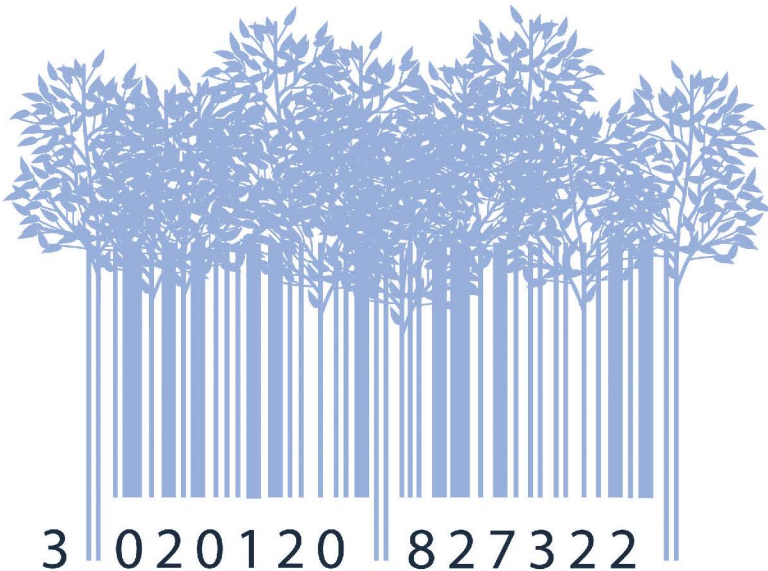


Ekonomia

Liberalizacja handlu międzynarodowego a środowisko przyrodnicze

Przykład Unii Europejskiej

Anetta Kuna-Marszałek



Liberalizacja handlu międzynarodowego a środowisko przyrodnicze



WYDAWNICTWO
UNIwersYTETU
ŁÓDZKIEGO

Ekonomia

Liberalizacja handlu międzynarodowego a środowisko przyrodnicze

Przykład Unii Europejskiej

Anetta Kuna-Marszałek



WYDAWNICTWO
UNIwersytetu
ŁÓDZKIEGO

ŁÓDŹ 2016

Anetta Kuna-Marszałek – Uniwersytet Łódzki, Wydział Ekonomiczno-Socjologiczny
Katedra Wymiany Międzynarodowej, ul. POW 3/5, 90-255 Łódź

RECENZENCI

Adam Budnikowski, Małgorzata Burchard-Dziubińska

REDAKTOR INICJUJĄCY

Iwona Gos

REDAKTOR WYDAWNICTWA UL

Katarzyna Gorzkowska

SKŁAD I ŁAMANIE

AGENT PR

PROJEKT OKŁADKI

Stämpfli Polska Sp. z o.o.

Zdjęcie wykorzystane na okładce: © Shutterstock.com

© Copyright by Anetta Kuna-Marszałek, Łódź 2016
© Copyright for this edition by Uniwersytet Łódzki, Łódź 2016

Wydane przez Wydawnictwo Uniwersytetu Łódzkiego
Wydanie I. W.07380.16.0.M

Ark. wyd. 14,7; ark. druk. 15,5

ISBN 978-83-8088-519-6

e-ISBN 978-83-8088-520-2

<https://doi.org/10.18778/8088-519-6>

Wydawnictwo Uniwersytetu Łódzkiego

90-131 Łódź, ul. Lindleya 8

www.wydawnictwo.uni.lodz.pl

e-mail: ksiegarnia@uni.lodz.pl

tel. (42) 665 58 63

Spis treści

Wstęp	9
Rozdział 1	
Skutki liberalizacji handlu międzynarodowego dla środowiska przyrodniczego w świetle badań teoretycznych	17
1.1. Handel międzynarodowy a popyt na funkcje środowiska	17
1.2. Kluczowe problemy podejmowane w badaniach dotyczących wpływu liberalizacji handlu na środowisko przyrodnicze	20
1.3. Środowisko przyrodnicze a przewaga komparatywna	21
1.4. Liberalizacja handlu a normy ochrony środowiska	24
1.5. Liberalizacja handlu a prawa własności do środowiska	29
1.6. Liberalizacja handlu a zasoby odnawialne i problem recyklingu	32
1.7. Liberalizacja handlu a transgraniczne zanieczyszczenia	38
1.8. Podsumowanie	42
Rozdział 2	
Skutki liberalizacji handlu międzynarodowego dla środowiska przyrodniczego w świetle badań empirycznych	49
2.1. Podejścia badawcze w budowaniu modeli empirycznych liberalizacja handlu – środowisko	49
2.2. Modele równowagi ogólnej	51
2.3. Modele regresji	62
2.4. Modele oparte na tablicach <i>input-output</i>	64
2.5. Podsumowanie	75
Rozdział 3	
Migracje „brudnych” przemysłów	79
3.1. Przyczyny migracji „brudnych” przemysłów	79
3.2. Badania odrzucające hipotezę o istnieniu rajów zanieczyszczeniowych	82
3.3. Badania potwierdzające hipotezę o istnieniu rajów zanieczyszczeniowych	92
3.4. Podsumowanie	97

Rozdział 4

Handel, produkcja i transport a środowisko przyrodnicze – wybrane problemy	99
4.1. Handel międzynarodowy a zapotrzebowanie na surowce	99
4.2. Zagrożenia ekologiczne związane z handlem i produkcją	101
4.3. Oddziaływanie transportu na środowisko przyrodnicze	110
4.3.1. Znaczenie transportu w handlu międzynarodowym	110
4.3.2. Zagrożenia dla środowiska związane z transportem	112
4.4. Podsumowanie	125

Rozdział 5

Metodologiczne aspekty badania liberalizacji handlu i zanieczyszczenia środowiska przyrodniczego w krajach Unii Europejskiej	127
5.1. Założenia badania empirycznego	127
5.1.1. Zakres przedmiotowy badania	127
5.1.2. Zakres terytorialny badania	131
5.1.3. Zakres czasowy badania	133
5.1.4. Źródła danych	133
5.1.5. Zastosowane metody badawcze	134
5.2. Zanieczyszczenie środowiska w krajach Unii Europejskiej w latach 1990–2011	142
5.2.1. Emisja tlenków siarki	142
5.2.2. Emisja tlenków azotu	145
5.2.3. Emisja dwutlenku węgla wskutek konsumpcji energii	148
5.2.4. Zużycie energii	149
5.2.5. Zależności między wybranymi wskaźnikami zanieczyszczeń	152
5.3. Liberalizacja handlu w krajach Unii Europejskiej w latach 1995–2012	153
5.3.1. Poziom i dynamika handlu z krajami trzecimi	153
5.3.2. Wskaźniki liberalizacji handlu	158
5.4. Podsumowanie	161

Rozdział 6

Empiryczna weryfikacja zależności między liberalizacją handlu a środowiskiem przyrodniczym w krajach Unii Europejskiej	165
6.1. Korelacja między liberalizacją handlu a zanieczyszczeniem środowiska w Unii Europejskiej	166
6.2. Otwartość handlowa a zanieczyszczenie środowiska w krajach Unii Europejskiej	170
6.2.1. Otwartość handlowa a emisja SO _x	170
6.2.2. Otwartość handlowa a emisja NO _x	172
6.2.3. Otwartość handlowa a emisja CO ₂ na skutek konsumpcji energii	174
6.2.4. Otwartość handlowa a wielkość zużycia energii	175
6.3. Modelowanie polutogenności handlu zagranicznego Unii Europejskiej – analiza przekrojowo-czasowa	176

6.3.1. Liberalizacja handlu a wielkość emisji SO _x	177
6.3.2. Liberalizacja handlu a wielkość emisji NO _x	182
6.3.3. Liberalizacja handlu a wielkość emisji CO ₂	187
6.3.4. Liberalizacja handlu a wielkość zużycia energii	190
6.4. Ocena relacji między zanieczyszczeniem środowiska a liberalizacją handlu w poszczególnych grupach krajów	195
6.5. Podsumowanie	203
Zakończenie	207
Bibliografia	211
Aneks	235
Summary	239
Spis rysunków i tabel	243
Od Redakcji	247

Wstęp

Środowisko przyrodnicze odgrywa szczególną rolę w procesach gospodarczych, głównie dlatego, że jest źródłem zasobów wykorzystywanych bezpośrednio (surowce) lub pośrednio (tlen niezbędny w procesie spalania) w produktach będących przedmiotem obrotu, a także neutralizuje uboczne skutki aktywności gospodarczej przedsiębiorstw. Przez długi czas zagadnienia z zakresu jego ochrony były niezauważane i pomijane, nie dostrzegano konieczności racjonalnego korzystania z jego zasobów (Mazur 2008; Paczuski 2008; Becla, Czaja, Poskrobko 2014). Sytuacja zmieniła się, kiedy działalność ludzka przybrała wymiar globalny, a jej efekty zaczęły być odczuwalne pod każdą szerokością geograficzną, niemal w każdym zakątku Ziemi. Okazało się wówczas, że rozwój społeczno-gospodarczy¹ wywiera coraz większą presję na elementy środowiska przyrodniczego; pojawiły się czynniki, które zakłócają mechanizmy ich sprawnego funkcjonowania.

Aktywność społeczeństw prowadzi do wielu zagrożeń ekologicznych, m.in. nadmiernej eksploatacji bogactw naturalnych, zmniejszania się bioróżnorodności, wylesiania, niszczenia warstwy ozonowej czy występowania deficytu wody pitnej. Najpoważniejszym problemem jest jednak nieodwracalność wielu zmian zachodzących w środowisku. O ile degradacja przyrody odbywa się w relatywnie krótkim okresie, to przywrócenie równowagi wymaga wyłożonej pracy i współdziałania pokoleń. Poza tym nie zawsze jest to możliwe. Świadomość wspomnianych problemów, a także rozmiar zanieczyszczenia środowiska przyrodniczego coraz częściej obligują państwa do wprowadzania zasad gospodarowania, które są zgodne z regułami polityki ekologicznej.

Zainteresowanie skutkami działalności człowieka w kontekście wykorzystania przyrody zaczęło pojawiać się w dyskusjach na forum międzynarodowym na przełomie lat 60. i 70. XX w. Powstały wówczas raporty i analizy mające na celu zaakcentowanie potrzeby przeciwdziałania degradacji środowiska, która powoduje powstawanie barier wzrostu i rozwoju gospodarczego. Jednym z pierwszych był ogłoszony w maju 1969 r. tzw. raport U Thanta *Człowiek i jego środowisko* na temat

1 Rozwój społeczno-gospodarczy jest terminem wieloznacznym o charakterze ilościowo-jakościowym. Łączy cele wzrostu gospodarczego, rozwoju gospodarczego i rozwoju społecznego (Madej 1993).

zagrożeń i zanieczyszczeń biosfery. Przyczynił się on do zwołania w 1972 r., pod auspicjami ONZ, pierwszej międzynarodowej konferencji dotyczącej tej problematyki. Wynikiem wielu podjętych w tym czasie wysiłków było powołanie do życia wyspecjalizowanych organizacji (np. Programu Środowiskowego Organizacji Narodów Zjednoczonych – UNEP) czy uchwalenie międzynarodowych deklaracji zawierających zasady ochrony środowiska (np. Deklaracja Sztokholmska). Poza tym zainteresowanie problemami zanieczyszczenia przyrody zaczęły wyrażać organizacje, których profil działania nie był *stricte* związany ze środowiskiem przyrodniczym. Dotyczyło to m.in. Światowej Organizacji Handlu (WTO), w której powołano specjalną jednostkę (Komitet ds. Handlu i Środowiska) wyłącznie w celu zidentyfikowania zależności między handlem a środowiskiem i rozwiązywania powstałych w związku z nimi problemów.

Skutkiem wspomnianych poczynań jest coraz większa świadomość ekologiczna zarówno producentów, jak i konsumentów dóbr i usług. Działalność gospodarczą, jeszcze do niedawna stojącą w opozycji do ochrony przyrody, coraz częściej rozpatruje się z uwzględnieniem efektów środowiskowych. Gospodarka nie jest w stanie sprawnie funkcjonować w zdegradowanym środowisku, dlatego priorytetem dla współczesnych społeczeństw powinien być rozwój zrównoważony, przyjazny dla otoczenia przyrodniczego.

Wzajemne zależności między wzrostem i rozwojem gospodarczym a środowiskiem są przedmiotem zainteresowania wielu badaczy (m.in. Ekins 2000; Fiedor 2002; Brock, Taylor 2005) z różnych dziedzin nauki. Szczególne miejsce w tej dyskusji zajmuje oddziaływanie handlu międzynarodowego na stan środowiska przyrodniczego. Problem ten nabrał znaczenia za sprawą postępującej liberalizacji handlu. Najczęściej definiuje się ją jako usuwanie lub ograniczanie praktyk handlowych, które utrudniają bądź uniemożliwiają swobodny przepływ towarów i usług między krajami (www.wto.org, dostęp: 20.12.2015). Liberalizacja handlu polega zatem na znoszeniu zarówno barier taryfowych i pozataryfowych, jak i regulacji administracyjnych i prawnych, których skutkiem stosowania są trudności w dostępie do rynków. Odbywa się to w ramach wielostronnych negocjacji (m.in. w WTO) lub poprzez porozumienia integracyjne.

Debata na temat wpływu liberalizacji handlu na stan środowiska przyrodniczego ma wielowątkowy charakter. Dyskusja koncentruje się na kilku istotnych kwestiach. Po pierwsze, dotyczy próby udzielenia odpowiedzi na pytanie, czy zmniejszanie protekcyjności w handlu rzeczywiście przyczynia się do degradacji środowiska przyrodniczego. Niektórzy badacze traktują ten fakt jako oczywisty i identyfikują negatywne skutki liberalizacji handlu oraz zakres ich oddziaływania na środowisko (Copeland, Taylor 1994; Cole, Rayner 2000; Dean, Lovely 2008). Koncentrują się tym samym wokół zagadnień związanych z niebezpieczeństwami, jakie niesie ze sobą wolny handel, np. zanieczyszczeniem środowiska tlenkami węgla, azotu, siarki czy pyłem zawieszonym, których występowanie powoduje negatywne efekty zewnętrzne. Po drugie, wielu naukowców zadaje pytanie, czy stosowanie określonych narzędzi polityki

handlowej może ograniczyć ewentualne niekorzystne skutki środowiskowe wywołane liberalizacją handlu (Perroni, Wigle 1994; Ludema, Wooton 1994, 1997; Benarroch, Thille 1998). W tych koncepcjach podkreśla się znaczenie instrumentów polityki handlowej (głównie pozataryfowych) w ochronie zasobów przyrody. Po trzecie, w dyskusjach kładzie się nacisk na sposoby rozwiązywania zagrożeń środowiskowych, które mogą być efektem rosnącej wymiany handlowej. Uwaga badaczy skupia się m.in. na ukazaniu skuteczności stosowania instrumentów polityki ekologicznej w celu ograniczania skutków, jakie powoduje wolny handel (Lee, Roland-Holst 1997; Dessus, Bussolo 1998). Główne wątpliwości dotyczą m.in. zróżnicowanych standardów ekologicznych w poszczególnych krajach i ich wpływu na konkurencyjność podmiotów gospodarczych działających na rynkach międzynarodowych (Tobey 1990; Xing, Kolstad 2002). Próbuje się zatem rozstrzygnąć, czy wyższe standardy ochrony środowiska są skuteczną barierą pozataryfową oraz narzędziem nowego protekcjonizmu w globalnej gospodarce.

Bogata literatura anglojęzyczna poświęcona skutkom znoszenia barier handlowych dla środowiska przyrodniczego powstała w latach 90. XX w. na forum różnych organizacji międzynarodowych, np. Banku Światowego, UNEP, OECD czy WTO (Dean 1992; Beghin, Roland-Holst, van der Mensbrugghe 1994; *Environmental Benefits...* 1997; Page 1999). W gronie naukowców, których prace miały szczególne znaczenie dla omawianej problematyki i stały się inspiracją do prowadzenia dalszych badań w tym zakresie należy wskazać: Copelanda i Taylora (1994, 1995), Cole, Raynera i Batesa (1998), a także Antweilera (1996).

W polskiej literaturze problematyka oddziaływania liberalizacji handlu na stan środowiska przyrodniczego była podejmowana przez niewielu badaczy. Wśród nich warto wymienić Czaję, Fiedora i Graczyka (1994), Budnikowskiego (1998), Wysokińską (2001), Przybylińskiego (2004, 2012). Pośrednio do tych zagadnień odnosi się również Skok-Wódkowska (2012), która opisuje ochronę środowiska w systemie prawnym WTO. Wspomniane opracowania, będące niewątpliwie ważnym głosem w dyskusji na temat relacji środowisko przyrodnicze–handel, ukazują skalę problemów środowiskowych wynikających z procesów globalizacji światowej gospodarki – w tym liberalizacji przepływów handlowych – odnoszą się do trudności w ujmowaniu ochrony przyrody w kontekście reguł wolnego handlu czy prezentują oceny ekologicznej efektywności handlu zagranicznego z punktu widzenia zanieczyszczeń powietrza na przykładzie Polski. Do tej pory brakuje jednak kompleksowego ujęcia zależności między środowiskiem a liberalizacją handlu, zarówno poddającego krytycznej ocenie dotychczasowy dorobek teoretyczno-empiryczny na ten temat, jak i podejmującego próbę oszacowania wpływu liberalizacji polityki handlowej na wielkość emisji zanieczyszczeń. Ambicją autorki niniejszej monografii jest choć częściowe wypełnienie tej luki przez odniesienie się do wybranych zanieczyszczeń oraz przykładu Unii Europejskiej. Na polskim rynku wydawniczym nie pojawiła się, jak dotąd, zwarta pozycja ekonomiczna na ten temat.

Głównym celem pracy jest zatem identyfikacja i ocena skutków oddziaływania liberalizacji handlu na stan środowiska przyrodniczego. Służy temu ukazanie zależności między liberalizacją handlu a wielkością zagrożeń środowiskowych w krajach Unii Europejskiej (zarówno UE-27, jak i w podziale na „starych” i „nowych” członków) na przykładzie wybranych rodzajów zanieczyszczeń, tj. SO_x , NO_x , CO_2 (w postaci emisji *per capita* na skutek konsumpcji energii).

Realizacji celu głównego podporządkowano następujące cele szczegółowe: (1) przegląd i ocena badań teoretycznych oraz empirycznych na temat wpływu handlu zagranicznego i jego liberalizacji na jakość i stan środowiska; (2) identyfikacja potencjalnych zagrożeń środowiskowych wynikających z procesu liberalizacji handlu; (3) badanie relacji między zanieczyszczeniem środowiska wybranymi polutantami i stopniem liberalizacji handlu (mierzonej wskaźnikami: otwartości handlowej i swobody handlowej) w krajach Unii Europejskiej w latach 1990–2012; (4) budowa i empiryczna weryfikacja modeli ukazujących zależności między liberalizacją handlu a stanem zanieczyszczenia środowiska w krajach Unii Europejskiej.

