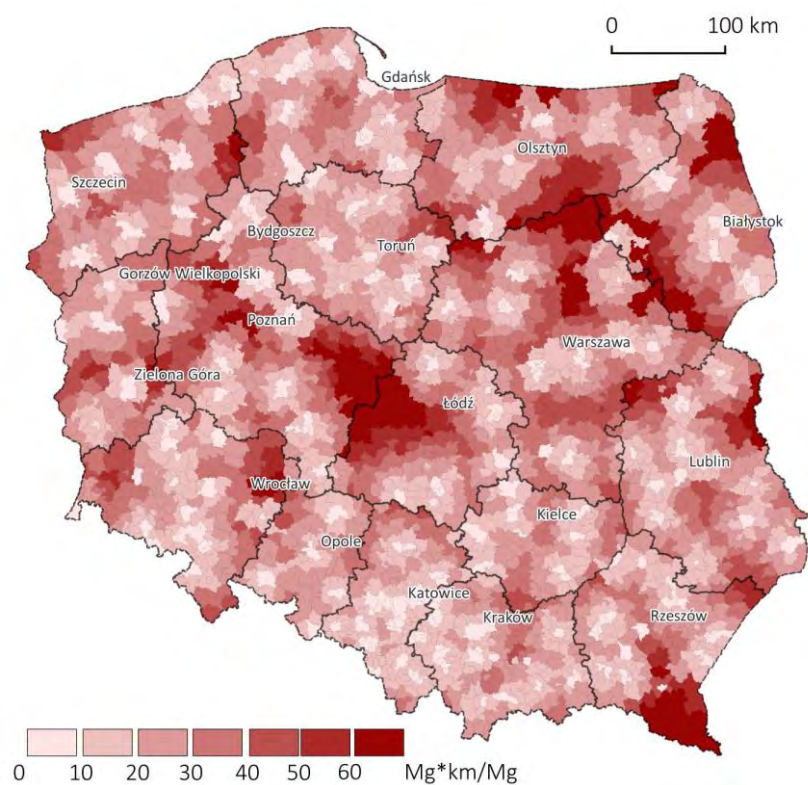
Ryc.A 28 Wskaźnik kosztu jednostkowego E według modelu GK_Exp_2n_tA

Odległość ortodromiczna

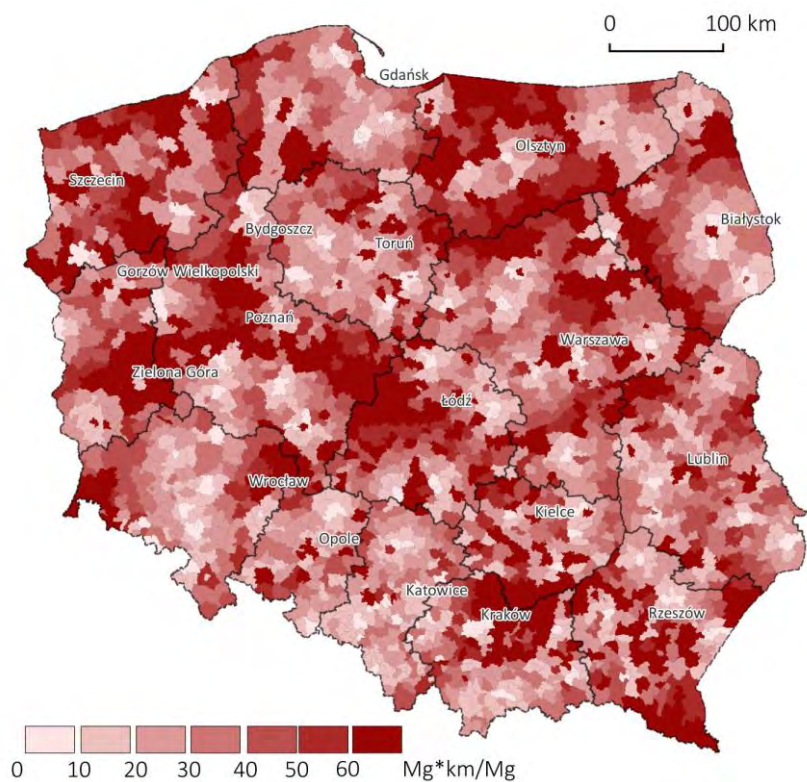


Ryc.A 29 Wskaźnik kosztu jednostkowego E według modelu GK_Exp_2b_oA

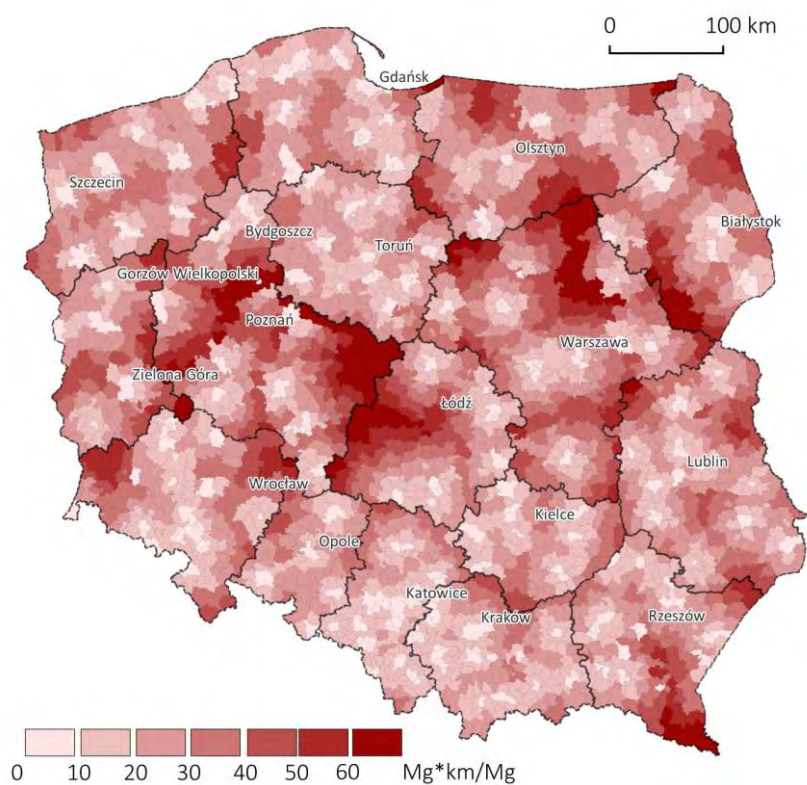
Odległość drogowa



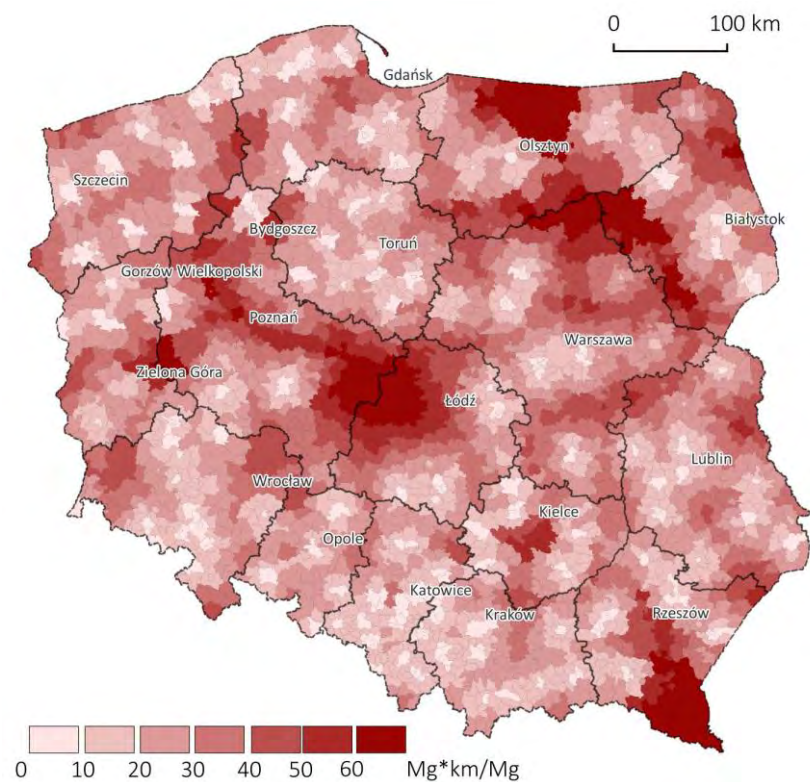
Ryc.A 30 Wskaźnik kosztu jednostkowego E według modelu GK_Exp_2b_rA



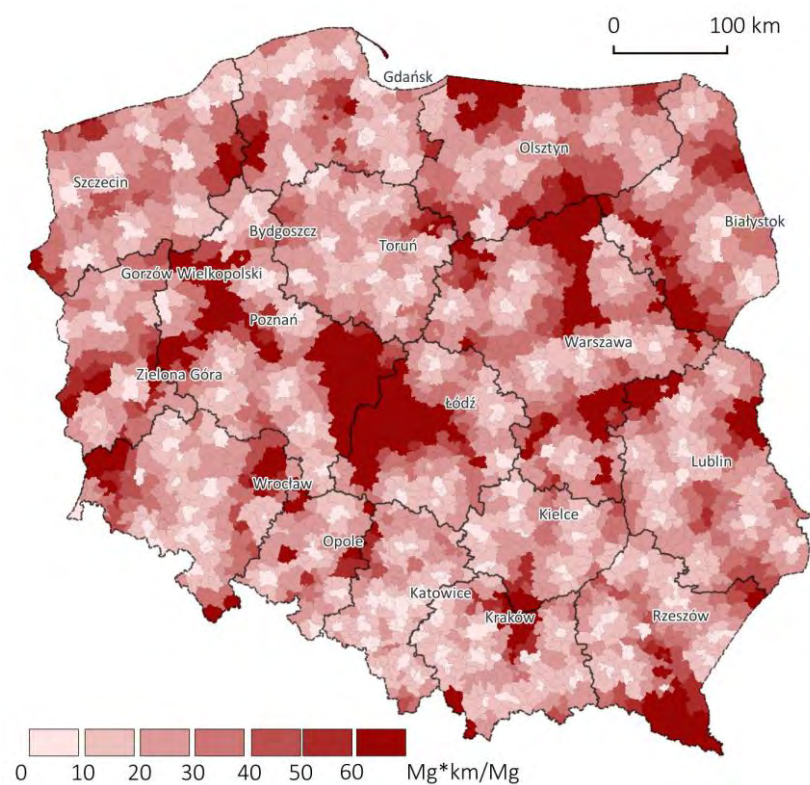
Ryc.A 31 Wskaźnik kosztu jednostkowego E według modelu GK_Exp_2b_tA



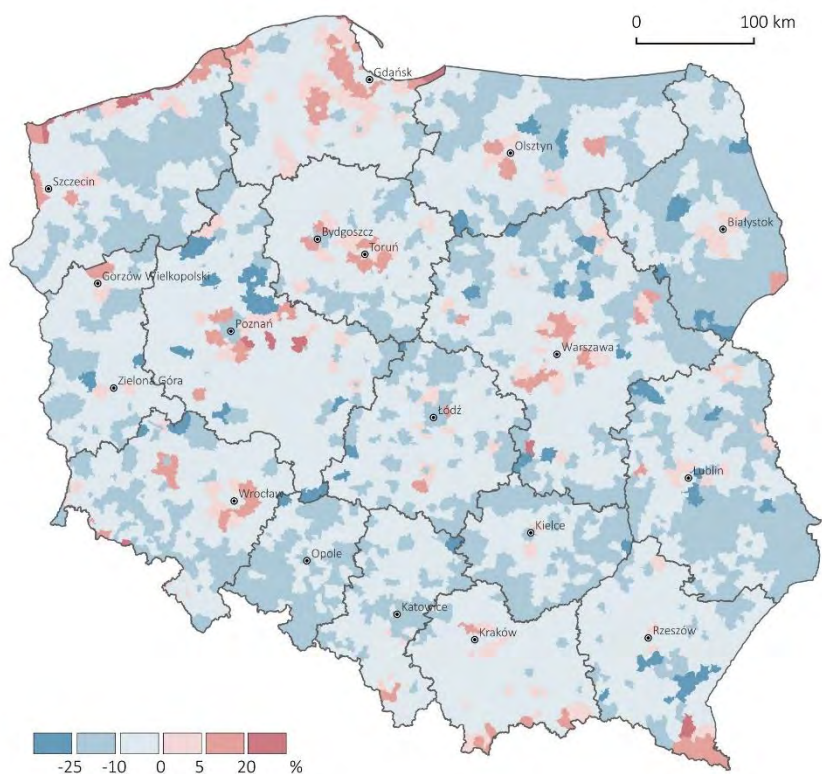
Ryc.A 32 Wskaźnik kosztu jednostkowego E według modelu SR_oA.



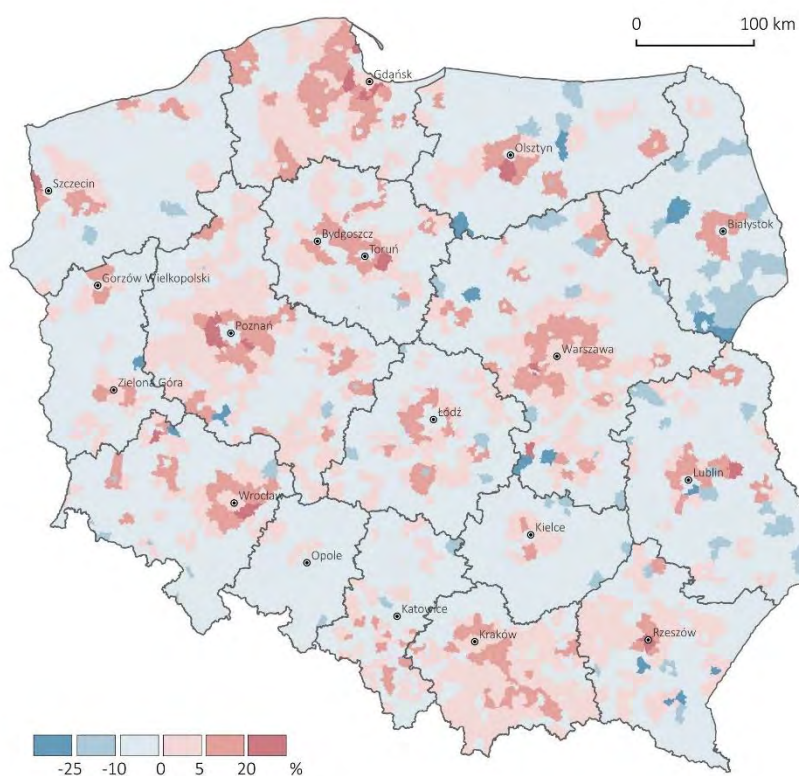
Ryc.A 33 Wskaźnik kosztu jednostkowego E według modelu GI_Iss_1n_oA.



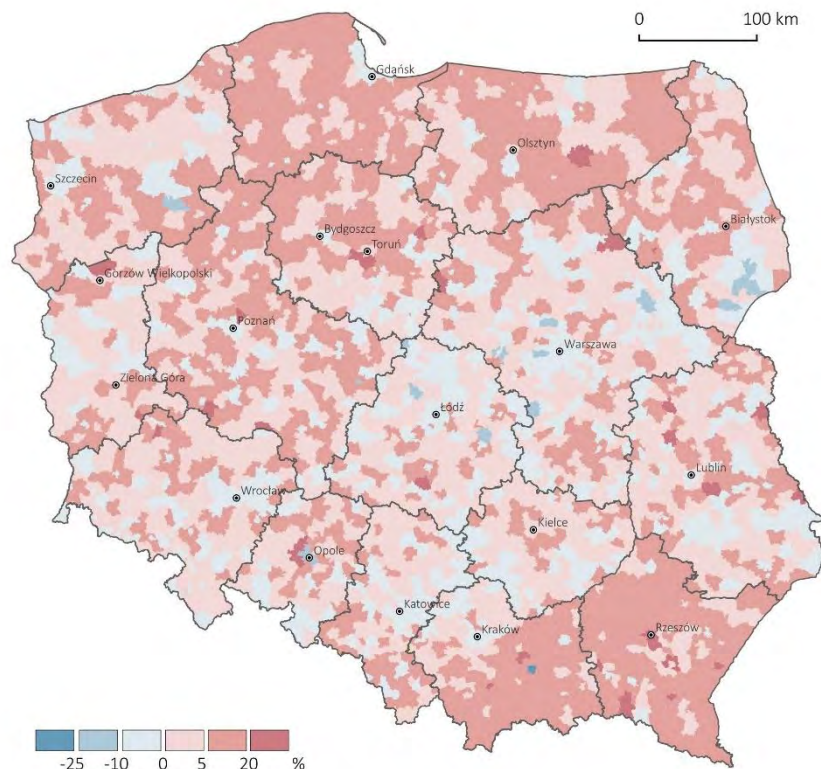
Ryc.A 34 Wskaźnik kosztu jednostkowego E według modelu GI_Rec_1n_oA.



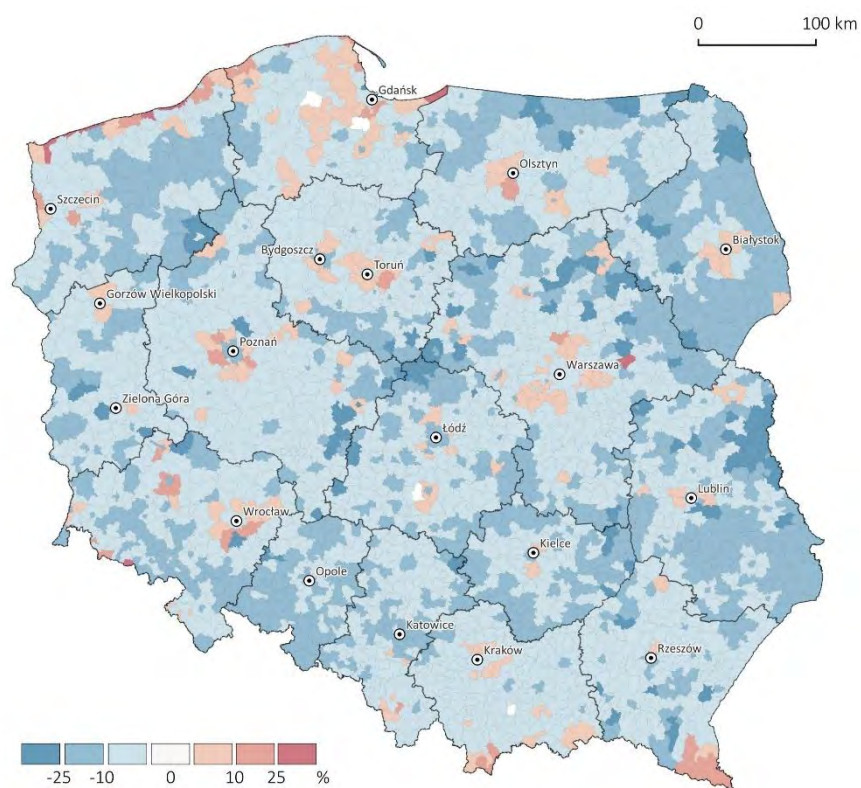
Ryc.A 35 Zmiana kosztów dystrybucji odpadów zmieszanych DC w scenariuszu k-B w stosunku do scenariusza k-A według modelu SK_oX



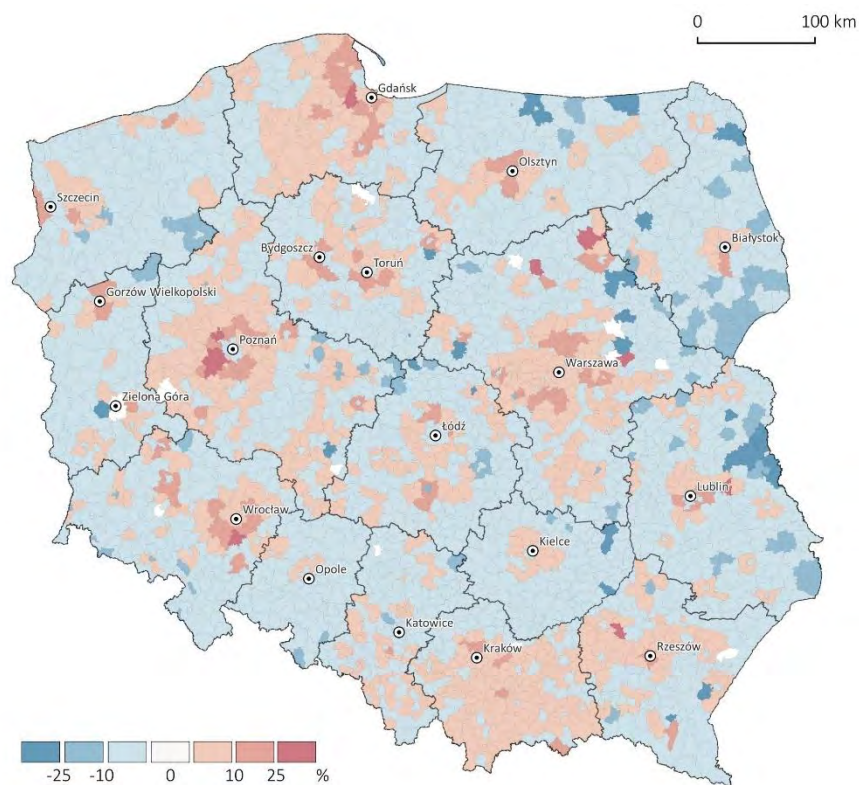
Ryc.A 36 Zmiana kosztów dystrybucji odpadów zmieszanych DC w scenariuszu k-C w stosunku do scenariusza k-A według modelu SK_oX



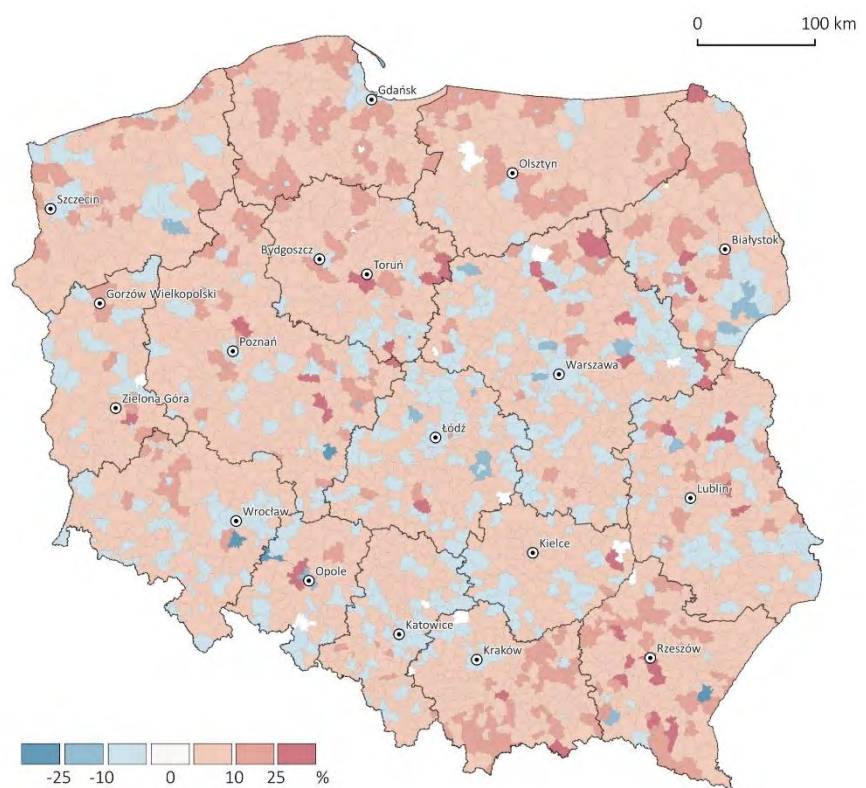
Ryc.A 37 Zmiana kosztów dystrybucji odpadów zmieszanych DC w scenariuszu k-D w stosunku do scenariusza k-A według modelu SK_oX



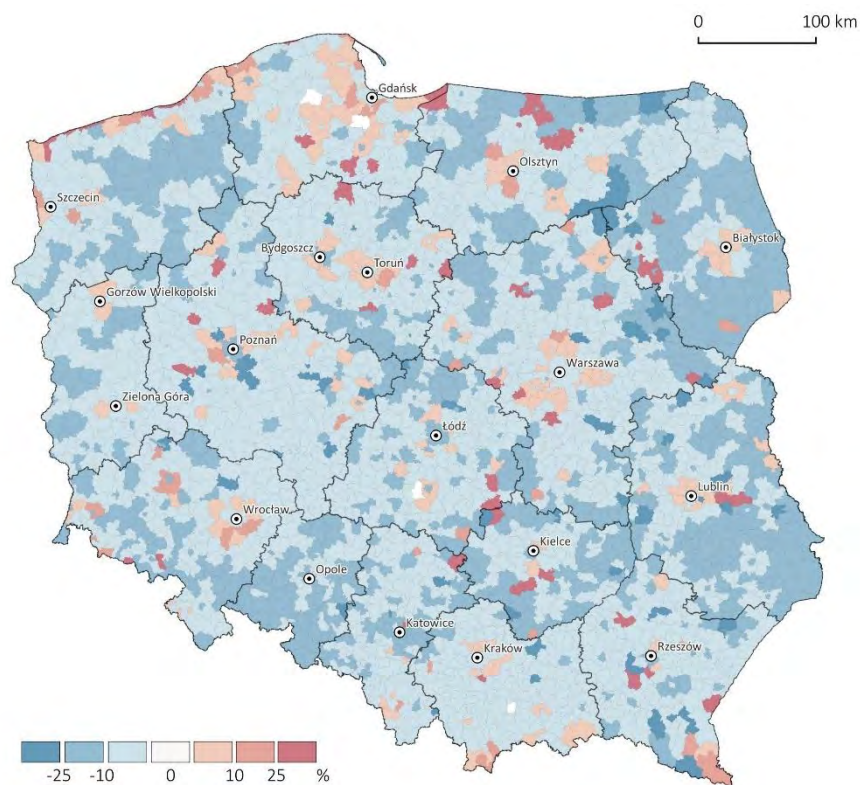
Ryc.A 38 Zmiana kosztów dystrybucji odpadów zmieszanych DC w scenariuszu k-B w stosunku do scenariusza k-A według modelu GK_Pow_1n_oX



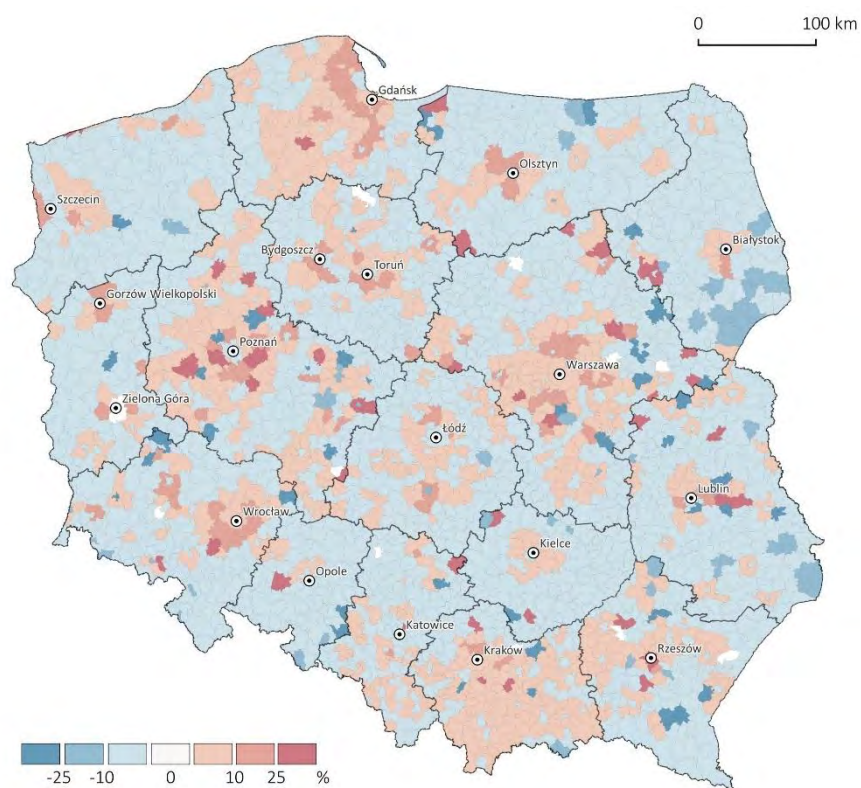
Ryc.A 39 Zmiana kosztów dystrybucji odpadów zmieszanych DC w scenariuszu k-C w stosunku do scenariusza k-A według modelu GK_Pow_1n_oX



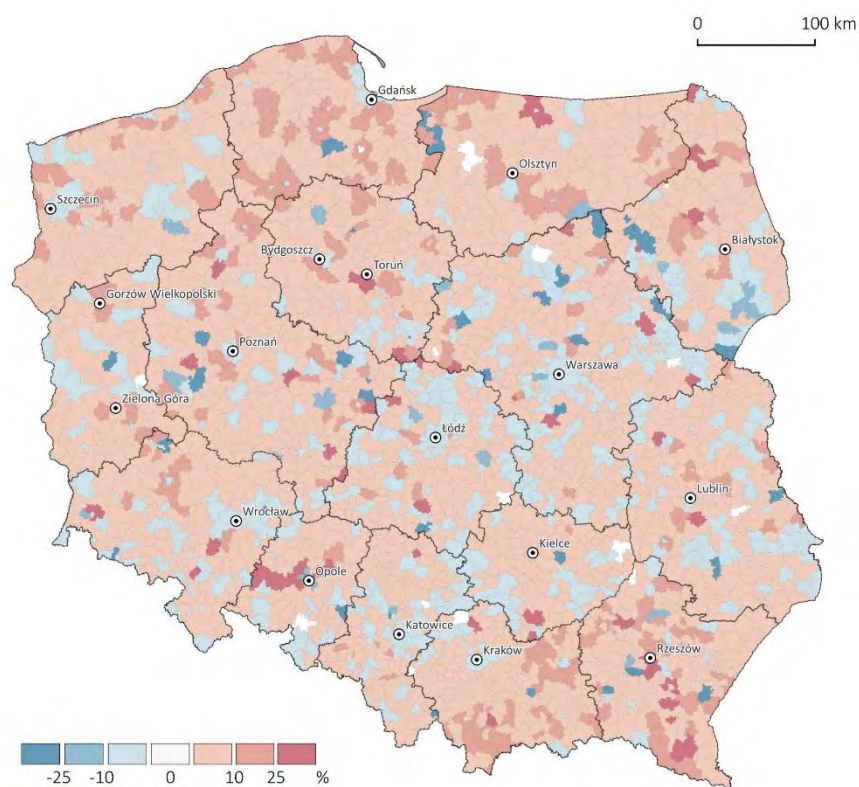
Ryc.A 40 Zmiana kosztów dystrybucji odpadów zmieszanych DC w scenariuszu k-D w stosunku do scenariusza k-A według modelu GK_Pow_1n_oX



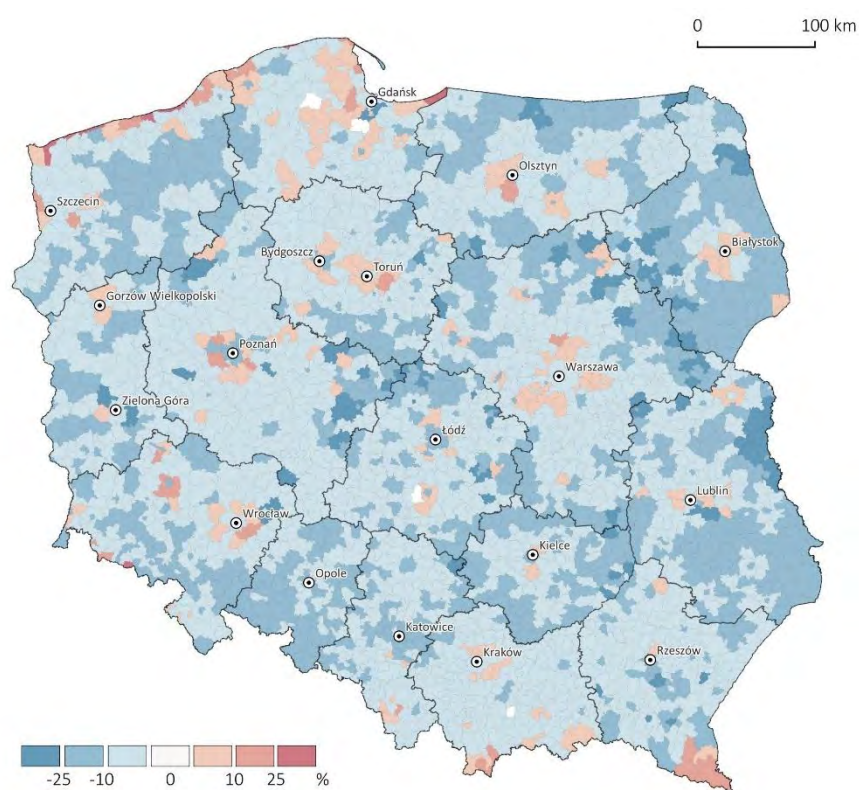
Ryc.A 41 Zmiana kosztów dystrybucji odpadów zmieszanych DC w scenariuszu k-B w stosunku do scenariusza k-A według modelu GK_Pow_1b_oX



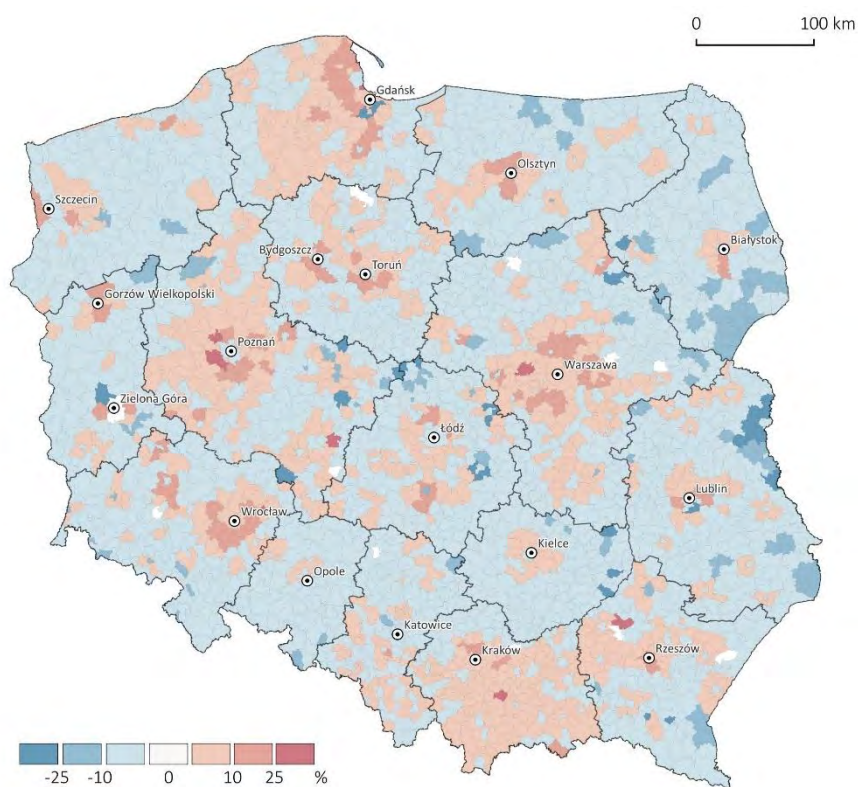
Ryc.A 42 Zmiana kosztów dystrybucji odpadów zmieszanych DC w scenariuszu k-C w stosunku do scenariusza k-A według modelu GK_Pow_1b_oX