W pracy postawiono następującą główną hipotezę badawczą: liberalizacja handlu mierzona wskaźnikami: otwartości handlowej (stosunek sumy eksportu i importu do PKB w ujęciu nominalnym) oraz swobody handlowej (średnia wielkość barier taryfowych i pozataryfowych) i będąca jej skutkiem intensyfikacja obrotów towarami i usługami nie zawsze negatywnie oddziałuje na środowisko przyrodnicze. Na podstawie analizy literatury przedmiotu przyjęto, że liberalizacja handlu wpływa na środowisko (Ferrantino, Linkins 1998; Cole, Rayner 2000; Yanase 2013) i wpływ ten może być korzystny. Potwierdzają to m.in. badania przeprowadzone przez Antweilera, Copelanda i Taylora (2001) czy Dean (2002).

Hipotezę sformułowano zakładając, że liberalizacja handlu wpływa na środowisko przyrodnicze jedynie w sposób pośredni – poprzez oddziaływanie na wzrost i rozwój gospodarczy², które są uznawane za istotne czynniki zmian w przyrodzie (Beckerman 1992; Grossman, Krueger 1995; Ekins 2000; Bartz, Kelly 2008; Górka 2014). Takie podejście zdecydowanie przeważa w badaniach ukazujących zależności między liberalizacją handlu a środowiskiem (Cole 2004; Frankel, Rose 2005; Abdulai, Ramcke 2009; Nguyen Duy 2012). Wymiana z zagranicą, która najczęściej rośnie na skutek znoszenia barier w handlu (Santos-Paulino, Thirlwall 2004; Tang, Harrison 2005; Wu, Zeng 2008), może przekładać się na wzrost gospodarczy na wielu płaszczyznach (Love, Lattimore 2009), np. poprzez wpływ na produktywność przedsiębiorstw i wzmacnianie konkurencyjności branż (Melitz 2003; Yeaple 2005; Melitz, Ottaviano 2008) czy

2 Wzrost gospodarczy jest mierzalną kategorią ekonomiczną, którą definiuje się na ogół w kategoriach przyrostu wartości rocznej produkcji dóbr i usług w danym kraju. Z kolei rozwój gospodarczy jest pojęciem szerszym, które zawiera cechy zmian o charakterze jakościowym (zmiany systemu polityczno-prawnego, zmiany o charakterze niemierzalnym, które mają wpływ na wzrost gospodarczy, ale zasadniczo odnoszą się do poprawy szeroko rozumianej jakości życia w społeczeństwie) (Malaga 2009, s. 2).

akumulację kapitału (Baldwin, Seghezza 1996). W teoriach wzrostu gospodarczego rolę handlu zagranicznego podkreśla się dość często³, choć nie zawsze przedstawia się ją wprost⁴.

Hipotezę główną uzupełniają dwie szczegółowe. Pierwsza głosi, że środowiskowa krzywa Kuznetsa⁵, która przedstawia relacje między wzrostem gospodarczym a środowiskiem, stanowi podstawę modelowania wpływu handlu zagranicznego na emisję zanieczyszczeń. Takie podejście można znaleźć w pracach m.in. Abdulai i Ramcke (2009) czy Nguyena Duy (2012). Wynika ono z przekonania, że wzrost gospodarczy wpływa na środowisko w sposób bezpośredni, co potwierdza wielu badaczy (m.in. Ekins 2000; Fiedor 2002; Brock, Taylor 2005). Dotyczy to m.in. sytuacji, kiedy większy poziom aktywności gospodarczej, a w konsekwencji wzrost produkcji i konsumpcji, wymaga większych nakładów energii, intensywniejszego wykorzystania zasobów naturalnych czy potęguje presję antropogeniczną. W literaturze przedmiotu wspomniane zależności tłumaczone są środowiskową krzywą Kuznetsa (Grossman, Krueger 1991; Selden, Song 1994; Panayotou 1997), np. w odniesieniu do zanieczyszczeń powietrza (Deacon, Norman 2006; Merlevde, Verbeke, deClercq 2006), wody (Paudel, Zapata, Susanto 2005; Thompson 2014) czy wylesiania (Barbier 2001; Culas 2007).

Druga hipoteza szczegółowa stanowi, że zależności między liberalizacją handlu a zanieczyszczeniem środowiska przyrodniczego są silniejsze w „starych” niż w „nowych” państwach członkowskich Unii Europejskiej. Wynika to z odmiennego stopnia rozwoju gospodarczego obu grup krajów, który wpływa na jakość środowiska przyrodniczego zgodnie z krzywą Kuznetsa. Można się zatem spodziewać, że w państwach bardziej rozwiniętych gospodarczo środowiskowe implikacje handlu zagranicznego będą bardziej widoczne niż w krajach, gdzie poziom rozwoju gospodarczego jest niższy (Abdulai, Ramcke 2009).

W badaniach nad liberalizacją handlu rozszerza się krzywą Kuznetsa o zmienne wyrażające wymianę handlową, a w szczególności otwartość handlową. Takie podejście zastosowali m.in. Heil i Selden (2001), Cole (2004), Frankel i Rose (2005), Korves, Martinez-Zarzoso i Voicu (2011). Przyjęto je również w badaniu przedstawionym w niniejszej pracy, dodatkowo uwzględniając wskaźnik swobody handlowej, charakteryzujący stopień liberalizacji handlu. Jest on publikowany

3 Podobnie jest w badaniach empirycznych. Ich wyniki pokazują, że handel międzynarodowy może przyczynić się do tworzenia wzrostu, podobnie jak postęp techniczny i akumulacja zasobów (Świerkocki 2004, s. 80). W literaturze przedmiotu można znaleźć również badania przeczące powyższemu wnioskowi (Galor, Mountford 2008) lub wskazujące na niejednoznaczność wpływu handlu na wzrost gospodarczy (Namini 2006), niemniej jednak pojawiają się one znacznie rzadziej.

4 Najczęściej handel zagraniczny analizuje się wraz ze zmiennymi makroekonomicznymi, a ostateczny jego wpływ na wzrost gospodarczy jest stopniowo wzmacniany w miarę rozwoju gospodarczego kraju.

5 Zgodnie z tą koncepcją w początkowych okresach wzrostu gospodarczego rośnie jego negatywne oddziaływanie na środowisko aż do momentu, gdy kraj osiąga odpowiednio wysoki pułap dochodu *per capita* i presja na środowisko maleje.

przez The Heritage Foundation⁶. Według najlepszej wiedzy autorki dotychczas nie podjęto próby zbadania zależności między liberalizacją handlu a środowiskiem przyrodniczym przy wykorzystaniu tego wskaźnika.

Zweryfikowanie hipotez pracy i przeprowadzenie wnioskowania w ramach podjętego tematu badawczego wymagało pogłębionych studiów literaturowych. W tym celu wykorzystano interdyscyplinarny dorobek naukowy, głównie na temat handlu międzynarodowego, ekonomii środowiska i zasobów naturalnych oraz makroekonomii. Ponadto podstawę analizy stanowiły liczne opracowania statystyczne, raporty z badań naukowych, akty normatywne oraz dane źródłowe Eurostatu i różnych organizacji międzynarodowych. W ostatniej części monografii przeprowadzono wnioskowanie statystyczne i podjęto próbę zbudowania modelu ekonometrycznego opisującego zależności między liberalizacją handlu mierzoną otwartością handlową i swobodą handlową a zanieczyszczeniem środowiska w Unii Europejskiej.

Układ książki, obejmującej wątki teoretyczne i empiryczne, podporządkowany jest celowi głównemu. Opracowanie składa się z sześciu rozdziałów. W pierwszym dokonano przeglądu powstałych na przestrzeni ostatnich 40 lat koncepcji teoretycznych odnoszących się do wpływu liberalizacji handlu na środowisko przyrodnicze, wskazując jednocześnie na różne podejścia do włączania środowiska do teorii handlu. Aby zachować przejrzystość wyводу, skoncentrowano się na najważniejszych problemach i wiodących wątkach w omawianych badaniach. Takie podejście zdeterminowało układ rozdziału. W pierwszej kolejności ukazano podstawowe zależności między handlem i jego liberalizacją a popytem na funkcje środowiska. Poza tym omówiono problem przewagi komparatywnej w problematyce środowiskowej oraz przeanalizowano prace, które odnoszą się do kwestii liberalizacji handlu w kontekście: przepisów ochrony środowiska, praw własności do zasobów natury, odnawialności zasobów i recyklingu, a także transgranicznych zanieczyszczeń.

Badania teoretyczne nie dały jednoznacznej odpowiedzi na pytanie o wpływ liberalizacji handlu na środowisko przyrodnicze i ukazały różne sposoby ujmowania obu zjawisk w kontekście ich wzajemnych relacji. Aby zachować ciągłość wyводу, w rozdziale drugim podjęto próbę usystematyzowania najważniejszych wyników badań empirycznych, które podobnie jak modele teoretyczne wyrosły na gruncie ekonomii i zostały wzbogacone o elementy środowiskowe. Z uwagi na różnorodność metod statystycznych i ekonometrycznych będących podstawą wielowymiarowych analiz zdecydowano o pogrupowaniu modeli na: modele

6 The Heritage Foundation jest instytucją naukowo-badawczą w Stanach Zjednoczonych. Wspólnie z „The Wall Street Journal” corocznie od 1995 r. publikuje *Indeks wolności gospodarczej (Index of Economic Freedom)*, który jest próbą opisu i pomiaru podstawowych kategorii rynkowych, takich jak pieniądź, prawa własności czy handel, w poszczególnych krajach. Liczbowa ocena, która przypisana jest każdemu krajowi, pozwala porównywać poziom wolności gospodarczej między różnymi państwami oraz śledzić zmiany w czasie.

równowagi ogólnej i cząstkowej, modele regresji oraz modele oparte na tablicach *input-output*. Takie ujęcie pozwoliło na ukazanie trudności z zastosowaniem narzędzi teoretycznych do budowy modeli empirycznych i ograniczeń w bezpośrednim ich wykorzystaniu do formułowania rekomendacji dla instytucji odpowiedzialnych za prowadzenie polityki ochrony środowiska czy też zajmujących się problematyką handlu.

Z badań przedstawionych w dwóch pierwszych rozdziałach książki wynika, że zależności handel–środowisko rozpatruje się również poprzez pryzmat koncepcji tzw. rajów zanieczyszczeniowych. W literaturze przedmiotu podkreśla się, że liberalizacja handlu nie tylko wzmocniła międzynarodową wymianę handlową, lecz także przyczyniła się do wzrostu roli zagranicznych inwestycji bezpośrednich we współczesnej gospodarce (Rugman 1990; Oyamada 2003). Mogą one zastępować (inwestycje poziome) bądź kreować (inwestycje pionowe) przepływy dóbr i usług w skali międzynarodowej⁷. Ze względu na te powiązania omówiono w rozdziale trzecim skutki przepływu zagranicznych inwestycji bezpośrednich dla środowiska przyrodniczego. W badaniach często łączy się te zagadnienia w celu weryfikowania hipotezy o istnieniu rajów zanieczyszczeniowych, która od lat 80. XX w. stanowi przedmiot zainteresowania wielu naukowców. Istotne jest przy tym spostrzeżenie, że o ile do końca lat 90. XX w. zazwyczaj podawano w wątpliwość występowanie rajów emisyjnych, o tyle w ostatniej dekadzie pojawiło się wiele prac, które potwierdzają ich istnienie. Środowiskowe implikacje zagranicznych inwestycji bezpośrednich są także badane przez międzynarodowe organizacje (m.in. ONZ czy OECD), w tym przede wszystkim te działające na rzecz ochrony przyrody.

Rozdział czwarty ukazuje najważniejsze globalne zagrożenia dla środowiska, wynikające zarówno z intensyfikacji i liberalizacji handlu międzynarodowego, jak też z rosnącej globalnej produkcji i konsumpcji. Z rozważań przedstawionych w pierwszej części pracy wynika, że liberalizacja handlu wpływa na środowisko tylko w sposób pośredni, poprzez oddziaływanie na wzrost gospodarczy. Większa aktywność gospodarcza zwiększa zapotrzebowanie na zasoby przyrody, czego skutkiem jest m.in. rabunkowe wydobycie surowców czy karczowanie lasów tropikalnych. Konsekwencją wzrostu gospodarczego i liberalizacji handlu jest również rosnący popyt na usługi transportowe (Gabel, Röller 1992). W tym przypadku spotęgowanie presji na środowisko wynika ze wzrostu wolumenu transportowanych dóbr, co w świetle wielu analiz stanowi znaczące źródło uciążliwości i problemów widocznych nie tylko w skali lokalnej i regionalnej, lecz także globalnej (van Veen-Groot, Nijkamp 1999; Badyda 2010; *External Costs of Transport in Europe...* 2011).

7 Mechanizm powiązań między zagranicznymi inwestycjami bezpośrednimi i handlem zagranicznym można odnaleźć np. w modelu korzyści komparatywnych Kojimy czy teorii przewagi komparatywnej Ozawy. Przedstawiają one zagadnienia komplementarności i substytucyjności strumieni inwestycji w stosunku do handlu międzynarodowego (Frajtag-Mika 2009; Salamaga 2013).

W ostatnich dwóch rozdziałach zaprezentowano wyniki własnych badań empirycznych na temat zależności między liberalizacją handlu a środowiskiem przyrodniczym w krajach Unii Europejskiej (z pominięciem Chorwacji). Z uwagi na fakt, iż cechuje je znaczna dywersyfikacja w wymiarze rozwoju gospodarczego i społecznego, w badaniu uwzględniono podział na UE-15 (tzw. „starzy” członkowie) i UE-12 (tzw. „nowi” członkowie). Wnioskowanie statystyczne oraz modelowanie ekonometryczne przeprowadzono z wykorzystaniem źródeł wtórnych za lata 1990–2012, głównie na podstawie danych pochodzących z Eurostatu, World Bank data, International Energy Statistics data oraz OECDstat. Do badania wybrano trzy rodzaje zanieczyszczeń: SO_x , NO_x , CO_2 (w postaci emisji *per capita* na skutek konsumpcji energii), a ponadto uwzględniono zużycie energii. Wspomniane zmienne są często używane w badaniach zanieczyszczenia środowiska oraz w modelowaniu ekonomiczno-ekologicznym. Z kolei za miarę liberalizacji handlu przyjęto dwa wskaźniki: otwartość handlową (TO) i swobodę handlową (TF).

Ocenę zależności między liberalizacją handlu a zanieczyszczeniem środowiska przyrodniczego zrealizowano wielotorowo. Po pierwsze, wyznaczono proste współczynniki korelacji między omawianymi zjawiskami, opierając się na próbie przekrojowo-czasowej. Po drugie, poddano bardziej szczegółowemu badaniu relację między zanieczyszczeniem środowiska a najczęściej wykorzystywanym w badaniach wskaźnikiem liberalizacji handlu, jakim jest TO. Po trzecie, w wielowymiarowej analizie ekonometrycznej (modele regresji i modele panelowe) uwzględniono – poza liberalizacją handlu – również inne czynniki determinujące (w świetle dotychczasowych badań) polutogenność, co uwzględnia m.in. koncepcja środowiskowej krzywej Kuznetsa. Badanie przeprowadzono na podstawie próby przekrojowo-czasowej, obejmującej informacje o 27 krajach UE w okresie 17 lat (1995–2011). Estymacji modeli panelowych dokonano dla poszczególnych mierników zanieczyszczenia środowiska, przy każdorazowo tym samym zestawie zmiennych objaśniających.

Każdy rozdział zamykają najważniejsze konkluzje, stanowiące syntetyczne podsumowanie kluczowych wątków analizy. Ostateczne wnioski płynące z przeprowadzonych badań znalazły się w zakończeniu monografii.

Autorka jest wdzięczna za cenne, szczegółowe uwagi i wskazówki recenzentom książki – Pani Profesor Małgorzacie Burchard-Dziubińskiej oraz Panu Profesorowi Adamowi Budnikowskiemu. Szczególne podziękowania pragnie skierować do Kolegów z Katedry Wymiany Międzynarodowej, Pana Profesora Janusza Świerkockiego i Pana Profesora Jakuba Kronenberga – za pomoc w rozwiązywaniu licznych problemów i wątpliwości w trakcie pracy nad publikacją.

Rozdział 1

Skutki liberalizacji handlu międzynarodowego dla środowiska przyrodniczego w świetle badań teoretycznych

1.1. Handel międzynarodowy a popyt na funkcje środowiska

Środowisko przyrodnicze traktowane jest jako ogół naturalnych zasobów oraz innych walorów biosfery lub jej fragmentu (Żylicz 2004, s. 13). Do jego najważniejszych elementów zalicza się powietrze, gleby, kopaliny, świat roślinny i zwierzęcy, klimat, a także krajobraz. Środowisko przyrodnicze nie jest jedynie sumą poszczególnych komponentów, lecz powstaje na skutek występowania związków i relacji między nimi. Ulega ciągłym przemianom, co wynika m.in. z działalności człowieka, bowiem rozwój cywilizacji potęguje wpływ czynników antropogenicznych, które modyfikują naturalne zjawiska cyklicznie zachodzące w przyrodzie.

Z pojęciem środowiska przyrodniczego wiążą się pojęcia: zasobów naturalnych niewyczerpywalnych (np. powietrze) i wyczerpywalnych (np. surowce mineralne czy zasoby leśne) oraz warunków przyrodniczych, dzięki którym środowisko posiada właściwości umożliwiające określoną działalność (np. przemysłową, rolną czy turystyczną). Wszystko to ma kluczowe znaczenie dla człowieka, który nie jest w stanie funkcjonować bez wykorzystywania elementów środowiska. Z ekonomicznego punktu widzenia powinno ono zatem być traktowane jako szczególnie zasób, pozostający do dyspozycji społeczeństwa i mający dla niego cechy użyteczne. Oznacza to, iż podczas gospodarowania środowiskiem powinny obowiązywać wymogi efektywności (Winpenny 1995, s. 149). Poza tym środowisko przyrodnicze podtrzymuje działanie systemów warunkujących życie biologiczne na ziemi.

Środowisko należy postrzegać nie tylko w ujęciu lokalnym czy regionalnym, ale również globalnym. Wynika to z faktu, że zależności między poszczególnymi jego ogniwami, komponentami czy ekosystemami nie kończą się wraz z granicami administracyjnymi państw. Elementy przyrody ożywionej (m.in. zwierzęta) i nieożywionej (m.in. powietrze) przemieszczają się nieustannie, dlatego skutki oddziaływania człowieka powstające na określonym obszarze mogą obejmować znacznie większe geograficznie terytorium. W tym kontekście najczęściej mówi się o zagrożeniach, jakie może powodować aktywność gospodarcza, która jest możliwa jedynie w wyniku użytkowania zasobów i warunków przyrodniczych.

Środowisko spełnia w gospodarce dwie podstawowe funkcje. Po pierwsze, jest źródłem zasobów naturalnych, czyli dostarcza szeroko rozumiane dobra przyrody (np. wodę, powietrze, glebę, surowce), które stanowią czynnik produkcji i są wykorzystywane w prowadzeniu działalności gospodarczej. Jego druga funkcja polega na możliwości odbierania odpadów działalności gospodarczej człowieka i częściowego ich utylizowania. Wzrost produkcji i konsumpcji, m.in. wskutek wzrostu i rozwoju ekonomicznego krajów, potęguje oddziaływanie na obie funkcje środowiska przyrodniczego (Beckerman 1992; Grossman, Krueger 1995; Ekins 2000; Bartz, Kelly 2008). Podobnie jest w przypadku handlu międzynarodowego, którego intensywny wzrost obserwuje się od lat 60. XX w.¹

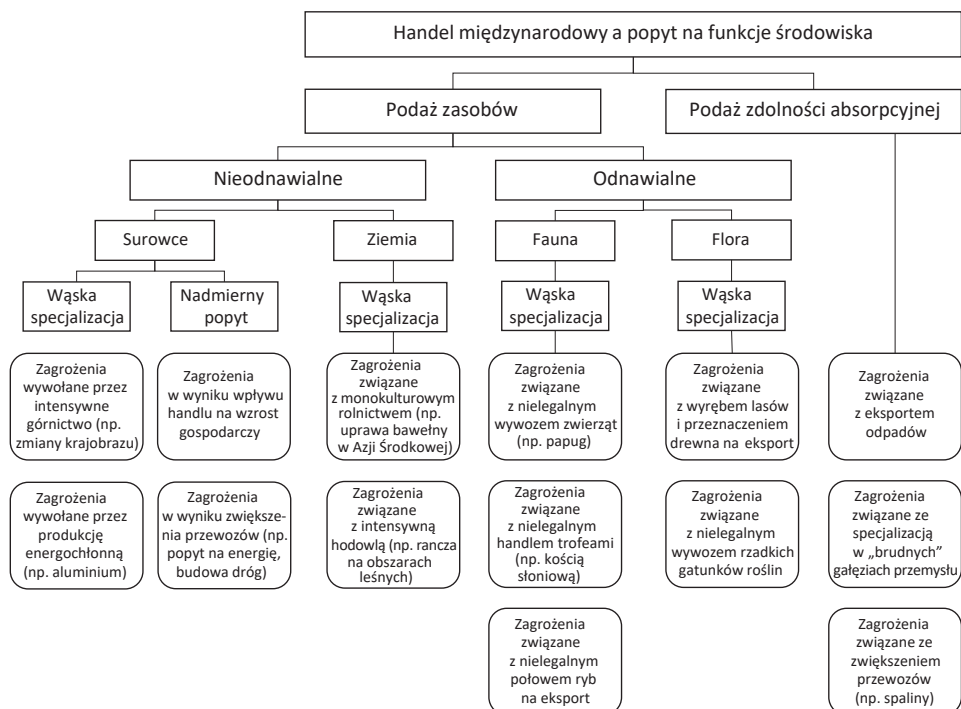
Na rozwój handlu międzynarodowego wpływa wiele różnych czynników, np. polityczne, koniunkturalne, technologiczne czy instytucjonalne, wynikające z działalności organizacji międzynarodowych (np. GATT/WTO, MFW). Ich aktywność i sprzyjanie koncepcjom liberalizacyjnym zazwyczaj przyczynia się do zwiększania handlu, jak również tworzenia zasad i przepisów ułatwiających dokonywanie transakcji handlowych (np. rozliczeń w handlu). Dotyczy to także procedur zawierania kontraktów czy reguł stosowania instrumentów polityki handlowej. Istotne znaczenie dla rozwoju handlu międzynarodowego ma też tworzenie ugrupowań integracyjnych, w ramach których wymiana towarami i usługami wyraźnie wzrasta (World Trade Report 2011; www.comtrade.un.org, dostęp: 15.11.2015).

Można przypuszczać, że zarówno handel międzynarodowy, jak i jego liberalizacja pośrednio wpływają na środowisko przyrodnicze. Dzieje się tak choćby na skutek faktu, że oddziałują one na wzrost i rozwój gospodarczy², które uznaje się za najistotniejsze czynniki zmian oraz degradacji przyrody. Poza tym handel międzynarodowy zdecydowanie zwiększa zapotrzebowanie na obie wspomniane wcześniej funkcje środowiska: (1) dostawcy dóbr naturalnych i (2) odbiorcy

1 Na przykład w latach 1970–2013 udział eksportu w globalnej produkcji podwoił się i stanowi obecnie ponad 25% (www.wto.org, dostęp: 15.11.2015).

2 Wymiana z zagranicą może przekładać się na wzrost gospodarczy na wielu płaszczyznach, spośród których najistotniejszą wydaje się wpływ na produktywność przedsiębiorstw (Melitz 2003; Yeaple 2005; Melitz, Ottaviano 2008).

zanieczyszczeń. Wynika to głównie ze wzrostu intensywności przewozów (rośnie popyt na paliwa oraz ryzyko katastrof ekologicznych, poza tym spalanie paliw jest przyczyną rosnącej emisji zanieczyszczeń powietrza), a także nadmiernej w stosunku do wydolności lokalnych ekosystemów koncentracji produkcji (m.in. na skutek przyjętej specjalizacji eksportowej). Szczegółowo przedstawił ten problem Budnikowski (1998, s. 67), wskazując na najważniejsze zagrożenia dla środowiska wywołane rozwojem handlu międzynarodowego (rys. 1.1).



Rysunek 1.1. Podstawowe funkcje środowiska i zagrożenia związane z rozwojem handlu międzynarodowego

Źródło: opracowanie własne na podstawie Budnikowski (1998), s. 67.

Trudność w dokładnym oszacowaniu wpływu wymiany międzynarodowej na stan środowiska pogłębia fakt, iż wycena jego zasobów (odnawialnych i nieodnawialnych) nie jest łatwa, natomiast ma duże znaczenie dla praktyki gospodarowania nimi. Stanowią one integralne dobra wspólne, zaspokajające różnorodne potrzeby człowieka i całego społeczeństwa, a określenie ich „naturalnej” (rynkowej) ceny nastęrcza wiele problemów. Teoria wykształciła wiele podejść do kwestii waloryzacji nierynkowych zasobów odnawialnych (teoremat preferencji indywidualnych, hedonistyczny, wycen warunkowych, kosztu alternatywnego), ale w większości przypadków próby ich wyceny mogą budzić wątpliwości³.

3 Więcej na ten temat np. Szyszko *et al.* (red.) (2013).

1.2. Kluczowe problemy podejmowane w badaniach dotyczących wpływu liberalizacji handlu na środowisko przyrodnicze

Zależności między handlem międzynarodowym, jego liberalizacją a stanem środowiska przyrodniczego stały się przedmiotem dociekań ekonomistów na przełomie lat 60. i 70. XX w. Od tego czasu pojawiło się wiele koncepcji podejmujących tę kwestię. Zdecydowanie najbogatsza literatura w tym zakresie powstała w latach 90. XX w. Zainteresowanie tą problematyką wynikało przynajmniej z kilku powodów (Sturm 2003, s. 120).

Po pierwsze, na forum międzynarodowym coraz częściej dochodziło do sporów handlowych na tle spełniania wymogów ekologicznych oraz pojawiały się przypadki zakazu handlu określonymi towarami. Przykładem może być sprawa Stany Zjednoczone a Meksyk o tuńczyka poławianego przez meksykańskich rybaków w latach 80. i 90. XX w. przy użyciu metod powodujących przypadkową śmierć delfinów. W obliczu intensyfikacji handlu istniała więc konieczność podjęcia szerszej debaty na temat jego wpływu na stan środowiska przyrodniczego.

Po drugie, należało zniechęcić rządy krajów, które w latach 90. XX w. tworzyły ugrupowania integracyjne, do wprowadzania łagodnych przepisów ekologicznych (w celu ułatwienia działalności firm na lokalnym rynku). Takie postępowanie oznaczałoby „wyścig do dna” (*race to the bottom*)⁴, a w rezultacie pogarszałyby się jakość środowiska przyrodniczego.

Po trzecie, na forum międzynarodowym coraz częściej dyskutowano na temat zasadności przyjmowania niektórych zasad polityki ochrony środowiska do narodowych systemów prawnych wielu państw. Importerzy skarżyli się, że wprowadzane w wielu przypadkach rozwiązania stanowią dla nich ukrytą barierę w handlu i są przykładem „zielonego protekcjonizmu” (*green protectionism*).

W związku z tym powstało szereg prac teoretycznych i empirycznych podejmujących próbę wyjaśnienia zależności liberalizacja handlu–środowisko. Przedstawiane w nich modele bazują na zależnościach, które wywodzą się z teorii ekonomii. Koncepcje teoretyczne, które powstały w latach 70. XX w. początkowo opierały się na niewielu założeniach, jednak z czasem stawały się coraz bardziej skomplikowane. Środowisko było w nich często traktowane jako czynnik produkcji, co dotyczy szczególnie tych badań, które brały za podstawę rozważań teorię Ricardo, Heckschera–Ohlina lub Heckschera–Ohlina–Venecka. Zdecydowana większość z nich zakładała istnienie konkurencji doskonałej, co upraszczało analizy i formułowanie modeli matematycznych.

4 Pojęciem „wyścig do dna” określa się konsekwentny dumping podatkowy, płacowy, socjalny czy ekologiczny, który skutkuje tym, że państwo jest „tańsze” od innych.

Ze względu na różnorodność koncepcji teoretycznych problemem staje się ich systematyzacja. Niektóre z nich łączą w sobie jednocześnie wiele zagadnień, np. odnawialność zasobów i prawa własności do środowiska. Niełatwym zdaniem jest zatem ich czytelne pogrupowanie oraz syntetyczne przedstawienie. Celem niniejszego rozdziału jest zebranie i ukazanie w sposób uporządkowany myśli ekonomicznej w tym zakresie, a także ocena dotychczasowego dorobku. Większość uwagi poświęcono literaturze przedmiotu z lat 1990–2000 – przede wszystkim dlatego, że właśnie wówczas zrodziło się najwięcej kluczowych koncepcji podejmujących omawianą tematykę, stanowiących podstawę późniejszych analiz.

Przegląd literatury na temat wpływu liberalizacji handlu na środowisko przyrodnicze można znaleźć w nielicznych opracowaniach naukowych. Przykładem mogą być prace Dean (1992), Beghina, Roland-Holsta i van der Mensbrugge (1994), Xinga i Kolstada (1996), Anríqueza (2002) czy Sturma (2003). Większość z nich zapoznaje czytelnika zarówno z teoretycznymi, jak i empirycznymi modelami handel–środowisko. W polskiej literaturze wspomniana problematyka stanowi przedmiot zainteresowania wąskiego grona naukowców, stąd w prezentowanych poniżej opracowaniach niezwykle rzadko pojawią się przykłady prac rodzimych autorów.

Kluczem do przestawienia w tym rozdziale różnych koncepcji teoretycznych jest podobieństwo wiodących wątków w analizowanych badaniach. Takie podejście porządkuje układ treści. W pierwszej kolejności zostanie zatem omówione ujęcie przewagi komparatywnej w problematyce środowiskowej, następnie zaś prace, które poruszają kwestie liberalizacji handlu w kontekście: (1) przepisów ochrony środowiska, (2) praw własności do zasobów natury, (3) odnawialności zasobów i recyklingu oraz (4) transgranicznych zanieczyszczeń. Zamiarem autorki jest dokonanie syntetycznego przeglądu i oceny najważniejszych dotychczasowych dokonań ekonomistów w zakresie badania związków między liberalizacją handlu a środowiskiem przyrodniczym.

1.3. Środowisko przyrodnicze a przewaga komparatywna

Teoria przewagi komparatywnej (sformułowana przez Davida Ricardo) zakłada, że kraje specjalizują się w produkcji i eksporcie dóbr, które wytwarzają relatywnie efektywniej. Decydujące znaczenie w rozwoju handlu ma przewaga względna, czyli stosunek kosztów realnych poszczególnych towarów w obu krajach. Zgodnie z teorią obfitości zasobów Heckschera–Ohlina (H–O) najważniejsza przesłanka rozwoju handlu międzynarodowego, a także czynnik determinujący kształtowanie

się jego struktury to występowanie między krajami relatywnych różnic kosztów i cen. Jest to spowodowane odmiennym wyposażeniem w dwa podstawowe czynniki wytwórcze: pracę i kapitał. Funkcja produkcji natomiast jest identyczna w obu krajach. Zgodnie z zasadą proporcji w zasobach, każdy kraj powinien specjalizować się w wytwarzaniu i eksporcie tych towarów, których produkcja wymaga bardziej intensywnego zastosowania relatywnie obfitego i tym samym również tańszego czynnika produkcji. Import zaś powinien koncentrować się na towarach wymagających bardziej intensywnego zastosowania relatywnie mniej obfitego, a tym samym droższego czynnika produkcji.

Jeżeli potraktujemy środowisko jako dostawcy usług, wpływającego w sposób istotny na funkcję produkcji, wówczas można włączyć je do modeli Ricardo i H-O. Stan środowiska przyrodniczego, np. jakość gleby, dostępność wody czy jej zarybienie, pomaga określić relatywną przewagę kraju. Uwzględnienie w modelu Ricardo, przykładowo, zdolności utylizowania odpadów przez środowisko przyrodnicze (np. asymilację, neutralizację czy pochłanianie ubocznych skutków i produktów działalności gospodarczej człowieka), różnic między krajami w zakresie stosowania odmiennych (mniej lub bardziej restrykcyjnych) norm ochrony środowiska czy przyznanie, że usługi środowiska są bezcenne i stanowią wspólne dobro, mogłoby wpływać na zniekształcenia kierunków handlu (Pearson 2000, s. 173).

Model H-O również może zostać poszerzony o wspomniane właściwości przyrody, poprzez uwzględnienie dodatkowego czynnika, tj. ziemi (obok pracy i kapitału). Mogłaby ona stać się niejako symbolem środowiska przyrodniczego, dzięki niej bowiem powstaje większość jego zasobów. W tym przypadku główne wnioski płynące z modelu pozostałyby niezmienione. Środowisko, które jest zarówno czynnikiem wytwórczym, jak i specyficznym dobrem konsumpcyjnym, miałyby zatem swoją relatywną cenę w każdym z krajów. Poza tym występowałyby w różnej ilości. Za kraj relatywnie obficie wyposażony w zasoby środowiska można uważać ten, który wyróżnia się względnie większymi możliwościami i zdolnościami asymilacji różnych zanieczyszczeń. Kraje relatywnie dobrze wyposażone w zasoby środowiska miałyby tendencję do specjalizowania się w produkcji i eksporcie produktów, do wytworzenia których intensywnie wykorzystują dobra natury.

Jedne z pierwszych prób łączenia problematyki handlu i środowiska widać w pracach Waltera (1973, 1974, 1975). Jak większość późniejszych badaczy, Walter podkreśla w nich rolę zdolności asymilacyjnej środowiska (*environmental assimilative capacity* – EAC) w kształtowaniu przewagi komparatywnej kraju⁵. Różnice w EAC między państwami powodują, iż jednakowy poziom zanieczyszczeń w poszczególnych krajach wywołuje inny wymiar szkody z uwagi

5 Jeden z przedstawionych przez Waltera modeli (z 1974 r.) szczegółowo opisuje w swojej książce Misala (2003, s. 45–49). Wspomnianą zdolność asymilacyjną środowiska nazywa „asumulacją dewastacji środowiska”.

na specyficzne, lokalne właściwości przyrody, np. ze względu na inwersję termiczną czy zdolność rzek do samooczyszczania. Do analiz autor dodatkowo włącza następujące założenia:

- 1) wytwarzane dobra powinny podlegać ocenie zgodnie ze stopniem zanieczyszczeń, jakie są emitowane w wyniku ich produkcji,
- 2) działania mające na celu ograniczanie emisji szkodliwych skażeń charakteryzują się „nieodłącznym wskaźnikiem natężenia” (*inherent factor intensity*), który jest porównywalny z odpowiednimi jego wartościami dla innych dóbr (innymi słowy, eliminacja zanieczyszczeń wiąże się z podejmowaniem bardziej lub mniej intensywnych wysiłków – zależy to od specyfiki produktu i generowanych skażeń),
- 3) oczekiwania społeczne co do jakości środowiska zależą od wielkości dochodu w danym kraju,
- 4) kraje są różnie wyposażone w EAC,
- 5) istnieje dodatnia, liniowa zależność między produkcją a utylizacją odpadów; z kolei między utylizacją odpadów a jakością środowiska zależność jest ujemna i nieliniowa (kształt tej negatywnej relacji jest determinowany naturalnymi możliwościami EAC).

Przyjęcie powyższych założeń oznacza, że kraje obficie wyposażone w EAC będą specjalizować się w produkcji i eksporcie dóbr, których wytwarzanie skutkuje emisją zanieczyszczeń. Kraje o niskim dochodzie, gdzie jakość środowiska stanowi dobro niższego rzędu, uzyskują przewagę komparatywną w produkcji towarów, których wytwarzanie intensywnie „zatrzuwa” środowisko. Bazując na takich założeniach, Walter zbudował model oparty na trzech elementach: dobrach importowanych (*importables*), eksportowanych (*exportables*) i czynniku EDA (*environmental damage-avoidance*), określającym zdolność do unikania degradacji środowiska przyrodniczego. Jego wykorzystanie zwiększa stopień asymilacji zanieczyszczeń przez środowisko. Poza tym autor dodał do analizy założenie o możliwości nadzorowania jakości środowiska przyrodniczego (czyli założenie o „specyficznym zarządzaniu sytuacją” w tym środowisku). Opierając się na modelu H-O, Walter wykazał, że jeśli ograniczanie skażeń jest kosztowne, wówczas wprowadzanie zasad ochrony środowiska zredukuje przewagę komparatywną kraju, co spowoduje zmniejszenie wymiany. Z drugiej strony, jeśli redukcja emisji zanieczyszczeń jest kosztowna dla importerów, wtedy zastosowanie instrumentów polityki ochrony środowiska zwiększy przewagę komparatywną i tym samym zintensyfikuje handel między krajami.

Uwzględnienie w analizie polityki ochrony środowiska powoduje wiele skutków. Po pierwsze, może zmniejszyć się produkcja towarów będących przedmiotem obrotu między krajami. Po drugie, konsumpcja tych produktów może znacząco się obniżyć. Stanowi to koszt, jaki musi ponieść społeczeństwo kraju, które w trosce o stan przyrody wprowadza bardziej restrykcyjne prawo ochrony środowiska. Po trzecie, zmieniają się rozmiary eksportu i importu, zaś czynnik EDA ulegnie zwiększeniu.

Z rozważań wyłania się również inny wniosek: włączanie polityki ochrony środowiska do modeli handlu powoduje, iż względne ceny dóbr zależą nie tylko od względnych krańcowych produktywności⁶, lecz także od: (1) krańcowej skłonności do zanieczyszczania, (2) krańcowych szkód społecznych spowodowanych przez jedną jednostkę zanieczyszczeń oraz (3) całkowitej podaży i całkowitego popytu na usługi środowiskowe. Podobne konkluzje można znaleźć w pracach D'Arge i Kneesa (1972) oraz Sieberta (1974).