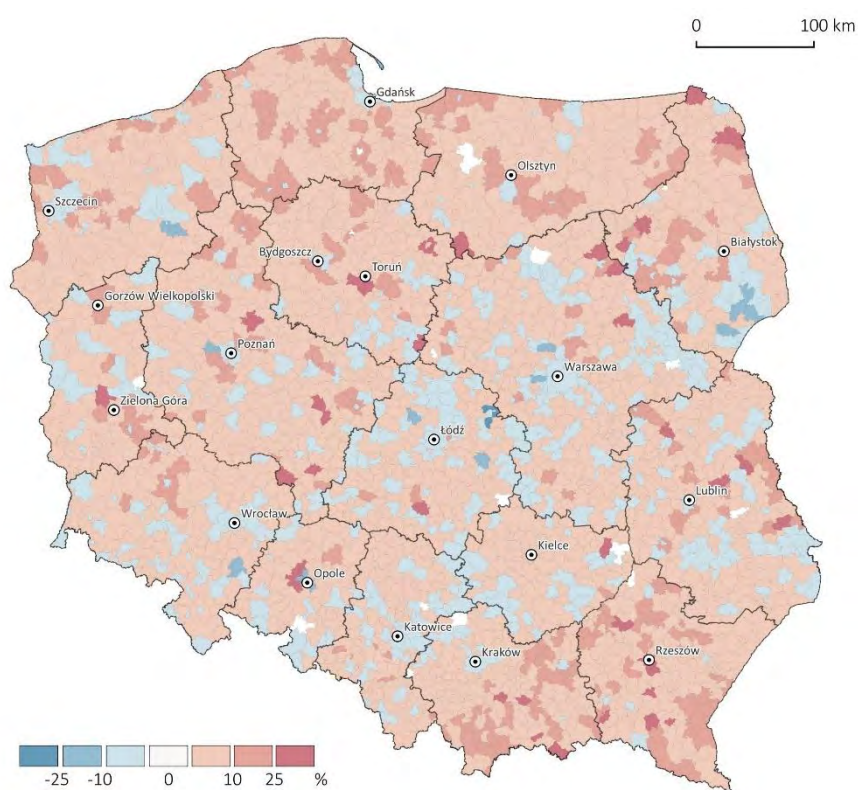
Ryc.A 43 Zmiana kosztów dystrybucji odpadów zmieszanych DC w scenariuszu k-D w stosunku do scenariusza k-A według modelu GK_Pow_1b_oX



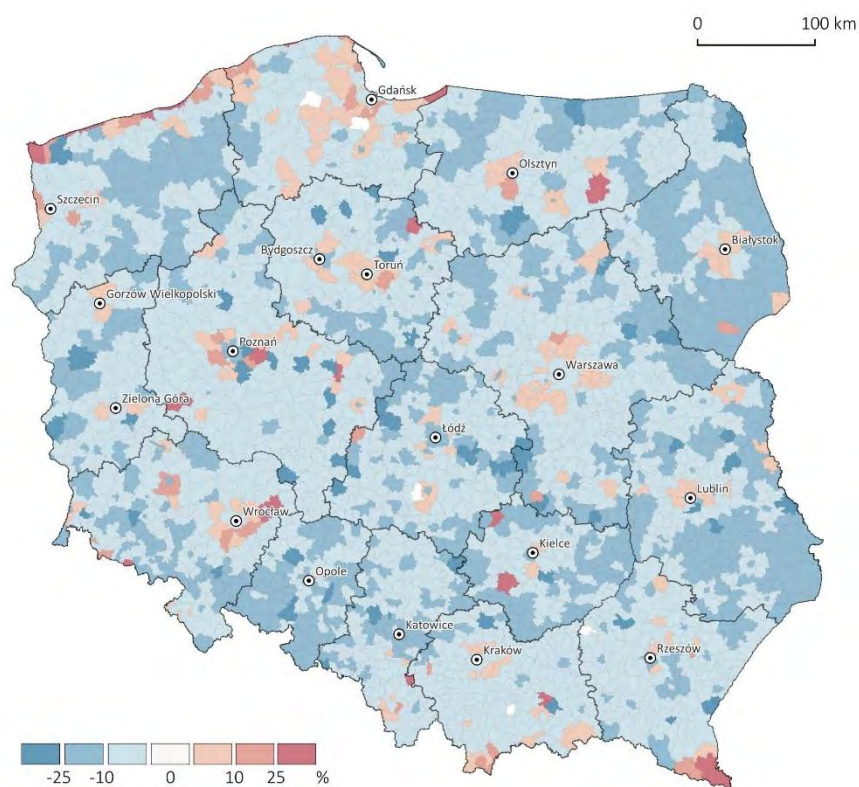
Ryc.A 44 Zmiana kosztów dystrybucji odpadów zmieszanych DC w scenariuszu k-B w stosunku do scenariusza k-A według modelu GK_Pow_2n_oX



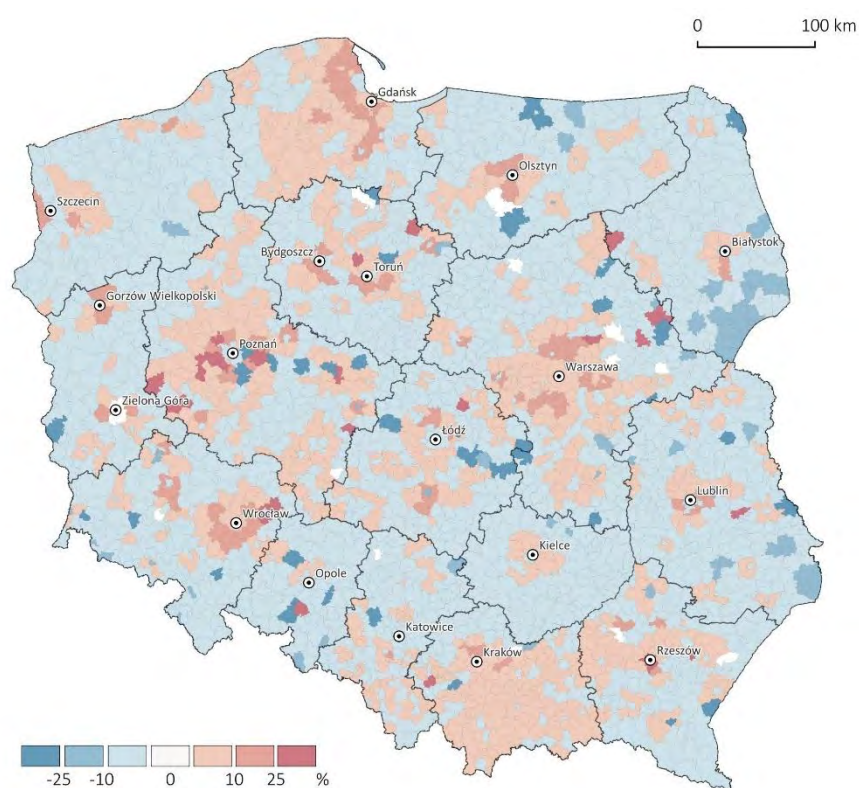
Ryc.A 45 Zmiana kosztów dystrybucji odpadów zmieszanych DC w scenariuszu k-C w stosunku do scenariusza k-A według modelu GK_Pow_2n_oX



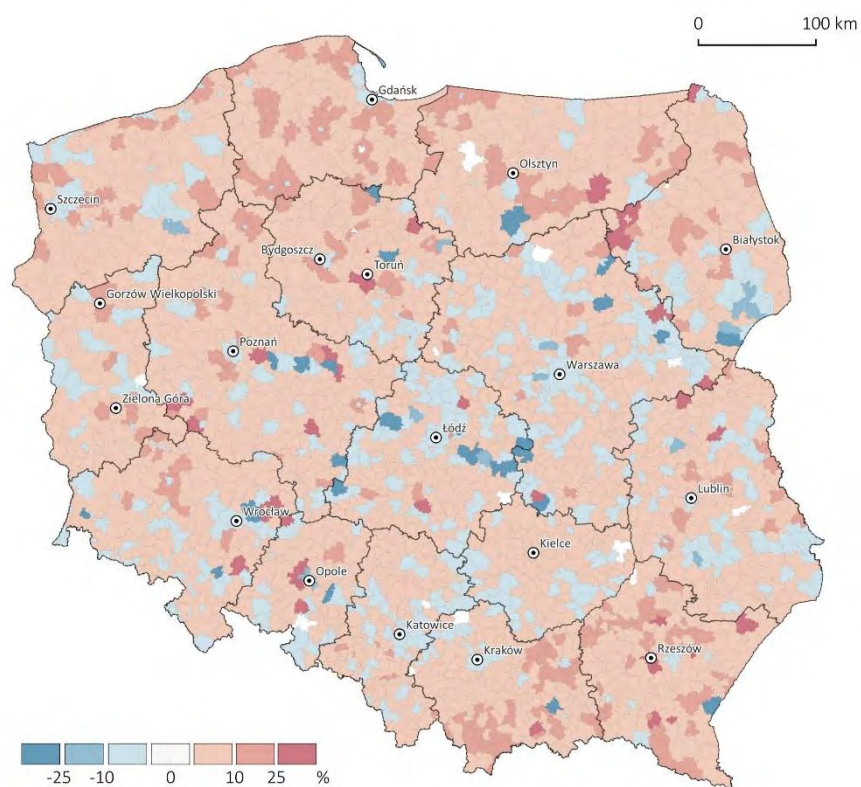
Ryc.A 46 Zmiana kosztów dystrybucji odpadów zmieszanych DC w scenariuszu k-D w stosunku do scenariusza k-A według modelu GK_Pow_2n_oX



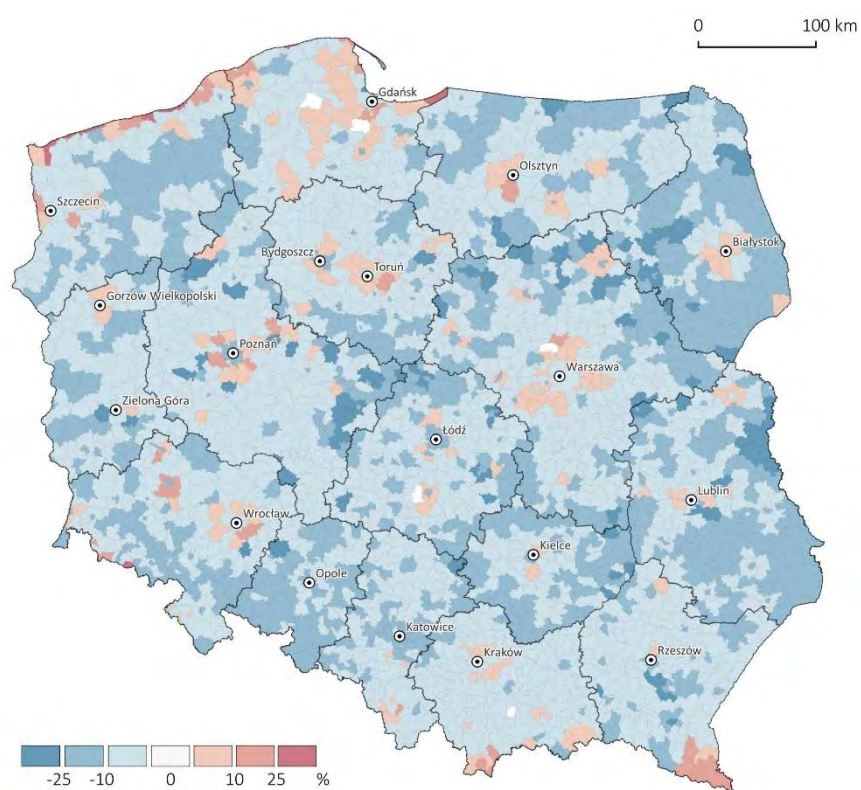
Ryc.A 47 Zmiana kosztów dystrybucji odpadów zmieszanych DC w scenariuszu k-B w stosunku do scenariusza k-A według modelu GK_Pow_2b_oX



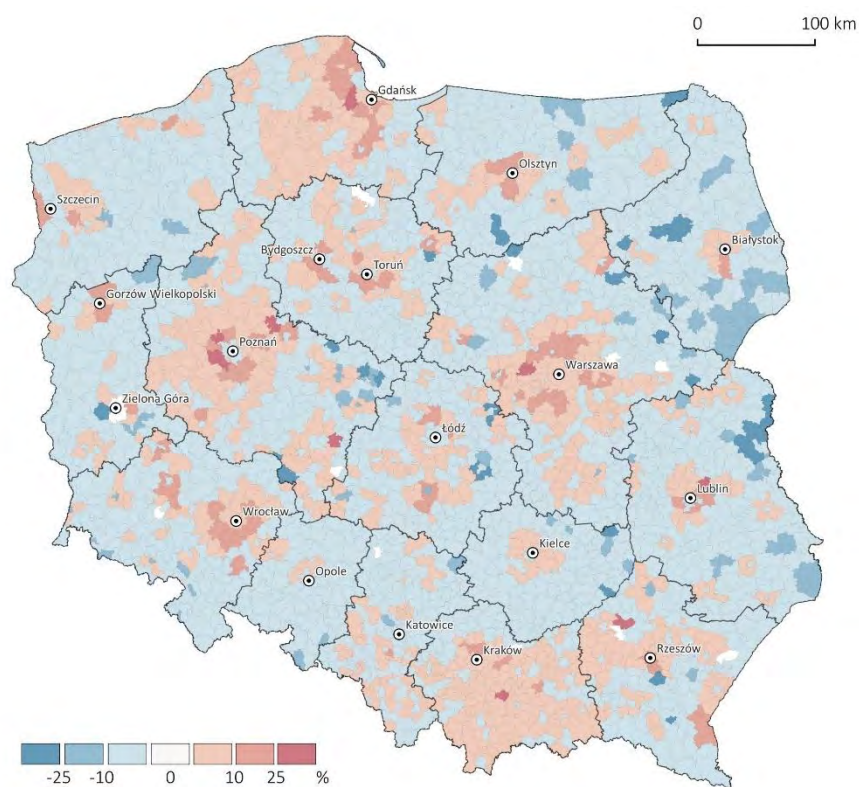
Ryc.A 48 Zmiana kosztów dystrybucji odpadów zmieszanych DC w scenariuszu k-C w stosunku do scenariusza k-A według modelu GK_Pow_2b_oX



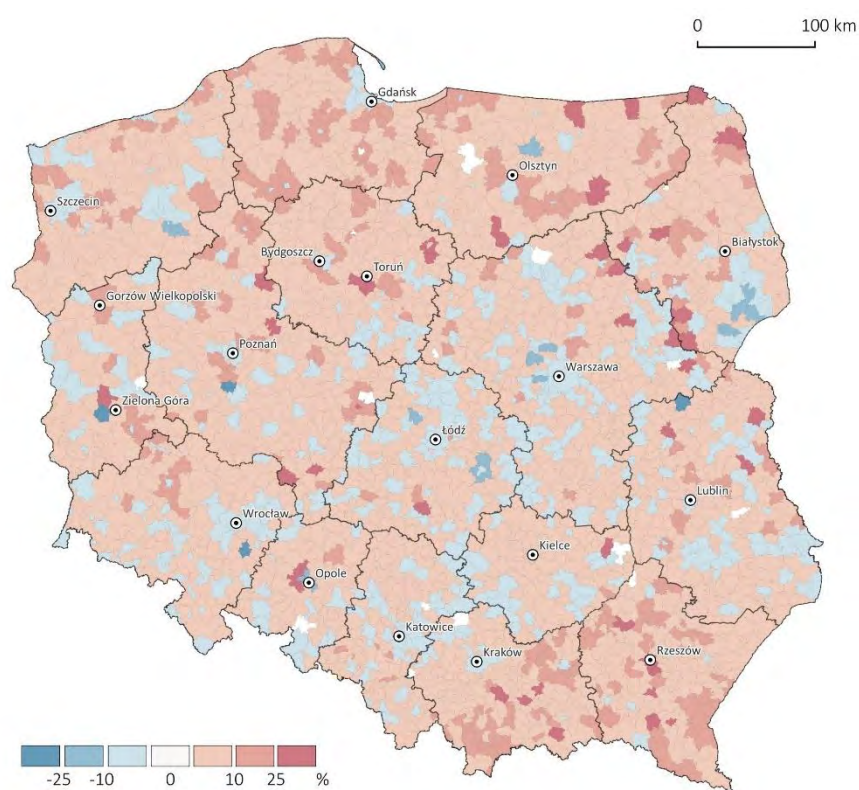
Ryc.A 49 Zmiana kosztów dystrybucji odpadów zmieszanych DC w scenariuszu k-D w stosunku do scenariusza k-A według modelu GK_Pow_2b_oX



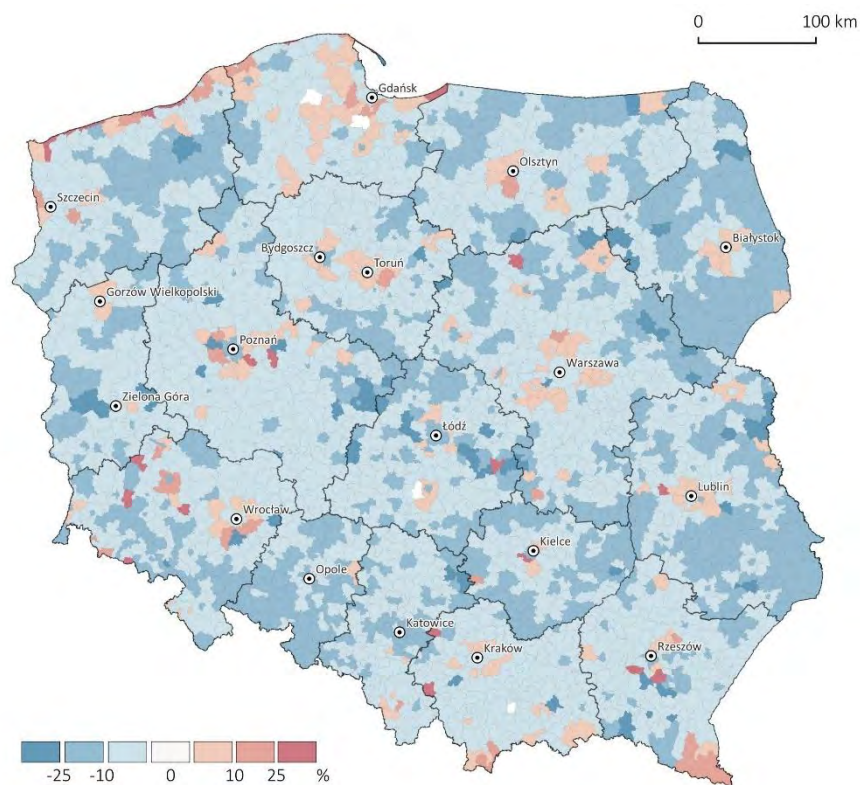
Ryc.A 50 Zmiana kosztów dystrybucji odpadów zmieszanych DC w scenariuszu k-B w stosunku do scenariusza k-A według modelu GK_Exp_1n_oX



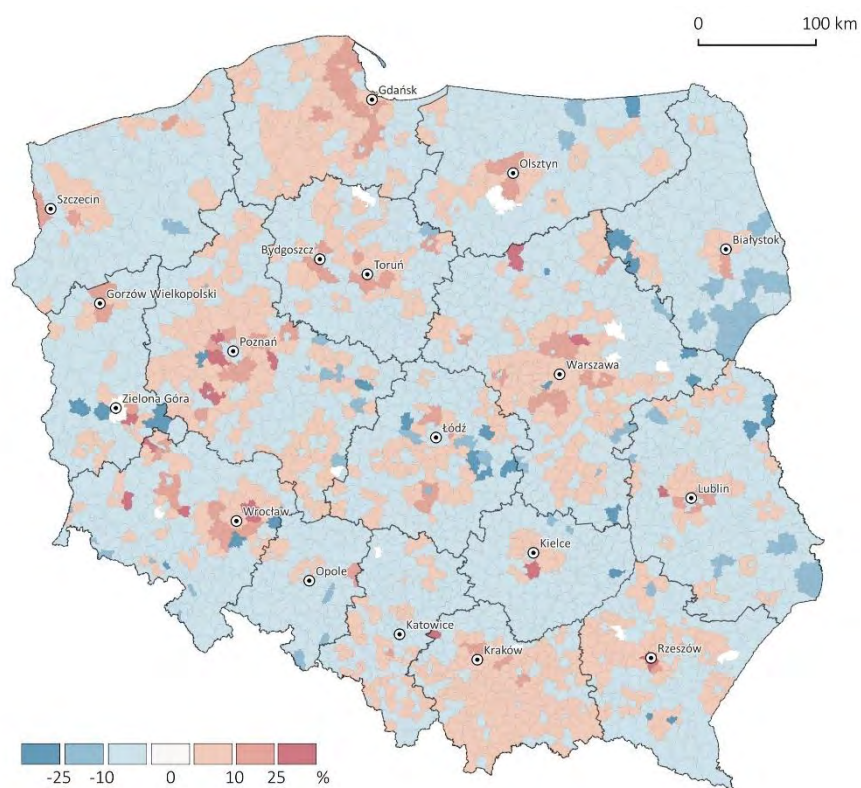
Ryc.A 51 Zmiana kosztów dystrybucji odpadów zmieszanych DC w scenariuszu k-C w stosunku do scenariusza k-A według modelu GK_Exp_1n_oX



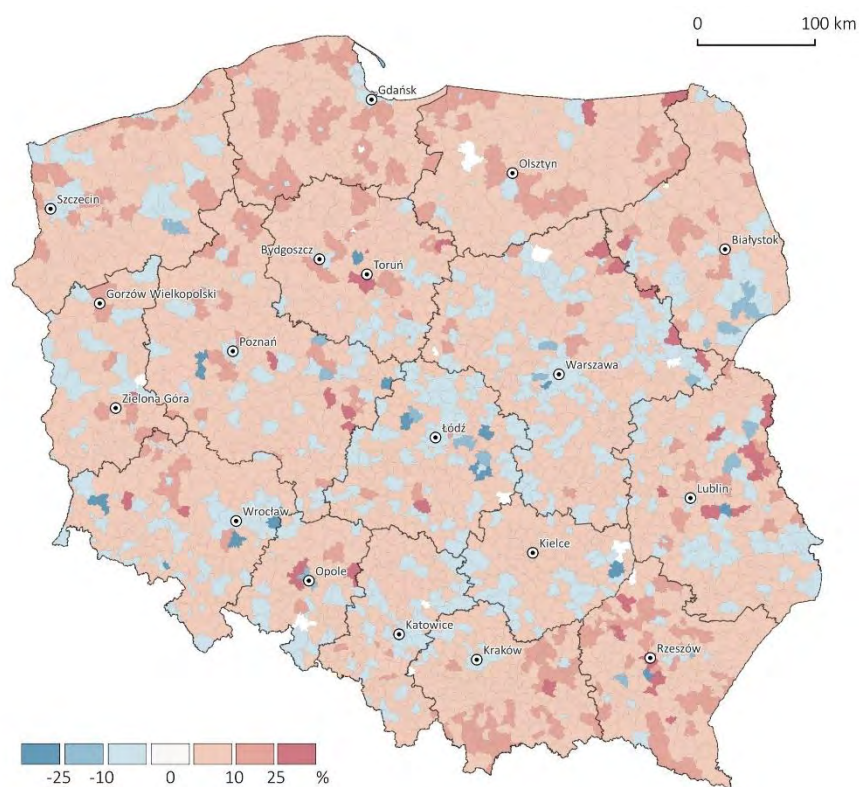
Ryc.A 52 Zmiana kosztów dystrybucji odpadów zmieszanych DC w scenariuszu k-D w stosunku do scenariusza k-A według modelu GK_Exp_1n_oX



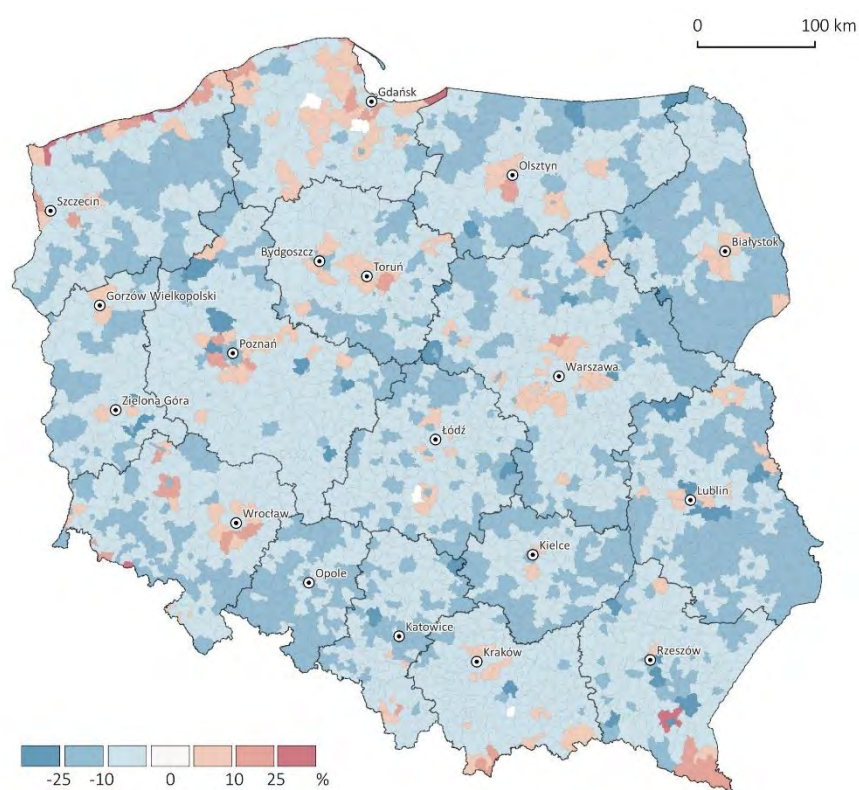
Ryc.A 53 Zmiana kosztów dystrybucji odpadów zmieszanych DC w scenariuszu k-B w stosunku do scenariusza k-A według modelu GK_Exp_1b_oX



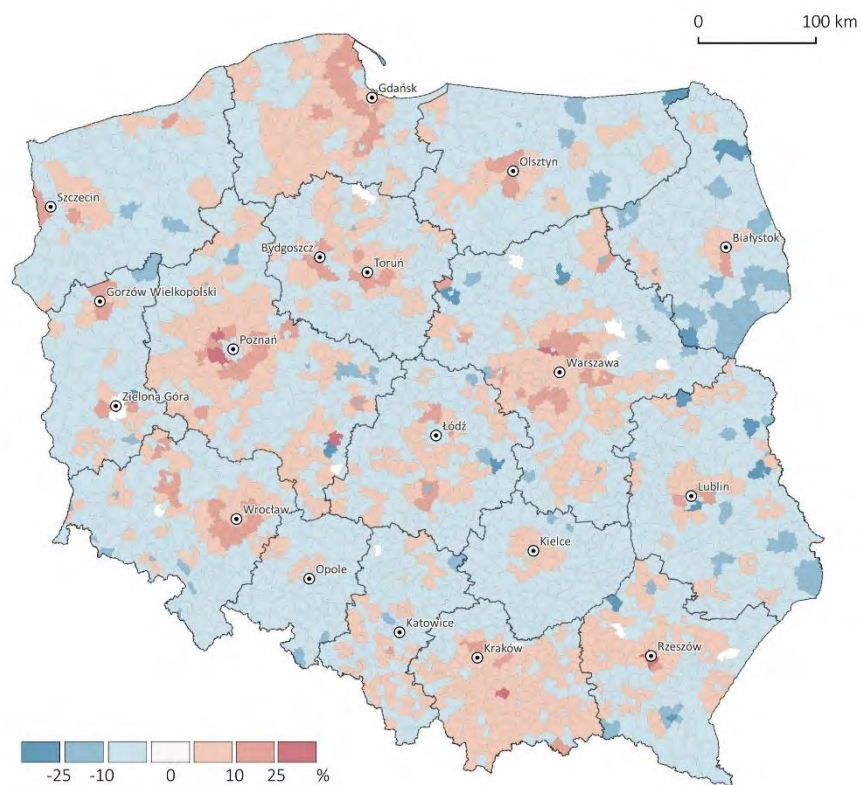
Ryc.A 54 Zmiana kosztów dystrybucji odpadów zmieszanych DC w scenariuszu k-C w stosunku do scenariusza k-A według modelu GK_Exp_1b_oX



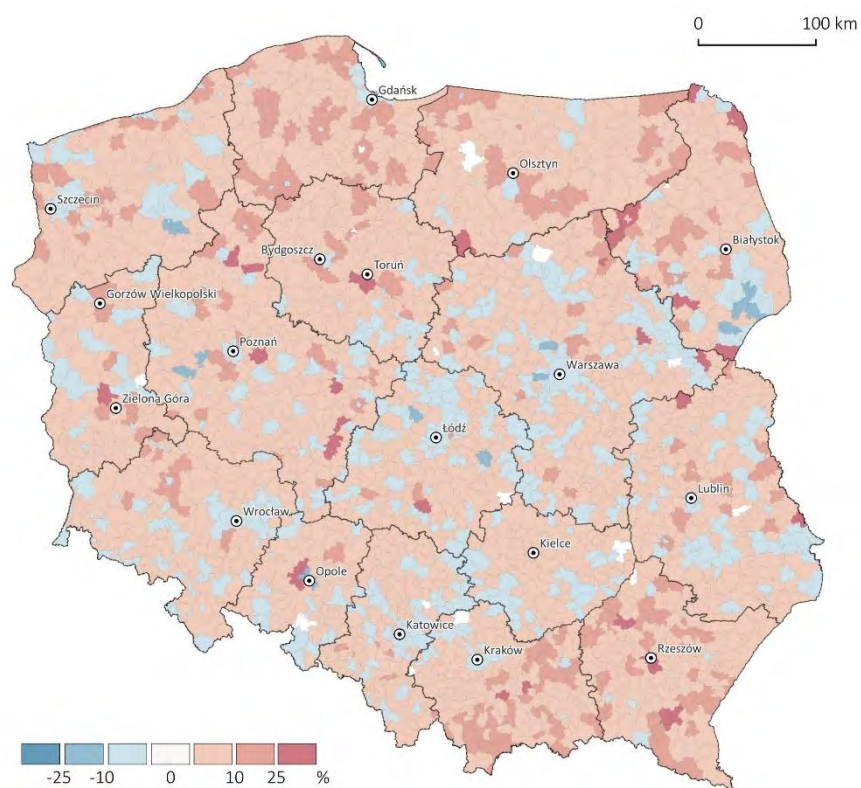
Ryc.A 55 Zmiana kosztów dystrybucji odpadów zmieszanych DC w scenariuszu k-D w stosunku do scenariusza k-A według modelu GK_Exp_1b_oX



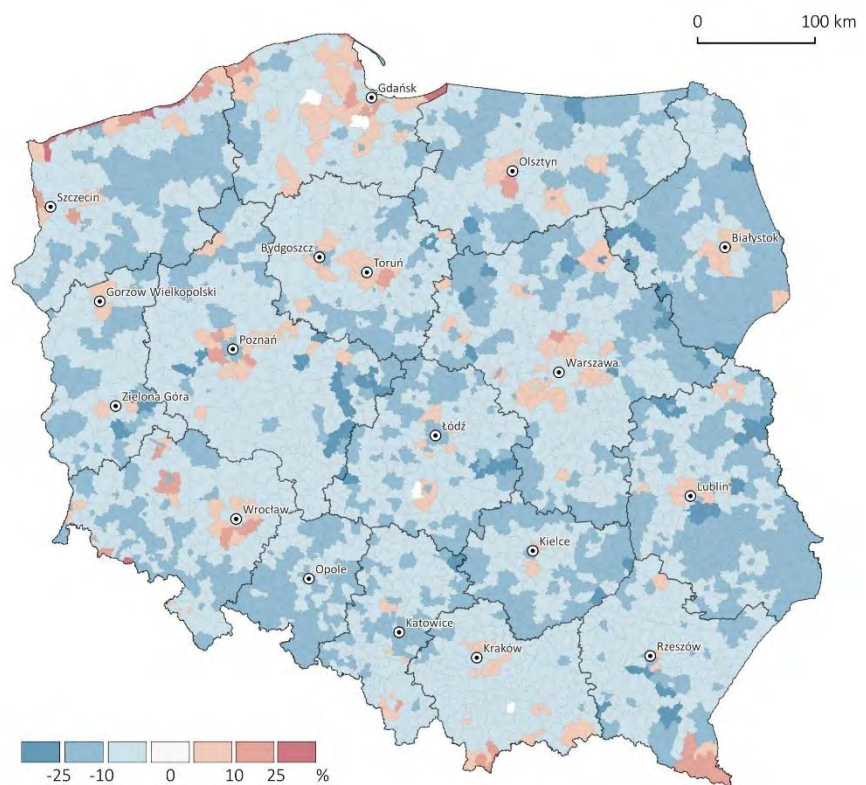
Ryc.A 56 Zmiana kosztów dystrybucji odpadów zmieszanych DC w scenariuszu k-B w stosunku do scenariusza k-A według modelu GK_Exp_2n_oX



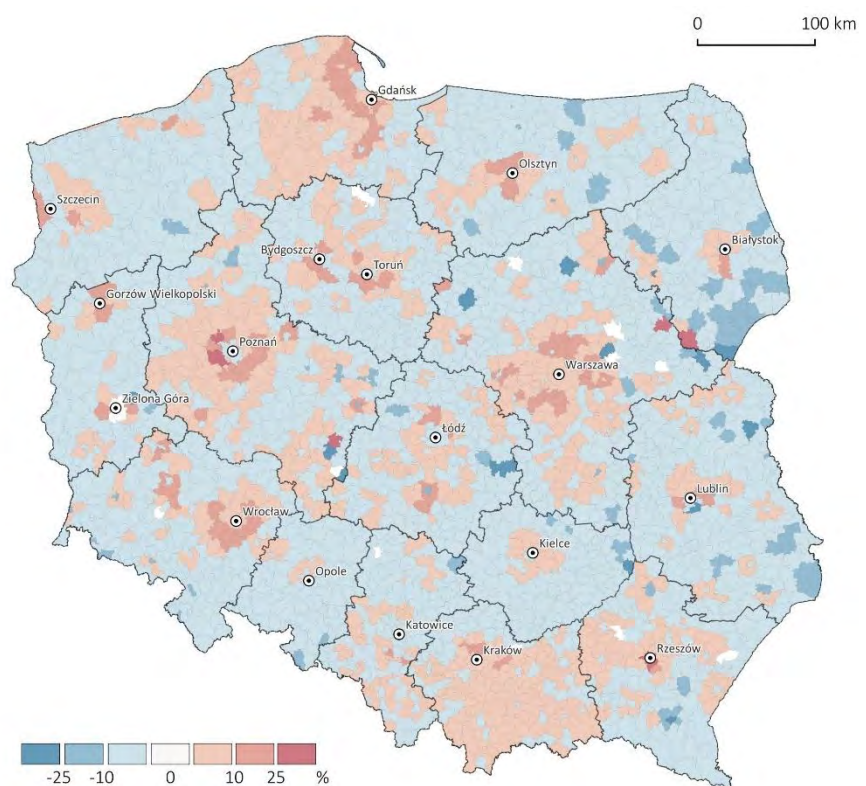
Ryc.A 57 Zmiana kosztów dystrybucji odpadów zmieszanych DC w scenariuszu k-C w stosunku do scenariusza k-A według modelu GK_Exp_2n_oX