Model Waltera, w którym podkreśla się zdolność asymilacyjną, konieczność oceny produktu zależnie od tego, jak bardzo polutogenne jest jego wytwarzanie czy też zwraca uwagę na efekty przekierowania zasobów (w dodatkowych rozważaniach), stanowi fundamenty dla kolejnych badań w tym zakresie.

W literaturze przedmiotu można znaleźć wiele prac teoretycznych ukazujących zmiany w strukturze handlu na skutek wystąpienia różnic w zdolności neutralizacji odpadów przez środowisko przyrodnicze (Siebert 1977; Leger 1995). Kraje, w których ta zdolność jest wyższa, mają przewagę w produkcji towarów, których wytwarzanie szkodzi środowisku. Poza tym przedsiębiorstwa wytwarzają i eksportują produkty z regionów o większych możliwościach asymilacyjnych środowiska. Leger (1995) przyznaje jednak, że nie ma wyraźnych przesłanek, aby twierdzić, że przedsiębiorstwa celowo zlokalizowały tam swoją działalność. Powody, z jakich przemysły zostały w tych miejscach rozmieszczone, mogą być różne: uwarunkowania historyczne, lepsza infrastruktura techniczna czy też większa dostępność regionu⁷.

1.4. Liberalizacja handlu a normy ochrony środowiska

Literatura na temat zależności między handlem a środowiskiem pojawiła się, kiedy nasiliły się obawy, że liberalizacja światowego handlu i przepisy wprowadzane z myślą o ochronie przyrody mogą spowodować np. przesunięcie „brudnych” przemysłów do regionów, w których regulacje są łagodniejsze. Jedną z pierwszych teoretycznych prac dotyczących relacji handel–środowisko, częściowo odnoszącą się do tego problemu, przedstawił Pethig (1976). Opierając się na modelu Ricardo

6 Względna krańcowa produktywność – zmiana efektywności spowodowana nieproporcjonalnym przyrostem produkcji na skutek zaangażowania kolejnej jednostki zmiennego czynnika produkcji. W początkowej fazie produkcja rośnie więcej niż proporcjonalnie, jednak przekroczenie punktu optimum przynosi mniejsze przyrosty produkcji niż przyrosty zmiennego czynnika produkcji. Oznacza to, że przyrost kosztów będzie większy od przyrostu wartości produkcji.

7 Więcej na ten temat patrz rozdział 3.

i uwzględniając problem emisji zanieczyszczeń, pokazał, że kraj może specjalizować się w eksporcie dóbr, których wytwarzanie intensywnie eksploatuje środowisko przyrodnicze. Stanie się tak wówczas, jeśli obowiązujące przepisy ekologiczne będą mniej restrykcyjne niż za granicą. W modelu zakłada się wykorzystanie jednego czynnika produkcji (praca) w procesie wytwarzania dóbr X_1 i X_2 . Produkcja X_1 relatywnie intensywniej zanieczyszcza środowisko (X_1 jest tzw. *pollution-intensive*), z kolei produkcja X_2 jest relatywnie bardziej pracochłonna. Autor zakłada, iż szkodliwe substancje, będące skutkiem ubocznym procesu produkcji, nie przemieszczają się transgranicznie, ale stanowią „składnik” dóbr będących przedmiotem wymiany. Oznacza to, że wielkość handlu determinuje jakość środowiska przyrodniczego.

Rozpocznijmy analizę od sytuacji, w której podaż zasobów środowiska przewyższa popyt i w żadnym z krajów nie obowiązują przepisy o jego ochronie. Oznacza to, że jedynym istotnym czynnikiem produkcji jest praca, a „wyposażenie” obu krajów w usługi środowiskowe nie wpływa na handel. Mają one jednak znaczenie z punktu widzenia dobrobytu. Kraj, który specjalizuje się w produkcji X_1 może ponieść stratę, ponieważ każda dodatkowa emisja zanieczyszczeń może równoważyć korzyści dobrobytowe wynikające z otwartego handlu. Zatem to drugi kraj odniesie większe korzyści. Załóżmy, że obie strony wymiany wprowadzają kontrolę emisji zanieczyszczeń, przy czym jest ona bardziej restrykcyjna w pierwszym kraju. W tej sytuacji drugi zaczyna specjalizować się w produkcji i eksporcie towarów, których wytwarzanie intensywnie zanieczyszcza środowisko. Takie wnioski są zbieżne z konkluzjami D'Arge i Kneesa (1972), Siberta (1974) oraz Waltera (1974). Dobrobyt w obu krajach wzajemnie od siebie zależy, ponieważ zmiany w polityce ochrony środowiska w jednym kraju wpływają na wielkość produkcji ogółem.

Można zatem uznać, że „niedobór” środowiska może wpływać na wzajemną wymianę. Z kolei korzyści z handlu nie zawsze powodują wzrost dobrobytu, jeśli produkcja dóbr na eksport silnie zanieczyszcza przyrodę. Podobne konkluzje można znaleźć również w pracach Asako (1979) czy McGuire'a (1982).

Teoria Pethiga została rozszerzona przez Sieberta (1977). Odwołując się do przykładu kraju małego, autor ten stwierdził, że jeśli kraj eksportuje produkty, których wytwarzanie relatywnie silnie zanieczyszcza środowisko, wówczas korzyściom z handlu towarzyszy pogarszanie się stanu środowiska. Wprowadzanie reguł jego ochrony wpłynie na ograniczenie zysków z handlu. Jednocześnie zmniejszy się również eksploatacja zasobów wykorzystywanych do produkcji. Spadnie zarówno eksport, jak i import oraz nastąpi redukcja emisji zanieczyszczeń. Korzyści z polityki ochrony środowiska będą widoczne tak długo, jak długo koszty zewnętrzne produkcji będą wyższe niż użyteczność krańcowa produktu lub jak długo podatek od zanieczyszczeń będzie mniejszy niż koszt krańcowy dla środowiska (Siebert 1977, s. 670).

Wyniki te zostały potwierdzone przez McGuire'a (1982), który wykorzystał do tego celu model H-O. Autor zakłada, że istnieją dwa państwa i dwa towary:

X (produkt, którego wytwarzanie silnie zanieczyszcza środowisko, tzw. *pollution-intensive*) i Y (produkt „czystszy” ekologicznie), czynniki produkcji wewnątrz krajów są mobilne, funkcje produkcji dla obu dóbr są jednakowe i nie ma kosztów transportu. Poza tym nie występują żadne przeszkody dla międzynarodowych przepływów produktów, a wolny handel i doskonała konkurencja powodują, iż ceny kształtują się wyłącznie pod wpływem relatywnego wyposażenia w czynniki wytwórcze. McGuire dodaje do standardowego modelu środowisko przyrodnicze, które jest czynnikiem produkcji tylko w jednym kraju i podlega ograniczeniom ilościowym (na skutek większej emisji zanieczyszczeń ulega degradacji). Środowisko będzie wykorzystywane do momentu, aż wartość jego krańcowego „produktu” zrówna się z jego ceną (w przypadku braku regulacji chroniących środowisko jest równa zero) (McGuire 1982, s. 337). Aby ograniczyć degradację zasobów przyrody (a tym samym ich zużycie), należy je zastąpić (w procesie produkcji) innymi czynnikami, tj. ziemią, pracą czy kapitałem lub naprawić szkody powstałe wskutek ich eksploatacji.

Jeśli kraj wprowadzi ograniczenia w wykorzystaniu zasobów środowiska (np. limity emisji zanieczyszczeń), wówczas relatywny koszt produkcji X zwiększy się, ponieważ w zamian wzrośnie wielkość kapitału i pracy wykorzystanych w procesie wytwarzania lub zostanie wprowadzona czystsza (droższa) technologia produkcji. Jeśli relatywny koszt wyprodukowania X wzrośnie na skutek ochrony środowiska, spowoduje to zmiany w cenach innych czynników produkcji.

Poza tym, jeśli praca i kapitał są mobilne, to kraj, który nakłada ograniczenia na eksploatację środowiska, musi liczyć się z migracją czynników produkcji za granicę. Tym samym w dłuższym okresie skoncentruje się na produkcji dobra „brudniejszego” na granicy stożka dywersyfikacji (*cone of diversification*). Przepisy dotyczące ochrony środowiska mogą zmienić kierunki handlu i przede wszystkim jego strukturę, a także przewagi komparatywne oparte na zasobności krajów w czynniki wytwórcze. Innymi słowy, normy ekologiczne mogą wręcz wyeliminować niektóre przemysły z rynku.

W przedstawionych wyżej koncepcjach dotyczących wprowadzania przepisów ochrony środowiska i ich wpływu na kierunki i strukturę handlu zagranicznego kraju pomija się wątek wzrostu i rozwoju gospodarczego. Wydaje się on jednak bardzo istotny, zazwyczaj bowiem w krajach wysoko rozwiniętych normy i standardy ochrony środowiska są bardziej restrykcyjne, zatem skutki ich wprowadzenia powinny być wyraźniej widoczne. Zagadnienie wzrostu i rozwoju gospodarczego pojawia się w pracach wielu późniejszych badaczy, np. Grossmana i Kruegera (1991, 1993). Autorzy dowiedli, że skala zanieczyszczenia środowiska może być związana ze stopniem rozwoju gospodarczego i restrykcyjnością obowiązujących w danym kraju przepisów ochrony środowiska. Ich wnioski stały się podstawą do tworzenia modeli z wykorzystaniem ekologicznej krzywej Kuzneta, która pokazuje, że relacja między dochodem *per capita* a eksploatacją środowiska przyrodniczego i wielkością emisji zanieczyszczeń ma kształt odwróconej litery U. Przy niskich dochodach obciążenie środowiska rośnie, natomiast w ślad

za ich wzrostem, po przekroczeniu pewnego poziomu optimum, ma tendencję malejącą. Innymi słowy, presja ekologiczna maleje wraz ze wzrostem zamożności społeczeństw. Koncepcję ekologicznej krzywej Kuzneta wielokrotnie weryfikowało w pracach wielu naukowców, np. Shafik i Bandyopadhyay (1992), Selden i Song (1994), List i Gallet (1999) czy Stern (1998, 2004, 2005).

Jak już wspomniano, związki między restrykcyjnymi (lub łagodnymi) przepisami o ochronie środowiska, poziomem rozwoju gospodarczego kraju a handlem stały się przedmiotem zainteresowania wielu badaczy w latach 90. XX w. Wśród nich należy wymienić Copelanda i Taylora (1994), którzy zaprezentowali interesujące ujęcie tego problemu, podejmując próbę odpowiedzi na pytanie o to, jak stopień rozwoju gospodarczego oraz przyjęcie określonych przepisów ochrony środowiska determinują intensywność wymiany handlowej między państwami. W modelu przyjęto kilka istotnych założeń:

- w handlu uczestniczą dwa kraje: wysoko rozwinięty (Północ, *North*) i rozwijający się (Południe, *South*),
- w obu krajach obowiązują przepisy zakładające kary za zanieczyszczenie środowiska; w kraju rozwiniętym są one bardziej rygorystyczne (wynika to z wyższych dochodów, a tym samym większej wrażliwości i dbałości społeczeństwa o stan środowiska przyrodniczego),
- przewaga komparatywna kraju wynika z różnicy w standardach ochrony środowiska, co oznacza, że kraj posiadający łagodniejsze przepisy ma większą przewagę komparatywną w produkcji określonych dóbr.

Poza tym autorzy zakładają, że konsumentów z Północy i Południa charakteryzuje ta sama funkcja użyteczności, zaś problemy zanieczyszczenia środowiska występują jedynie w skali lokalnej. Opierając się m.in. na pracy Grossmana i Kruegera (1991), badacze poddali analizie trzy efekty, które ich zdaniem w największym stopniu wpływają na środowisko przyrodnicze: efekt skali (*scale effect*), techniczny (*technique effect*) i kompozycji (*composition effect*). Pierwszy z nich dotyczy wzrostu poziomu skażenia środowiska wywołanego wzrostem produkcji na skutek liberalizacji handlu (przy założeniu niezmiennionej struktury produkcji). Efekt techniczny to jednostkowy spadek emisji zanieczyszczeń (na jednostkę nakładu) wynikający ze wzrostu dochodu. Efekt kompozycji natomiast dotyczy zmian w strukturze produkcji związanych ze specjalizacją w wytwarzaniu dóbr zgodnie z posiadaną przez kraj przewagą komparatywną.

W gospodarce zamkniętej wzrost gospodarczy wywiera neutralny wpływ (*neutral effect*) na środowisko, ponieważ efekt techniczny równoważy efekt skali (Copeland, Taylor 1994, s. 782). W przypadku gospodarki otwartej, gdy istnieje możliwość przemieszczania się produkcji wywołującej zanieczyszczenia do kraju, gdzie ochrona środowiska nie istnieje lub obowiązujące przepisy są łagodne (kraj rozwijający się), można oczekiwać spadku zanieczyszczeń na Północy, a ich wzrostu na Południu (efekt kompozycji).

Z jednej strony, na skutek wzmożonej aktywności gospodarczej następuje globalny wzrost zanieczyszczeń, co uwidacznia efekt skali. Z drugiej zaś wzrost

gospodarczy i wyższe dochody sprawiają, że rosną oczekiwania społeczne co do jakości środowiska przyrodniczego, wzrastają standardy ekologiczne, a technologia wytwarzania ulega zmianie na bardziej ekoprzyjazną. Tym samym maleje zanieczyszczenie jednostkowe. W tym przypadku zadziała efekt techniczny, który może zneutralizować efekt skali, jeżeli preferencje konsumentów co do posiadania czystego środowiska wzrosną bardziej niż proporcjonalnie do dochodów. Różnice w dochodach między krajami prowadzą nie tylko do odmiennych oczekiwań odnośnie do jakości środowiska i restrykcyjności kar za zanieczyszczenia, lecz także wpływają na relatywne koszty produkcji oraz kierunki specjalizacji i handlu. Północ będzie produkowała i eksportowała „czystsze” dobra, natomiast Południe – „brudniejsze”. Efektem netto dla świata będzie wzrost zanieczyszczenia, ponieważ produkcja „brudnych” przemysłów przesunie się do kraju rozwijającego się, mającego mniejsze dochody i stosującego niższe kary za emisję zanieczyszczeń. Inaczej mówiąc, będzie odbywać się kosztem jakości przyrody.

Model Copelanda i Taylora przewiduje pojawienie się różnych skutków dla środowiska w przypadku odmiennego tempa wzrostu gospodarczego w krajach. Bogacenie się Północy powoduje ogółem (w skali globalnej, a nie regionu) wzrost zanieczyszczenia, natomiast Południa – spadek. Jeśli wzrost gospodarczy na Południu będzie następował szybciej, różnica między krajami w relatywnych cenach pracy i wielkości opłat za szkodliwe emisje spadnie, co spowoduje mniejsze obroty we wzajemnym handlu. Nastąpi ograniczenie skali zanieczyszczeń. W skrajnym przypadku wyrównanie dochodów na Północy i Południu doprowadzi do zaniechania handlu i całkowitego spadku toksycznych dla środowiska emisji.

W drugim modelu przedstawionym przez tych samych autorów (Copeland, Taylor 1995) zakłada się występowanie zanieczyszczeń w skali globalnej, a nie lokalnej. W przypadku, gdy kraje nie różnią się od siebie znacząco poziomem dochodu, liberalizacja handlu nie spowoduje wyraźnego wzrostu zanieczyszczeń, choć jego źródło ponownie przesunie się w stronę Południa. Wynika to z faktu, że wolny handel wyrówna ceny czynników produkcji, a środowisko jest traktowane jako jeden z nich (ściślej mówiąc, nie tyle środowisko, co zanieczyszczenie jest „wkładem” do produkcji i jest mierzone wielkością dozwolonych emisji, których cena ulega wyrównaniu w skali międzynarodowej). Jeżeli relatywna cena dwóch czynników produkcji, tj. pracy i środowiska, jest jednakowa w obu krajach, to zdecydują się one na tę samą ich kombinację. Stąd nawet jeśli „brudna” produkcja przesunie się z Północy na Południe, to relatywne wykorzystanie obu czynników produkcji nie zmieni się. Należy jednak przyjąć, że kraj rozwinięty w odpowiedzi na wzmożoną produkcję Północy wprowadzi większe obostrzenia w zakresie ochrony środowiska. Zdaniem Pearsona (2000, s. 187) można w tej analizie doszukać się aluzji o wykorzystaniu Południa przez Północ.

W modelu pojawia się również dodatkowe założenie o limitach zanieczyszczeń, które kraje same sobie narzucają, przy czym w każdym z nich pozwolenia na emisję są przedmiotem obrotu na rynku. Ich posiadacz nie musi ich wykorzystać, może odsprzedać je innemu podmiotowi. W tym przypadku korzyścią dla

przedsiębiorstwa jest możliwość wyboru najtańszego sposobu dostosowania się do przepisów środowiskowych⁸. Zatem przy założeniu różnic w dochodach między krajami można przyjąć, że cena praw do emisji zanieczyszczeń spadnie na Północy, a wzrośnie na Południu. Oznacza to, że kraj rozwijający się zwiększy ich ilość. Jeśli poziom zanieczyszczeń ma zostać przynajmniej niezmienny, Północ powinna zredukować ilość pozwoleń o tyle, o ile więcej dostępnych pozwoleń będzie na Południu, a ponadto różnice w dochodach powinny się wyrównać. To ostatnie założenie wydaje się jednak nierealistyczne.

Z modelu wynika również, że liberalizacja handlu przyniesie Północy straty. Można ich uniknąć pod warunkiem podpisania porozumienia o ochronie środowiska z krajem rozwijającym się. Z drugiej strony jednak można się spodziewać celowego opóźniania przez Południe zawarcia takiej umowy, ponieważ w jego interesie leży jak najdłuższe utrzymywanie swojej przewagi. Jednym z końcowych wniosków autorów jest ponadto stwierdzenie, że fakt, iż środowisko przyrodnicze ucierpi wskutek handlu między krajami zależy w znacznej mierze od różnicy w dochodach między nimi. Jeśli są one znaczące, wówczas degradacja środowiska będzie większa, natomiast w odwrotnym przypadku wolny handel nie ma negatywnego wpływu na środowisko (Copeland, Taylor 1995, s. 734).

1.5. Liberalizacja handlu a prawa własności do środowiska

W dyskusjach na temat ochrony środowiska zwraca się uwagę na powszechnie występujący problem niewystarczającego uregulowania praw własności do jego zasobów. W przypadku, gdy środowisko przyrodnicze postrzegane jest jako czynnik

8 Teoretyczna koncepcja tworzenia rynku praw emisji opiera się na kilku przesłankach (Graczyk 2002, s. 94–95): 1) system praw indywidualnej własności powinien obejmować również dobra i zasoby środowiskowe; 2) na rynku praw emisji zanieczyszczeń powinna obowiązywać zasada, że ceny odzwierciedlają rzadkość występowania zasobów; 3) urzeczywistnienie efektywnej ekonomicznie ochrony środowiska powinno odbywać się poprzez „wmontowanie” w system gospodarki rynku zanieczyszczeń i ochrony środowiska.

Jeśli rynek praw emisji zanieczyszczeń zostanie właściwie zorganizowany, może doprowadzić do spadku kosztów ochrony środowiska w skali ogólnospołecznej. Szczególnie będzie to widoczne w porównaniu z systemem administracyjnej regulacji. Zbywalne prawa emisji byłyby wykorzystane tam, gdzie są one tańsze niż np. wymagane urządzenia do oczyszczania wody, ścieków, filtry na kominy itd. Z drugiej strony nie znalazłyby one zastosowania w sytuacji, gdy spadek emisji wymaga mniejszych nakładów niż zakup odpowiednich praw emisji. W takim systemie dopuszczalny poziom obciążenia środowiska byłby osiągalny przy minimalnym koszcie ogólnospołecznym.

produkcji i jednocześnie nie jest wyraźnie określone, kto jest jego właścicielem lub w sposób niedostateczny przestrzega się praw jego własności (czy praw korzystania z jego bogactw), istnieje niebezpieczeństwo rabunkowej gospodarki zasobów. Brak precyzji w określeniu praw własności stanowi ważną przeszkodę w osiągnięciu efektywności ekonomicznej, zapewnionej teoretycznie przez konkurencyjną równowagę rynkową. W tym przypadku możemy więc dostrzec naruszenie wymagań efektywności: jeśli nie ma właściciela, to nie ma również możliwości zawierania transakcji, które kierowałyby określone zasoby do optymalnych zastosowań.

W literaturze przedmiotu często podejmuje się tę problematykę. Najczęściej za przykłady w takiej analizie służą dwa kraje: Północ i Południe⁹. Pierwszy to państwo lub region, w którym optymalnie zarządza się wszystkimi zasobami natury i dba o stan środowiska przyrodniczego. Południe zaś jest synonimem kraju lub regionu, gdzie przepisy ochrony przyrody nie istnieją, są łagodne albo w ogóle nie są respektowane. Pozwala się zatem na niekontrolowaną i nadmierną eksploatację dóbr natury.

Jedną z pierwszych tego typu koncepcji jest praca Chichilnisky (1994), w której zakłada się przestrzeganie praw własności do zasobów środowiska na Północy, jednocześnie uwzględniając ich brak na Południu. Ponadto autorka przyjmuje założenie o występowaniu dwóch czynników produkcji: identycznych technologii i wyposażenia w zasoby. Biorąc powyższe pod uwagę, można przypuszczać, że kraj rozwijający się posiada wyraźną przewagę komparatywną w produkcji dóbr, które silnie zanieczyszczają środowisko. Tym samym będzie nadmiernie wykorzystywać zasoby środowiska do produkcji, a następnie eksportować wytworzone dobra. Ceny towarów z Południa będą niższe niż z Północy, zatem nabywając je, kraj rozwinięty przyczyni się do wzrostu globalnego zanieczyszczenia. Skutkiem ubocznym takiego działania będzie degradacja przyrody i emisja zanieczyszczeń. Idąc dalej, można wnioskować, że jeśli tzw. zewnętrzne koszty środowiskowe (powstające w związku z niszczeniem i użytkowaniem elementów środowiska w procesie produkcji i konsumpcji) pozostaną znaczące i nie będą podjęte żadne kroki, aby to naprawić, wówczas handel może negatywnie wpłynąć na dobrobyt globalnej gospodarki.

Mimo iż w tej sytuacji opłata nałożona w związku z eksploatacją zasobów środowiska może wzrosnąć, nie zmniejszy się tempo korzystania z nich. Wynika to z tego, że pracownicy są niemobilni. Jeśli cena dobra, którego wytwarzanie silnie zanieczyszcza środowisko, spadnie, wówczas będą skłonni podjąć więcej wysiłku, aby eksploatować dostępne zasoby jeszcze intensywniej.

Prawa własności, stanowiące ważny punkt rozważań Chichilnisky, były przedmiotem analizy wielu ekonomistów. Warto wśród nich wymienić Coase'a (1960), którego teoremat stanowi podstawę rozważań na temat rynkowej optymalizacji poziomu zanieczyszczeń i ochrony środowiska. Dowodził on, że jeśli: (1) dwa

9 Identyfikacja terminologia została użyta w modelach Copelanda i Taylora (1994, 1995) analizowanych w podrozdziale 1.4.

gospodarujące podmioty negocjują w sprawie efektu zewnętrznego, (2) prawo własności do zasobu jest ściśle zdefiniowane i (3) są możliwe nic niekosztujące negocjacje, to wówczas alokacja zasobów (w sensie optimum Pareto), a tym samym zagadnienie efektów zewnętrznych przestanie istnieć. Innymi słowy, problemu nie można wyeliminować, jeśli prawa własności są nieprecyzyjnie określone albo gdy potencjalne koszty transakcyjne są zbyt wysokie¹⁰.

Prawa własności do zasobów środowiska, a także prawa do korzystania ze zdolności środowiska do neutralizacji zanieczyszczeń stanowią podstawę kontroli optymalnego poziomu zanieczyszczeń. Poza tym ułatwiają porządkowanie przepisów ochrony środowiska. Podmiot mający prawa do emisji może zanieczyszczać, zaś podmiot, któremu to przeszkadza, może te prawa odkupić. W ten sposób mechanizm rynkowy obejmuje te cechy środowiska, które mogą przynosić korzyści różnym zainteresowanym.

Modele odnoszące się do wpływu handlu na środowisko przyrodnicze w kontekście praw własności czy praw do korzystania z jego zasobów najczęściej badają handel między państwami w warunkach równowagi ogólnej, pomijając ścieżki dochodzenia do niej. Dzięki temu łatwiej jest uzyskać przejrzystość wywodów, ponieważ tego typu analizy nie są nadmiernie skomplikowane i nie wymagają od czytelnika znajomości zaawansowanych metod matematycznych. Akcentuje się w nich dynamiczny aspekt gospodarowania zasobami środowiska, czyli problem wyboru między oszczędzaniem a eksploatacją. Poza tym często pokazuje się też, w jaki sposób można skorygować ewentualne nieefektywności rynku zdolne zaburzać równowagę, a następnie stosownie do nich szukać środków zaradczych.

W przypadku zasobów odnawialnych ułomność rynku najczęściej wiąże się z wolnym dostępem do nich¹¹. Nikomu nie opłaca się oszczędzać zasobu na przyszłość, przez co jest on eksploatowany nadmiernie. W najlepszym wypadku taki stan rzeczy zmniejsza przewagę ekonomiczną, zaś w najgorszym może prowadzić do bezpowrotnej utraty zasobów. Ingerencja może oznaczać więc ograniczenie wolnego dostępu, co jest równoznaczne z tworzeniem ujemnych efektów zewnętrznych dla współużytkowników bogactw naturalnych. Tego aspektu najczęściej jednak nie rozważa się, choć dyskusje nad reglamentacją zasobów już tak. Warto też zaznaczyć, że problem zastosowania podejścia zasobowego do analizy i oceny zmian bogactwa naturalnego kraju oraz ich wpływu na wymianę handlową między państwami jest niezwykle złożony, zaś końcowe wnioski są zazwyczaj formułowane pod warunkiem występowania wielu założeń.

10 Twierdzenie Coase'a było i jest przedmiotem krytyki wielu ekonomistów – zob. np. Hoffman i Spitzer (1982), Cordato (1997), Fox (2007).

11 Oczywiście jest to duże uproszczenie, bowiem już w latach 70. XX w. Clark (1976) wykazał, że w pewnych sytuacjach nawet prywatny właściciel może chcieć wyeksploatować do końca posiadany przez siebie zasób odnawialny. Dzieje się tak wówczas, gdy stopa odnawialności zasobu jest niższa od stopy dyskontowej. Zatem ograniczenie wolnego dostępu czy nawet sprywatyzowanie zasobów odnawialnych wcale nie gwarantuje ochrony środowisku ani nie przynosi korzyści gospodarce.

1.6. Liberalizacja handlu a zasoby odnawialne i problem recyklingu

W rozważaniach, które dotyczą handlu zagranicznego, jego liberalizacji i środowiska przyrodniczego warto odnieść się także do kwestii zasobów odnawialnych. Mogą być one eksploatowane w sposób racjonalny, czyli co najwyżej w takich ilościach, w jakich następuje ich przyrost, bądź w sposób nadmierny, który nie tylko uszczupla te zasoby, ale przede wszystkim utrudnia ich odnawianie. Odpowiednie gospodarowanie takimi zasobami sprawia, iż mogą one ciągle „istnieć” i dostarczać użytecznych dla człowieka usług w nieskończoność. Wagę tego zagadnienia widać szczególnie wówczas, gdy uzmysłowimy sobie, że odtwarzanie środowiska, rozumiane jako proces ekonomiczny, może prowadzić do osłabienia wzrostu gospodarczego, spadku produkcji dóbr (szczególnie tych, do wytwarzania których zasoby środowiska są niezbędne), co widać szczególnie w krótkim i średnim okresie. To z kolei może wypłynąć na wielkość eksportu i importu.

Zagadnienie odnawialności zasobów przyrody w kontekście handlu włączyli do swoich rozważań np. Brander i Taylor (1997a, 1997b, 1998). Ich badania zostały oparte na tradycyjnych teoriach zasobów naturalnych, m.in. przedstawionych w pracach Clarka (1990), Munro i Scotta (1985) czy Nehera (1990).

W modelu Brander i Taylora (1997b) występują dwa kraje mające identyczne zasoby technologii, wytwarzające dwa towary, z czego do produkcji pierwszego (X) wystarczy jedynie praca, zaś drugiego (Y) – praca i środowisko. Kluczowym założeniem jest twierdzenie, iż zasoby przyrody są odnawialne, ale system zarządzania nimi w obu państwach jest różny. W pierwszym kraju (*‘consumer’ country*) są one dostępne dla wszystkich, lecz ich użytkowanie jest nieefektywne i „niedbałe” (*lax*). W przypadku drugiego kraju (*‘conservationist’ country*) sytuacja wygląda inaczej. Przepisy ochrony środowiska są restrykcyjne, ale dzięki temu zapewniają bieżące i nieprzerwane zaspokajanie potrzeb ludności w drodze racjonalnego wykorzystania zasobów przyrody.

Autorzy swoją uwagę koncentrują początkowo na pierwszym z analizowanych krajów, rozważając dwa przypadki: przesadnego (*severe overuse*) i umiarkowanego (*mild overuse*) wykorzystywania zasobów naturalnych. Jeśli pierwszy kraj podejmie decyzję o niewielkim użyciu środowiska, wówczas, w warunkach równowagi, eksport produktu Y nie przynosi oczekiwanych korzyści z handlu. Z drugiej strony, koncentracja produkcji na wytwarzaniu Y powoduje nadmierną eksploatację zasobów i prowadzi do ich szybkiej degradacji. Kurczące się zasoby stają się barierą wzrostu produkcji. Poza tym zwiększają się koszty środowiska przypadające na jednostkę wytworzonego dobra (tym samym produkcja nie jest już tak opłacalna).

Paradoksalnie, takie wnioski są w pewnym sensie optymistyczne. Oznaczają bowiem, że wskutek topniejących zasobów wolny handel powoduje naturalne przesunięcie produkcji z regionu, gdzie ich ochrona jest niewystarczająca, do kraju,

w którym przestrzega się wyższych standardów ochrony środowiska. Dzięki temu możliwa staje się odbudowa bogactw naturalnych. Kluczowe jest zatem spostrzeżenie, że właściwe zarządzanie środowiskiem prowadzi do utrzymania niskiej ceny zasobów, i to w długim okresie. O ile nadmierna eksploatacja środowiska początkowo zapewnia krajowi komparatywną przewagę, o tyle później jest główną przyczyną jej braku. W interesie krajowych producentów i konsumentów powinno być zatem efektywne korzystanie ze środowiska i zachęcanie rządu do wprowadzania proekologicznych regulacji. Użytkowanie zasobów musi być ograniczone stopą ich odtworzenia. Dopuszczalny poziom ich wykorzystania w określonym czasie nie może zakłócić zdolności do regeneracji środowiska w przyszłości.

Poza tym zasoby odnawialne odtwarzają się zgodnie z określonymi prawidłowościami. Szybkość ich wzrostu w danym punkcie czasu to pochodna funkcji ilości zasobu względem czasu w tym punkcie. Model naturalnego kształtowania się takiego zasobu w danym okresie przyjmuje więc postać krzywej logistycznej¹². Oznacza to, że ilość zasobu (przy jego niewielkiej wielkości początkowej) rośnie szybko aż do pewnego punktu przesilenia (przebiegu krzywej), od którego zaczyna przyrastać znacznie wolniej. Zahamowanie wzrostu (zazwyczaj jego całkowity zanik) następuje w pobliżu granicy pojemności środowiska, która wynika z osiągnięcia stanu równowagi ekologicznej w danym ekosystemie. W kontekście prezentowanego modelu Brandera i Taylora oznacza to, że jeśli „zapasy” środowiska są duże (czyli cena zasobów jest niska), to produkcja Y w pierwszym kraju może wzrosnąć. Jednakże, po pewnym czasie, ulegnie zmniejszeniu, ponieważ zasoby środowiska będą się kurczyć, a Y , do wytwarzania którego są wykorzystane, podrożeje. Kiedy cena zasobów jest wysoka, a pierwszy kraj nadal zamierza wytwarzać Y , wówczas musi importować je z drugiego kraju. Skoro prowadzono tam zachowawczą politykę ekologiczną, to można przypuszczać, iż „zapasów” środowiska jest dużo i są one relatywnie tanie. W rzeczywistości jednak bardziej opłacalna jest produkcja przez kraj pierwszy dobra X – przynajmniej do chwili, aż zasoby się zregenerują. W związku z tym na skutek otwartego rynku korzyści z handlu odczuwają oba kraje.

Analiza przeprowadzona przez Brandera i Taylora zawiera wiele ograniczeń, wobec tego konkluzje formułowane przez autorów są bardzo uogólnione. Ich rozważania są jednak częściowo zbieżne ze spostrzeżeniami Chichilnisky (1993, 1994). Dotyczą tego, że:

- różnica w systemie zarządzania zasobami określa model handlu między krajami i ich przewagi komparatywne,
- kraj optymalnie zarządzający odnawialnymi zasobami może osiągać zyski z handlu, zaś kraj, który nadmiernie je eksploatuje, osiągnie straty (przynajmniej wówczas, gdy będzie musiał „począkać” na regenerację środowiska).

Opisywany model był w późniejszym okresie wielokrotnie rozszerzany i modyfikowany, np. przez Hannessona (2000), Emami i Johnston (2000), Jinji (2006,

12 Kształt krzywej logistycznej przypomina zlinearyzowaną i pochyloną w prawo literę S.

2007), Takaradę (2009) czy Yanase (2013). Ostatni z autorów w swoim artykule pod wymownym tytułem *Wolny handel może ochronić odnawialne zasoby przed wyczerpaniem* (*Free trade may save a renewable resource from exhaustion*) powtarza wnioski, jakie można znaleźć w pracach Brandera i Taylora.

W rzeczywistości kraje różnią się od siebie nie tylko podejściem do zasad ochrony środowiska, lecz także względną obfitością zasobów naturalnych, jakie posiadają i wykorzystują w procesie produkcji. Ten aspekt dodaje do swojego modelu Jinji (2007), dla którego względna obfitość zasobów odnawialnych jest określana na podstawie różnicy w tempie ich regeneracji. Im szybciej ulegają one odtworzeniu, tym większą przewagę im przypisuje. Poza tym autor przyjmuje założenie, iż oba kraje mogą swobodnie, w różnych okresach, kształtować swoje systemy zarządzania środowiskiem. Stosując terminologię analogiczną do pracy Brandera i Taylora (1997b), oznacza to, że np. kraj pierwszy może przyjąć restrykcyjne zasady ekologiczne, a drugi – łagodne.

Z rozważań Jinji wynika, że jeśli różnica w obfitości zasobów przyrody jest stosunkowo niewielka, a popyt na produkt, do wytworzenia którego stosuje się zasoby środowiska jest umiarkowany (*medium level*), to strukturę handlu determinuje względna obfitość zasobów. Jeżeli zaś popyt jest wysoki/niski, wówczas struktura handlu zależy przede wszystkim od różnicy w systemach zarządzania zasobami, natomiast w mniejszym stopniu od wielkości posiadanych zasobów. Kraj o ograniczonych zasobach może czerpać korzyści z eksportu, pod warunkiem, że stosuje restrykcyjną politykę ekologiczną, a jego partner nie. Oznacza to, iż sposób zarządzania zasobami środowiska w bardzo istotnym stopniu oddziałuje na nie tylko na strukturę, ale przede wszystkim na wielkość handlu (Jinji 2007, s. 639).

Problem nadmiernej eksploatacji środowiska przyrodniczego w przypadku braku jakichkolwiek ograniczeń jego wykorzystywania (traktowania jak dobro wolne) to założenie występujące w większości analizowanych modeli¹³. Kraj, początkowo bogaty w zasoby, wskutek nieefektywnego ich użytkowania przestaje osiągać korzyści z handlu w dłuższym okresie. Zdaniem Prasertsom (2011, s. 72) jest to konsekwencja wystąpienia dwóch efektów: dochodowego (*income effect*) i niedoboru (*scarcity effect*)¹⁴. Pierwszy oznacza gwałtowny spadek dochodu. Większy popyt¹⁵ na towary, do wytwarzania których wykorzystywane są znaczne ilości zasobów naturalnych, powoduje przesunięcie siły roboczej do tych gałęzi gospodarki, gdzie ważnym czynnikiem produkcji jest środowisko. Z uwagi na fakt, iż dostęp do jego zasobów nie jest ograniczany (nie stanowią prywatnej własności), ich cena jest niska (niedoszacowana). Podobnie jest z ceną dóbr finalnych, których są niezbędnym

13 Por. podrozdział 1.5.

14 Inspiracją do rozważań autorki okazały się prace Brandera i Taylora (1997a, 1997b) oraz Peretto i Valente (2011). Drudzy z wymienionych autorów badają związki między handlem, innowacyjnością i wzrostem gospodarczym w krajach bogatych oraz ubogich w odnawialne zasoby przyrody.

15 Większy popyt na produkty jest skutkiem liberalizacji handlu oraz wzrostu popytu i konsumpcji zarówno w kraju, jak i za granicą. Stanowi niejako sumę ich obu.

surowcem. Realokacja zasobów pracy do innych gałęzi i ograniczenie wytwarzania pozostałych towarów w ostatecznym rozrachunku prowadzi do obniżenia dobrobytu kraju. Jest to szczególnie widoczne wówczas, gdy branże, z których „odpłynęła” praca, angażują więcej nakładów, np. na badania i rozwój, są lepiej rozwinięte technologicznie czy dotychczas stanowiły główne koło napędowe gospodarki.