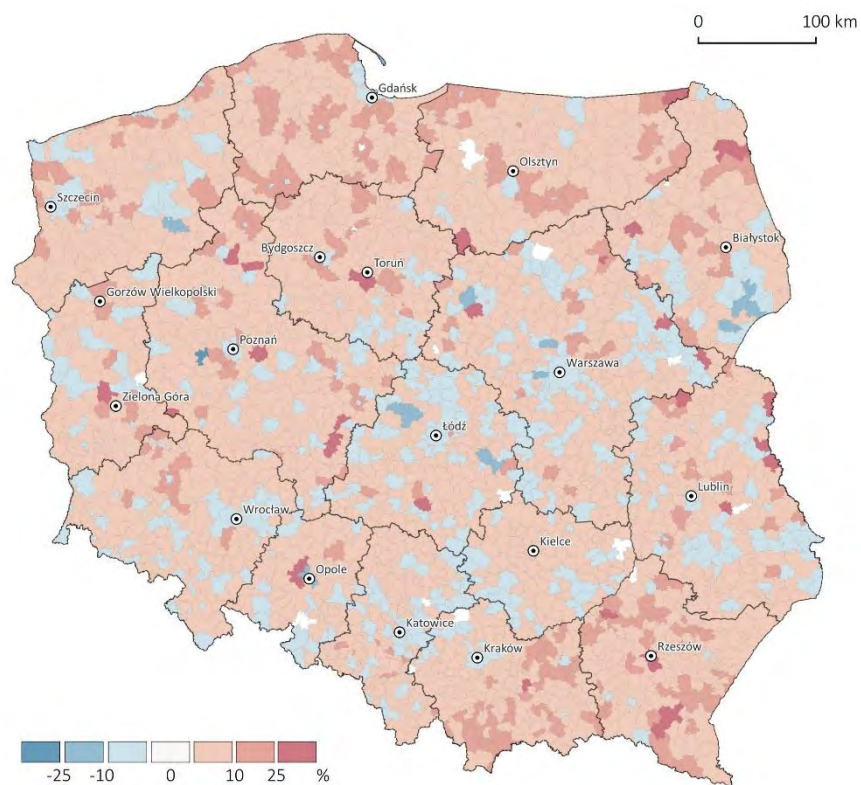
Ryc.A 58 Zmiana kosztów dystrybucji odpadów zmieszanych DC w scenariuszu k-D w stosunku do scenariusza k-A według modelu GK_Exp_2n_oX



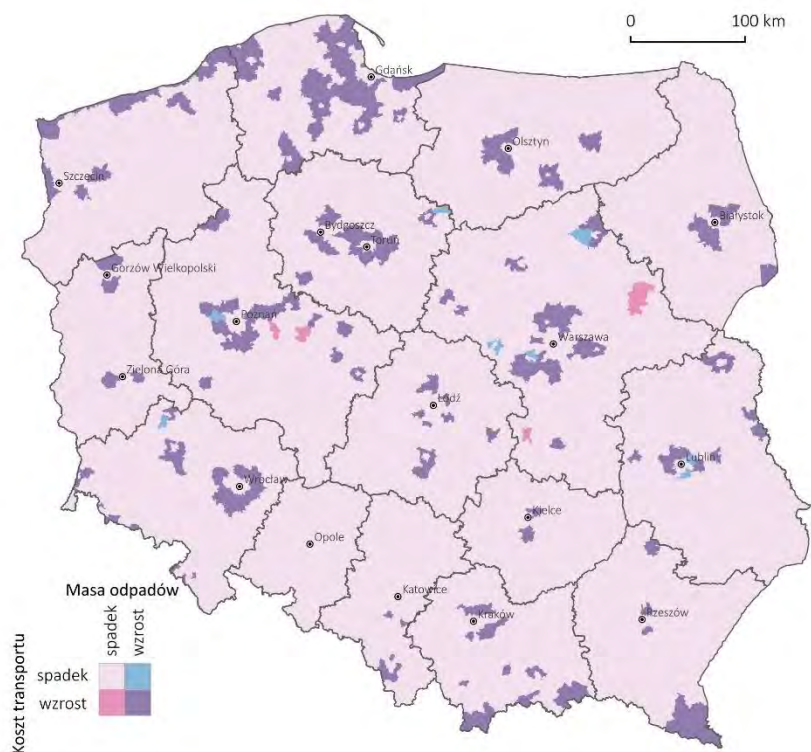
Ryc.A 59 Zmiana kosztów dystrybucji odpadów zmieszanych DC w scenariuszu k-B w stosunku do scenariusza k-A według modelu GK_Exp_2b_oX



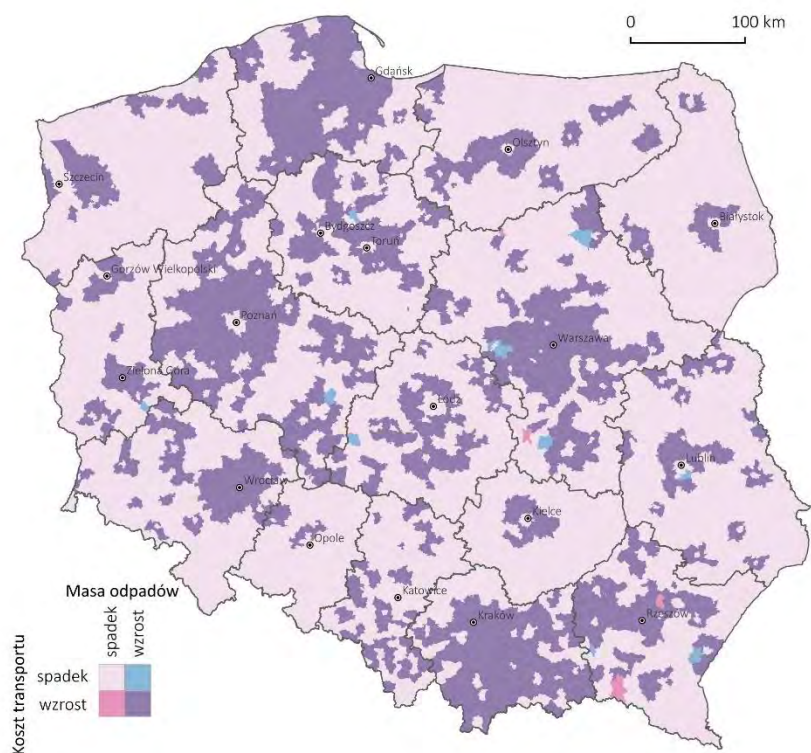
Ryc.A 60 Zmiana kosztów dystrybucji odpadów zmieszanych DC w scenariuszu k-C w stosunku do scenariusza k-A według modelu GK_Exp_2b_oX.



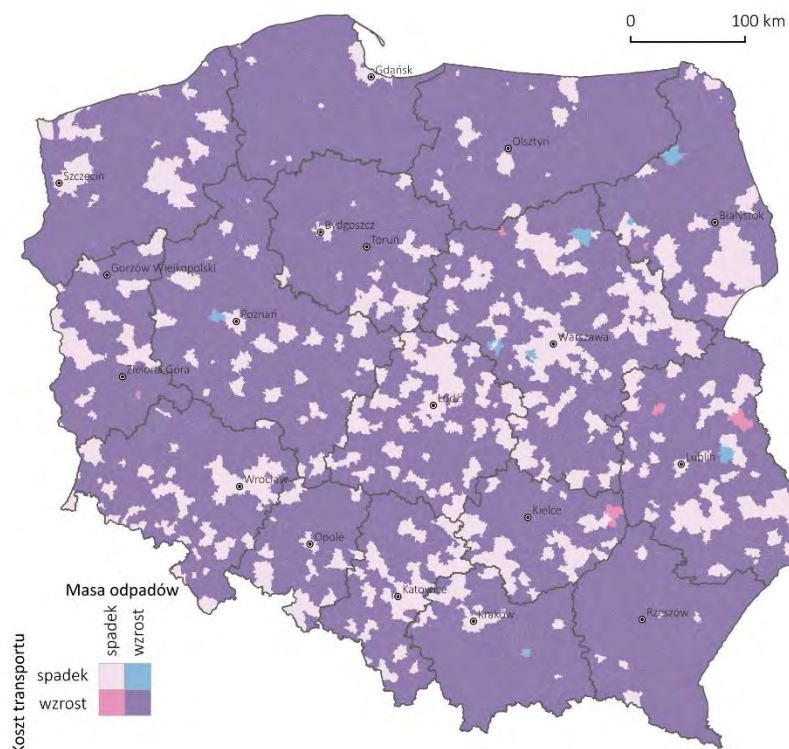
Ryc.A 61 Zmiana kosztów dystrybucji odpadów zmieszanych DC w scenariuszu k-D w stosunku do scenariusza k-A według modelu GK_Exp_2b_oX



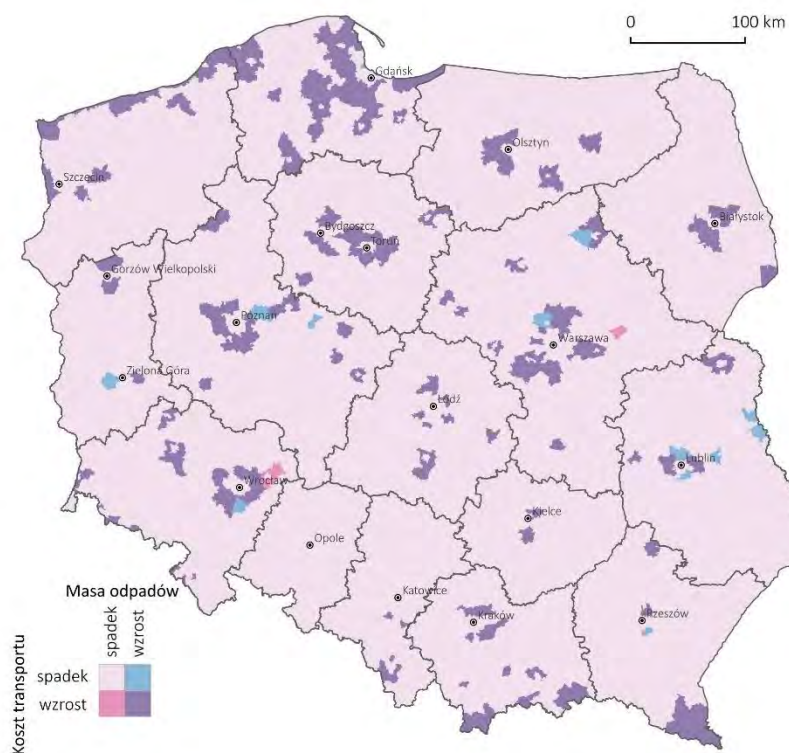
Ryc.A 62 Zmiana kosztów dystrybucji odpadów zmieszanych DC i masy odpadów zmieszanych w scenariuszu k-B w stosunku do scenariusza k-A według modelu SK_oX



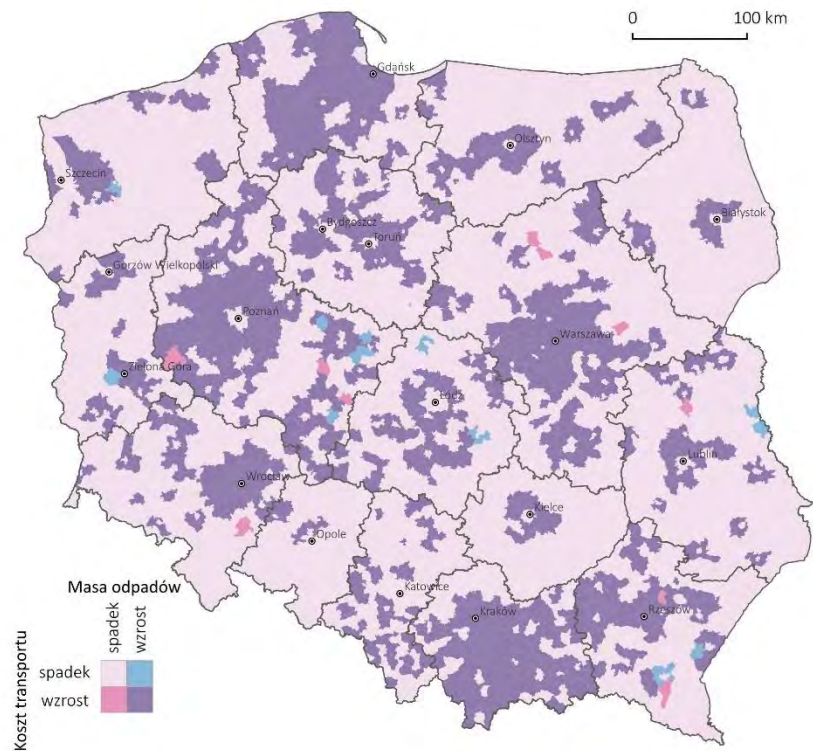
Ryc.A 63 Zmiana kosztów dystrybucji odpadów zmieszanych DC i masy odpadów zmieszanych w scenariuszu k-C w stosunku do scenariusza k-A według modelu SK_oX



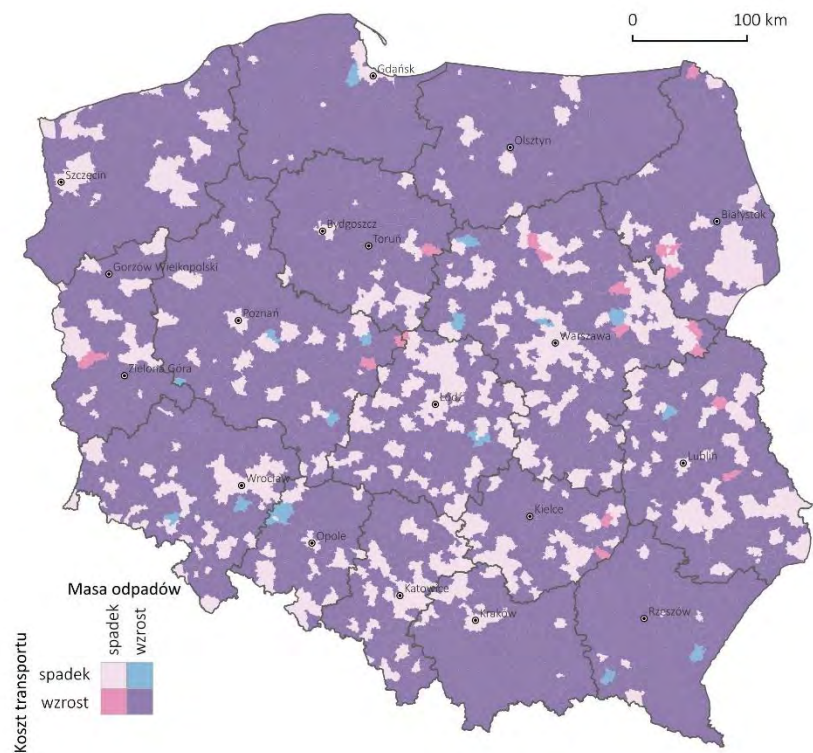
Ryc.A 64 Zmiana kosztów dystrybucji odpadów zmieszanych DC i masy odpadów zmieszanych w scenariuszu k-D w stosunku do scenariusza k-A według modelu SK_oX



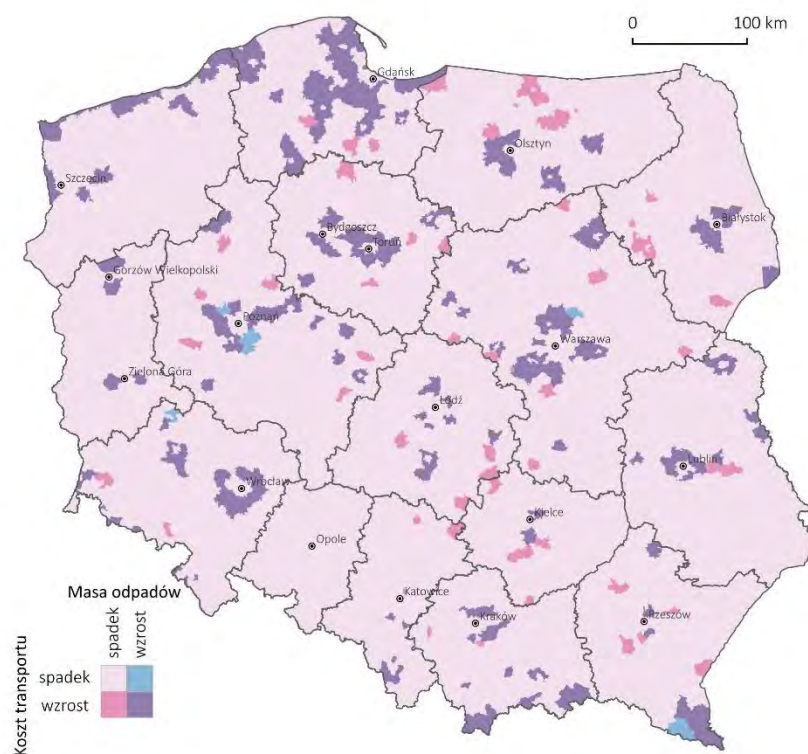
Ryc.A 65 Zmiana kosztów dystrybucji odpadów zmieszanych DC i masy odpadów zmieszanych w scenariuszu k-B w stosunku do scenariusza k-A według modelu GK_Pow_1n_oX



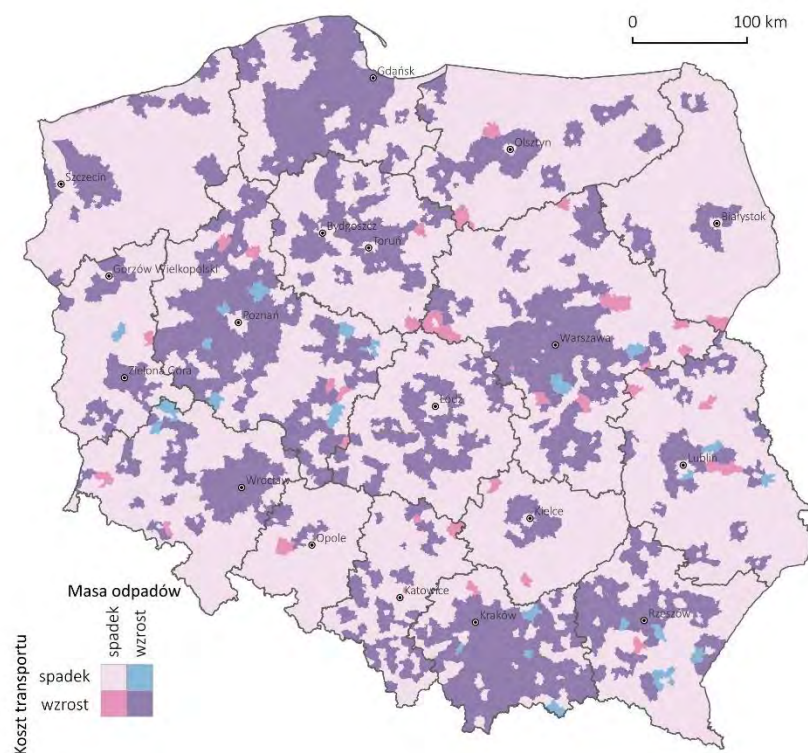
Ryc.A 66 Zmiana kosztów dystrybucji odpadów zmieszanych DC i masy odpadów zmieszanych w scenariuszu k-C w stosunku do scenariusza k-A według modelu GK_Pow_1n_oX



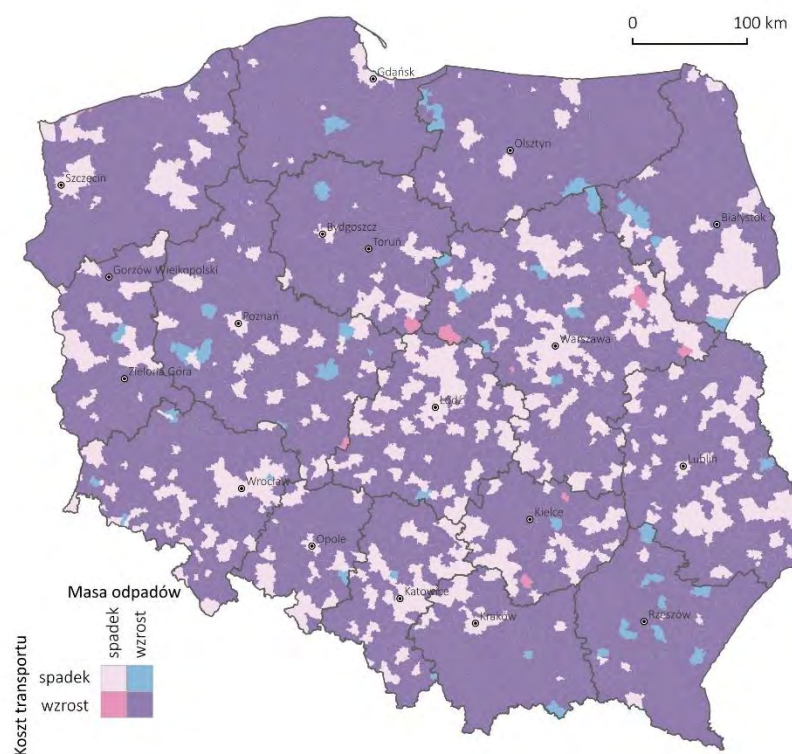
Ryc.A 67 Zmiana kosztów dystrybucji odpadów zmieszanych DC i masy odpadów zmieszanych w scenariuszu k-D w stosunku do scenariusza k-A według modelu GK_Pow_1n_oX



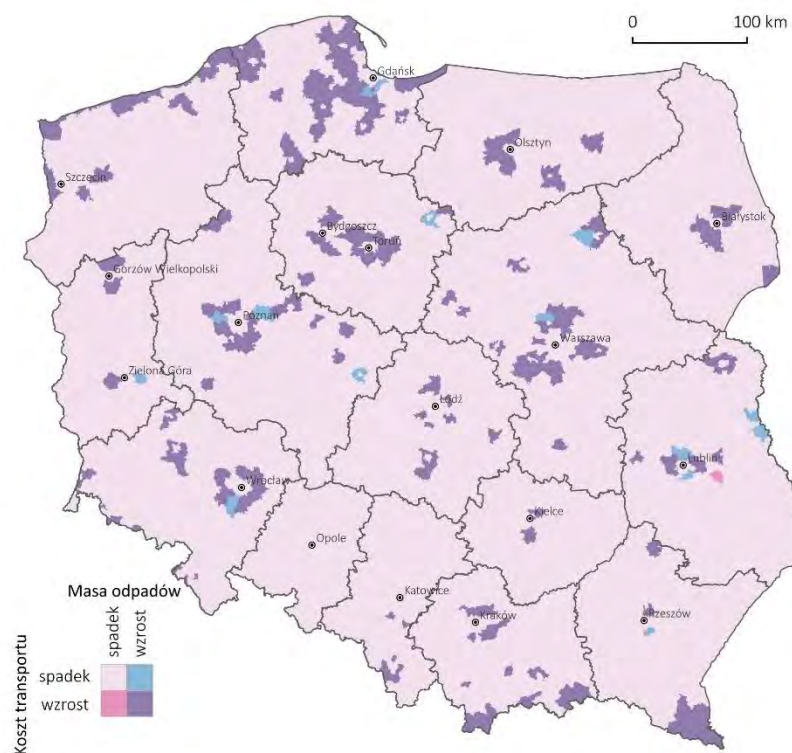
Ryc.A 68 Zmiana kosztów dystrybucji odpadów zmieszanych DC i masy odpadów zmieszanych w scenariuszu k-B w stosunku do scenariusza k-A według modelu GK_Pow_1b_oX.



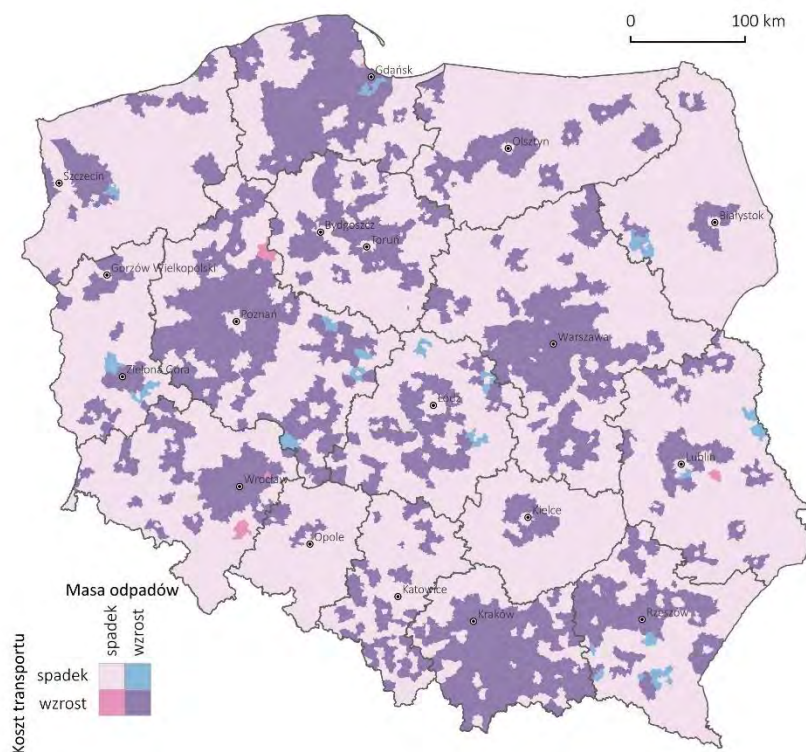
Ryc.A 69 Zmiana kosztów dystrybucji odpadów zmieszanych DC i masy odpadów zmieszanych w scenariuszu k-C w stosunku do scenariusza k-A według modelu GK_Pow_1b_oX



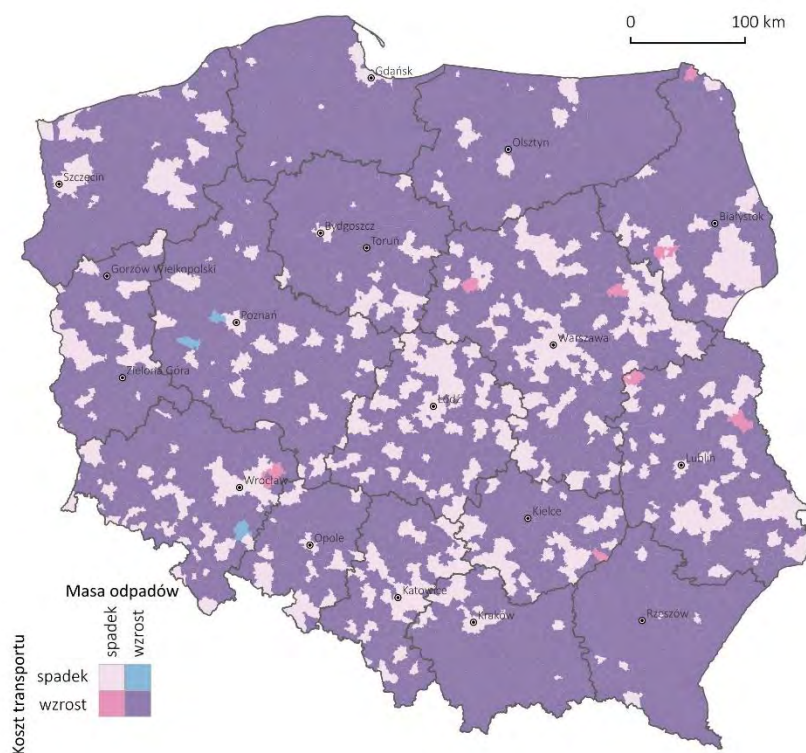
Ryc.A 70 Zmiana kosztów dystrybucji odpadów zmieszanych DC i masy odpadów zmieszanych w scenariuszu k-D w stosunku do scenariusza k-A według modelu GK_Pow_1b_oX



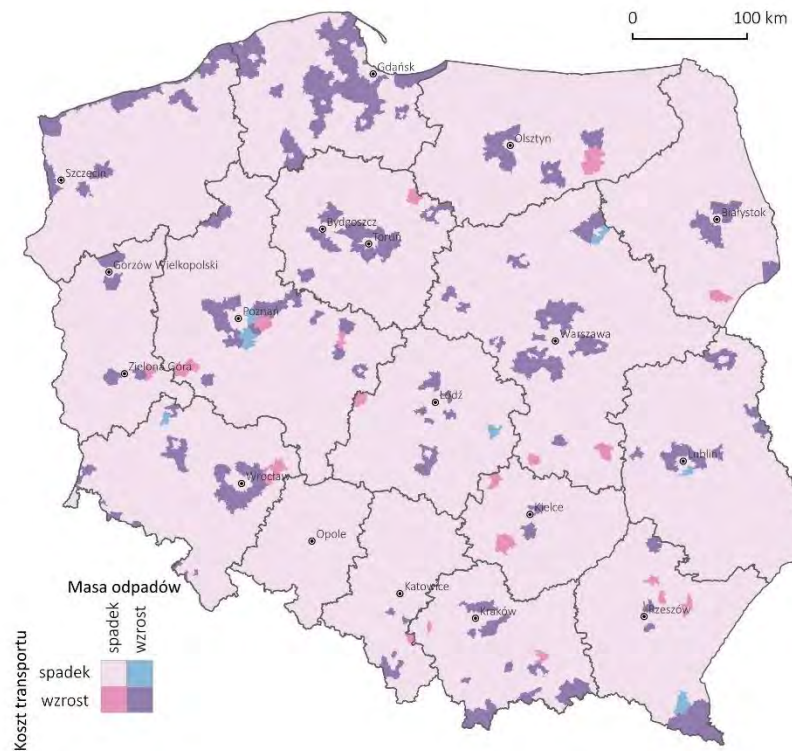
Ryc.A 71 Zmiana kosztów dystrybucji odpadów zmieszanych DC i masy odpadów zmieszanych w scenariuszu k-B w stosunku do scenariusza k-A według modelu GK_Pow_2n_oX



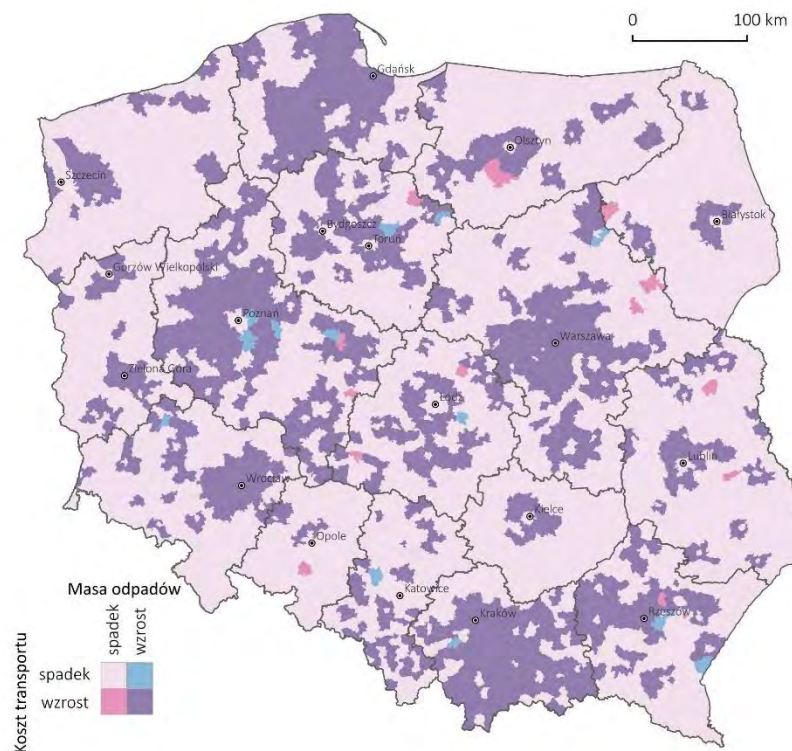
Ryc.A 72 Zmiana kosztów dystrybucji odpadów zmieszanych DC i masy odpadów zmieszanych w scenariuszu k-C w stosunku do scenariusza k-A według modelu GK_Pow_2n_oX



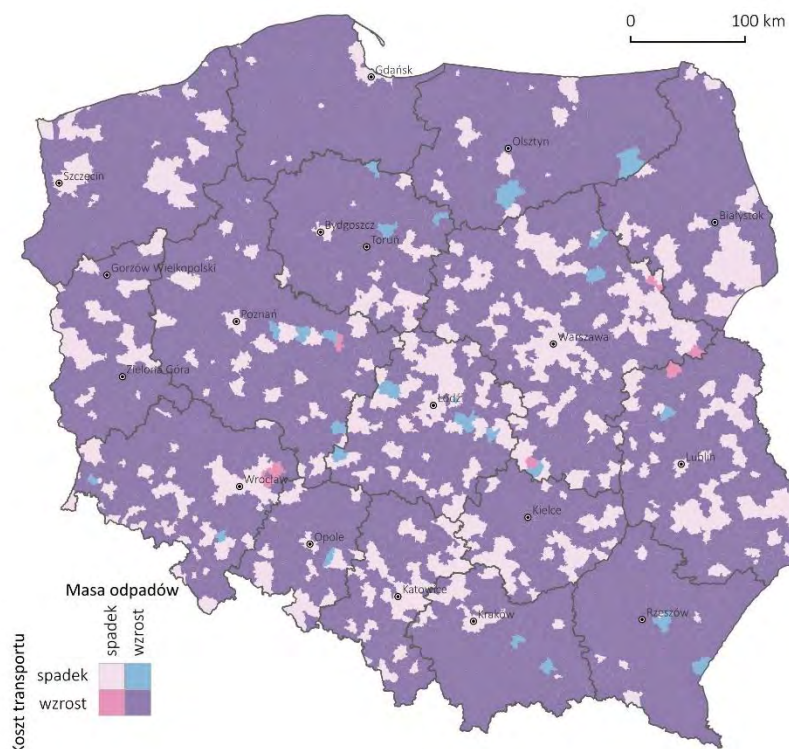
Ryc.A 73 Zmiana kosztów dystrybucji odpadów zmieszanych DC i masy odpadów zmieszanych w scenariuszu k-D w stosunku do scenariusza k-A według modelu GK_Pow_2n_oX