Drugi z efektów – efekt niedoboru – był analizowany we wcześniejszych opracowaniach. Dotyczy on sytuacji, gdy w długim okresie spada ilość dóbr, do wytworzenia których wykorzystywano zasoby środowiska. Rabunkowa gospodarka zasobami odnawialnymi utrudnia ich regenerację, a brak przepisów ochrony środowiska oraz ograniczeń w pozyskiwaniu zasobów powodują, iż z czasem maleje ich dostępność i rzadziej są wykorzystywane w procesie produkcji. Kraj, dotychczas bogaty w zasoby i eksportujący towary, których czynnikiem produkcji jest środowisko, musi ograniczyć swój handel.

Takie konkluzje można znaleźć również u Brander i Taylora (1998, s. 183). Jednak badacze w swoich spostrzeżeniach idą dalej. Ich zdaniem straty, jakie osiąga kraj, polegają na tym, że nastawieni na bieżące zyski przedsiębiorcy nie przewidują negatywnych skutków swoich działań w przyszłości. Wyprodukowanie dóbr będzie bowiem bardziej kosztowne (np. droższa jest ryba, jeśli nierównoważone połowy doprowadziły do przetrzebienia łowiska lub pozyskanie drewna, jeżeli większość drzew jest już wyciętych) i istnieje ryzyko, iż zabraknie surowców do ich wytwarzania.

Brander i Taylor uważają, że korzystnym rozwiązaniem dla kraju obfitego w zasoby jest wprowadzenie cła eksportowego, co pozwoli osiągnąć stan równowagi w środowisku i zmniejszyć jego eksploatację. Podobny efekt może wywołać cło importowe nałożone w drugim kraju. W rezultacie wprowadzone ograniczenia w handlu działają jak *'second-best' policy*, pomagając zniwelować negatywne konsekwencje niczym nieograniczonego dostępu do zasobów (Brander, Taylor 1998, s. 183). Potwierdza się tym samym przypuszczenie ekonomistów o istnieniu zależności między restrykcjami w handlu a polityką ochrony środowiska (Damania 2000; Carisch, Rickard-Martin 2013).

Można zatem stwierdzić, że w przypadku gdy (1) kraje charakteryzują się różną obfitością zasobów środowiska, (2) różnym stopniem ich odtworzenia, (3) innymi przepisami regulującymi prawa własności do środowiska, liberalizacja handlu jest grą o sumie zerowej. Przyczynia się bowiem do występowania strat w jednym kraju, a jednocześnie ułatwia osiąganie korzyści w drugim. Z takim stwierdzeniem polemizują Karp, Sacheti i Zhao (2001), którzy pokazują, że oba kraje mogą jednocześnie zarówno tracić, jak i zyskiwać w wyniku wymiany.

Autorzy rozważają dwa scenariusze¹⁶. W pierwszym zasoby środowiska na Południu są na tyle duże, iż korzystanie z nich (w krótkim czy długim okresie) w warunkach autarkii nie powoduje ich degradacji. Z kolei Północ ma mniejsze

16 Karp, Sacheti i Zhao (2001) przyjmują podobne założenia, co wcześniej cytowani autorzy (dwa kraje, które różnią się między sobą jedynie restrykcyjnością przepisów ochrony środowiska i początkową wielkością zasobów).

„zapasy” środowiska, jednak fakt, iż posiada restrykcyjne przepisy ochrony przyrody pozwala na ich systematyczne odnawianie. Wyobraźmy sobie sytuację, gdy dochodzi do wzajemnego handlu. Wnioski częściowo możemy przewidzieć, ponieważ są analogiczne do tych, jakie przedstawiali inni autorzy. Południe ma przewagę komparatywną w produkcji dóbr, do wytworzenia których potrzebne jest środowisko, zatem będzie specjalizować się w ich eksporcie. Oznacza to nadmierną eksploatację zasobów i podwyższenie ceny dóbr finalnych. Rośnie ona do takiego poziomu, przy którym zaczyna być opłacalna produkcja i eksport w drugim kraju (dotychczas ponosił straty).

Karp, Sacheti i Zhao nie poprzestają jednak na tym stwierdzeniu. Dowodzą, że w warunkach autarkii obowiązujące na Północy przepisy ochrony środowiska wystarczały, aby mogło się ono zregenerować. Wolny handel w rzeczywistości zubaża zasoby obu krajów (*resource-impoverished trade*). Innymi słowy, Północ początkowo „ciągnie w dół” (*drags down*) Południe, a później sama jest przez Południe pogrążana (Karp, Sacheti, Zhao 2001, s. 631–635). Zatem w długim okresie liberalizacja handlu powoduje negatywne konsekwencje dla obu krajów, bowiem ich dobrobyt maleje.

W drugim scenariuszu zarówno Północ, jak i Południe zyskują na wzajemnym handlu. Dzieje się tak wówczas, gdy Północ zaczyna produkować i eksportować produkty, do wytwarzania których wykorzystuje środowisko, umożliwiając tym samym odtworzenie jego zasobów na Południu. W pewnym momencie „zapasy” środowiska są na tyle duże, iż pozwalają na odzyskanie przewagi komparatywnej w produkcji dobra, do wytworzenia którego są wykorzystywane. Wówczas sytuacja się odwraca – tym razem na Północy zasoby środowiska odtwarzają się. W takim przypadku oba kraje, mając zasoby w stanie równowagi (stabilny, wysoki poziom „zapasów” środowiska), osiągają większe korzyści z handlu niż w przypadku autarkii.

Przedstawione konkluzje wydają się zbyt daleko idące. Autorzy starają się je uwiarygodnić, wyjaśniając, w jakich warunkach określony wariant scenariusza okaże się bardziej prawdopodobny. Karp, Sacheti i Zhao podkreślają w tym kontekście rolę naturalnej stopy odtworzenia zasobów. „Niewielka” oznacza „wrażliwość” (*fragile*) środowiska, która uniemożliwia jego szybką i łatwą regenerację. W odwrotnym przypadku środowisko szybko odnawia swoje „zapasy”. Jeżeli mamy do czynienia z środowiskiem wrażliwym, to długofalowym widocznym efektem (zarówno w przypadku autarkii, jak i otwartości gospodarki) jest ubożenie obu krajów i systematyczne zmniejszanie ich zasobów naturalnych. Natomiast w warunkach „całkiem szybko” odnawialnych zasobów (*quite resilient but not very resilient*) handel przynosi korzyści nie tylko Północy (takie wnioski formułowali np. Chichilnisky 1993; Brander, Taylor 1998), lecz obu krajom. Początkowo, rabunkowa gospodarka Południa uszczupla zasoby środowiska, ale wzrost produkcji na Północy pozwala na ich szybkie odtworzenie. W ten sposób w długim okresie czasu Południe może ponownie zwiększyć produkcję i eksport.

Ciekawym rozszerzeniem prezentowanych modeli odnoszących się do zasobów odnawialnych jest uwzględnienie w nich pojemności środowiskowej czy recyklingu. Przykładem może być praca Jinji (2006), który włącza do modelu Brandera i Taylora pojemność środowiskową. Zależy ona od innego podstawowego zasobu (*base resource*), jaki jest niezbędny do tego, żeby poszczególne elementy środowiska mogły się regenerować (np. populacja ryb zależy od jakości i ilości wód w rzekach, morzach czy oceanach). Jinji odniósł się do przykładu lasów w kraju małym (ich wielkość i możliwość odtwarzania się wiąże się ze specyficznymi cechami gleby), traktując ich wycinanie jako jeden z najważniejszych problemów współczesnego świata.

Wolny handel może przyczynić się do zwiększenia zasobów w kraju, który jest głównym eksporterem surowców odnawialnych. W wyniku liberalizacji rosną zapasy lasów w państwie względnie obficie wyposażonym w te zasoby, jednocześnie zaś maleją w kraju, w którym jest ich niewiele. Dzieje się tak dlatego, że większy popyt na drewno powoduje wzrost jego ceny i podrożenie jego wyrobów, czego skutkiem jest wyższa wartość lasów. Zatem zasoby ziemi i pracy będą zaangażowane głównie w przemysł drzewny. Jeśli zdolność środowiska przyrodniczego do ponoszenia obciążeń związanych z działalnością człowieka będzie w danym regionie wysoka, wówczas eksploatacja zasobów nie będzie miała rabunkowego charakteru. Ponadto autor stwierdza, że wyrąb lasu nie pozbawia kraju dochodu z danego zasobu całkowicie. Zostaje bowiem ziemia, która – nawet jeśli nie zostanie zalesiona – ma określoną wartość, np. jako przestrzeń do powtórnego zalesienia. Na koniec Jinji stwierdza, iż polityka nakierowana przede wszystkim na ochronę zasobów leśnych (np. w postaci ograniczeń przywozowych w krajach importujących i wprowadzenie zasad certyfikacji lasów w dobrze zarządzanych gospodarkach leśnych) może mieć niejednoznaczny wpływ na ich wielkość.

Jak wcześniej wspomniano, w literaturze przedmiotu, która odnosi się do wpływu liberalizacji handlu na środowisko, porusza się także problem recyklingu. We współczesnej gospodarce odzysk zasobów naturalnych odgrywa coraz większą rolę, bowiem dzięki niemu znaczna część odpadów ponownie staje się użyteczna w procesie wytwórczym. Obecne technologie i stan wiedzy pozwalają powtórnie wykorzystywać substancje, materiały, komponenty czy surowce do produkcji kolejnych dóbr. Wśród koncepcji nawiązujących do problemu recyklingu warto przytoczyć pracę Maselanda (2009). Zdaniem tego autora (Maseland 2009, s. 10) zjawisko recyklingu rzuca nowe światło na dyskusję między ekonomistami, którzy twierdzą, że handel zawsze przynosi korzyści uczestnikom wymiany, a zwolennikami tezy, że handel międzynarodowy oznacza szkodliwy dla środowiska transfer zasobów z krajów rozwijających się do rozwiniętych. Z konkluzji przedstawionych w jego pracy wynika bowiem, iż obie strony mogą w tym sporze mieć rację.

Maseland wychodzi z oczywistego założenia, że zasoby natury są ograniczone, a obecny poziom ich eksploatacji znacznie przekracza możliwości

środowiska. Dalsze jego nadmierne wykorzystanie w konsekwencji spowoduje poważne w skutkach zahamowanie rozwoju społeczno-gospodarczego świata. W pewnym stopniu rozwiązaniem tego problemu jest recykling, który odgrywa zdecydowanie większą rolę w gospodarkach krajów wysoko rozwiniętych. Kolejnym założeniem jest stwierdzenie, że handel produktami oznacza również „wymianę czynnikami produkcji”¹⁷ (Maseland 2009, s. 8). Tym samym bezpośredni handel towarami możemy traktować jako pośredni handel zasobami, które w ten sposób „przemieszczają się z jednego miejsca na drugie” (Maseland 2009, s. 9). Owo przenoszenie zasobów determinuje jednocześnie wielkość czynników produkcji, w jakie kraje są wyposażone, bowiem utrata zasobów w jednym oznacza ich wzrost w drugim. Dodając założenie o możliwości odzysku, w ramach którego odpady są ponownie przetwarzane na produkty, można przyjąć, iż niektóre kraje będą bogacić się w zasoby, zaś inne będą je tracić.

Autor pokazuje, że o ile handel wpływa korzystnie na dobrobyt w krajach prowadzących wymianę (i z tym stwierdzeniem nie polemizuje), to może negatywnie rzutować na przyszłą produkcję oraz konsumpcję państw eksportujących zasoby naturalne lub dobra, do wytworzenia których są one wykorzystywane. Kraje wyczerpują w ten sposób swoje „zapasy” środowiska i ograniczają możliwości produkcji w długim okresie. Dokładnie odwrotne wnioski można wysunąć w odniesieniu do państw-importerów, które poprzez handel wzbogacają swoje zasoby, co w przyszłości wpływa pozytywnie na wzrost produkcji i eksportu.

1.7. Liberalizacja handlu a transgraniczne zanieczyszczenia

Jednymi z głównych problemów ekologicznych związanych z industrializacją i handlem są transgraniczne zanieczyszczenia. Powstają one na skutek emisji gazów, płynów czy różnych elementów stałych, które przemieszczają się przez granice terytorialne państw. Transgraniczne zanieczyszczenia są traktowane przez ekonomistów jako antydobro publiczne (*public bad*), a wolny handel może dodatkowo przyczyniać się do ich powstawania. Jeśli bowiem jeden kraj zniesie bariery w handlu, to drugi, który nie odczuwa dotkliwie skutków skażenia środowiska (lub są dla niego mało istotne), będzie miał bodźce do zwiększania produkcji i tym samym spotęguje emisję zanieczyszczeń.

17 Takie stwierdzenie w literaturze przedmiotu pojawiło się już znacznie wcześniej, np. w pracy Mundella (1957).

Transgraniczny transport zanieczyszczeń przez granice państw to bardzo złożony problem, którego rozwiązanie jest w rzeczywistości bardzo trudne. Powodem jest m.in. czasowa zmienność częstotliwości przepływu szkodliwych emisji przez granicę (zależy ona zarówno od kierunku, jak i prędkości wiatru), stabilność w przygruntowych warstwach atmosfery czy inny układ i charakter źródeł emisji po obu stronach granicy. Zanieczyszczenia z jednego kraju, przemieszczając się na terytorium drugiego, wpływają na jego możliwości produkcyjne. Dzieje się tak wówczas, gdy np. „brudny” przemysł emituje wiele szkodliwych związków chemicznych do atmosfery, które – przenoszone dalej – negatywnie oddziałują na uprawy rolne, a tym samym na przychody z działalności rolniczej w innym kraju. Podobna sytuacja ma miejsce wówczas, gdy zanieczyszczenia mórz i rzek przekraczają granice państw. Gromadząc się w sąsiednich regionach i krajach, dziesiątkują występujące tam np. ławice ryb.

Zanieczyszczenie środowiska w jednym kraju może zatem znacząco wpłynąć na zasoby drugiego, które są niezbędnym czynnikiem produkcji wielu towarów. Co więcej, zmieniająca się ilość dostępnych zasobów w gospodarce powoduje modyfikację kształtu krzywej możliwości produkcyjnych z liniowego na wypukłą. Wzrost produkcji jednego dobra oznacza rezygnację z coraz większej ilości drugiego (lub przy zmniejszaniu produkcji określonego dobra uzyskujemy w zamian coraz większe ilości innego). Zdaniem Benarrocha i Thille'go (1998), wskutek transgranicznego przemieszczania się zanieczyszczeń relatywne ceny dóbr wytwarzanych w dwóch krajach nie zawsze muszą odzwierciedlać komparatywną przewagę w ich produkcji. Liberalizacja może powodować niewłaściwą i nieefektywną alokację zasobów czy zniekształcać kierunki handlu. W takim przypadku kraje tracą na skutek wzajemnej wymiany.

Podobne wnioski można znaleźć w pracy Unteroberdoerstera (2001). Dodatkowo autor pokazuje, że wielkość popytu na „czyste” (*A*) lub „brudne” (*B*) dobro wpływa na skalę korzyści lub strat, jakie kraj osiąga z handlu. Poza tym determinuje wielkość dobrobytu obu krajów. Kiedy popyt na produkt *B* jest wysoki, to kraj, który nie dba o środowisko zwiększy jego wytwarzanie. Z drugiej zaś strony, kraj, który chciałby eksportować *A* nie może specjalizować się w jego produkcji (jego środowisko jest silnie zanieczyszczone przez partnera na skutek wzmożonej produkcji dobra *B*) i osiągać korzyści z handlu. W odwrotnym przypadku, kiedy popyt na dobro *A* jest większe niż na *B*, korzyści z handlu odczują obaj partnerzy. Natomiast gdy skażenie środowiska jest na tyle duże, iż jego skutki są silnie odczuwane w obu krajach, to żaden z partnerów nie osiągnie korzyści z handlu. Baksi i Chaudhuri (2009, s. 2605) stwierdzają wprost, że z im większym transgranicznym zanieczyszczeniem mamy do czynienia, tym większe prawdopodobieństwo, iż liberalizacja handlu wypłynie na obniżenie dobrobytu w obu krajach.

W literaturze przedmiotu problem transgranicznego zanieczyszczenia w kontekście handlu między krajami rozpatrywany jest często w odniesieniu

do zasad polityki ochrony środowiska obowiązujących w kraju i za granicą. Markusen (1975) analizuje model dwóch krajów, X i Y, działających w warunkach konkurencji doskonałej, z których każdy wytwarza dwa dobra – A i B. Produkcja pierwszego z nich zanieczyszcza środowisko przyrodnicze. Autor zakłada, że Y eksportuje A, zaś X jest importerem netto. Rząd Y pozostaje niewrażliwy wobec problemu zanieczyszczenia (nie dostrzega potrzeby ochrony środowiska). Natomiast celem kraju X, świadomego skutków, jakie taka bierność może powodować, jest wpływanie na poziom emisji zanieczyszczeń obu krajów. Zdaniem Markusena optymalne rozwiązanie (najlepsze z punktu widzenia ochrony środowiska) to jednoczesne zastosowanie przez kraj X dwóch instrumentów: podatku od emisji zanieczyszczeń i cła importowego na dobro A. Pierwszy to nic innego, jak podatek Pigou, którego wysokość ma odpowiadać krańcowemu kosztowi zewnętrznemu produkcji A w kraju X. Wprowadzenie go obciąża każdą jednostkę podaży w taki sposób, że krańcowy koszt prywatny podniesiony o stawkę podatku pokrywa się z krańcowym kosztem społecznym w położeniu optymalnym. Zatem dostawcy, płacący taki podatek, ustalą wielkość podaży dokładnie na poziomie, przy którym nadwyżka ekonomiczna będzie maksymalna. Podatek uświadlałby sprawcom zanieczyszczenia rzadkość dóbr środowiskowych, a dokładniej – zdolność środowiska do neutralizacji zanieczyszczeń.

Nałożenie przez kraj X cła importowego wynika z dwóch powodów. Po pierwsze, celem X (jeśli założymy, że jest to kraj duży) jest poprawa *terms of trade* oraz maksymalizacja poziomu dobrobytu. Po drugie, cło ogranicza popyt na A i tym samym jego produkcję. Skutek zatem jest łatwy do przewidzenia: zmniejszy się poziom zanieczyszczeń w obu państwach, a to stanowiło najważniejszy cel dla kraju X.

Wspomniany podatek Pigou mógłby zostać zastąpiony systemem bezpośredniej regulacji, np. nakazem redukcji produkcji o 5%. Takie rozwiązanie byłoby jednak skuteczne z perspektywy pojedynczego przedsiębiorstwa, a nie całej branży. Nakaz doprowadzi bowiem do zamierzonej redukcji, jednak nie będzie ona osiągnięta najmniejszym kosztem. Przedsiębiorstwa będą ponosiły różne koszty obniżania emisji. Należałoby więc wymagać większej redukcji od podmiotów, dla których jest ona „tańsza”, zaś mniejszej od firm, dla których jest „droższa”. Zastosowanie podatku Pigou tak długo prowadzi do obniżania emisji, aż koszt jej ograniczenia o kolejną jednostkę zanieczyszczeń będzie niższy niż podatek związany z emisją tej jednostki. Gdy podatek będzie niższy niż krańcowy koszt redukcji emisji, wówczas podmiot wybierze jego zapłatę. Możliwa zatem jest sytuacja, gdy przedsiębiorstwa cechujące się niskimi krańcowymi kosztami redukcji emisji będą skłonne zwiększać poziom oczyszczania i odwrotnie. Będzie to widoczne aż do momentu osiągnięcia przez firmy takiego poziomu produkcji, przy którym marginalny koszt redukcji będzie równy podatkowi. W ten sposób optymalna wielkość produkcji zostanie osiągnięta przy najmniejszych kosztach społecznych (Barde 1996, s. 231–232).

Konkluzje przedstawione przez Markusena (1975) stały się w późniejszym okresie przedmiotem szerszych analiz. Podobne wnioski można znaleźć w pracach Baumola i Oatesa (1988), Panagariya *et al.* (1993) czy Kennedy'ego (1994), który odniósł się do przykładu konkurencji niedoskonałej. Z kolei Copeland (1996) pokazuje, iż brak przepisów ograniczających emisję zanieczyszczeń za granicą może stanowić bodziec dla kraju do nałożenia podatku importowego, którego wysokość będzie wahać się w zależności od wielkości szkód środowiskowych. Ten rodzaj opłaty autor nazywa cłem uwzględniającym zanieczyszczenia (*pollution content tariff*). Stanowi ona kombinację cła przywozowego i podatku, który muszą zapłacić importerzy, aby zadośćuczynić krajowi wprowadzenie restrykcyjnych standardów ograniczających emisję zanieczyszczeń. Copeland uważa, że „zwykle” cło nie wystarczy – jedynie *pollution content tariff* może stać się skutecznym narzędziem obniżającym stopień szkodliwych emisji i ostatecznie wpłynąć na „niezatrucie” innych.

Impulsem do podjęcia decyzji o nałożeniu takiego podatku lub jego podwyższeniu jest zatem przyjęcie przez zagranicę własnych regulacji środowiskowych (np. wprowadzenie limitów zezwoleń na emisję szkodliwych zanieczyszczeń powstających w wyniku produkcji na eksport i ich bezwzględne, administracyjne przestrzeganie). Cło uwzględniające zanieczyszczenia redukuje bowiem import, co w konsekwencji zmniejsza popyt za granicą na zezwolenia emisji. Gdy ich cena spada, maleje cena dóbr, obniża się dobrobyt zagranicy, zaś zwiększa w kraju. Copeland stwierdza, że tak długo, „jak limity zanieczyszczeń będą obowiązywać, bodźce kraju do interwencji wynikają jedynie z chęci przesuwania renty z handlu i nie są podyktowane troską o środowisko przyrodnicze” (Copeland 1996, s. 468). Poprawa *terms of trade* przyczynia się do zwiększania dobrobytu, ale kosztem partnera. Można więc zaryzykować stwierdzenie, iż cło uwzględniające zanieczyszczenia jest narzędziem polityki zubażania sąsiada.

Rozważania nad możliwością wykorzystania instrumentów polityki handlowej do zmniejszania emisji zanieczyszczeń innych krajów były również przedmiotem badań Ludemy i Wootona (1994). Początkowo autorzy zakładają, że produkcja na eksport za granicą, generuje emisję transgranicznych skażeń. Z pracy Markusena (1975) wiemy już, że w tej sytuacji kraj nałoży cło importowe i w ten sposób poprawi zarówno swoje *terms of trade*, jak i obniży poziom zanieczyszczeń. Ludema i Wooton pokazują dalej, jaka może być reakcja zagranicy. Ich zdaniem prawdopodobnie zdecyduje się ona na opodatkowanie eksportu. Motywem takiego działania nie jest troska o środowisko przyrodnicze (zanieczyszczenia są dotkliwe jedynie dla partnera), lecz przekonanie, iż dzięki temu uda się zachęcić partnera do zniesienia swoich restrykcji i zminimalizować negatywne skutki „agresywnej” polityki handlowej sąsiada (Ludema, Wooton 1994, s. 964). W przypadku zawartej przez oba państwa umowy o wolnym handlu, gdzie stosowanie barier jest zabronione, ekwiwalentem cła dla kraju importującego może być wprowadzenie norm ekologicznych.

Innym krokiem, na jaki mógłby się zdecydować kraj eksportujący jest nakłanianie przedsiębiorców do wdrażania ekologicznych technologii (rząd może nawet subsydiować ich zakup), co również ograniczy koszty zewnętrzne „brudnej” produkcji. Jak piszą autorzy, „nie jest to wspaniałomyślny gest w kierunku obywateli”, ale raczej próba „przechwycenia większych korzyści z handlu” (Ludema, Wooton 1994, s. 952). Badacze wychodzą z założenia, że jeśli instrumenty polityki handlowej mogą być wykorzystywane do osiągnięcia celów polityki ochrony środowiska, to nic nie stoi na przeszkodzie, aby narzędzia polityki ochrony środowiska stosować do uzyskiwania korzyści z wymiany międzynarodowej. Innymi słowy, polityka ochrony środowiska może być używana jako substytut strategicznej polityki handlowej, jeśli tej drugiej nie można stosować, a kraje znajdują się w równowadze Nasha. Autorzy nie są w tym twierdzeniu odosobnieni. Podobne wnioski można znaleźć np. w pracy Benarrocha i Thille’go (1998, s. 13), którzy zauważają, iż obie polityki poprzez swoje narzędzia odgrywają ważną rolę w łagodzeniu negatywnych skutków zanieczyszczenia środowiska. Ludema i Wooton (1994) jeszcze wielokrotnie rozszerzają wyniki swoich analiz, np. dodatkowo uwzględniając problem asymetrii informacji między dwoma krajami (Ludema, Wooton 1997).

Jak wynika z powyższych przykładów, polityka handlowa, a przede wszystkim jej instrumenty (najczęściej cło importowe) mogą być wykorzystane do osiągnięcia celów środowiskowych, szczególnie wówczas, gdy występują transgraniczne zanieczyszczenia. W literaturze problem ten jest szczegółowo badany w kontekście deforestacji lasów tropikalnych (Barbier, Rauscher 1994; Barbier, Schulz 1997; Dean, Gangopadhyay 1997; Maestad 2001; Pestemon 2000), a rozważania zazwyczaj toczą się dwutorowo. Dotyczą one kwestii braku (lub ułomności) praw własności do zasobów odnawialnych lub praw do korzystania z nich (w tym przypadku lasów) oraz zmiany ceny i rozmiarów zasobów w różnych okresach¹⁸.

1.8. Podsumowanie

Przegląd teoretycznej literatury przedmiotu na temat wpływu liberalizacji handlu na środowisko przyrodnicze pokazuje mnogość badań w tym zakresie, jak również sposobów ujęcia tematu. Z uwagi na przejrzystość wywodu, w rozdziale przedstawiono najważniejsze koncepcje teoretyczne powstałe na przestrzeni ostatnich 40 lat, koncentrując się na najistotniejszych problemach i wiodących wątkach w omawianych w modelach. Ich przegląd nie daje jednak jednoznacznej

18 Szczegółowy przegląd literatury na temat wpływu handlu na wylesianie można znaleźć w pracy Robalino i Herrery (2010).

odpowiedzi na pytanie, czy wolny handel powoduje degradację przyrody. Zdania w tej kwestii są podzielone, choć więcej analiz wskazuje na pozytywny wpływ liberalizacji na jakość środowiska. Jednak nierzadko po przyjęciu dodatkowych założeń wyniki jednych badań są kwestionowane przez innych autorów.

Niewątpliwie punktem wyjścia dla większości analiz jest trudność ujęcia w modelach ekonomicznych środowiska i jego zasobów. Pokazano, jak wyglądają próby „wpasowania” problemu środowiska w teorie handlu. Z literatury przedmiotu wynika, że najczęściej traktuje się je jako czynnik produkcji, specyficzne dobro konsumpcyjne czy też występuje w charakterze dostawcy usług. Ponadto, wiele badań odnosi się do kwestii szkód, jakie wyrządzają w przyrodzie wzmocniona produkcja, konsumpcja i transgraniczne zanieczyszczenia (jako jeden z przykładów kosztów zewnętrznych).

Istotne znaczenie dla tych analiz ma postrzeganie środowiska przyrodniczego przez pryzmat koncepcji przewagi komparatywnej. Takie ujęcie wydaje się właściwe, bowiem stan środowiska przyrodniczego i jego zasobów, np. jakość gleby, dostępność wody czy jej zarybienie, a także zdolność do neutralizacji ubocznych skutków i produktów działalności gospodarczej człowieka może pomóc w określeniu relatywnej przewagi kraju. Takie samo znaczenie mają przepisy ochrony środowiska, które charakteryzują się różnym stopniem restrykcyjności i tym samym mogą powodować zniekształcenia kierunków wymiany między krajami.

Jak już wspomniano, wpływ handlu i jego liberalizacji na środowisko przyrodnicze nie jest oczywisty, co syntetycznie ujmuje tab. 1.1. Należy również pamiętać o tym, że w tle tej dyskusji pojawia się często wątek wzrostu gospodarczego, na który z jednej strony oddziałuje międzynarodowa wymiana towarów i usług, zaś z drugiej – on sam może determinować stopień zanieczyszczenia przyrody. Jeżeli jakość środowiska charakteryzuje wysoka elastyczność dochodu, jeśli popyt na „czyste” produkty i usługi rośnie, a w wyniku wymiany międzynarodowej pojawia się w gospodarce nowa, ekoprzyjazna technologia, wówczas efekt netto wpływu liberalizacji handlu na środowisko przyrodnicze będzie dodatni. Stanie się tak nawet wtedy, gdy dany kraj będzie posiadał przewagę w wytwarzaniu „brudnych” dóbr.

Podstawowe wnioski płynące z analizy teoretycznej literatury przedmiotu sprowadzają się zatem do trzech głównych spostrzeżeń:

- 1) wpływ liberalizacji handlu na zasoby naturalne może być pozytywny lub negatywny (rzadko neutralny), co zależy w głównej mierze od tego, jaką środowiskową „wrażliwość” mają eksport i import,
- 2) wolny handel wymaga (zwiększa konieczność) implementacji odpowiednich zasad polityki ochrony środowiska na poziomie krajowym czy lokalnym,
- 3) obie polityki – handlowa i ochrony środowiska – powinny wzajemnie się uzupełniać. Idealna wydaje się sytuacja, w której środowisko nie stwarza dodatkowych przeszkód w wymianie handlowej między krajami, zaś zasady prowadzenia handlu zapewniają odpowiedni poziom ochrony środowiska.

Tabela 1.1. Przykłady wybranych modeli teoretycznych odnoszących się do zależności między handlem (w tym jego liberalizacją) a środowiskiem przyrodniczym

Wiodący problem badawczy	Nazwisko/nazwiska autora/autorów i rok wydania publikacji	Główne konkluzje
Badanie zdolności asymilacyjnej środowiska w kształtowaniu przewagi komparatywnej kraju	Walter (1973, 1974, 1975), D'Arge i Knees (1972), Siebert (1974)	Jeśli redukcja emisji zanieczyszczeń jest kosztowna dla kraju, wówczas implementacja zasad ochrony środowiska ograniczy jego przewagę komparatywną i wymianę handlową. Z drugiej strony jednak, jeśli zmniejszanie emisji zanieczyszczeń jest kosztowne dla państw trzecich, wtedy zastosowanie instrumentów polityki ochrony środowiska zwiększy przewagę komparatywną i tym samym zintensyfikuje handel między krajami.
Badanie zmian w strukturze handlu na skutek wystąpienia różnic w zdolności neutralizacji odpadów przez środowisko przyrodnicze	Siebert (1977), Leger (1995)	Kraje, w których zdolność neutralizacji odpadów przez środowisko jest wyższa, mają przewagę w produkcji towarów, których wytwarzanie szkodzi środowisku. Przedsiębiorstwa produkują i eksportują produkty z regionów o większych możliwościach asymilacyjnych środowiska.
Badanie wpływu wprowadzenia norm środowiskowych na handel między krajami	Pethig (1976), D'Arge i Knees (1972), Walter (1974), Asako (1979)	Zyski z handlu nie zawsze powodują wzrost dobrobytu, jeśli produkcja dóbr na eksport silnie zanieczyszcza środowisko przyrodnicze. Kraj może specjalizować się w eksporcie dóbr, których wytwarzanie intensywnie eksploatuje przyrodę wówczas, gdy obowiązujące przepisy ekologiczne będą mniej restrykcyjne niż w drugim kraju. Dobrobyt w obu krajach prowadzących wymianę wzajemnie od siebie zależy, ponieważ zmiany w polityce ochrony środowiska jednego kraju wpływają na wielkość produkcji ogółem.
	McGuire (1982)	Przepisy ochrony środowiska mogą zmienić kierunki handlu, jego strukturę, a także przewagi komparatywne. Jeśli praca i kapitał są mobilne między państwami, to kraj, który nakłada ograniczenia na eksploatację środowiska musi liczyć się z migracją swoich czynników produkcji za granicę. Tym samym w dłuższym okresie skoncentruje się na produkcji dobra „brudniejszego” na granicy stożka dywersyfikacji.

<p>Badanie zależności między stopniem rozwoju gospodarczego i przyjmowaniem określonych norm środowiskowych a intensywnością wymiany handlowej między krajami</p>	<p>Copeland i Taylor (1994)</p>	<p>W gospodarce zamkniętej wzrost gospodarczy wywiera neutralny wpływ na środowisko, ponieważ efekt techniczny równoważy efekt skali. W przypadku gospodarki otwartej istnieje możliwość przemieszczania się produkcji wywołującej zanieczyszczenia do kraju, gdzie ochrona środowiska nie istnieje lub obowiązujące przepisy są łagodniejsze (kraj rozwijający się). Można wówczas oczekiwać spadku zanieczyszczeń w kraju rozwiniętym, a ich wzrostu w kraju rozwijającym się.</p> <p>Różnice w dochodach między krajami prowadzą nie tylko do odmiennych oczekiwań odnośnie do jakości środowiska i restrykcyjności kar za zanieczyszczenia, lecz także wpływają na relatywne koszty produkcji oraz kierunki specjalizacji i handlu.</p>
	<p>Copeland i Taylor (1995)</p>	<p>To, w jakim stopniu środowisko przyrodnicze ucierpi na skutek handlu między krajami, zależy w znacznej mierze od różnicy w stopniu rozwoju między nimi. Jeśli jest ona znacząca, wówczas degradacja środowiska będzie większa, natomiast w odwrotnym przypadku wolny handel nie ma negatywnego wpływu na środowisko.</p> <p>Wielkość wymiany handlowej determinują wprowadzone limity zanieczyszczeń i pozwolenia emisji, które są przedmiotem obrotu na rynku.</p>
<p>Badanie zależności między prawami własności do zasobów środowiska/ prawami do korzystania z nich a wymianą handlową między krajami</p>	<p>Chichilnisky (1994)</p>	<p>Brak istnienia praw własności do środowiska jest ważną przeszkodą w osiągnięciu efektywności ekonomicznej, zapewnioną teoretycznie przez konkurencyjną równowagę rynkową. Kraj rozwijający się posiada wówczas wyraźną przewagę komparatywną w produkcji dóbr, które silnie zanieczyszczają środowisko. Handel nimi zaostrzy dodatkowo nieprawidłowości systemu praw własności. Jeśli zewnętrzne koszty środowiskowe pozostaną znaczące, handel może negatywnie wpłynąć na dobrobyt globalnej gospodarki.</p>

Tab. 1.1 (cd.)

Wiodący problem badawczy	Nazwisko/nazwiska autora/autorów i rok wydania publikacji	Główne konkluzje
Badanie problemu odnawialności zasobów środowiska w kontekście handlu i jego liberalizacji	Brander i Taylor (1997a,1997b), Takarada (2009), Yanase (2013)	Różnica w sposobie zarządzania odnawialnymi zasobami naturalnymi określa model handlu między krajami i ich przewagi komparatywne. Kraj optymalnie zarządzający odnawialnymi zasobami może osiągać zyski z handlu, zaś kraj, który nadmiernie je eksploatuje, osiągnie straty.
	Brander i Taylor (1998), Damania (2000), Carisch i Rickard-Martin (2013)	Wprowadzenie ograniczeń w handlu pomaga zniwelować negatywne konsekwencje nieograniczonego dostępu do zasobów. Istnieją zależności między restrykcjami w handlu a polityką ochrony środowiska i wielkością zasobów odnawialnych.
	Jinji (2007)	Polityka odnosząca się do zarządzania zasobami środowiskiem w bardzo istotnym stopniu oddziałuje nie tylko na strukturę, ale przede wszystkim na wielkość handlu.
	Karp, Sacheti i Zhao (2001)	Jeżeli mamy do czynienia z wrażliwym środowiskiem (naturalna stopa odtworzenia zasobów jest niska), to długofalowym widocznym efektem (zarówno w przypadku autarkii, jak i otwartej gospodarki) jest ubożenie obu krajów oraz systematyczne zmniejszanie ich zasobów naturalnych. Natomiast w warunkach szybko odnawialnych zasobów wzajemny handel przynosi korzyści obu krajom.
Badanie wpływu handlu i jego liberalizacji na stan środowiska przyrodniczego w kontekście transgranicznego przemieszczania się zanieczyszczeń	Benarroch i Thille (1998)	Zanieczyszczenie środowiska w jednym kraju może znacząco wpłynąć na zasoby naturalne drugiego. W wyniku transgranicznego przemieszczania się zanieczyszczeń relatywne ceny dóbr wytwarzanych w dwóch krajach nie zawsze muszą odzwierciedlać komparatywną przewagę w ich produkcji. Liberalizacja może powodować niewłaściwą i nieefektywną alokację zasobów czy też zniekształcać kierunki handlu. W takim przypadku kraje stracą wskutek wzajemnej wymiany.
	Unteroberdoerster (2001), Baksi i Chaudhuri (2009)	Z im większym transgranicznym zanieczyszczeniem mamy do czynienia, tym większe prawdopodobieństwo, że liberalizacja handlu wypłytnie na obniżenie dobrobytu w obu krajach.