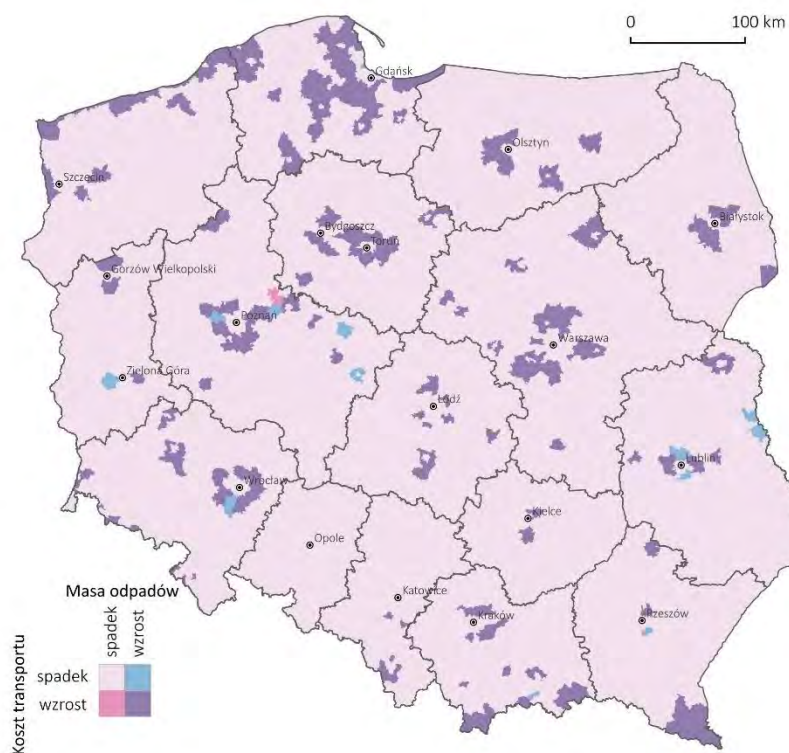
Ryc.A 74 Zmiana kosztów dystrybucji odpadów zmieszanych DC i masy odpadów zmieszanych w scenariuszu k-B w stosunku do scenariusza k-A według modelu GK_Pow_2b_oX



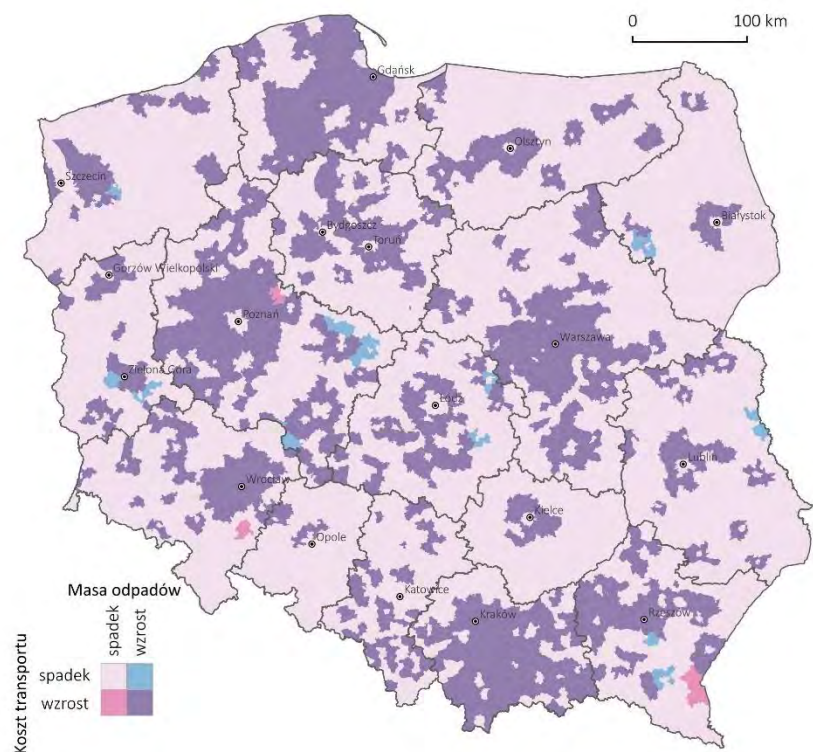
Ryc.A 75 Zmiana kosztów dystrybucji odpadów zmieszanych DC i masy odpadów zmieszanych w scenariuszu k-C w stosunku do scenariusza k-A według modelu GK_Pow_2b_oX



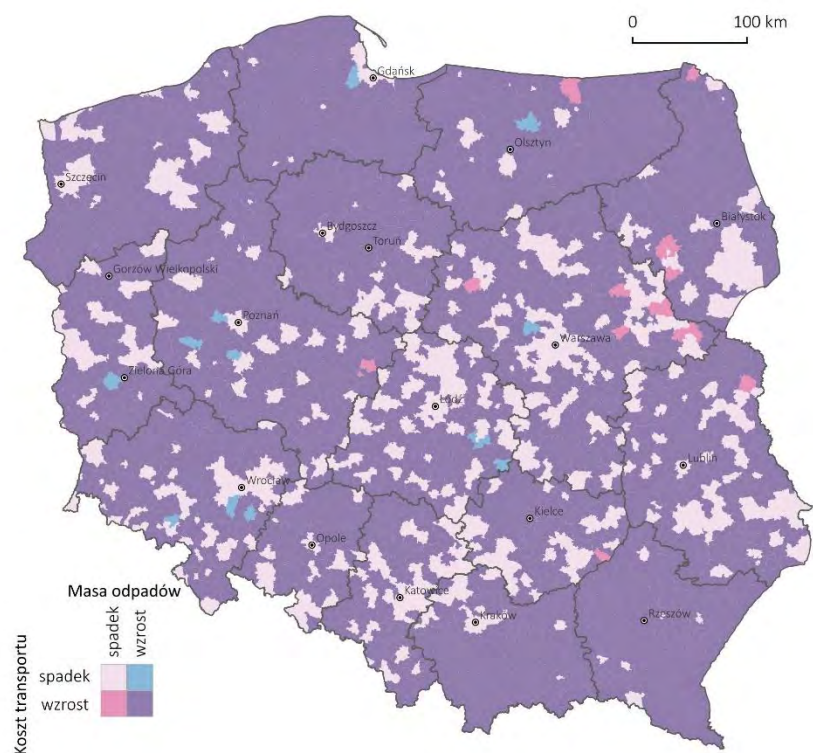
Ryc.A 76 Zmiana kosztów dystrybucji odpadów zmieszanych DC i masy odpadów zmieszanych w scenariuszu k-D w stosunku do scenariusza k-A według modelu GK_Pow_2b_oX



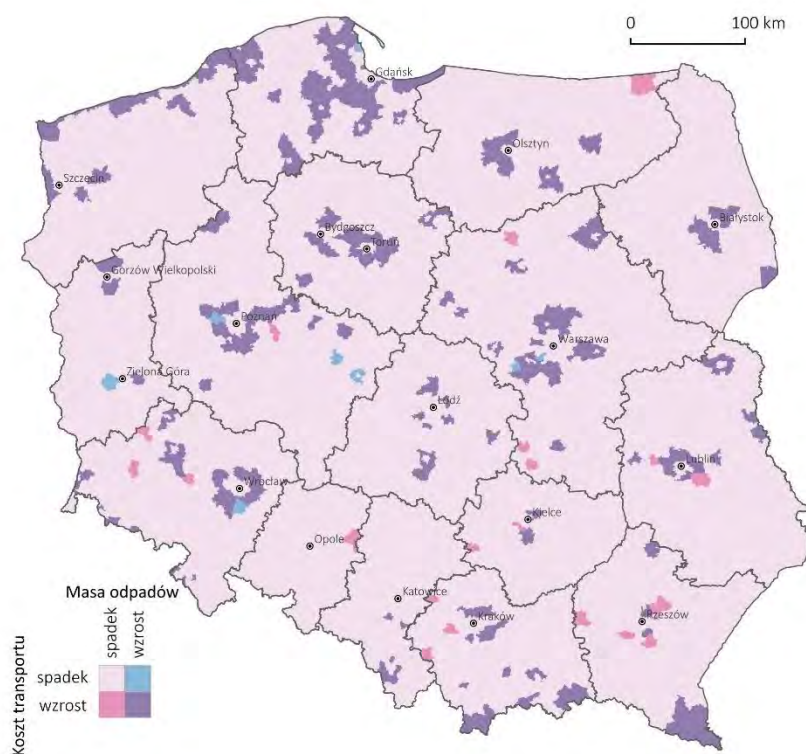
Ryc.A 77 Zmiana kosztów dystrybucji odpadów zmieszanych DC i masy odpadów zmieszanych w scenariuszu k-B w stosunku do scenariusza k-A według modelu GK_Exp_1n_oX



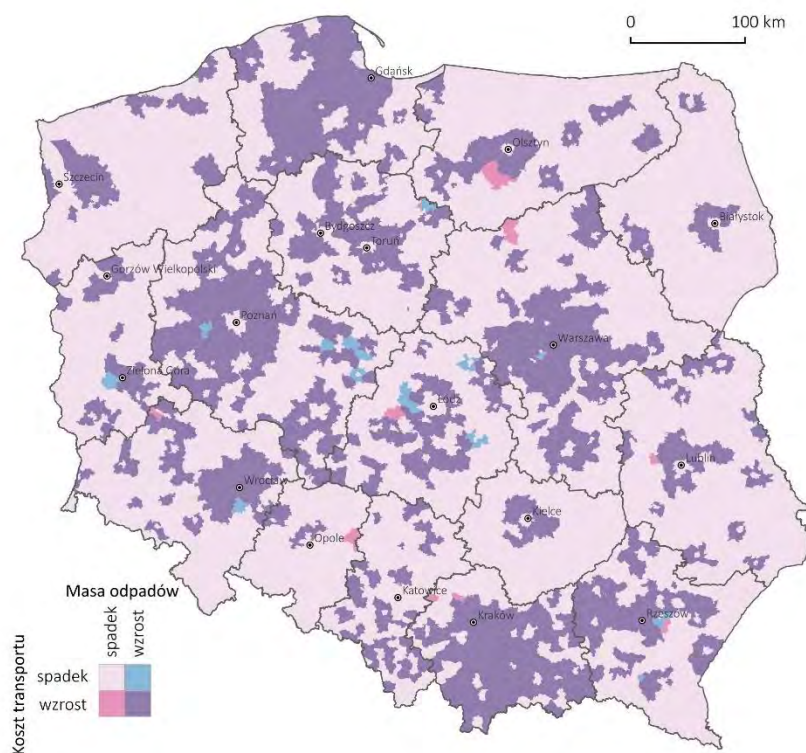
Ryc.A 78 Zmiana kosztów dystrybucji odpadów zmieszanych DC i masy odpadów zmieszanych w scenariuszu k-C w stosunku do scenariusza k-A według modelu GK_Exp_1n_oX



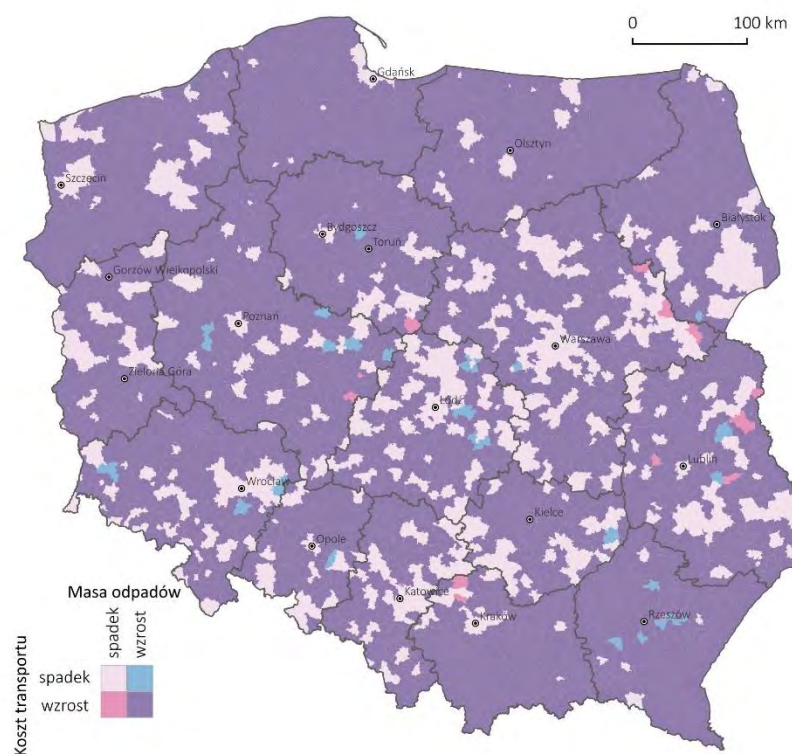
Ryc.A 79 Zmiana kosztów dystrybucji odpadów zmieszanych DC i masy odpadów zmieszanych w scenariuszu k-D w stosunku do scenariusza k-A według modelu GK_Exp_1n_oX



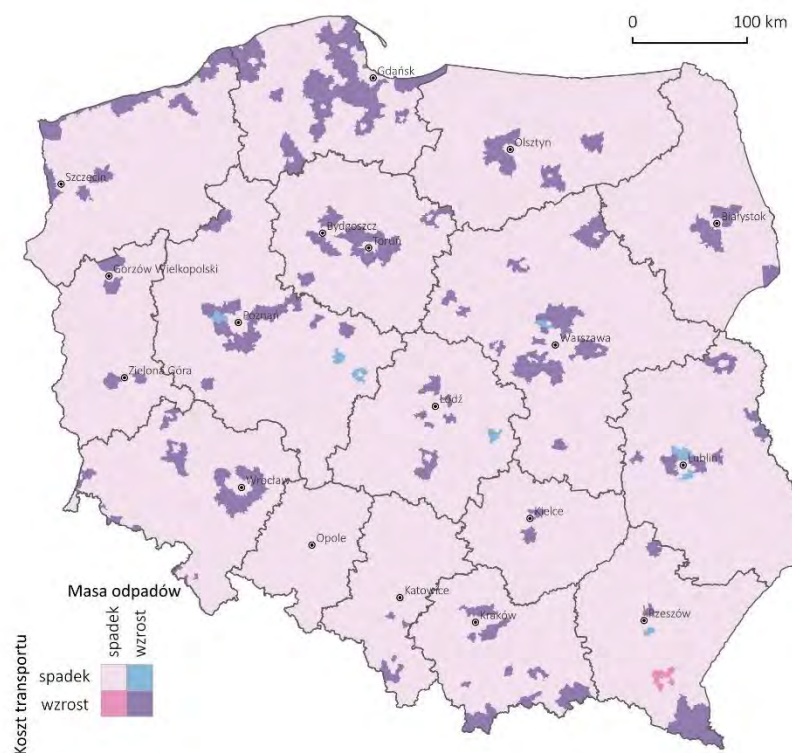
Ryc.A 80 Zmiana kosztów dystrybucji odpadów zmieszanych DC i masy odpadów zmieszanych w scenariuszu k-B w stosunku do scenariusza k-A według modelu GK_Exp_1b_oX



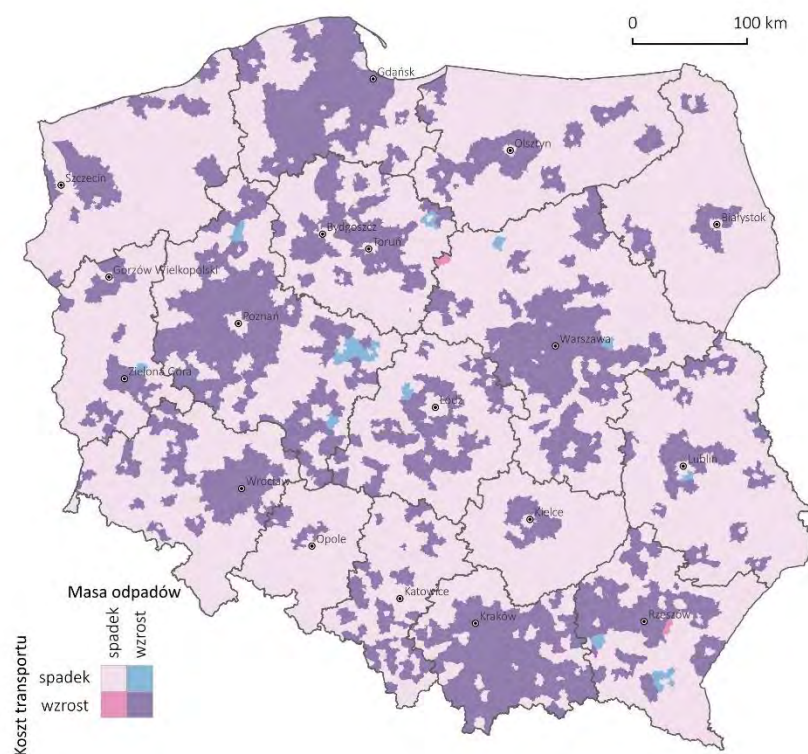
Ryc.A 81 Zmiana kosztów dystrybucji odpadów zmieszanych DC i masy odpadów zmieszanych w scenariuszu k-C w stosunku do scenariusza k-A według modelu GK_Exp_1b_oX



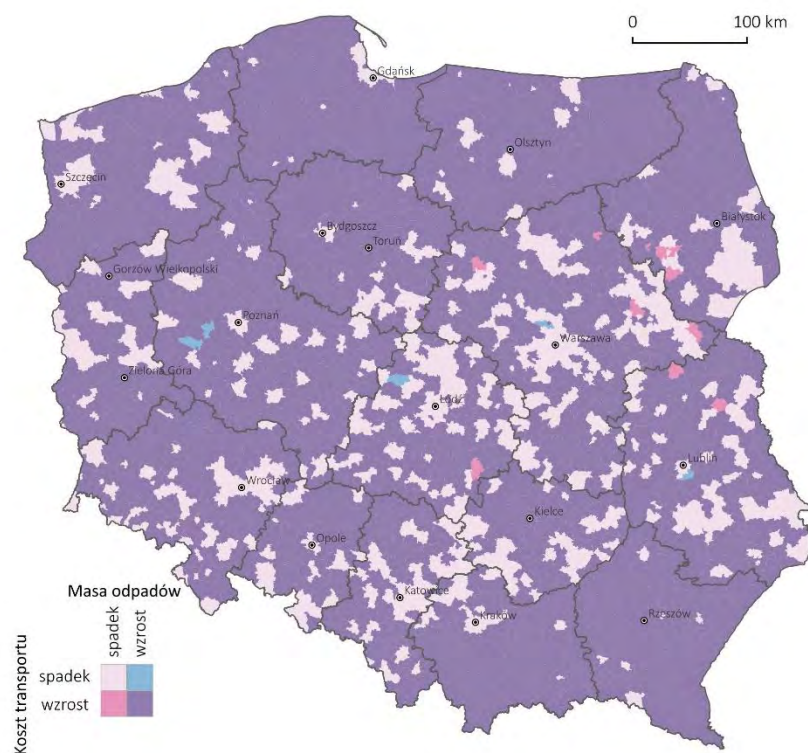
Ryc.A 82 Zmiana kosztów dystrybucji odpadów zmieszanych DC i masy odpadów zmieszanych w scenariuszu k-D w stosunku do scenariusza k-A według modelu GK_Exp_1b_oX



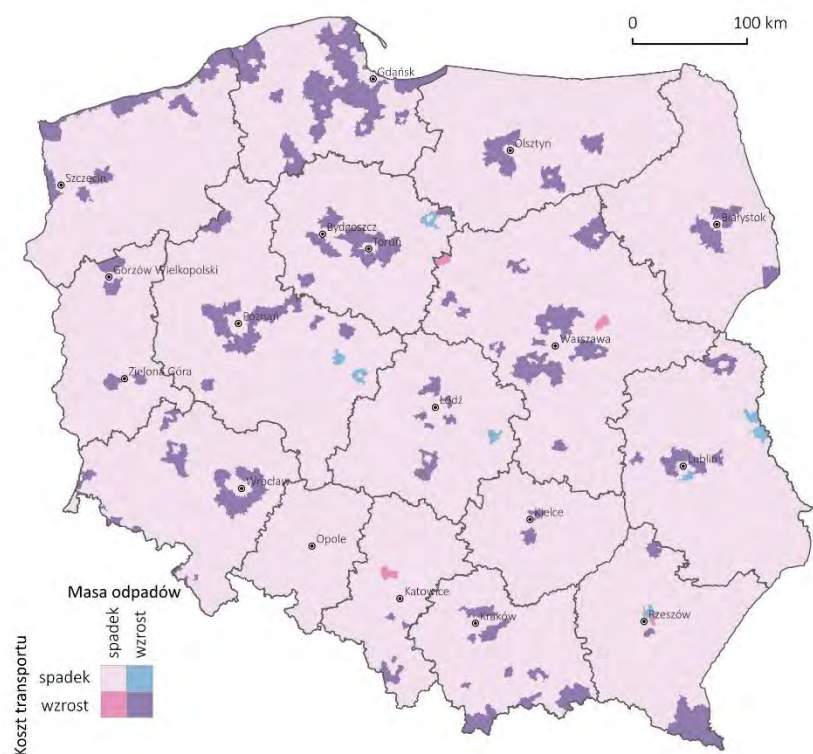
Ryc.A 83 Zmiana kosztów dystrybucji odpadów zmieszanych DC i masy odpadów zmieszanych w scenariuszu k-B w stosunku do scenariusza k-A według modelu GK_Exp_2n_oX



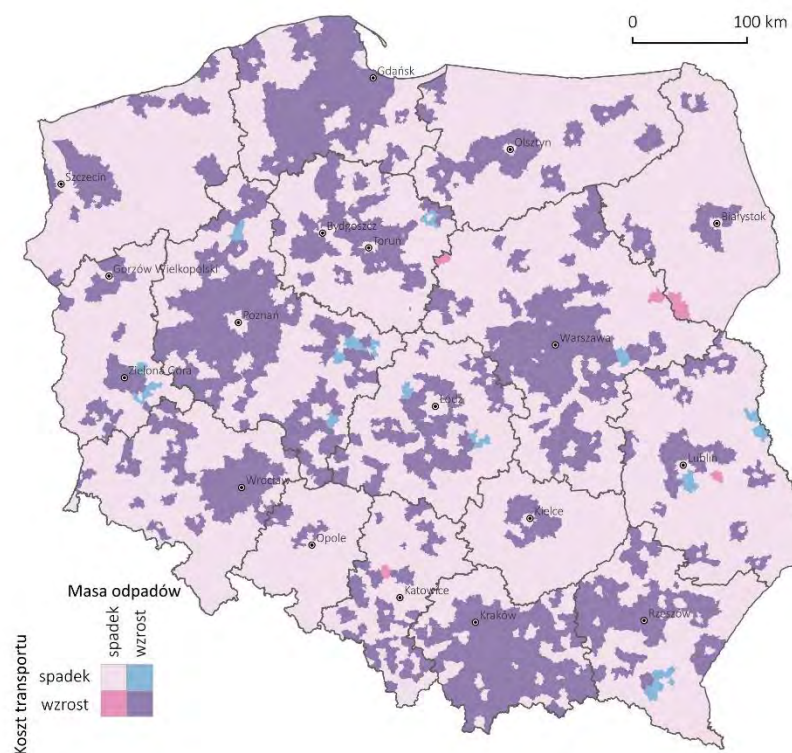
Ryc.A 84 Zmiana kosztów dystrybucji odpadów zmieszanych DC i masy odpadów zmieszanych w scenariuszu k-C w stosunku do scenariusza k-A według modelu GK_Exp_2n_oX



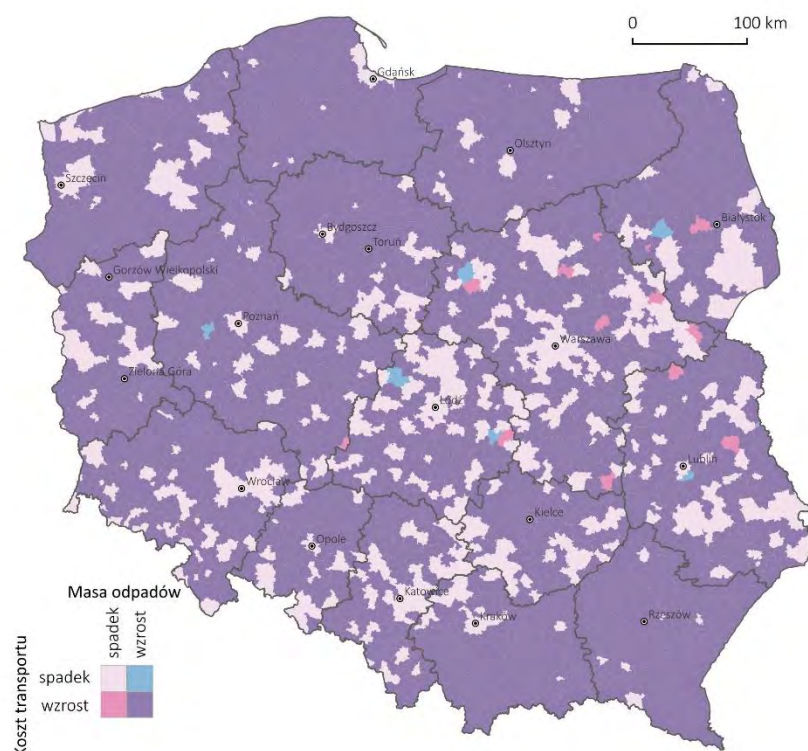
Ryc.A 85 Zmiana kosztów dystrybucji odpadów zmieszanych DC i masy odpadów zmieszanych w scenariuszu k-D w stosunku do scenariusza k-A według modelu GK_Exp_2n_oX



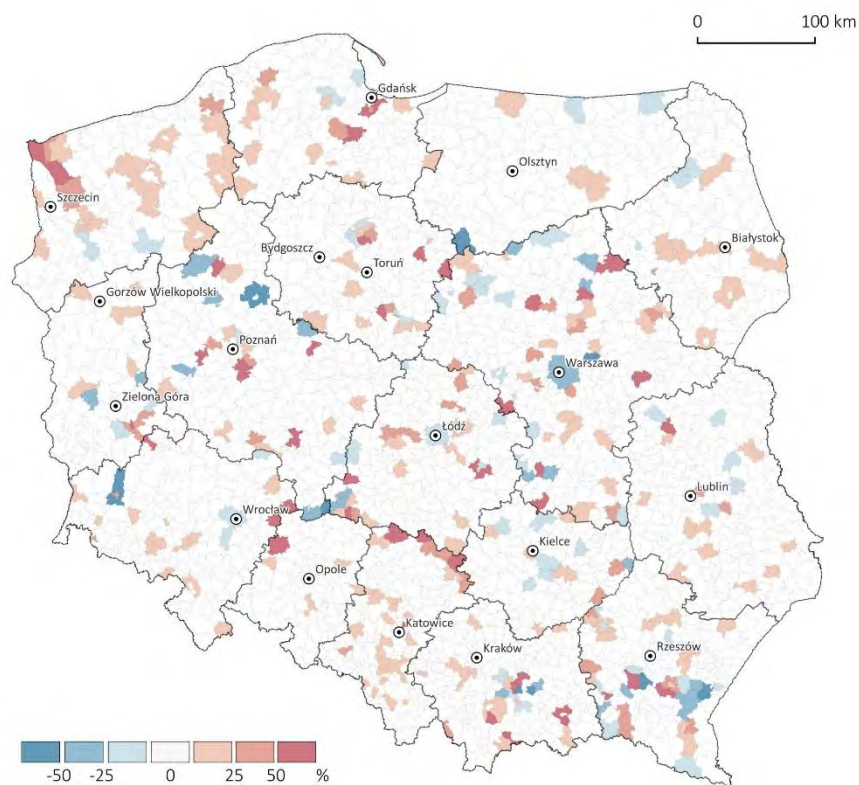
Ryc.A 86 Zmiana kosztów dystrybucji odpadów zmieszanych DC i masy odpadów zmieszanych w scenariuszu k-B w stosunku do scenariusza k-A według modelu GK_Exp_2b_oX



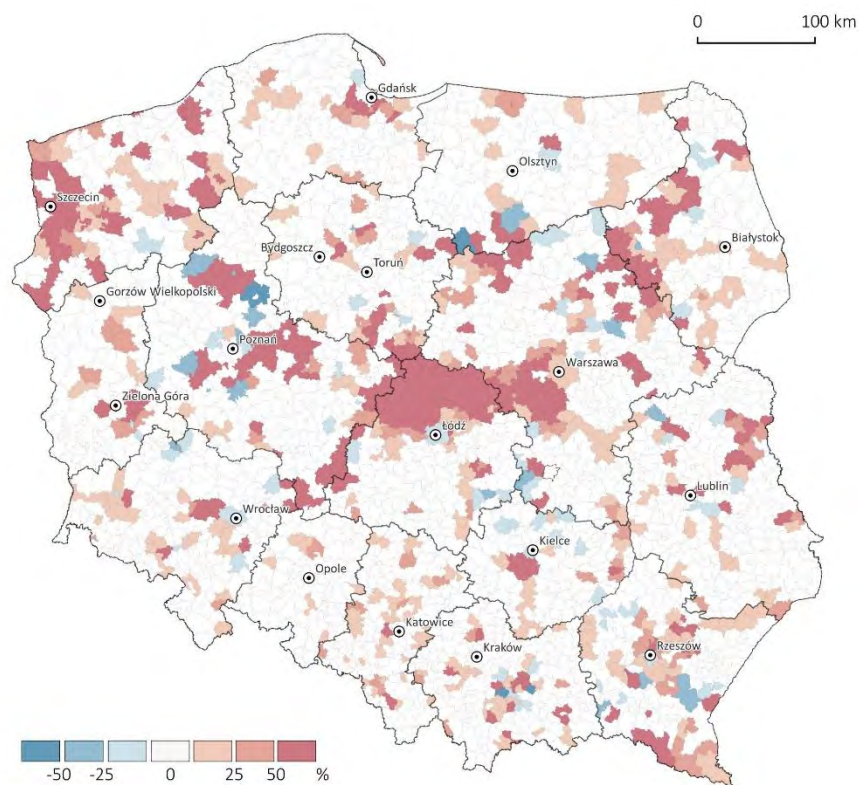
Ryc.A 87 Zmiana kosztów dystrybucji odpadów zmieszanych DC i masy odpadów zmieszanych w scenariuszu k-C w stosunku do scenariusza k-A według modelu GK_Exp_2b_oX



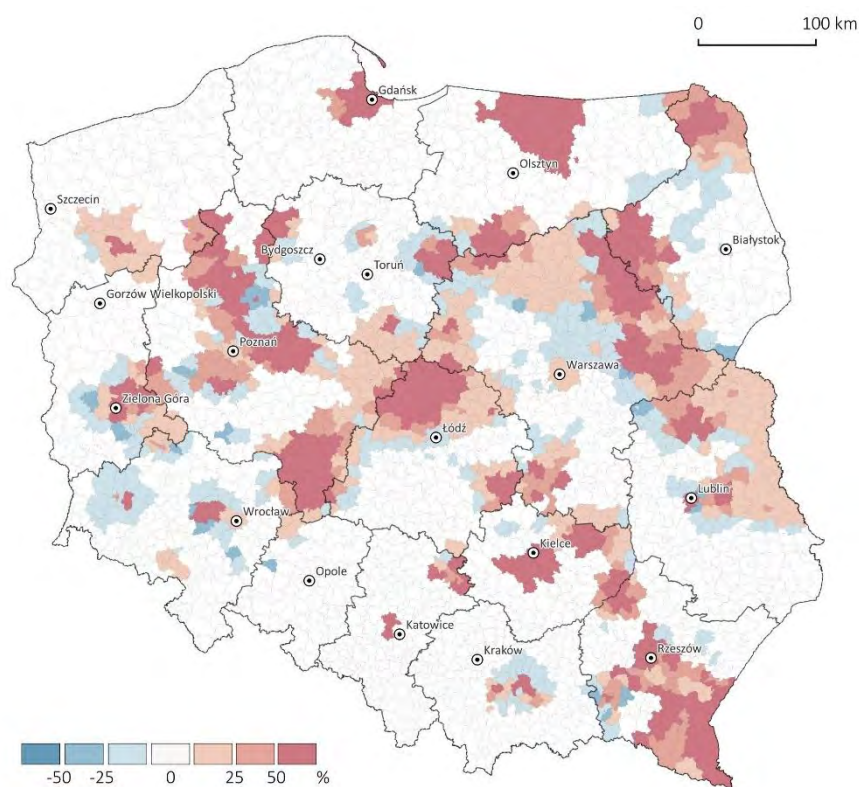
Ryc.A 88 Zmiana kosztów dystrybucji odpadów zmieszanych DC i masy odpadów zmieszanych w scenariuszu k-D w stosunku do scenariusza k-A według modelu GK_Exp_2b_oX



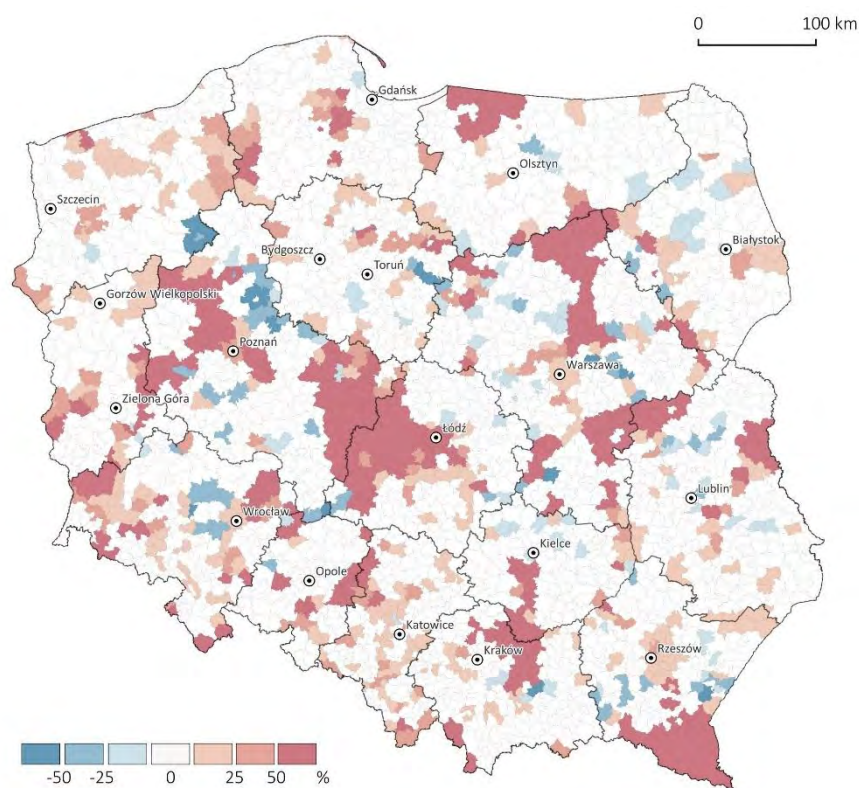
Ryc.A 89 Zmiana kosztu dystrybucji odpadów zmieszanych DC w modelu SK_rA w stosunku do modelu SK_oA



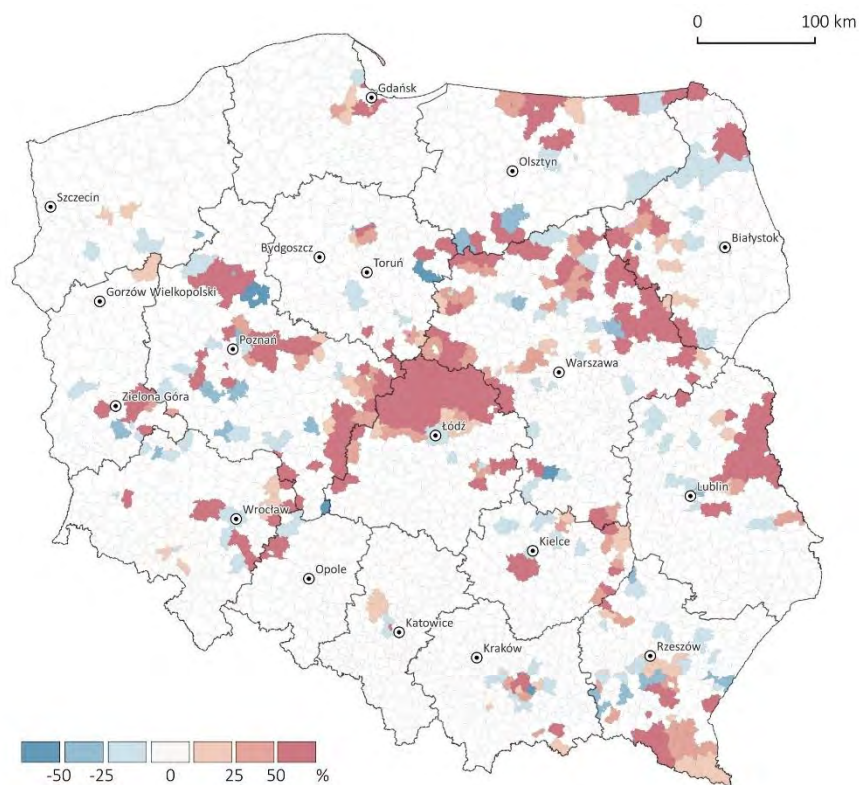
Ryc.A 90 Zmiana kosztu dystrybucji odpadów zmieszanych DC w modelu SK_tA w stosunku do modelu SK_oA



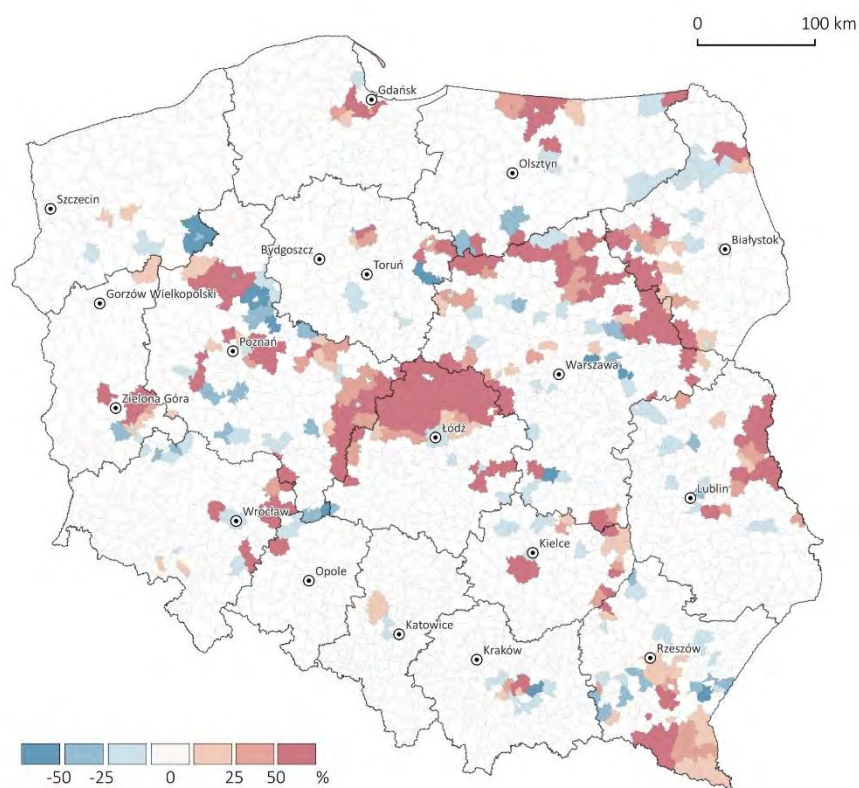
Ryc.A 91 Zmiana kosztu dystrybucji odpadów zmieszanych DC w modelu GI_Iss_1n_oA w stosunku do modelu SK_oA



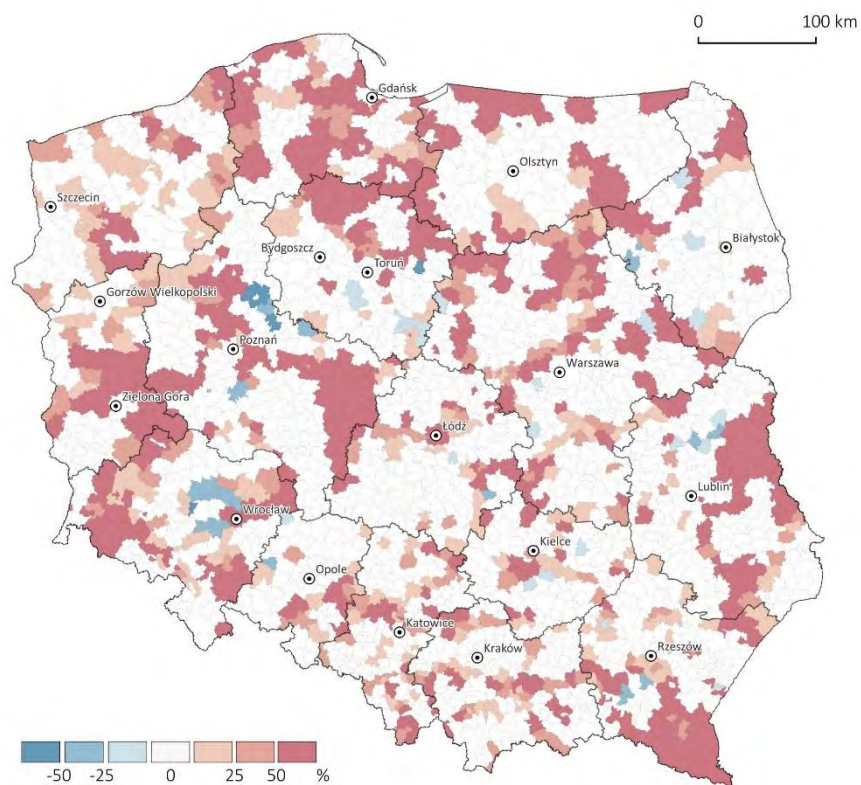
Ryc.A 92 Zmiana kosztu dystrybucji odpadów zmieszanych DC w modelu GI_Rec_1n_oA w stosunku do modelu SK_oA



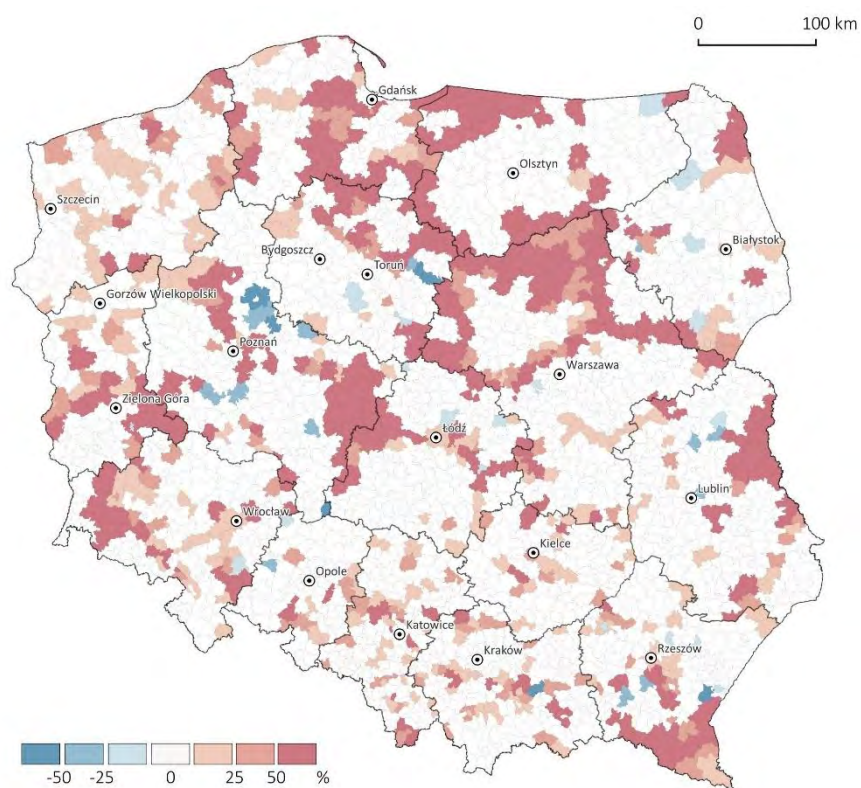
Ryc.A 93 Zmiana kosztu dystrybucji odpadów zmieszanych DC w modelu GK_Pow_1n_oA w stosunku do modelu SK_oA



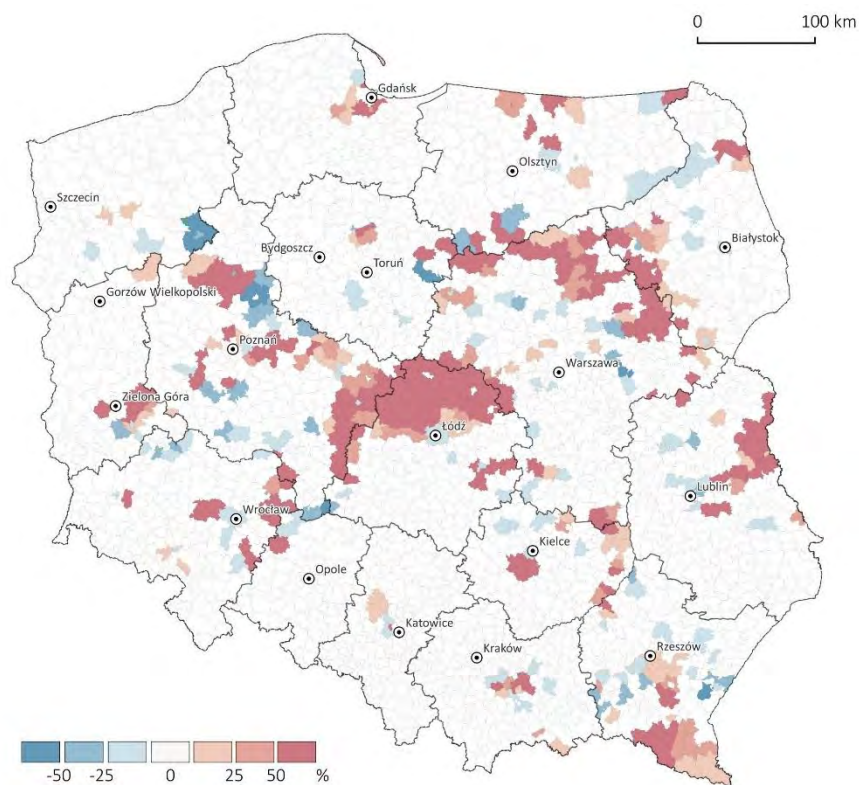
Ryc.A 94 Zmiana kosztu dystrybucji odpadów zmieszanych DC w modelu GK_Pow_2n_oA w stosunku do modelu SK_oA



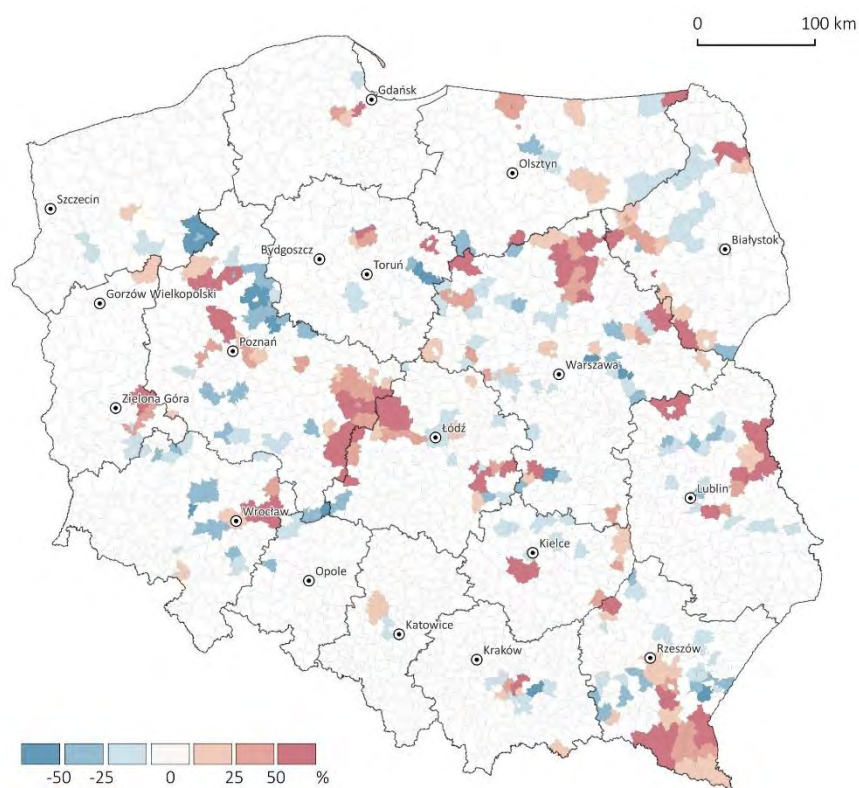
Ryc.A 95 Zmiana kosztu dystrybucji odpadów zmieszanych DC w modelu GK_Pow_1b_oA w stosunku do modelu SK_oA



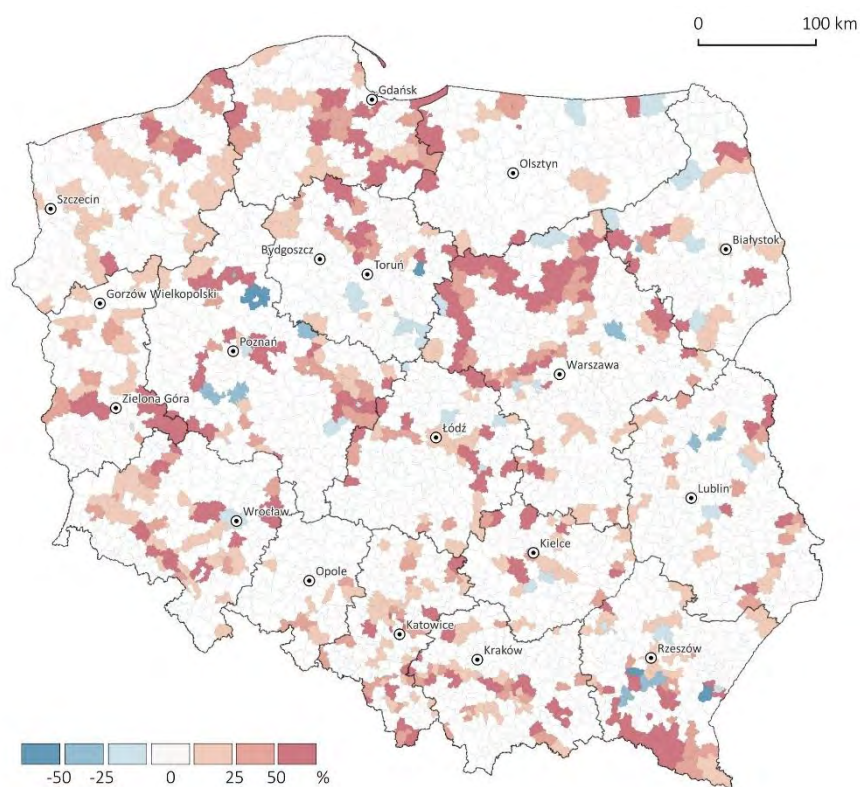
Ryc.A 96 Zmiana kosztu dystrybucji odpadów zmieszanych DC w modelu GK_Pow_2b_oA w stosunku do modelu SK_oA



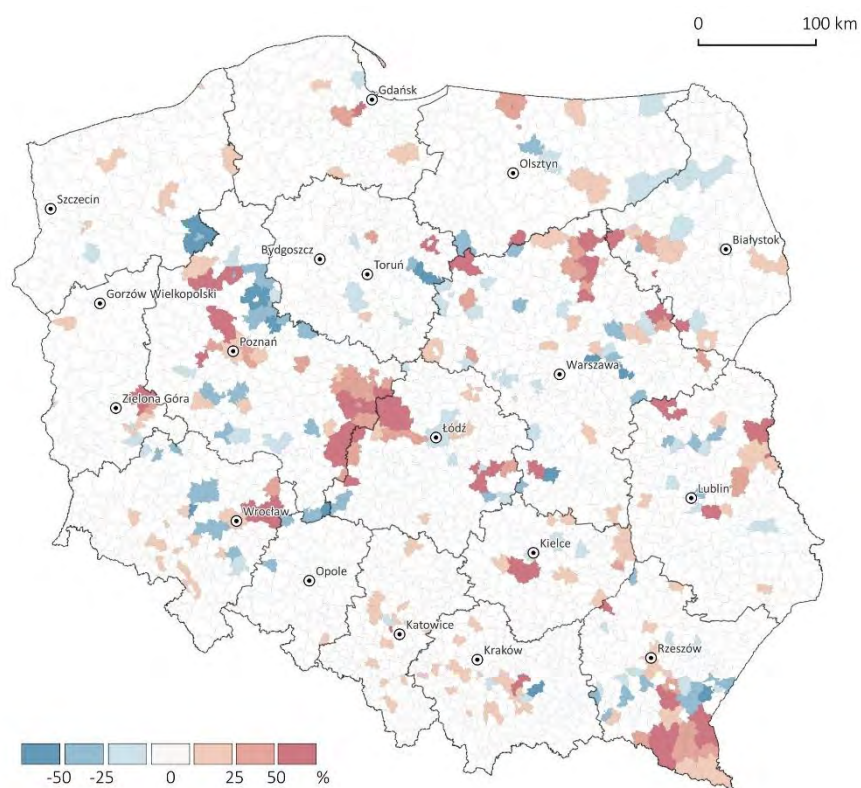
Ryc.A 97 Zmiana kosztu dystrybucji odpadów zmieszanych DC w modelu GK_Exp_1n_oA w stosunku do modelu SK_oA



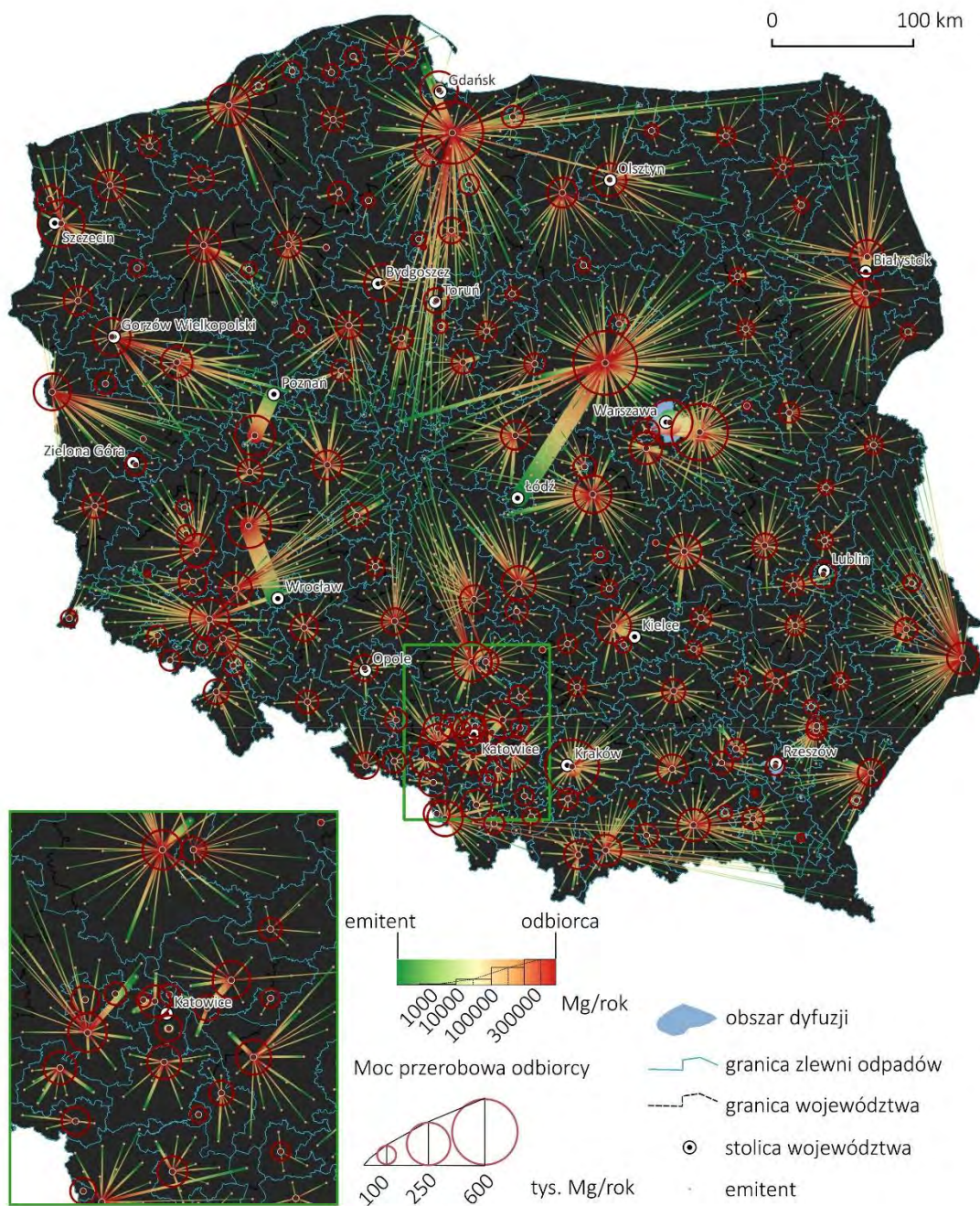
Ryc.A 98 Zmiana kosztu dystrybucji odpadów zmieszanych DC w modelu GK_Exp_2n_oA w stosunku do modelu SK_oA



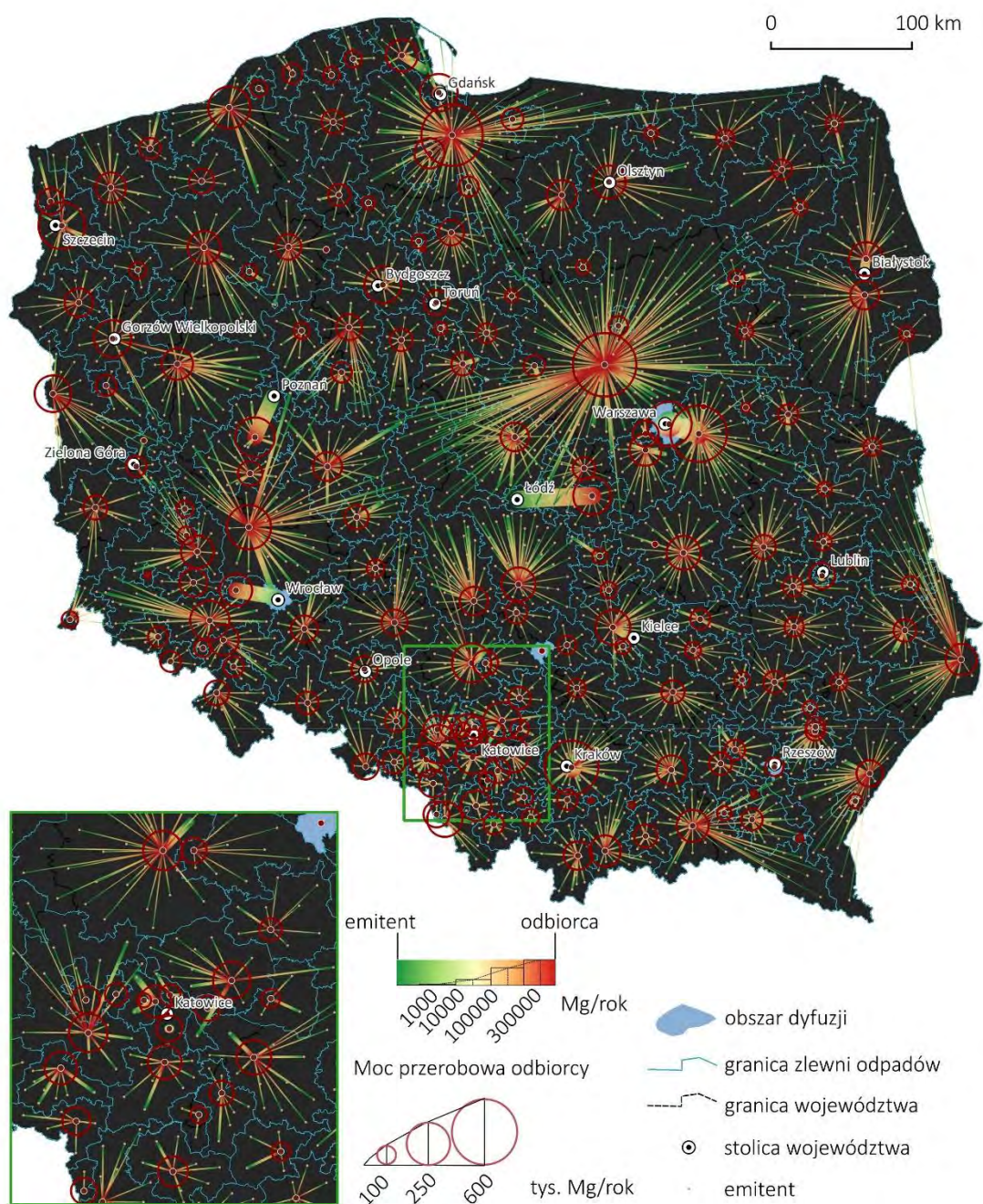
Ryc.A 99 Zmiana kosztu dystrybucji odpadów zmieszanych DC w modelu GK_Exp_1b_oA w stosunku do modelu SK_oA



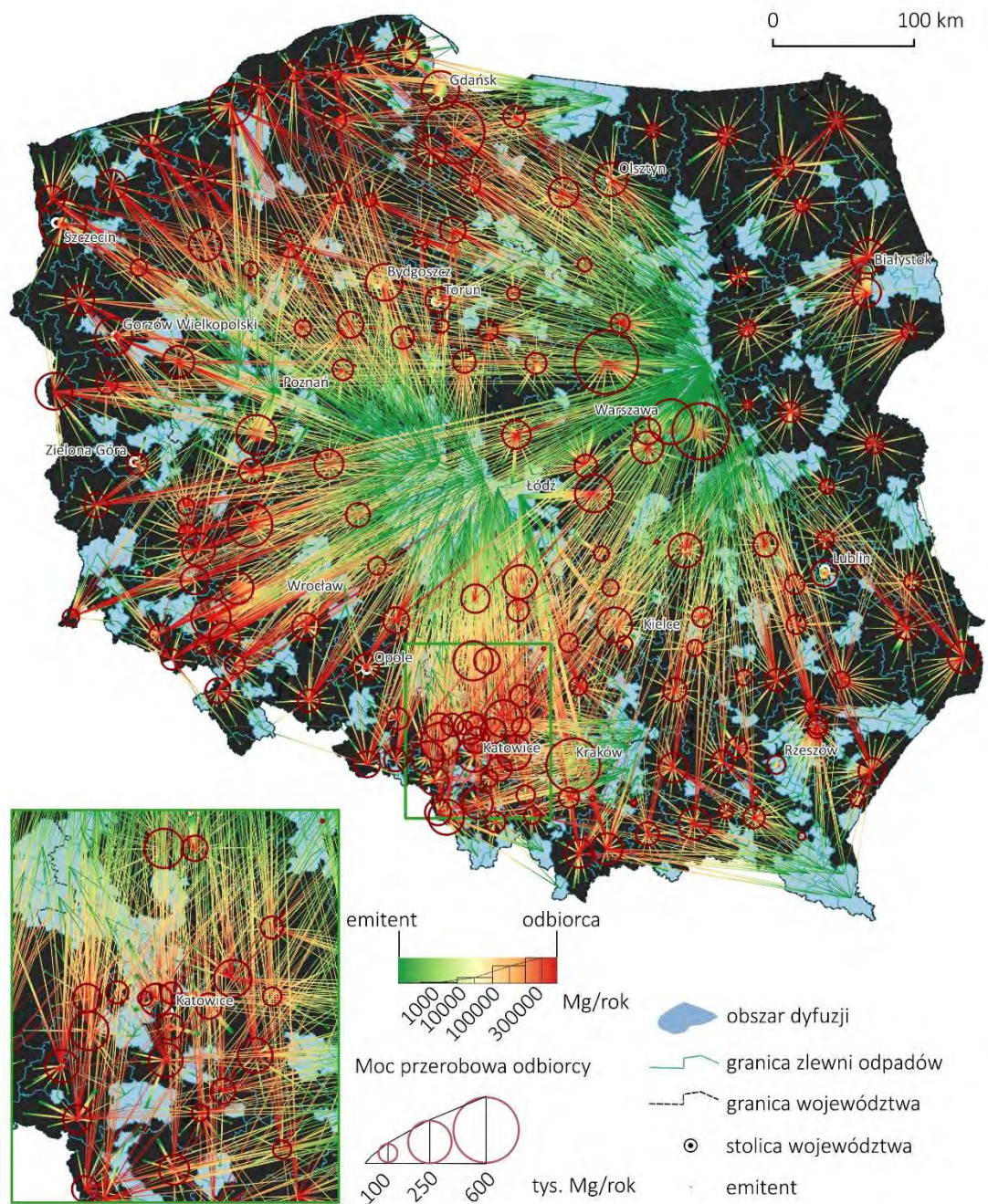
Ryc.A 100 Zmiana kosztu dystrybucji odpadów zmieszanych DC w modelu GK_Exp_2b_oA w stosunku do modelu SK_oA



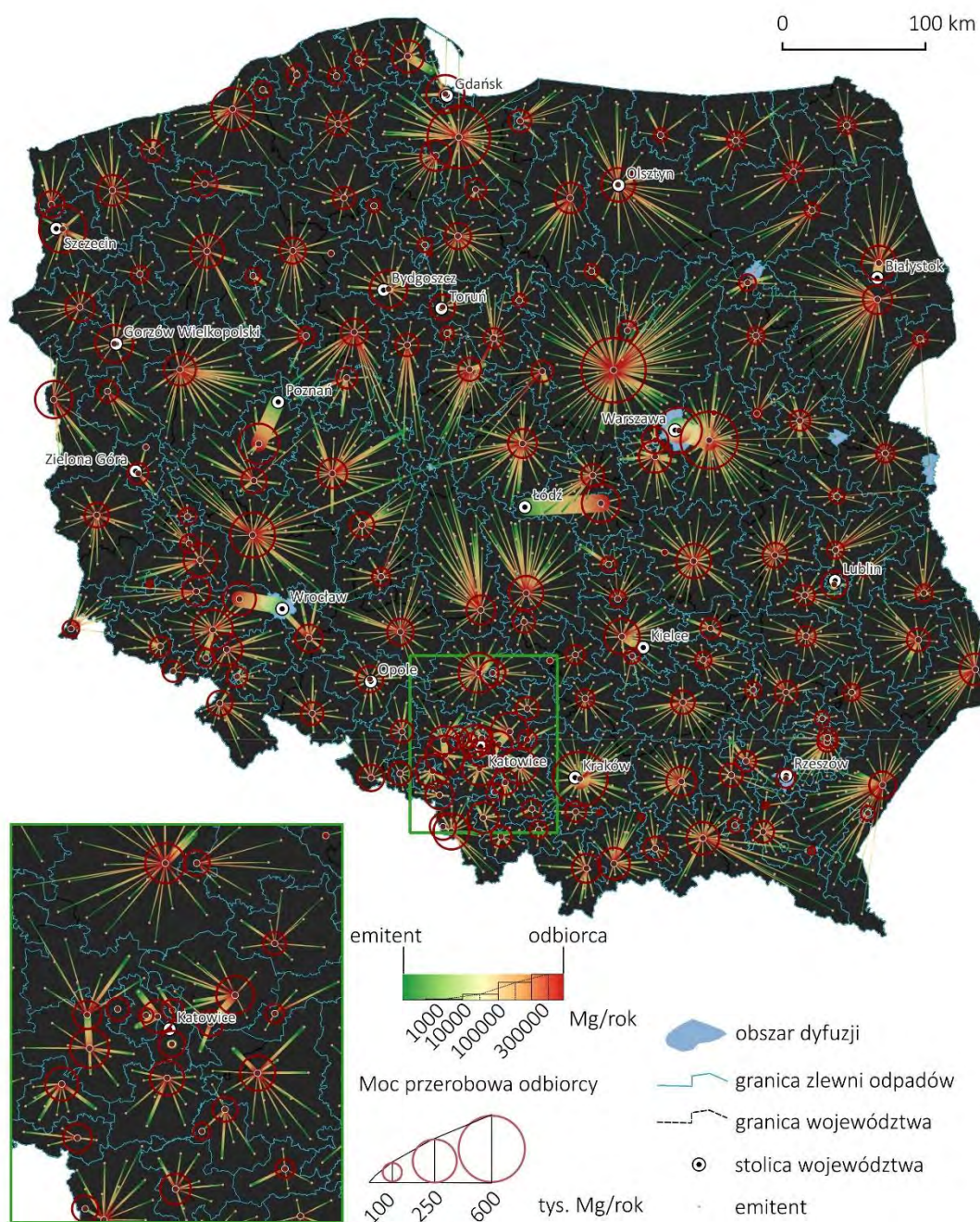
Ryc.A 101 Model przepływu odpadów zmieszanych według metody GK_Pow_1b_oA



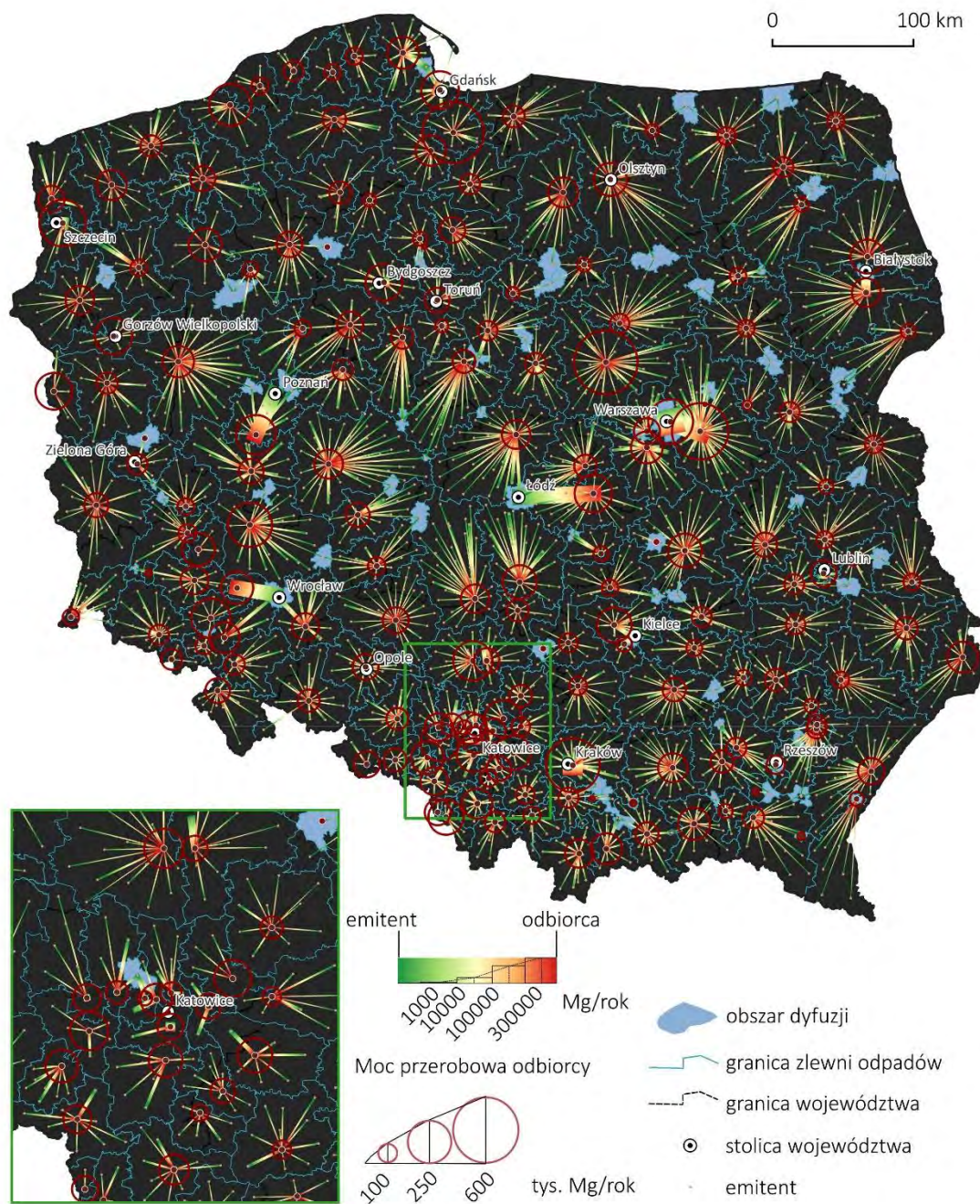
Ryc.A 102 Model przepływu odpadów zmieszanych według metody GK_Pow_2b_oA



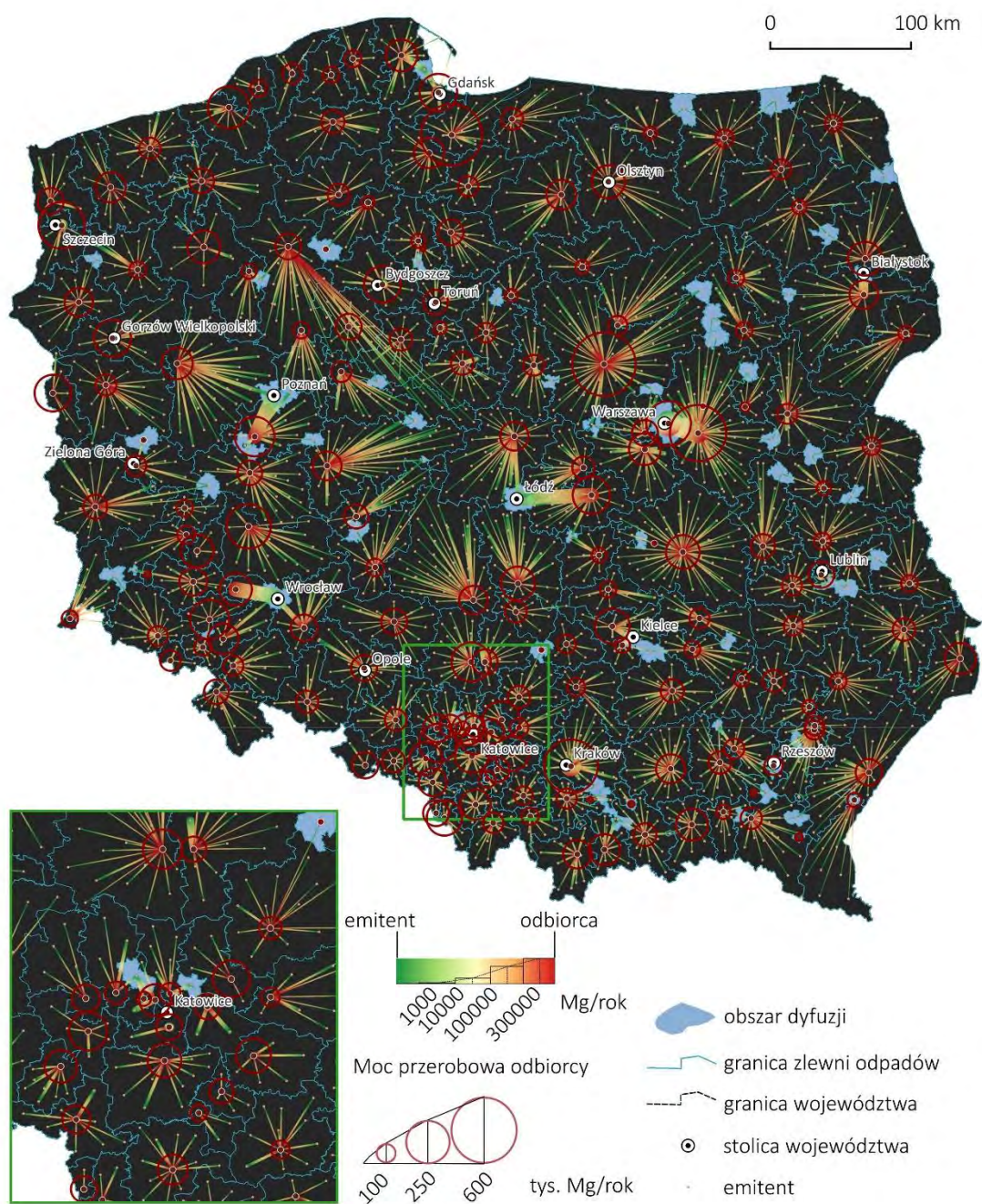
Ryc.A 103 Model przepływu odpadów zmieszanych optymalizujący koszt odbiorcy (GI_Rec_1n_oA)



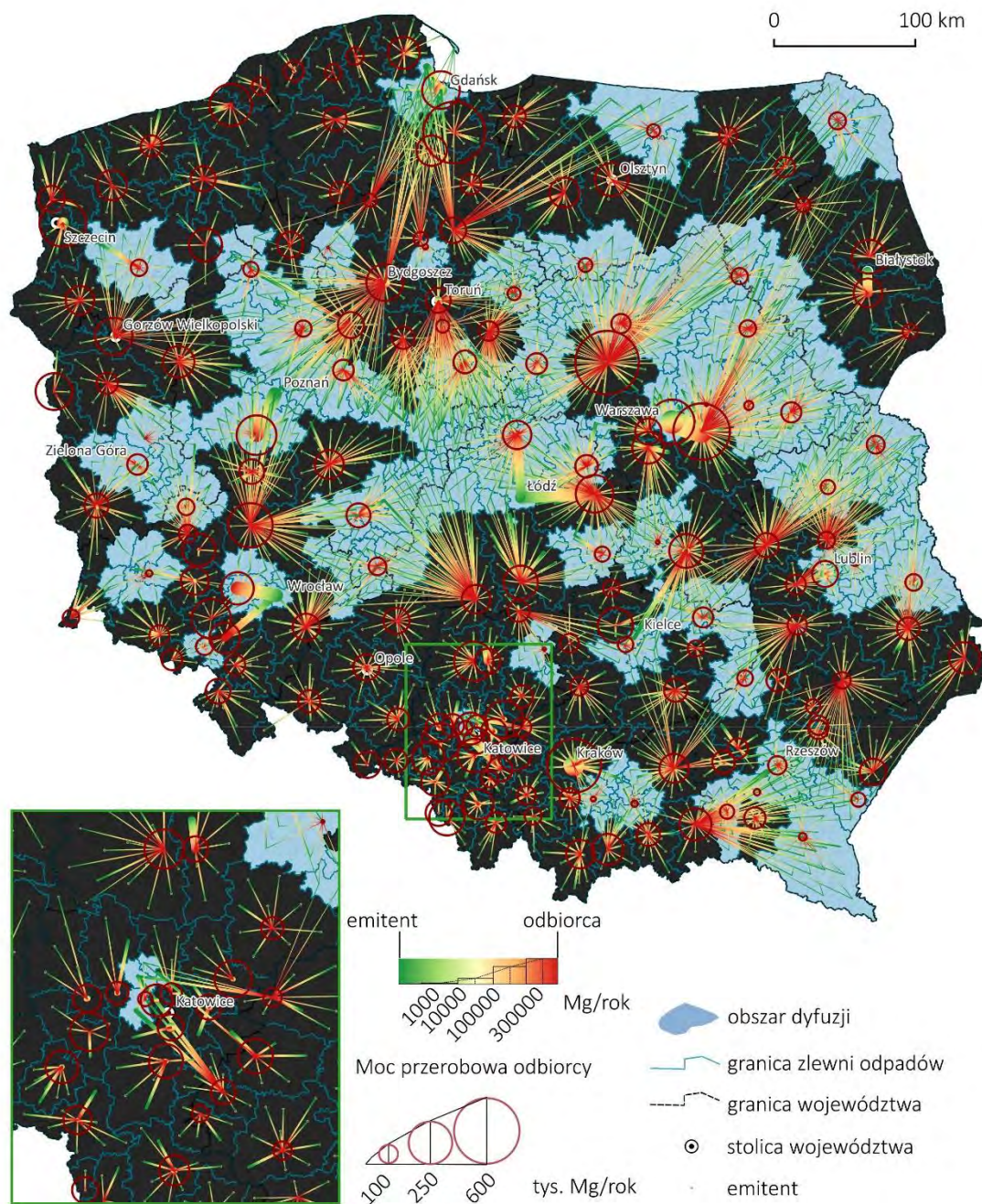
Ryc.A 104 Model przepływu odpadów zmieszanych według metody GK_Exp_1n_oA



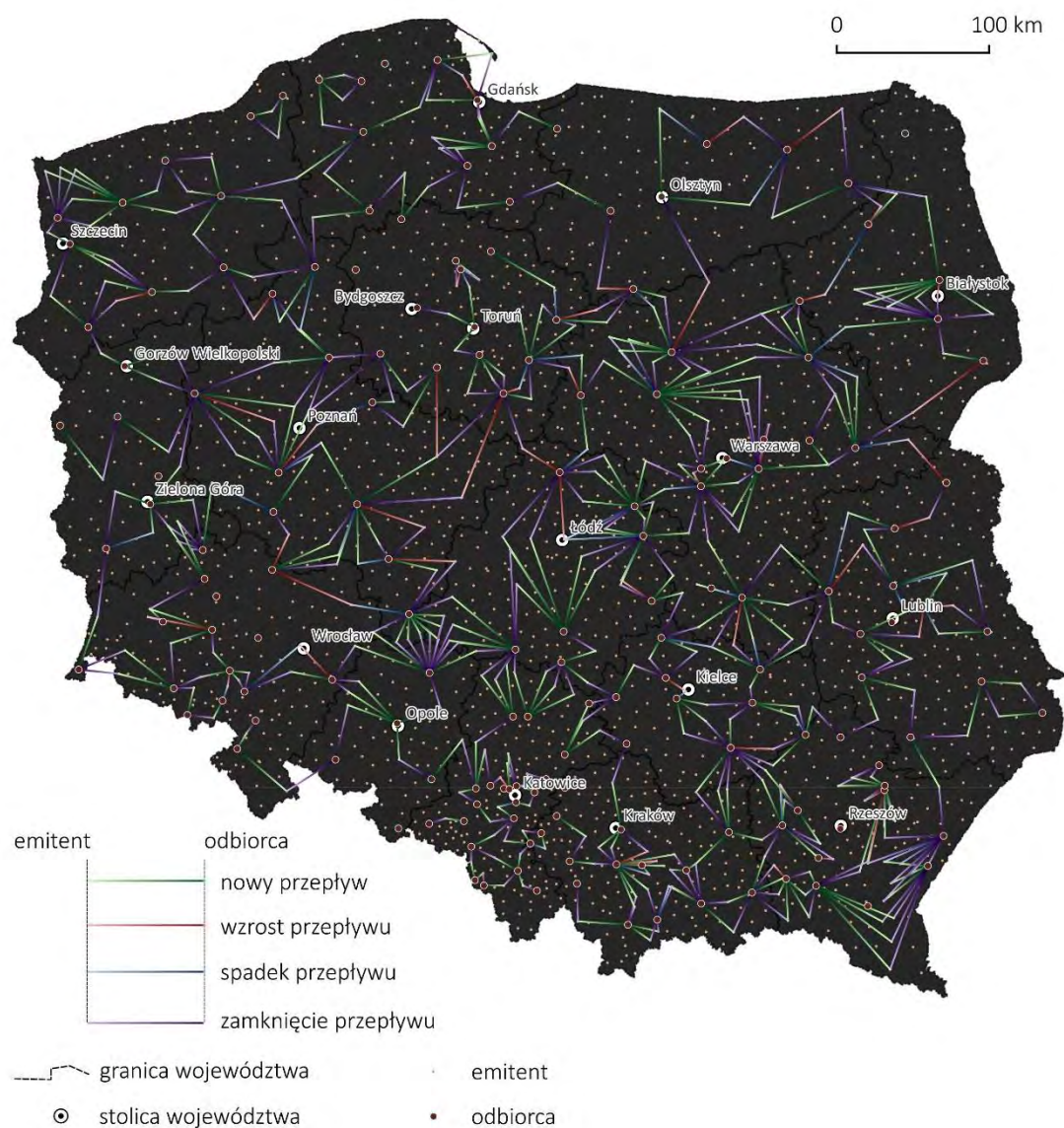
Ryc.A 105 Model przepływu odpadów zmieszanych według metody SK_oA



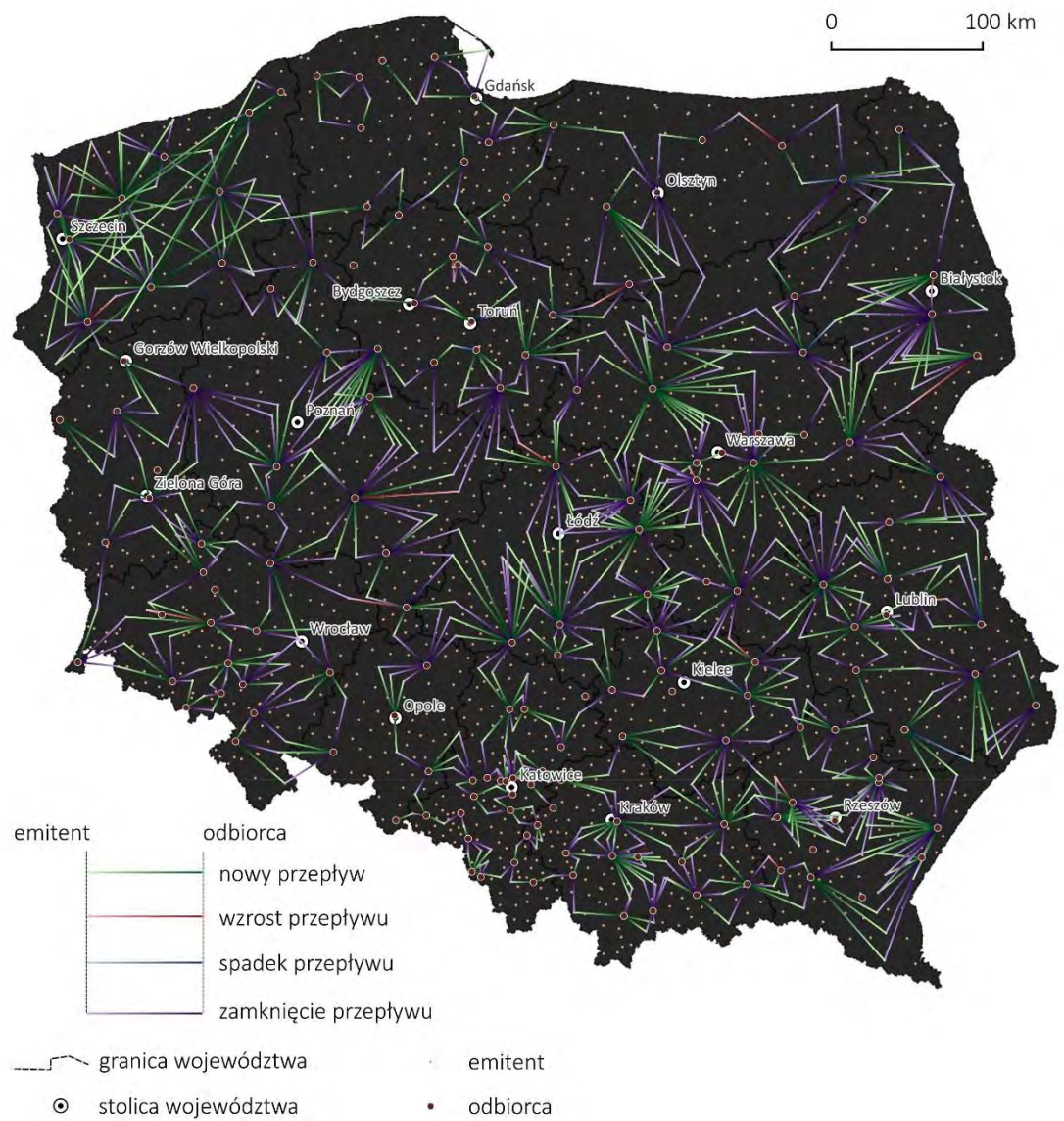
Ryc.A 106 Model przepływu odpadów zmieszanych według metody SR_oA



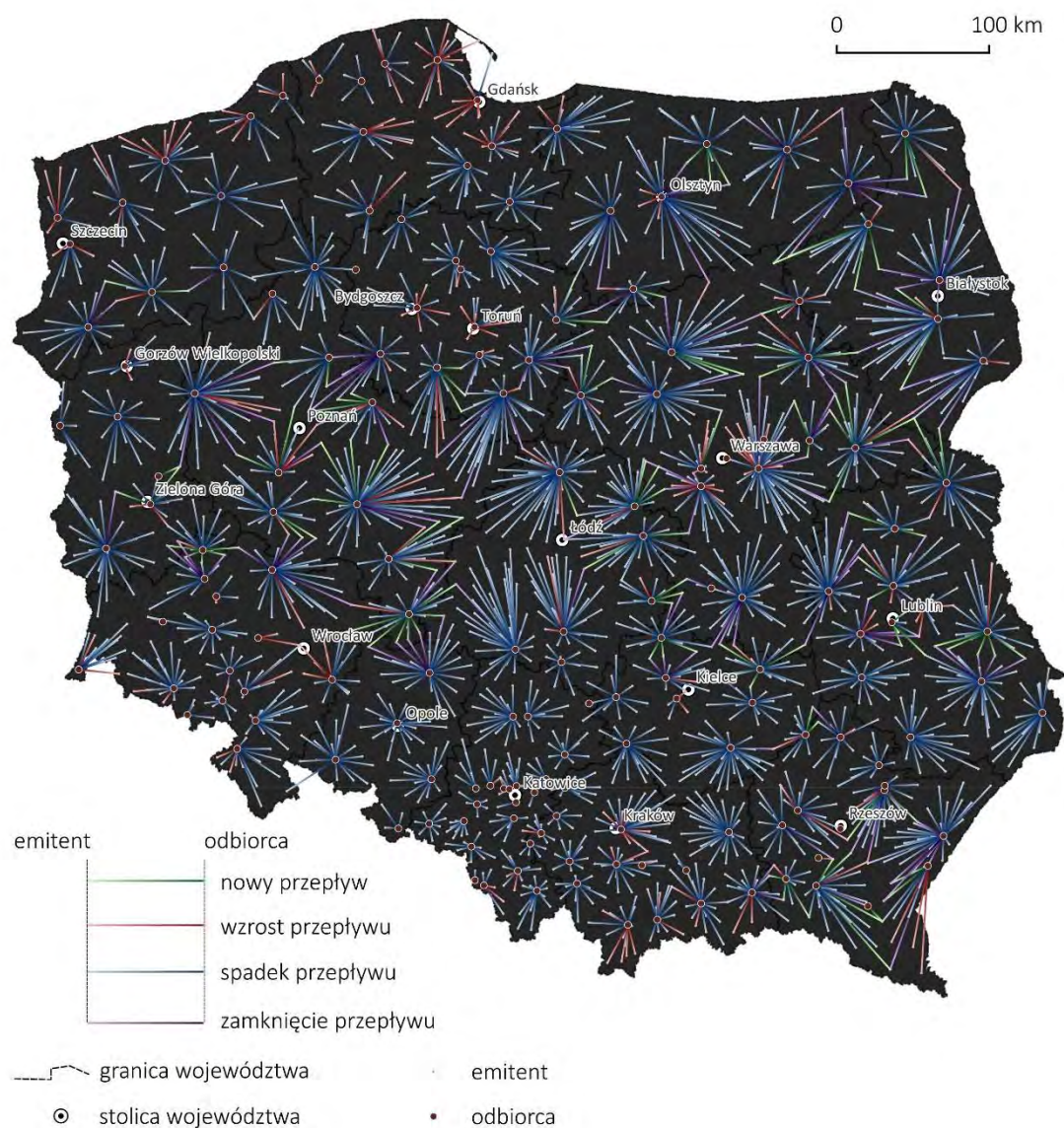
Ryc.A 107 Model przepływu odpadów zmieszanych optymalizujący koszt emitenta (GI_Iss_1n_oA)



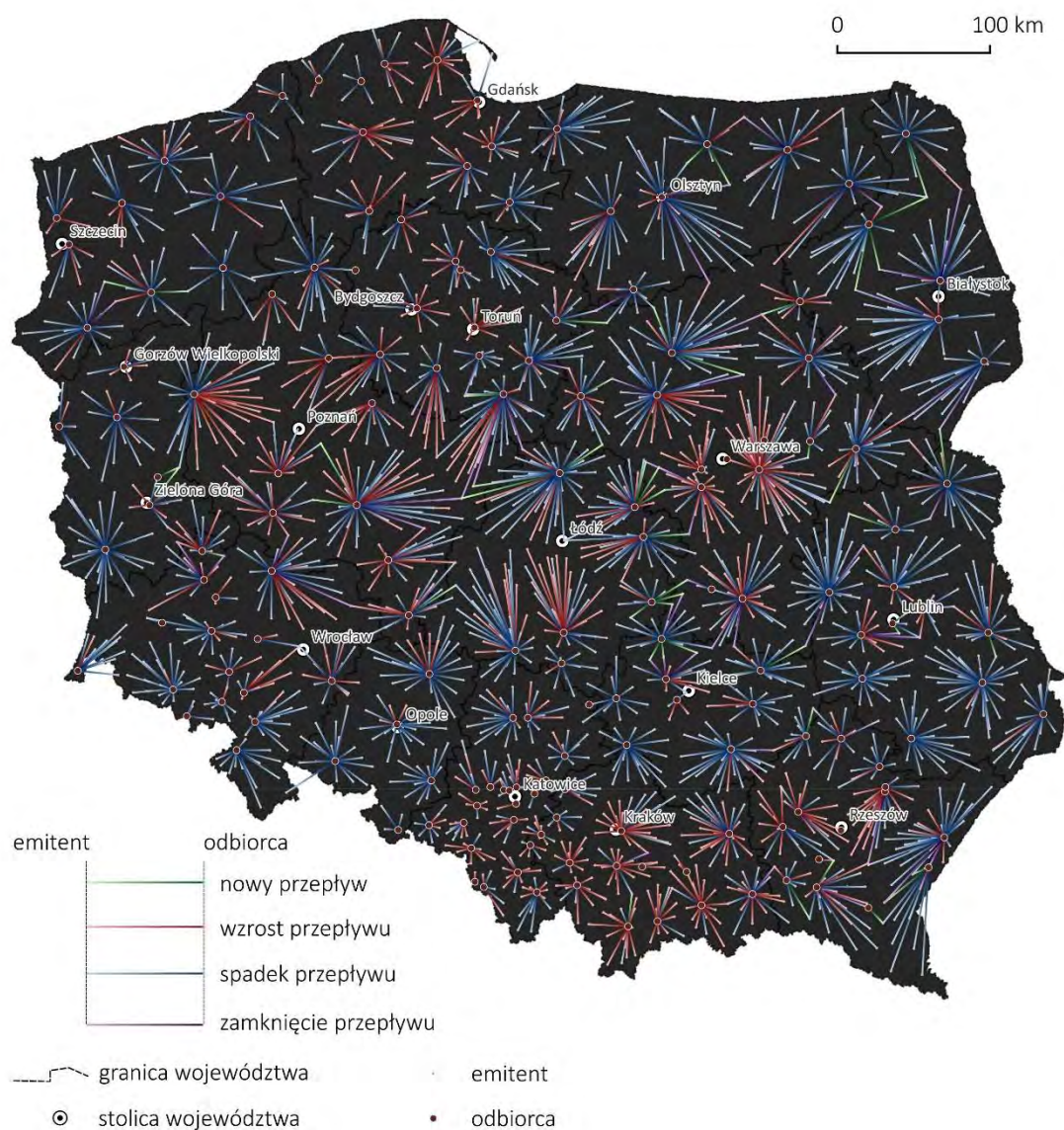
Ryc.A 108 Wpływ sieci drogowej na przepływy odpadów zmieszanych w odniesieniu do odległości po ortodromie na przykładzie modelu SK_xA



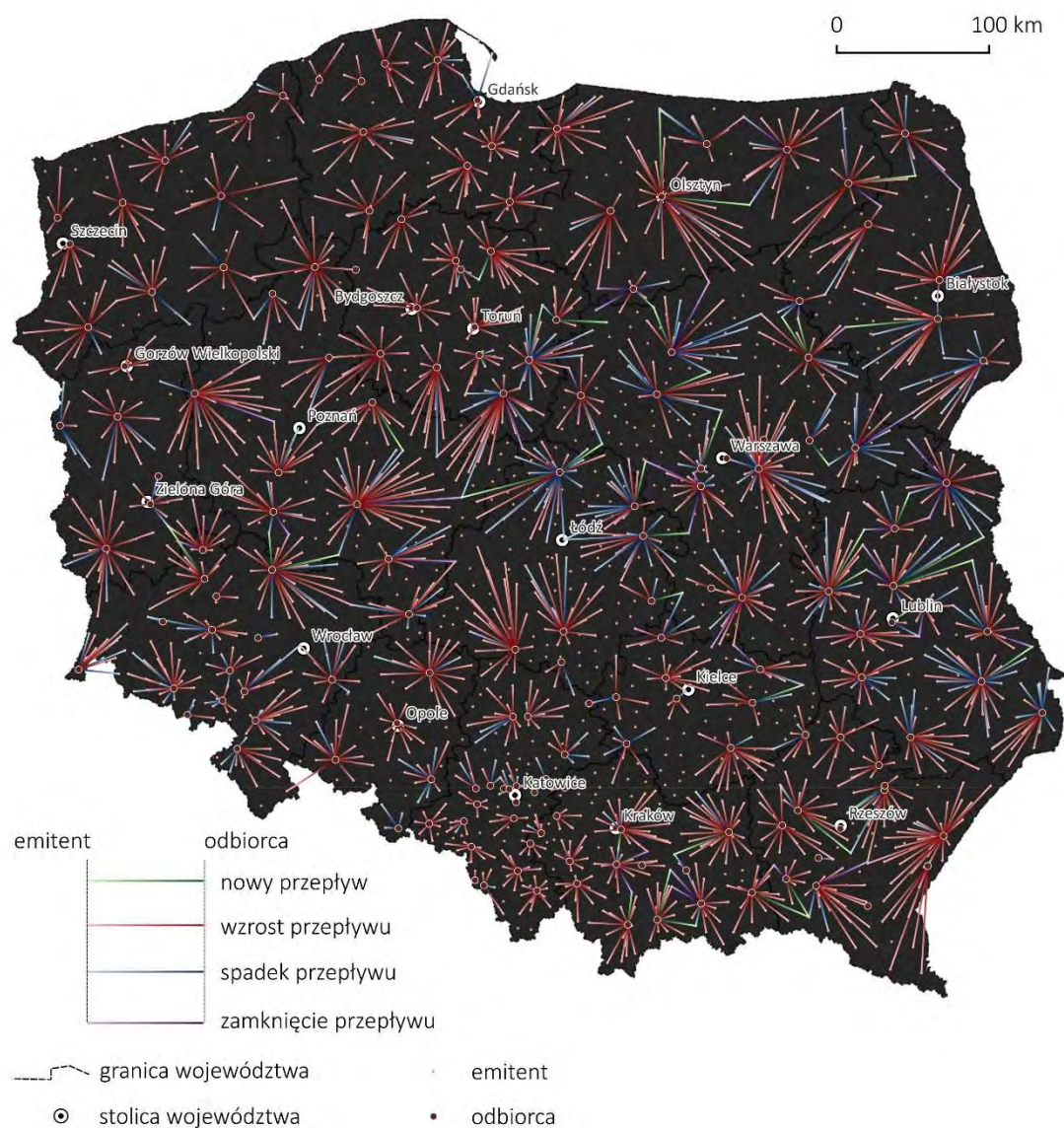
Ryc.A 109 Wpływ czasu podróży na przepływy odpadów zmieszanych w odniesieniu do odległości po ortodromie na przykładzie modelu SK_xA



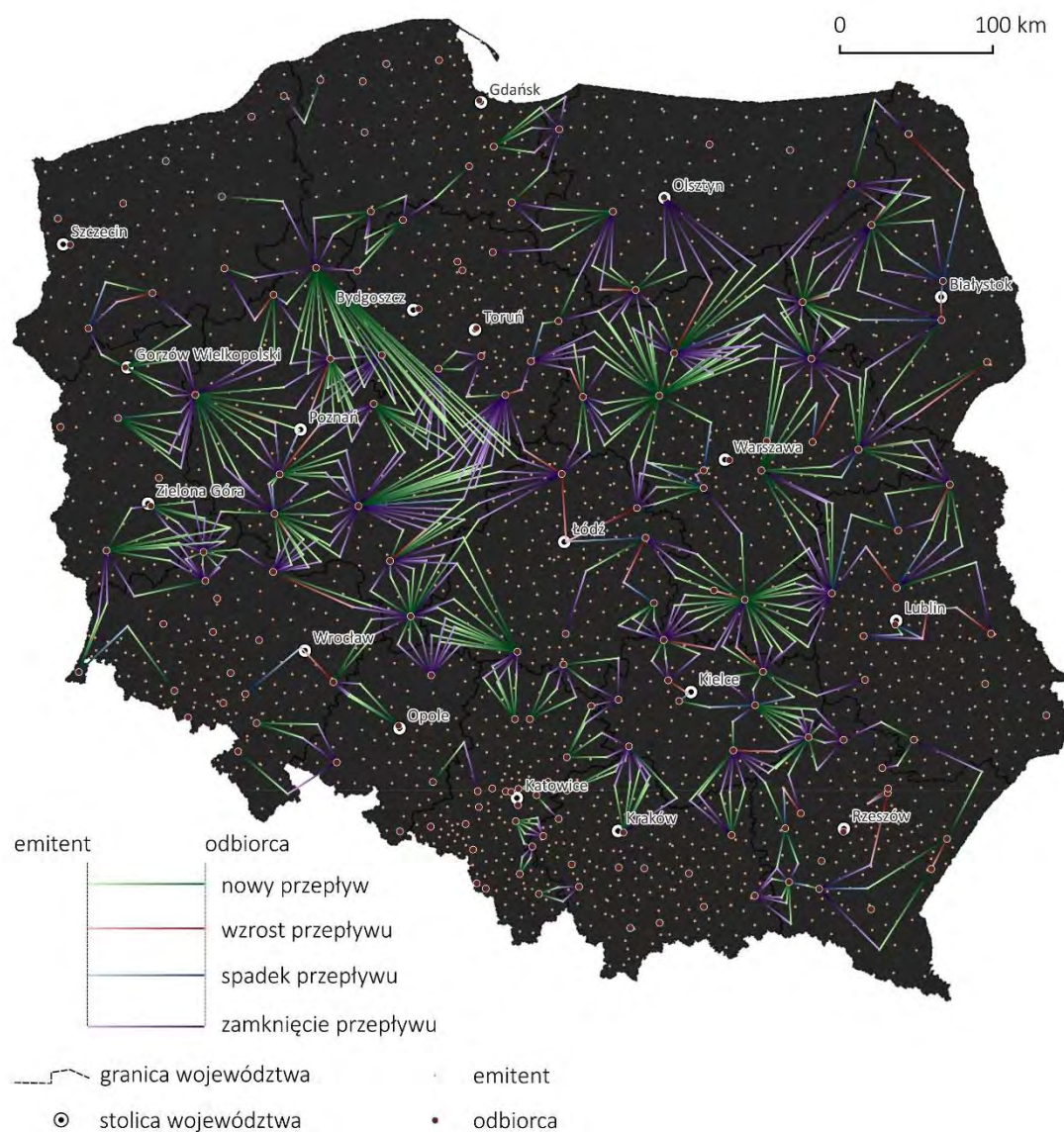
Ryc.A 110 Wpływ scenariusza k-B na przepływy odpadów zmieszanych w odniesieniu do scenariusza k-A na przykładzie modelu SK_oX



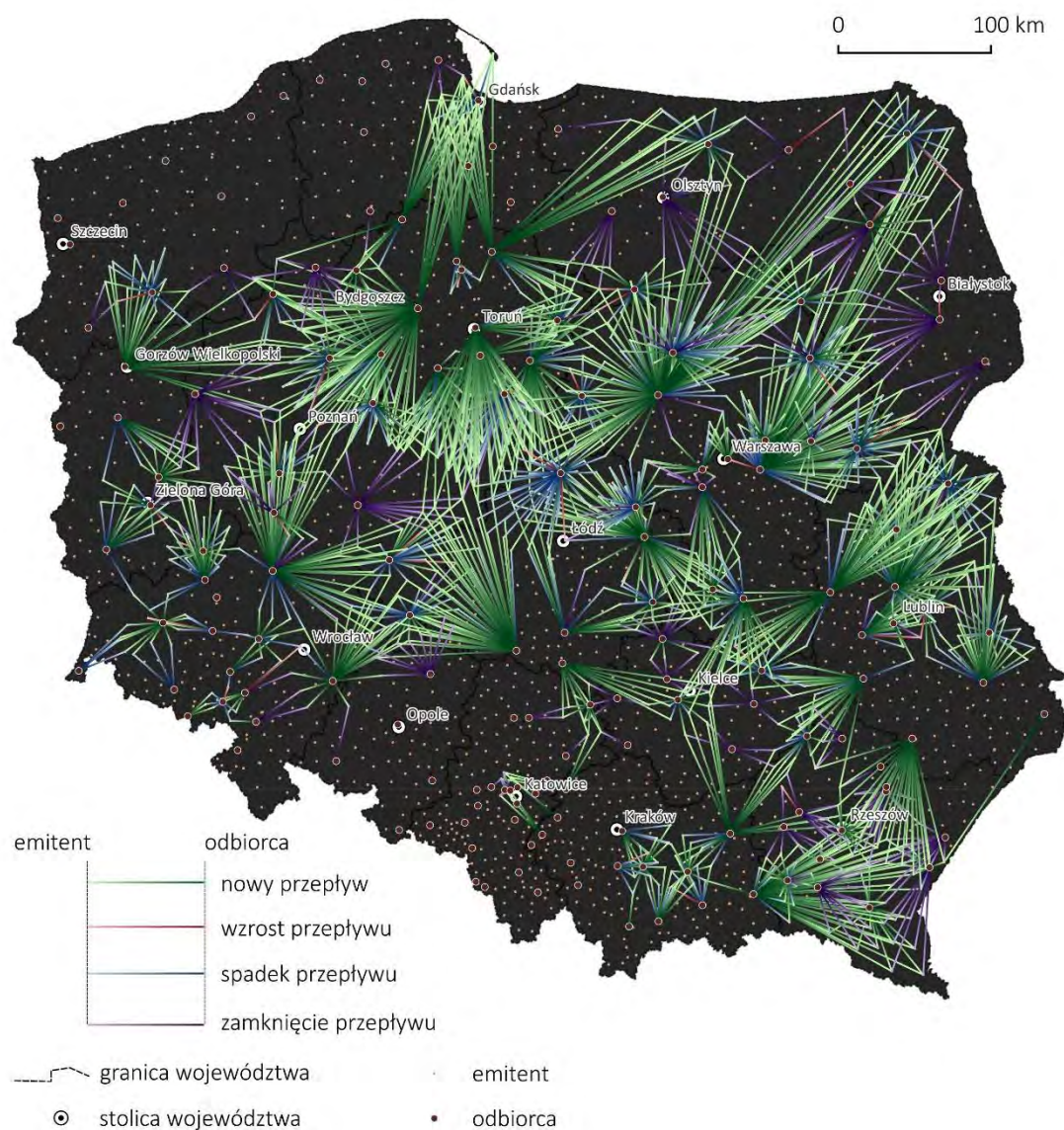
Ryc.A 111 Wpływ scenariusza k-C na przepływy odpadów zmieszanych w odniesieniu do scenariusza k-A na przykładzie modelu SK_oX



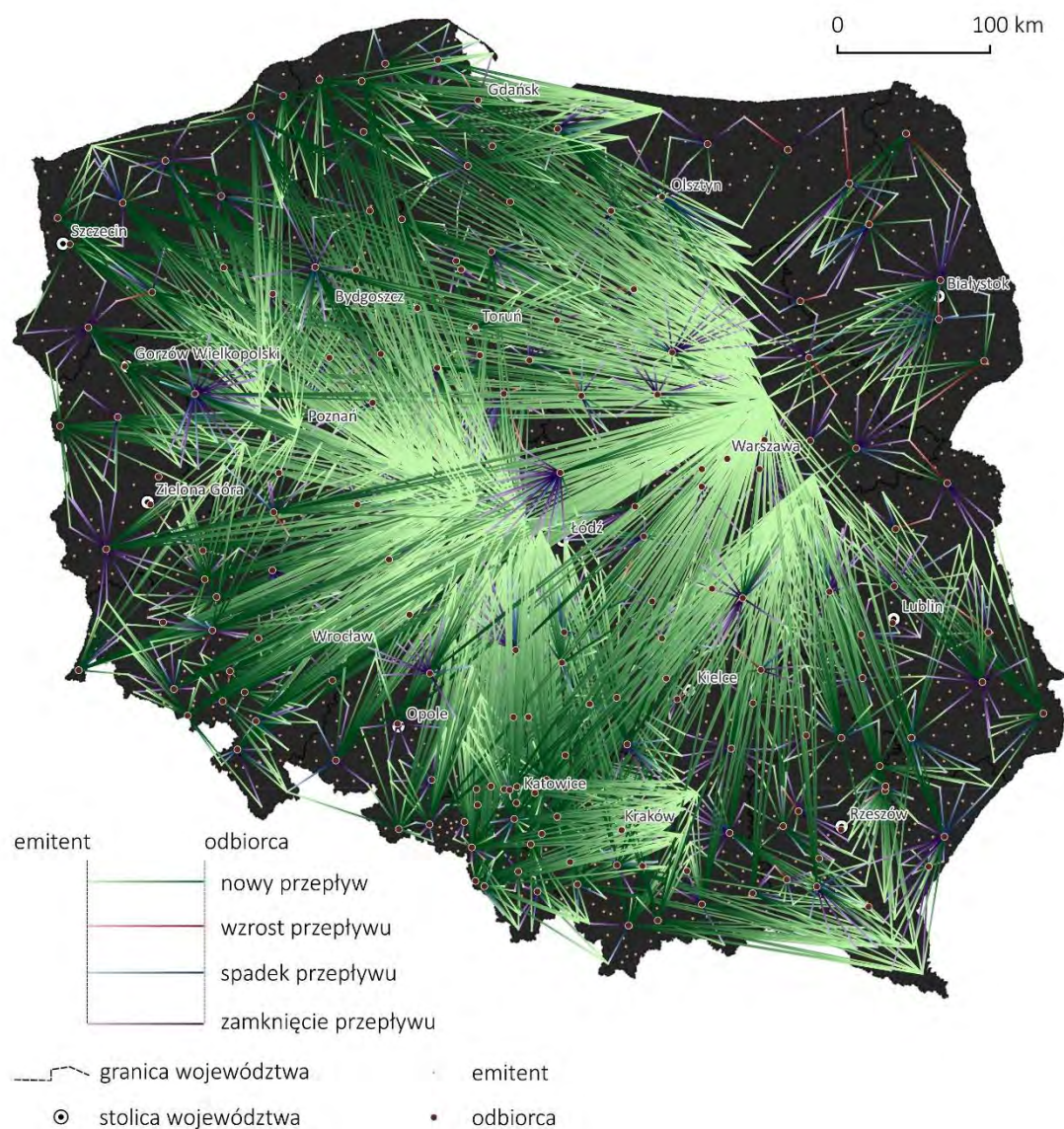
Ryc.A 112 Wpływ scenariusza k-D na przepływy odpadów zmieszanych w odniesieniu do scenariusza k-A na przykładzie modelu SK_oX



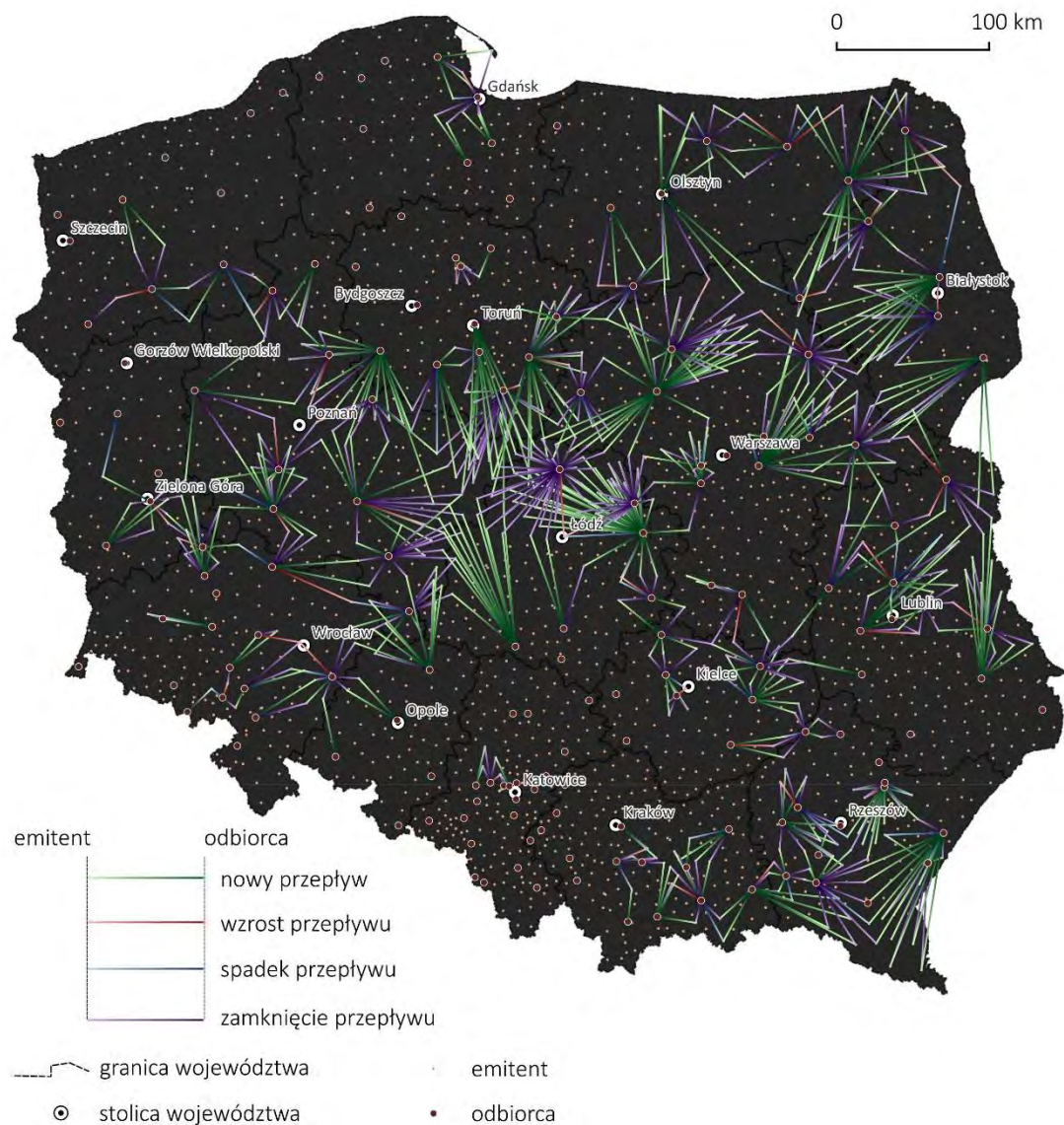
Ryc.A 113 Wpływ przestrzennej dezintegracji systemu (podziału systemu na podsystemy, model SR_oA) na przepływy odpadów zmieszanych w odniesieniu do modelu zarządzanego centralnie (model SK_oA)



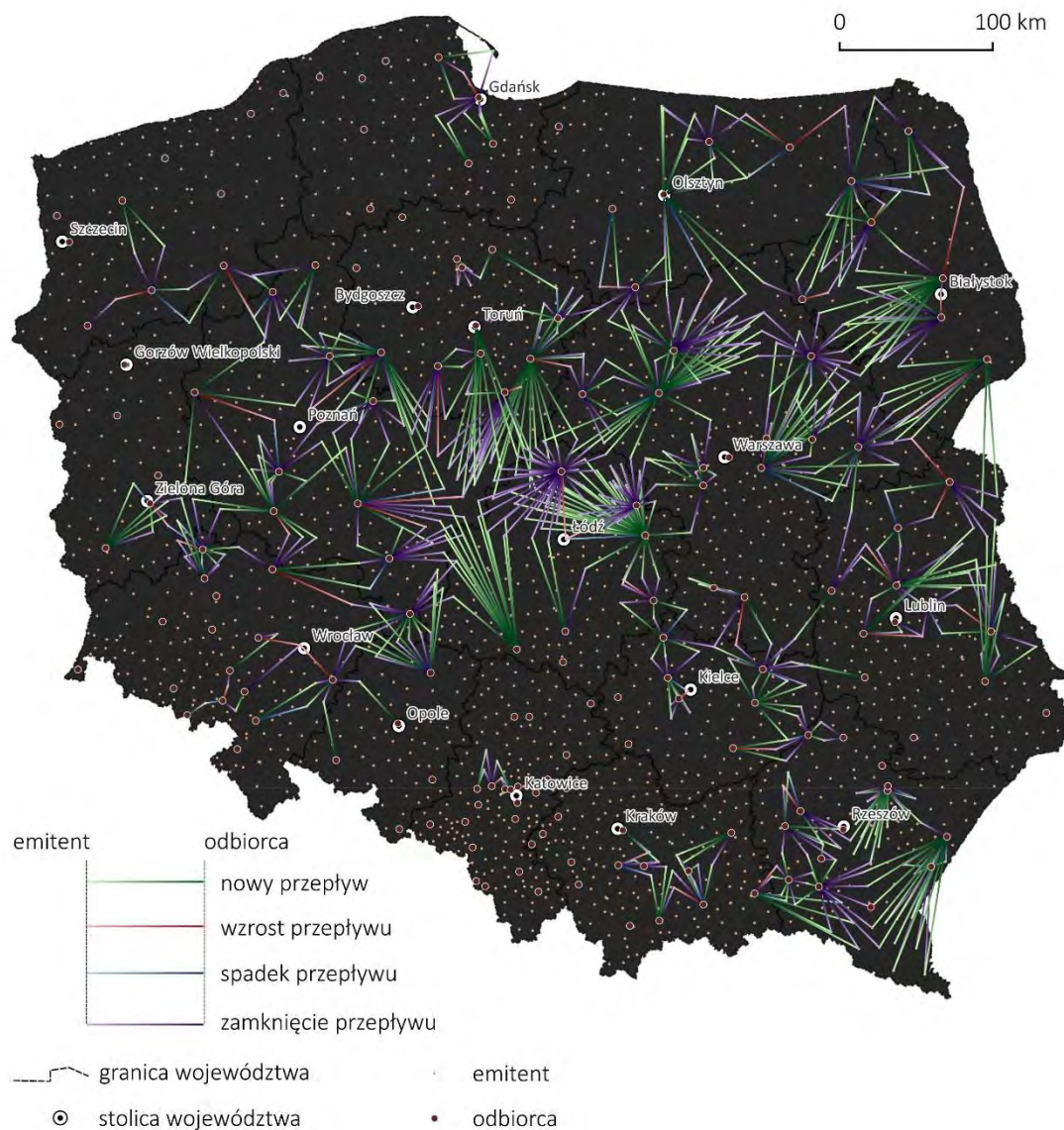
Ryc.A 114 Wpływ optymalizacji przepływu odpadów z perspektywy emitenta w odniesieniu do modelu zarządzanego centralnie (model SK_oA)



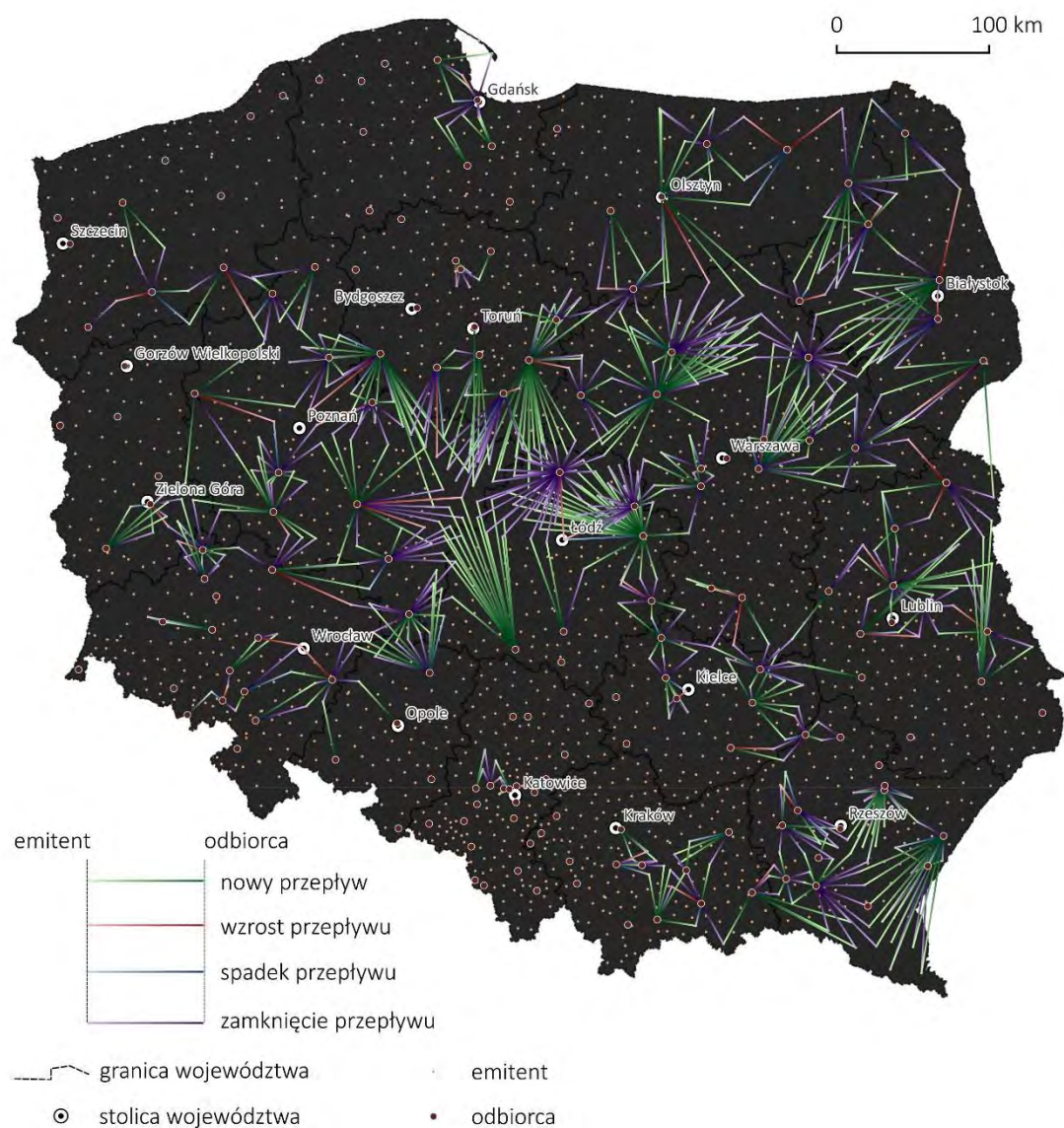
Ryc.A 115 Wpływ optymalizacji przepływu odpadów z perspektywy odbiorcy w odniesieniu do modelu zarządzanego centralnie (model SK_oA)



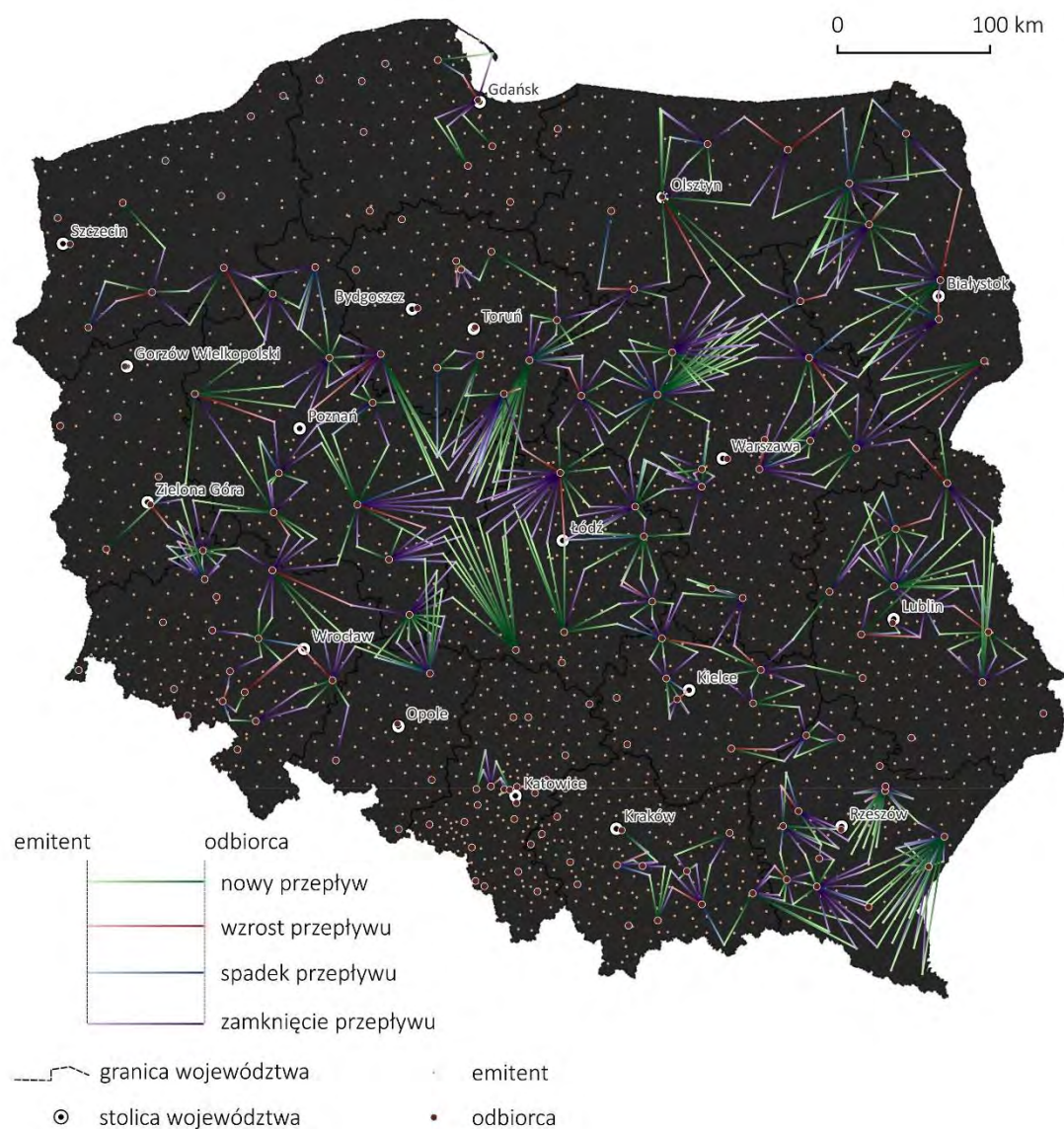
Ryc.A 116 Wpływ zmiany metody modelowania na modeli grawitacji GK_Pow_1n_oA na przepływy odpadów zmieszanych w odniesieniu do modelu optymalizacji (model SK_oA)



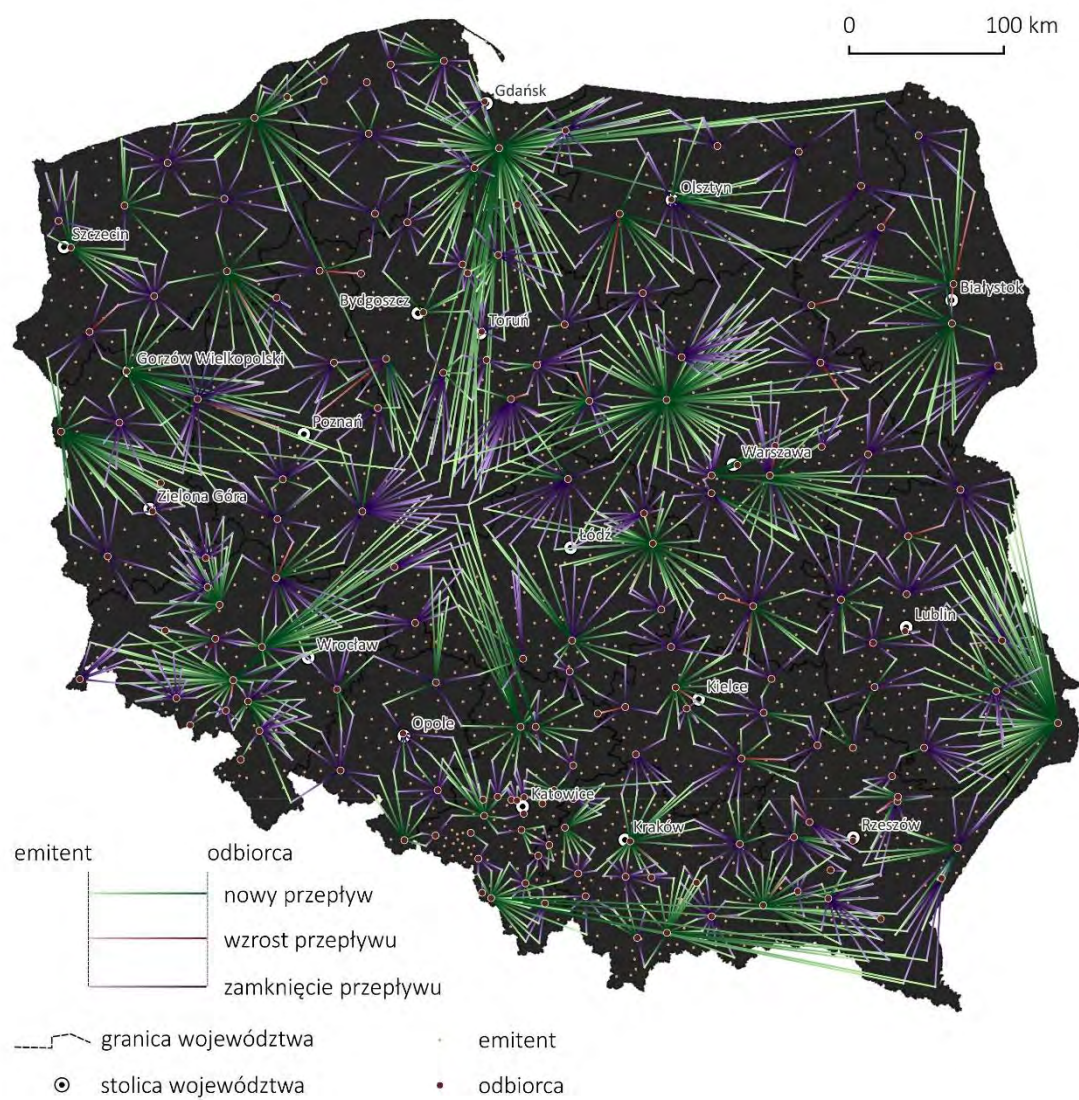
Ryc.A 117 Wpływ zmiany metody modelowania na modeli grawitacji GK_Pow_2n_oA na przepływy odpadów zmieszanych w odniesieniu do modelu optymalizacji (model SK_oA)



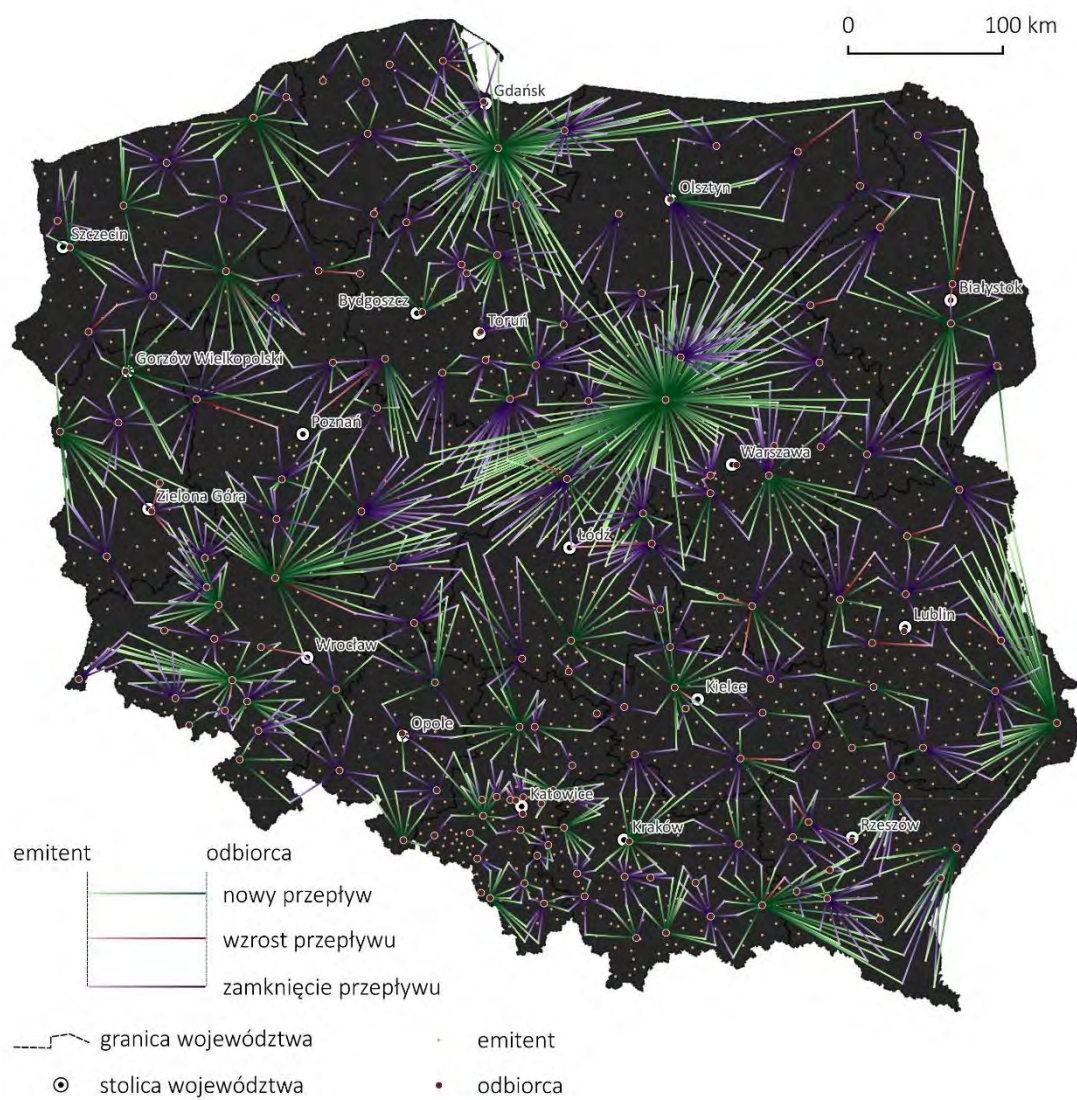
Ryc.A 118 Wpływ zmiany metody modelowania na modeli grawitacji GK_Exp_1n_oA na przepływy odpadów zmieszanych w odniesieniu do modelu optymalizacji (model SK_oA)



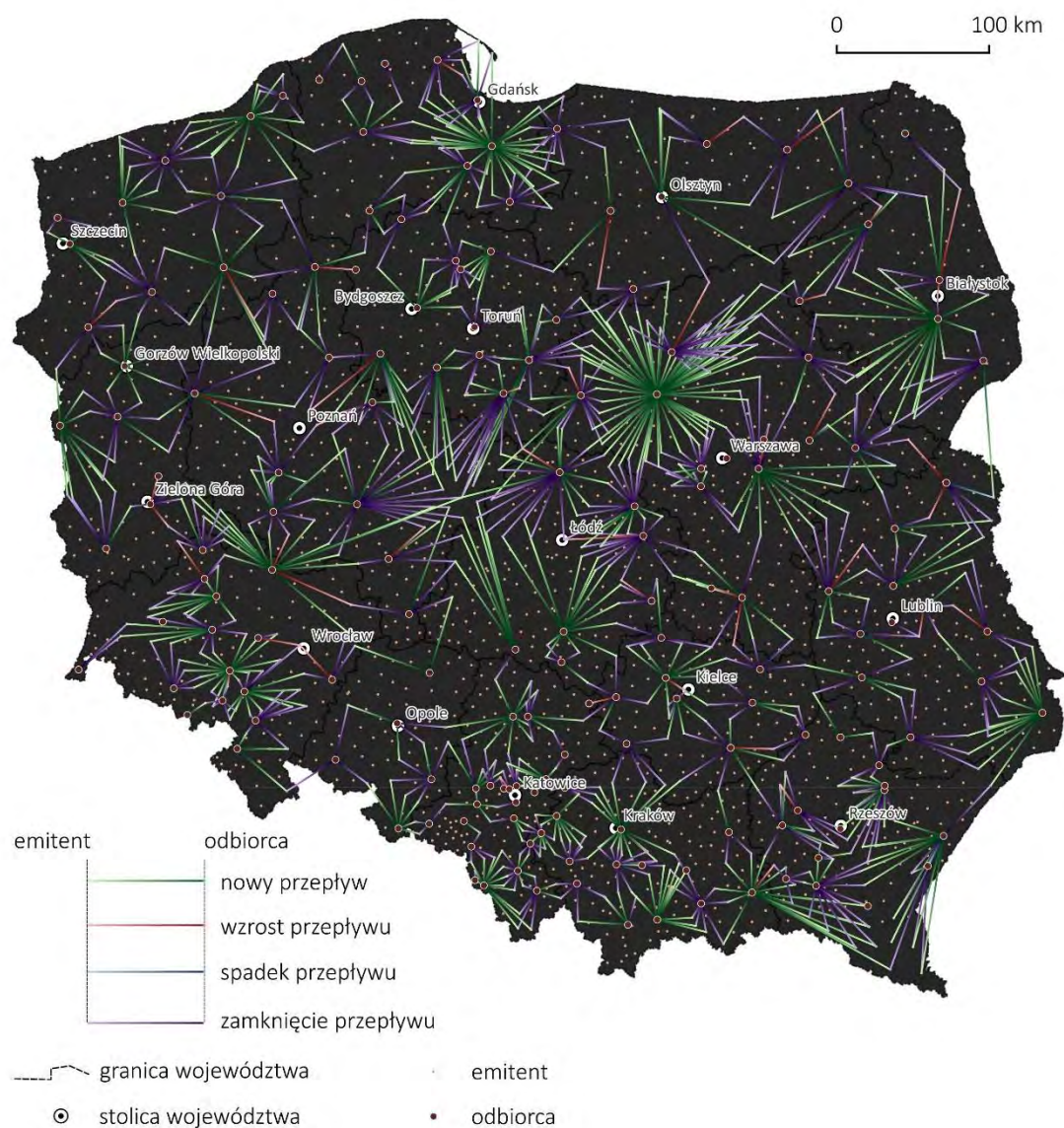
Ryc.A 119 Wpływ zmiany metody modelowania na modeli grawitacji GK_Exp_2n_oA na przepływy odpadów zmieszanych w odniesieniu do modelu optymalizacji (model SK_oA)



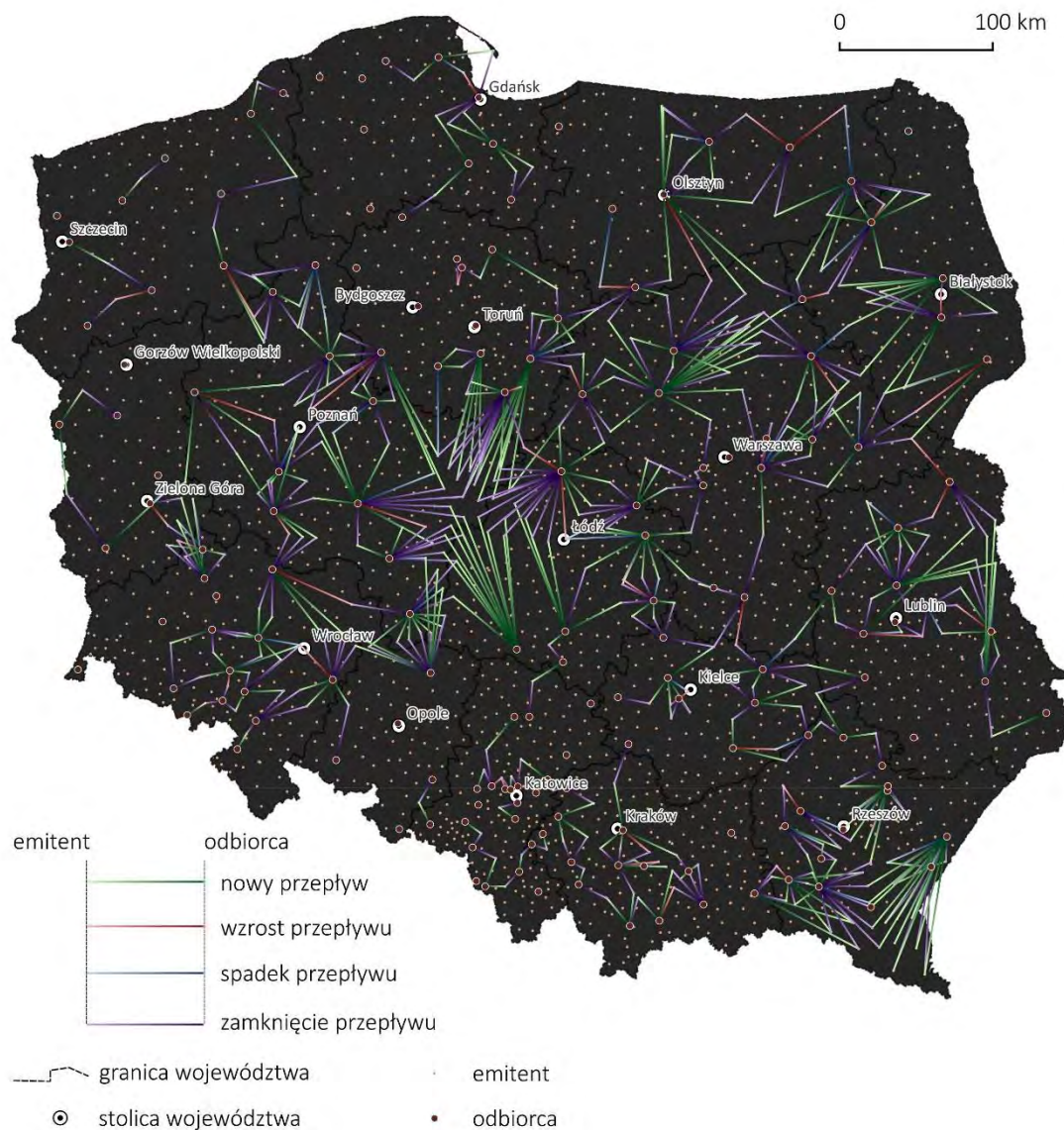
Ryc.A 120 Wpływ zmiany metody modelowania na modeli grawitacji GK_Pow_1b_oA na przepływy odpadów zmieszanych w odniesieniu do modelu optymalizacji (model SK_oA)



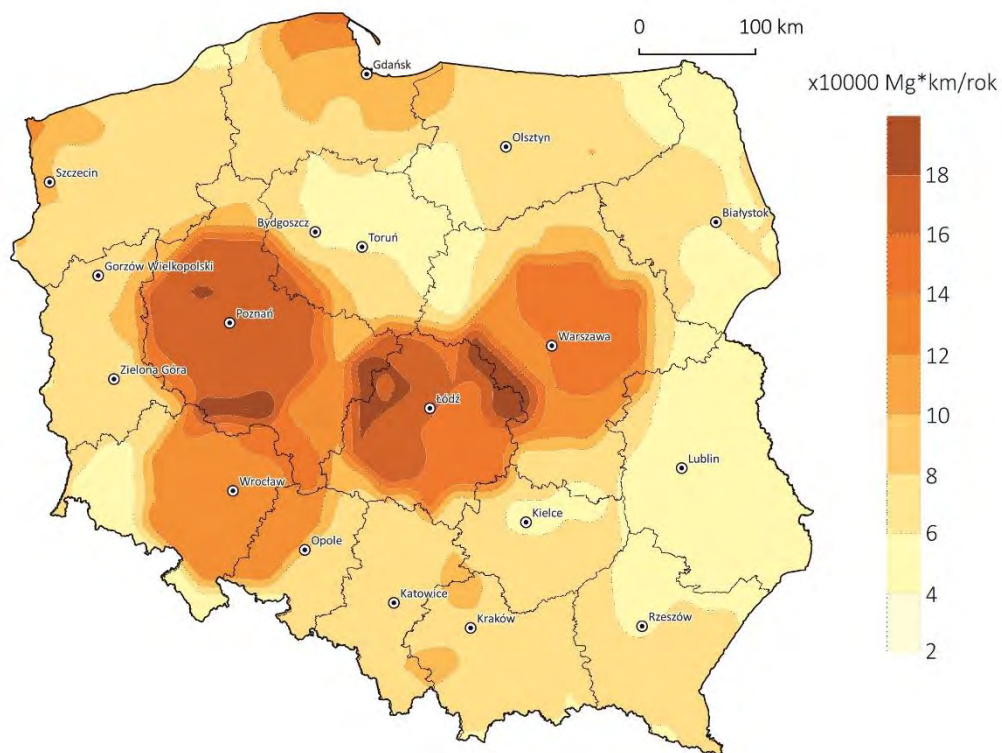
Ryc.A 121 Wpływ zmiany metody modelowania na modeli grawitacji GK_Pow_2b_oA na przepływy odpadów zmieszanych w odniesieniu do modelu optymalizacji (model SK_oA)



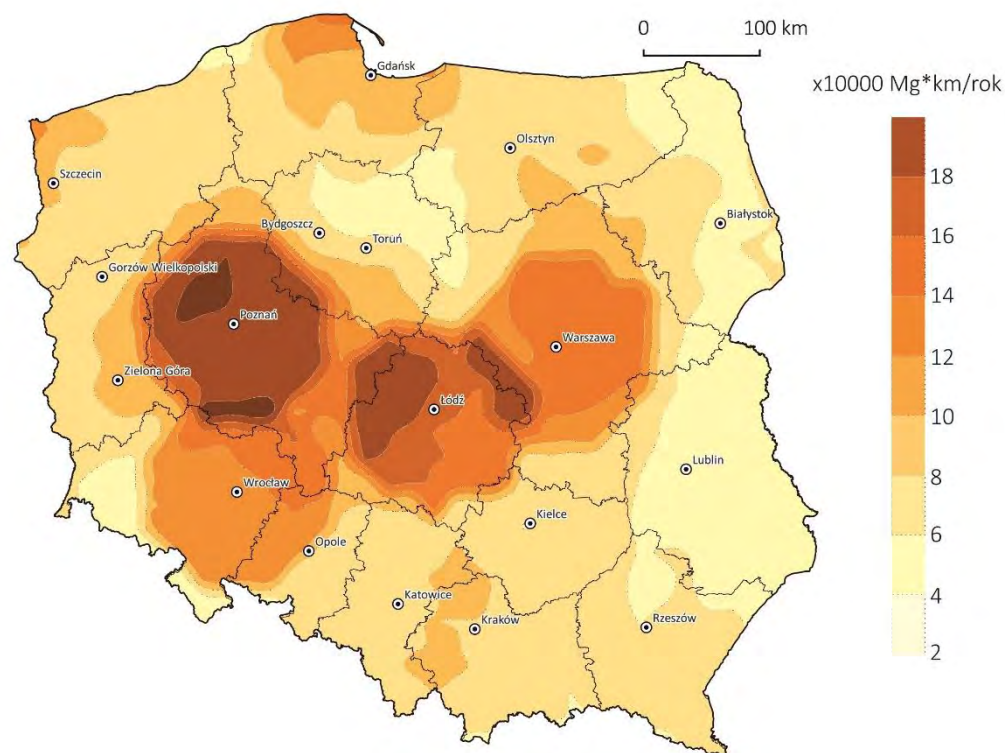
Ryc.A 122 Wpływ zmiany metody modelowania na modeli grawitacji GK_Exp_1b_oA na przepływy odpadów zmieszanych w odniesieniu do modelu optymalizacji (model SK_oA)



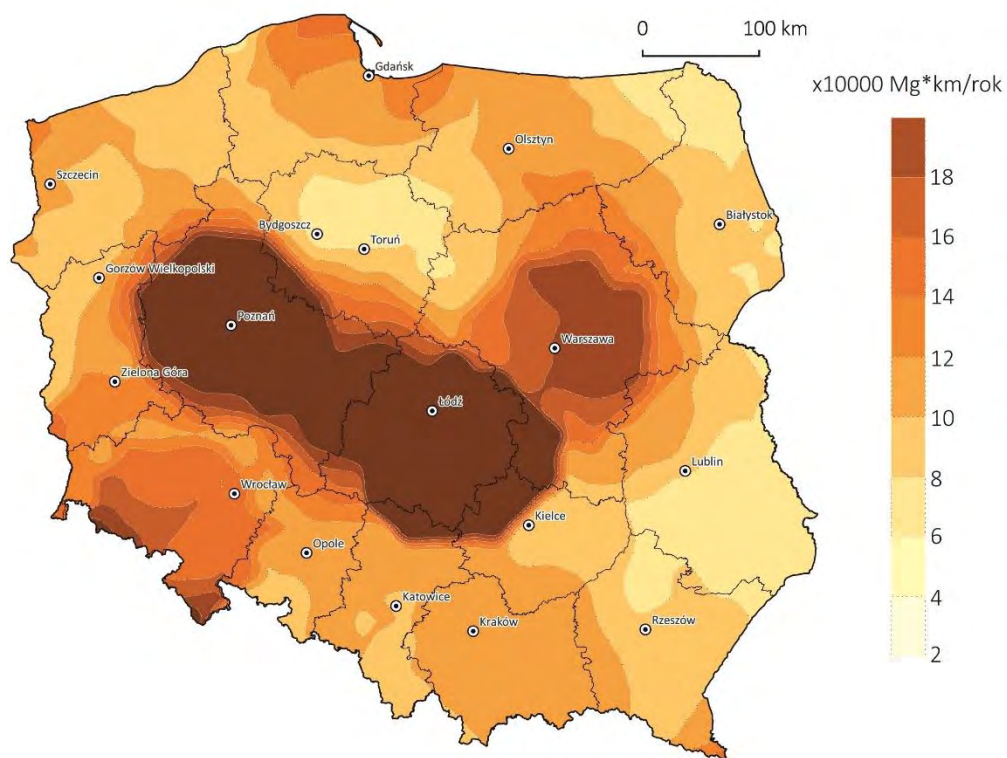
Ryc.A 123 Wpływ zmiany metody modelowania na modeli grawitacji GK_Exp_2b_oA na przepływy odpadów zmieszanych w odniesieniu do modelu optymalizacji (model SK_oA)



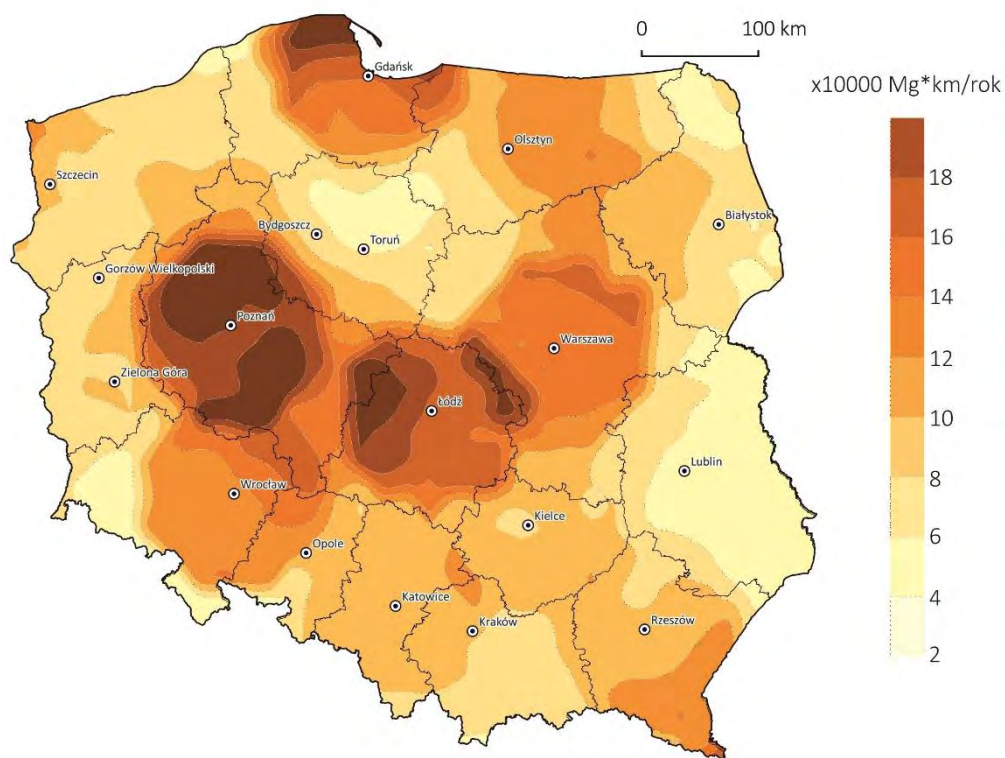
Ryc.A 124 Mapa koncentracji według średniego kosztu w gminach w promieniu 80 km według modelu SK_oA



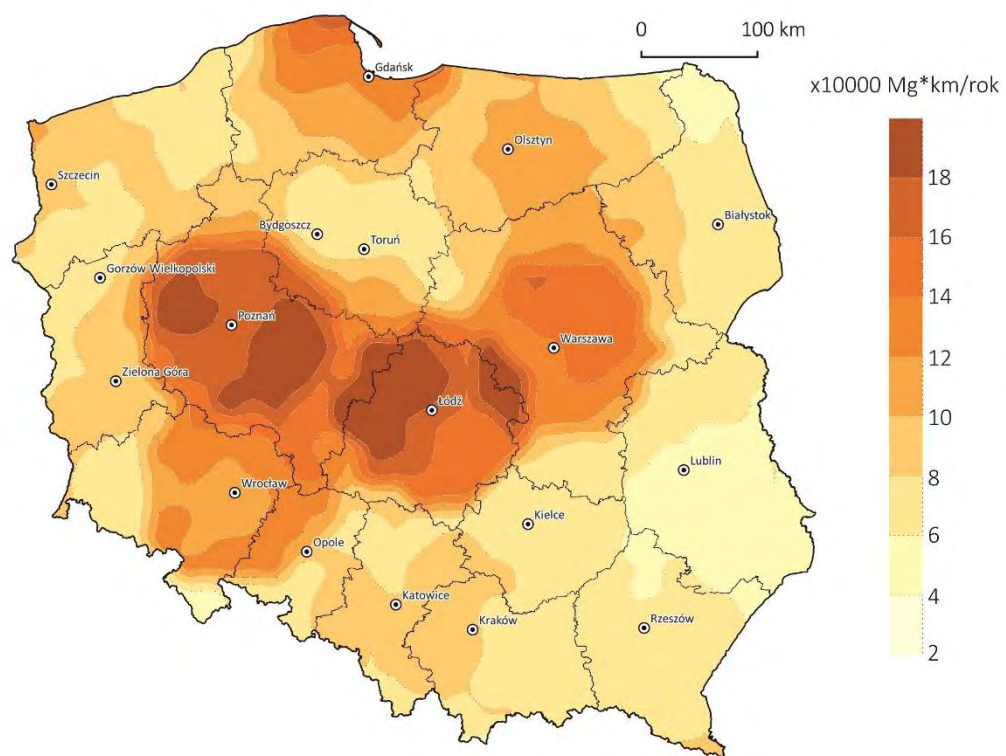
Ryc.A 125 Mapa koncentracji według średniego kosztu w gminach w promieniu 80 km według modelu SR_oA



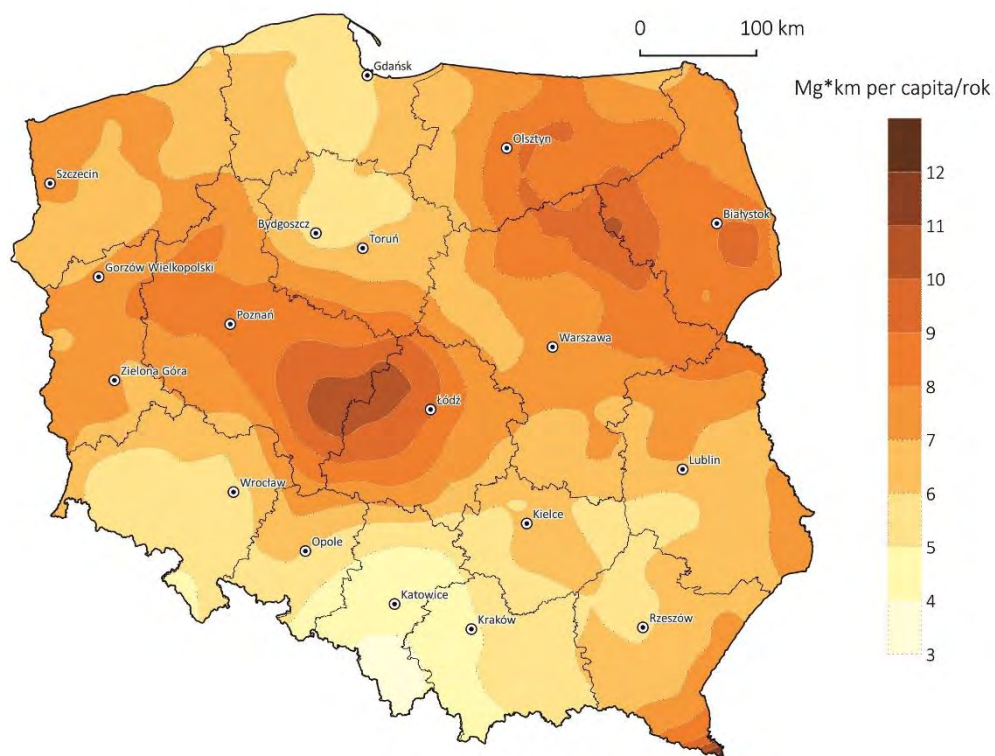
Ryc.A 126 Mapa koncentracji według średniego kosztu w gminach w promieniu 80 km według modelu $GI_Rec_1n_oA$



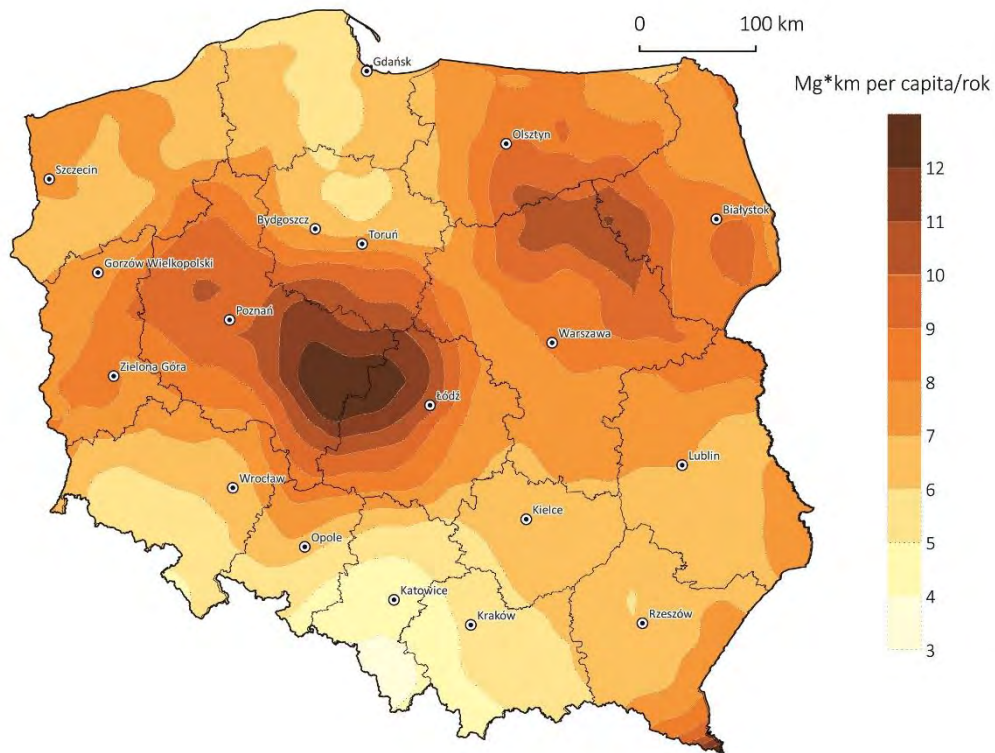
Ryc.A 127 Mapa koncentracji według średniego kosztu w gminach w promieniu 80 km według modelu $GI_Iss_1n_oA$



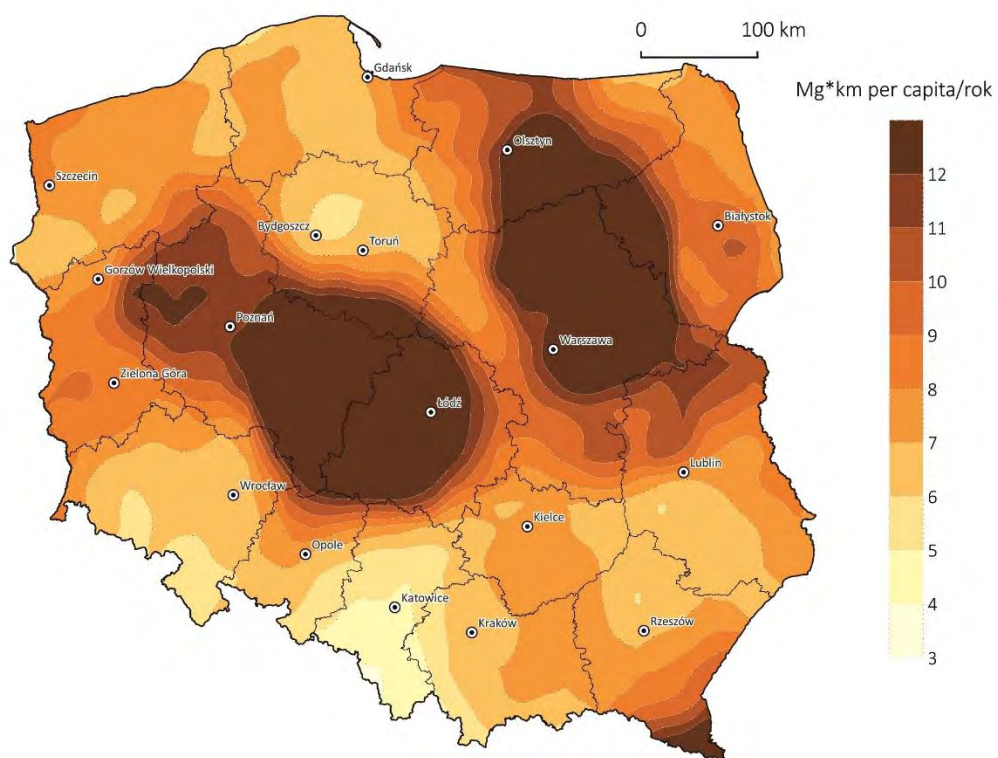
Ryc.A 128 Mapa koncentracji według średniego kosztu w gminach w promieniu 80 km według modelu grawitacji na przykładzie wariantu GK_Pow_2b_oA



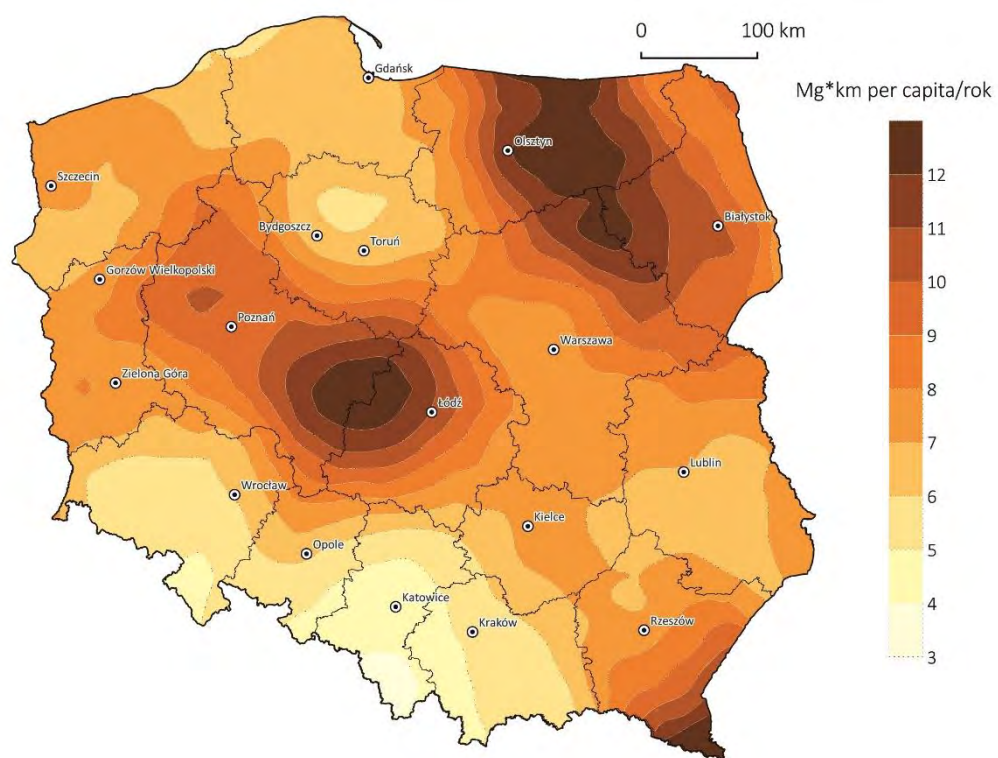
Ryc.A 129 Mapa koncentracji według średniego kosztu per capita w gminach w promieniu 80 km według modelu SK_oA



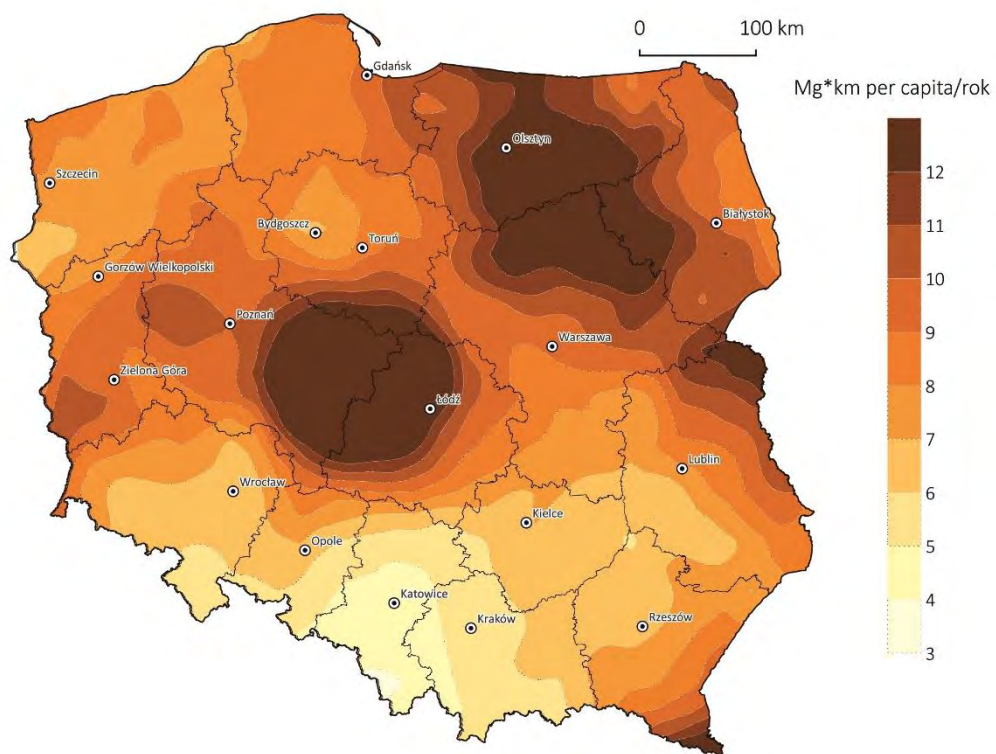
Ryc.A 130 Mapa koncentracji według średniego kosztu per capita w gminach w promieniu 80 km według modelu SR_oA



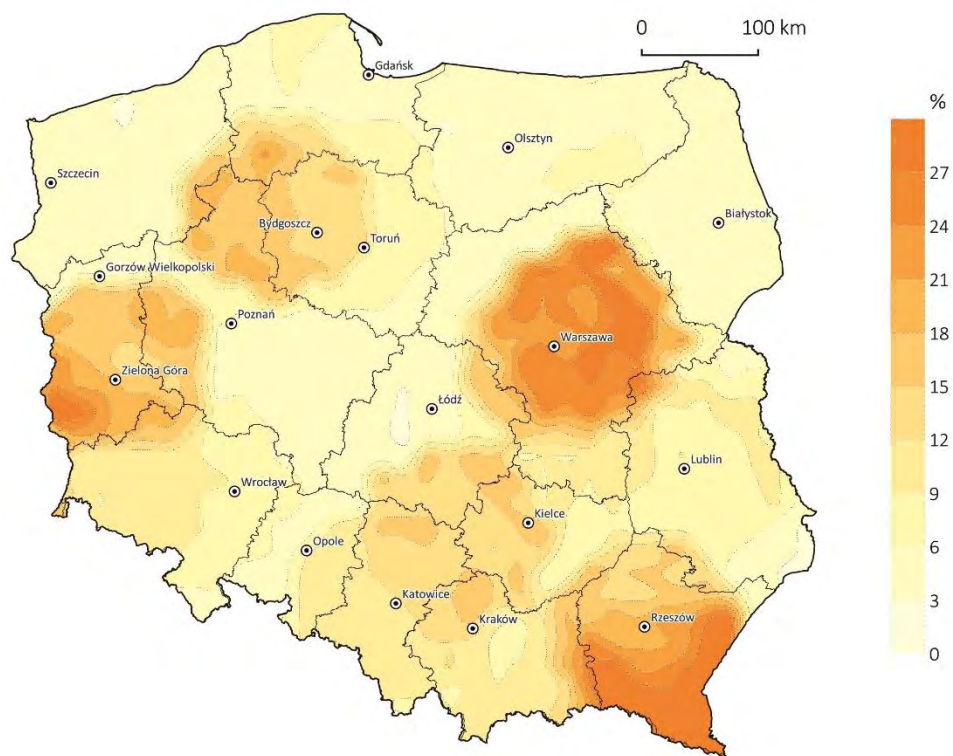
Ryc.A 131 Mapa koncentracji według średniego kosztu per capita w gminach w promieniu 80 km według modelu GI_Iss_1n_oA



Ryc.A 132 Mapa koncentracji według średniego kosztu per capita w gminach w promieniu 80 km według modelu GI_Rec_1n_oA



Ryc.A 133 Mapa koncentracji według średniego kosztu per capita w gminach w promieniu 80 km według modelu grawitacji na przykładzie wariantu GK_Pow_2b_oA



Ryc.A 134 Wykorzystanie mocy przerobowych odbiorców według modelu SK_oA

Źródło: opracowanie własne

ANEKS B

Tab.A Statystyki opisowe modeli

Model	DC [Mg*km/rok]	CV	Odchylenie standardowe DC	Średnia DC	Max DC	Min DC
SK_oA	206 976 218	0.520	318 171	83 559	10 245 548	3 146
SK_rA	208 020 128	0.526	297 430	83 981	10 190 079	3 146
SK_tA	250 841 666	0.628	454 046	101 268	15 825 775	3 146
SK_oB	190 516 418	0.512	288 901	76 914	8 870 163	2 894
SK_oC	203 819 193	0.516	310 821	82 285	9 510 659	3 091
SK_oD	211 202 434	0.521	303 489	85 265	9 597 019	3 426
SR_oA	218 181 068	0.629	322 918	88 083	10 156 631	3 146
GI_Rec_Pow_1n_oA	283 694 814	1.107	613 655	114 532	26 568 245	3 146
GI_Iss_Pow_1n_oA	244 055 362	0.557	355 662	98 529	9 805 298	3 146
GK_Pow_1n_oA	217 328 742	0.636	304 319	87 739	9 333 820	3 146
GK_Pow_2n_oA	215 897 723	0.646	305 866	87 161	9 423 023	3 146
GK_Exp_1n_oA	215 867 792	0.636	305 983	87 149	9 450 292	3 146
GK_Exp_2n_oA	212 218 788	0.618	319 359	85 676	10 182 969	3 146
GK_Pow_1b_oA	292 699 006	0.912	537 666	118 167	21 359 136	3 146
GK_Pow_2b_oA	247 281 349	0.808	331 379	99 831	10 366 813	3 146
GK_Exp_1b_oA	223 703 904	0.591	319 509	90 312	10 366 813	3 146
GK_Exp_2b_oA	212 033 671	0.608	320 463	85 601	10 210 122	3 146
GK_Pow_1n_rA	226 912 853	0.638	314 848	91 608	9 429 013	3 146
GK_Pow_2n_rA	224 828 750	0.648	316 853	90 767	9 526 811	3 146
GK_Exp_1n_rA	225 125 511	0.643	316 281	90 886	9 518 216	3 146
GK_Exp_2n_rA	216 920 742	0.617	320 586	87 574	10 102 442	3 146
GK_Pow_1b_rA	295 000 467	0.929	512 732	119 096	21 359 136	3 146
GK_Pow_2b_rA	295 099 524	0.929	513 448	119 136	21 359 136	3 146
GK_Exp_1b_rA	227 881 452	0.622	309 456	91 999	9 518 216	3 146
GK_Exp_2b_rA	217 144 494	0.609	324 289	87 664	10 390 961	3 146
GK_Pow_1n_tA	255 136 058	0.673	454 125	103 002	15 825 775	3 146
GK_Pow_2n_tA	254 778 597	0.688	454 669	102 858	15 825 775	3 146
GK_Exp_1n_tA	257 974 911	0.656	454 028	104 148	15 825 775	3 146
GK_Exp_2n_tA	258 418 787	0.658	453 852	104 327	15 825 775	3 146
GK_Pow_1b_tA	357 911 913	1.082	647 361	144 494	21 359 136	3 146
GK_Pow_2b_tA	304 253 175	0.928	519 237	122 831	15 825 775	3 146
GK_Exp_1b_tA	533 241 116	0.942	1 284 684	215 277	34 942 249	3 146
GK_Exp_2b_tA	557 672 884	0.953	1 290 501	225 140	34 942 249	3 802
GK_Pow_1n_oB	198 590 309	0.603	277 776	80 174	8 037 684	2 894
GK_Pow_2n_oB	197 268 915	0.610	278 872	79 640	8 099 215	2 894
GK_Exp_1n_oB	197 271 756	0.603	278 801	79 641	8 103 834	2 894
GK_Exp_2n_oB	196 008 285	0.615	304 523	79 131	9 985 852	2 894
GK_Pow_1b_oB	271 678 198	0.857	484 347	109 680	18 615 142	2 894

GK_Pow_2b_oB	227 595 019	0.794	304 615	91 883	9 034 996	2 894
GK_Exp_1b_oB	206 164 791	0.559	291 692	83 232	9 034 996	2 894
GK_Exp_2b_oB	194 350 740	0.577	289 586	78 462	8 777 839	2 894
GK_Pow_1n_oC	213 489 364	0.625	296 307	86 189	8 566 908	3 091
GK_Pow_2n_oC	212 151 676	0.631	297 561	85 649	8 632 174	3 091
GK_Exp_1n_oC	212 143 819	0.621	297 576	85 645	8 655 156	3 091
GK_Exp_2n_oC	208 812 405	0.611	310 734	84 301	9 349 404	3 091
GK_Pow_1b_oC	287 848 969	0.910	512 085	116 209	19 735 566	3 091
GK_Pow_2b_oC	243 014 858	0.800	325 044	98 109	9 578 802	3 091
GK_Exp_1b_oC	220 135 077	0.578	310 624	88 872	9 578 802	3 091
GK_Exp_2b_oC	208 671 447	0.602	311 836	84 244	9 366 942	3 091
GK_Pow_1n_oD	222 196 166	0.651	290 263	89 704	8 650 892	3 426
GK_Pow_2n_oD	220 881 424	0.652	291 612	89 173	8 718 109	3 426
GK_Exp_1n_oD	221 066 265	0.648	291 731	89 248	8 742 091	3 426
GK_Exp_2n_oD	217 114 725	0.632	303 988	87 652	9 456 690	3 426
GK_Pow_1b_oD	299 542 043	0.943	511 628	120 929	19 913 369	3 426
GK_Pow_2b_oD	252 823 170	0.822	319 686	102 068	9 665 100	3 426
GK_Exp_1b_oD	228 220 913	0.599	305 072	92 136	9 665 100	3 426
GK_Exp_2b_oD	216 683 469	0.616	304 417	87 478	9 468 215	3 426

Źródło: opracowanie własne