Badanie możliwości wykorzystania instrumentów polityki handlowej i polityki ochrony środowiska do zmniejszania emisji zanieczyszczeń innych krajów	Markusen (1975)	Sposobem na zmniejszanie zanieczyszczeń jest jednoczesne zastosowanie przez kraj dwóch instrumentów: podatku od emisji zanieczyszczeń (podatek Pigou) i cła importowego, czyli wprowadzenie elementów protekcji w handlu.
	Copeland (1996)	Brak przepisów ograniczających emisję zanieczyszczeń za granicą może stanowić bodziec dla kraju do nałożenia cła uwzględniającego zanieczyszczenia (<i>pollution content tariff</i>), którego wysokość będzie się wahać w zależności od wielkości szkód środowiskowych.
	Ludema i Wooton (1994, 1997), Benarroch i Thille (1998)	Polityka ochrony środowiska może być używana jako substytut strategicznej polityki handlowej (jeśli nie można jej stosować). Polityka handlowa i polityka ochrony środowiska poprzez swoje narzędzia odgrywają ważną rolę w łagodzeniu negatywnych skutków zanieczyszczenia środowiska.

Źródło: opracowanie własne na podstawie literatury przedmiotu przedstawionej w rozdziale 1.

Rozdział 2

Skutki liberalizacji handlu międzynarodowego dla środowiska przyrodniczego w świetle badań empirycznych

2.1. Podejścia badawcze w budowaniu modeli empirycznych liberalizacja handlu–środowisko

Modele liberalizacja handlu–środowisko poruszają bardzo szerokie spektrum zagadnień. Większość z nich dotyczy problemu wzajemnych oddziaływań nie tylko w kontekście bezpośrednich relacji, lecz także dochodu narodowego i związanej z nim ekologicznej krzywej Kuzneta czy hipotezy o istnieniu rajów zanieczyszczeniowych (*pollution haven*)¹ i obfitości czynników produkcji (*factor endowment*). Modele obejmują też różne szczeble gospodarowania, np. gospodarka światowa, narodowa, regionalna, wybrane gałęzie i branże, oraz mają rozmaity zasięg terytorialny, np. globalny, regionalny, krajowy, najrzadziej lokalny. Najczęściej spotykane w literaturze modele mają charakter dynamiczny, czyli służą nie tylko do opisywania stanu obecnego czy różnic między określonymi stanami, ale także pokazują kształtowanie się zjawisk w czasie czy ułatwiają analizowanie różnic pomiędzy alternatywnymi ścieżkami czasowymi zmiennych ekonomicznych.

Zadaniem większości modeli jest opis rzeczywistości *ex post* i przedstawienie jej hipotetycznych (przeszłych i przyszłych) stanów. Badacze zajmują się różnorodnymi aspektami związków handel–środowisko (skażenia, zasoby),

¹ Więcej na ten temat w rozdziale 3.

choć najczęściej ich wysiłki koncentrują się na ukazaniu wpływu handlu zagranicznego oraz jego liberalizacji na zanieczyszczenie powietrza i emisję szkodliwych dla środowiska gazów cieplarnianych. Takie analizy często mają wymiar międzynarodowy, co wynika w głównej mierze z tego, że ekologiczne skutki wolnego handlu dotyczą transgranicznego przenoszenia zanieczyszczeń. Modele ich emisji opisują powiązania pomiędzy poziomem aktywności gałęzi, technologią wytwarzania a wielkością skażeń środowiska, jednocześnie wskazując na ich źródła. Badania podejmujące problem oddziaływania handlu międzynarodowego, przykładowo, na zanieczyszczenia innych elementów środowiska przyrodniczego (wody, gleby) spotyka się w literaturze znacznie rzadziej.

Występowanie różnorodnych związków między handlem i środowiskiem najczęściej stanowi przedmiot analizy w wielu wymiarach, co wymaga współdziałania badaczy zajmujących się różnymi dyscyplinami naukowymi. Z tego powodu ekonomiści i ekolodzy są wspomagani dodatkowo przez naukowców z innych dziedzin, np. biologii, chemii, geografii czy fizyki. Często integruje się modele tworzone w ramach różnych dyscyplin. Dokonuje się tego rozmaitymi sposobami, tj. poprzez (Plich 2003, s. 101):

- łączenie istniejących modeli jednodyscyplinowych (np. ekonomicznych i ekologicznych), czyli włączenie do modelu ekonomicznego zmiennych ekologicznych, włączenie do modelu ekologicznego zmiennych ekonomicznych bądź wzajemne powiązanie („na równych prawach”) obu rodzajów modeli,
- modelowanie holistyczne, które polega na budowie jednego, całościowego modelu zamiast spajania modeli szczegółowych w coraz bardziej złożone zespoły (znacznie trudniejsze do zastosowania).

Konstruowanie modeli empirycznych przedstawiających wpływ handlu zagranicznego i jego liberalizacji na środowisko przyrodnicze nastęrcza wiele trudności. Wynikają one głównie z tego, że brakuje dokładnych statystyk ukazujących realne oddziaływanie konkretnych branż przemysłu na zanieczyszczenie środowiska w różnych krajach czy regionach. Największe luki w tym zakresie widać w danych, które dotyczą gospodarek wschodzących i rozwijających się. Pomimo tych problemów, literatura przedmiotu jest niezwykle bogata i można w niej znaleźć wiele przykładów modeli omawiających wspomnianą problematykę.

W celu ukazania wzajemnych zależności handel zagraniczny–środowisko stosuje się szereg metod statystycznych i ekonometrycznych. Dla uproszczenia dalszego wywodu opisywane modele ilościowe podzielimy na trzy grupy: modele równowagi ogólnej, modele regresji i modele oparte na tablicach *input-output*. Wspomniane rodzaje są najczęściej wykorzystywane przez badaczy do analizy wpływu handlu i jego liberalizacji na środowisko przyrodnicze.

2.2. Modele równowagi ogólnej

Modele równowagi ogólnej (*Computable General Equilibrium Models* – CGE), których jest wiele odmian, są przydatnymi narzędziami w rozstrzyganiu wielu debat dotyczących różnych aspektów polityki gospodarczej. Umożliwiają lepsze rozumienie powiązań między poszczególnymi rynkami na równi z działaniem pojedynczego rynku i tym samym obrazują całą gospodarkę. Za pomocą równań matematycznych (często wielu tysięcy) odwzorowują w przystępny sposób złożoność relacji zachodzących w całej gospodarce między wieloma podmiotami (np. przedsiębiorstwami czy rządem) w poszczególnych regionach/krajach oraz pomiędzy nimi. Są często wykorzystywane do opisu oddziaływania handlu zagranicznego na środowisko przyrodnicze i dobrobyt. Należy jednak mieć na uwadze to, że są to modele bardzo wymagające, jeśli chodzi o ilość danych, a brak dostępu do nich powoduje wiele trudności i ograniczeń. Otrzymane w wyniku ich stosowania szacunki powinny być traktowane z pewną ostrożnością, ponieważ najczęściej stanowią pewne orientacyjne wartości. Dzieje się tak szczególnie wówczas, gdy w badaniu stosuje się znaczną ilość zmiennych. Modele CGE opierają się na wielu założeniach, co jest także powodem ich krytyki, np. za brak przejrzystości lub zbyt duży stopień agregacji danych. Część tych ułomności doczekała się już rozwiązania, ale ciągle wiele wyników daje jedynie pewne przybliżenie rzeczywistości.

Aby uporządkować omawianie modeli CGE, rozważania najpierw będą dotyczyły przykładów najbardziej ogólnych modeli, obejmujących grupy krajów, a następnie modeli odnoszących się do pojedynczych gospodarek. Wśród tych pierwszych zdecydowanie wyróżnia się grupa modeli, których kluczowym celem jest próba oszacowania zmian w wielkości przemysłowych emisji zanieczyszczeń w okresie przed i po liberalizacji handlu, wynikającej z przyjęcia postanowień Rundy Urugwajskiej. Przykładem mogą być badania, które przeprowadzili Cole, Rayner i Bates (1998), Cole i Rayner (2000) oraz Cole (2000). Jako wyznaczniki zanieczyszczeń przyjęli: tlenki azotu (NO_x), dwutlenek siarki (SO_2), tlenek węgla (CO), dwutlenek węgla (CO_2) oraz pył zawieszony. Z uwagi na skalę i konieczność uproszczenia analiz, badanie dało przybliżone wielkości. Autorzy, nie dysponując danymi na temat wpływu poszczególnych przemysłów na środowisko w różnych krajach, oszacowali go na podstawie wskaźników odpowiednio pomniejszonych lub powiększonych w odniesieniu do danych dla Stanów Zjednoczonych. W tym celu posłużyli się średnią różnicą pomiędzy przeciętnymi poziomami zanieczyszczenia środowiska w odniesieniu do wielkości PKB w Stanach Zjednoczonych i porównywanych krajach w latach 1970–1990. Aby pokazać efekty skali i techniczny, oszacowali środowiskową krzywą Kuzneta (biorąc pod uwagę średnią wielkość emisji NO_x , SO_2 , CO, CO_2 oraz pyłu zawieszzonego). Ostatecznie autorzy wycenili koszty zanieczyszczeń, przedstawiając wymierne straty finansowe. Przedmiotem swoich obserwacji uczynili 9 krajów/regionów: UE, Stany Zjednoczone, Japonię,

Chiny, Azję Wschodnią, Azję Południową, Afrykę, Amerykę Łacińską i Europę Wschodnią.

Wpływ efektów skali i technicznego na środowisko obliczono dla 1990 r. oraz 2000 r. Nie posiadając danych za 2000 r., autorzy przyjęli założenie, że dochód osiągnięty w 1990 r. będzie rósł przez 10 lat, a tempo jego wzrostu będzie co roku wyższe o 0,5 punktu procentowego. Wzrost PKB to skutek m.in. liberalizacji gospodarek i tym samym rezultat implementacji postanowień Rundy Urugwajskiej. Wyniki badań pokazały, iż w ciągu dekady we wszystkich państwach/regionach wzrósł poziom emisji NO_x , natomiast wielkość SO_2 , CO i pyłu zawieszonego zwiększyła się jedynie w krajach rozwijających się (w państwach wysoko rozwiniętych uległa zmniejszeniu). Zatem można zaryzykować stwierdzenie, że Runda Urugwajska wywołała globalny wzrost zanieczyszczenia, głównie w słabo rozwiniętych regionach. Z badań wynikało też, że różnice były szczególnie widoczne w 2000 r. W miarę upływu czasu zwiększyło się także zanieczyszczenie powietrza w ujęciu globalnym. O ile w 1990 r. jego wzrost był niewielki (w przypadku dwóch substancji nastąpił spadek), o tyle w 2000 r. przewidziano, że emisja wszystkich badanych gazów i pyłów wyraźnie wzrośnie. W tym czasie, w przypadku krajów rozwijających się (Afryka, Azja Południowa) prognozowano wzrost emisji o około 11%. Zdaniem autorów efekt techniczny nie zrównoważy efektów skali i kompozycji, co wynika przede wszystkim z nieliniowej zależności pomiędzy dochodem a zanieczyszczeniem.

Skutki zanieczyszczeń zostały przedstawione w postaci strat finansowych. Jak podaje Cole (2000) za Fankhauserem (1995) i Pearce'em (1993), straty wywołane emisją jednej tony NO_x oceniane były na 5000 USD, SO_2 – 2500 USD, CO – 15,23 USD, pyłu zawieszonego – 14 283 USD, CO_2 – 20 USD. Takie dane uzyskano dla krajów uprzemysłowionych (UE, Stany Zjednoczone i Japonia). Aby pokazać wielkość kosztów dla państw słabiej rozwiniętych, przyjęto, że w krajach o średnim i niskim PKB *per capita* wynoszą one odpowiednio 1/5 i 1/10 szacunków przyjętych dla krajów o wysokim PKB. Ponadto, istotnym problemem okazała się większa śmiertelność i zapadalność na choroby, a także zniszczenia w przedmiotach materialnych.

W ujęciu ogólnym straty spowodowane zanieczyszczeniem przeważały nad korzyściami z tytułu poprawy stanu środowiska zarówno w 1990 r. (328 mln USD), jak i w 2000 r. (4918 mln USD). Korzyści z realizacji postanowień Rundy Urugwajskiej odczuły głównie państwa rozwinięte, podczas gdy w krajach rozwijających się zdecydowanie dominowały straty. Szczegółowe wartości w tym zakresie przedstawia tab. 2.1.

Z drugiej strony, zaprezentowane straty są jednak zdecydowanie niższe od ogólnych korzyści wynikających ze wzrostu dochodu analizowanych krajów, wywołanego efektami liberalizacji handlu w wyniku Rundy Urugwajskiej. Z obliczeń Cole i Rayner (2000) wynika, że np. w przypadku Chin, Afryki i Ameryki Łacińskiej straty wynoszą jedynie 1,2% szacowanych korzyści w 1990 r., zaś dla Unii Europejskiej 0,4%. Z kolei przy założeniu identycznego jednostkowego kosztu

usuwania zanieczyszczeń we wszystkich krajach okazało się, że Chiny, Afryka i Ameryka Południowa poniosłyby koszty równe 5–6% przewidywanych korzyści dla 1990 r. Co więcej, obliczenia dokonane dla scenariusza z 1990 r. i 2000 r. pokazały, iż koszty zanieczyszczeń w krajach rozwijających się byłyby wyższe niż korzyści, które odniosłyby państwa rozwinięte.

Tabela 2.1. Wymiar strat lub korzyści spowodowanych zmianami w jakości powietrza na skutek implementacji postanowień Rundy Urugwajskiej (w mln USD)

Wyszczególnienie	Tlenki azotu (NO _x)		Dwutlenek siarki (SO ₂)	
	1990	2000	1990	2000
Unia Europejska	180	724	-19	-1506
Stany Zjednoczone	117	-302	-257	-3682
Japonia	50	91	49	-162
Chiny	59	590	5	257
Azja Wschodnia	60	218	-95	40
Azja Południowa	4	118	8	182
Afryka	10	80	13	121
Ameryka Południowa	59	232	62	159
Europa Wschodnia	13	140	-4	-77
Ogółem	553	1890	-240	-4668
Wyszczególnienie	Tlenek węgla (CO) i dwutlenek węgla (CO ₂)		Pył zawieszony	
	1990	2000	1990	2000
Unia Europejska	75	537	-105	-2038
Stany Zjednoczone	97	596	-647	-6090
Japonia	21	593	-62	-1299
Chiny	126	1185	30	464
Azja Wschodnia	286,03	2250,6	-75	104
Azja Południowa	286,1	2251,2	14	287
Afryka	63,2	538,5	21	186
Ameryka Południowa	55,6	389,8	90	263
Europa Wschodnia	11,01	496,9	13	-191
Ogółem	736	6277	-721	-8317

Objaśnienia: oszczędności (korzyści) wywołane obniżeniem zanieczyszczenia przedstawione są w tabeli ze znakiem ujemnym. Straty spowodowane zanieczyszczeniem mają znak dodatni.

Źródło: Cole (2000), s. 107–109.

Przedstawiona analiza prowadzi do ciekawej, choć jednocześnie ryzykownej konstatacji, że wystarczy gotowość krajów do przeznaczenia ułamka dochodów

z handlu zagranicznego na usuwanie skutków zanieczyszczeń, a problem degradacji środowiska sam się rozwiąże. Oczywiście powyższe stwierdzenie jest dużym uproszczeniem² i autorzy nie formułują wprost takiego postulatu, jednak wyniki badania mogą dać zwolennikom liberalizacji silny argument do polemiki na temat negatywnego wpływu handlu zagranicznego na środowisko przyrodnicze.

Wnioski byłyby jednak pełniejsze, gdyby autorzy wzięli pod uwagę dane na temat poszczególnych gałęzi przemysłu w badanych grupach krajów, tym bardziej że postanowienia Rundy Urugwajskiej (m.in. obniżki ceł) wchodziły w życie stopniowo na przestrzeni lat. Częściowo z tym problemem poradzili sobie Ferrantino i Linkins (1998). Zaprezentowany przez nich model dotyczył 10 regionów i wzięto pod uwagę zarówno przedstawicieli krajów wysoko rozwiniętych (Ameryka Północna, Australia – Nowa Zelandia, EFTA, Japonia i Unia Europejska), jak i rozwijających się (Ameryka Łacińska, Afryka Środkowa, Azja Południowo-Wschodnia, Chiny – Hongkong, Korea – Singapur – Tajwan, gospodarki transformujące się, w tym np. kraje byłego Związku Radzieckiego, Europa Wschodnia oraz tzw. reszta świata)³. Badaniem objęto poziom emisji zanieczyszczeń z 37 różnych gałęzi przemysłu, m.in. tekstylnego, skórzanego, drzewno-papierniczego, chemicznego, stalowego itd., czyli tych, których produkcja jest uznawana za najbardziej polutogenną.

Autorzy wzięli pod uwagę dwa możliwe scenariusze liberalizacji handlu: (1) wynikającą z postanowień Rundy Urugwajskiej oraz (2) porozumienie „zero za zero”, które eliminuje wszystkie cła importowe. Z uwagi na to, że model nie uwzględnia dynamiki zmian w poszczególnych latach, szacunki dla pierwszego scenariusza dotyczą 1992 r. Ponadto w badaniu poczyniono kilka założeń. Przyjęto istnienie konkurencji doskonałej, osiągnięcie stałych przychodów związanych ze skalą produkcji oraz niemobilność (międzynarodową) czynników produkcji, tj. ziemi, pracy i kapitału. Takie uproszczenia umożliwiły dokonanie analizy, ale wydają się zbyt oderwane od rzeczywistości gospodarczej, w jakiej współcześnie funkcjonują przedsiębiorstwa.

W pierwszej kolejności autorzy oszacowali zmiany w poziomie produkcji w każdej gałęzi przy założeniu realizacji postanowień Rundy Urugwajskiej, a następnie poddali analizie zmiany wielkości emisji zanieczyszczeń, przyjmując, iż współczynniki emisji w Stanach Zjednoczonych stosuje się do wszystkich regionów. Oczywiście można mieć zastrzeżenia co do poprawności przyjętych uproszczeń, ale brak kompletnych danych uniemożliwiał weryfikację modelu w inny sposób. Wyniki symulacji pokazały, że lokalne zmiany toksycznych emisji wahały się w przedziale od -3,43% (dla Chin i Hongkongu) do +1,84% (dla Azji

2 Najczęściej skutków degradacji środowiska nie da się odwrócić lub też ich usuwanie jest znacznie bardziej kosztowne niż zapobieganie zanieczyszczeniom.

3 Autorzy nie definiują szczegółowo składu wszystkich grup krajów, które zostały objęte badaniem. Czytelnik może się jedynie domyślać, że np. Polska została zaliczona do grupy państw określanych jako Europa Wschodnia.

Południowo-Wschodniej) w pierwszym scenariuszu. Dla Korei, Singapuru i Tajwanu wzrost poziomu zanieczyszczeń również był zauważalny i wyniósł 1%. Zdaniem autorów zwiększenie emisji w dwóch ostatnich wymienionych krajach wynika ze wzmożonej produkcji przemysłu chemicznego i tekstylnego. Średnia wielkość emisji zanieczyszczeń na świecie pozostała bez zmian. W opcji „zero za zero” regionalne emisje skażeń wyniosły od -7,74% (Chiny i Hongkong) do +1,40% (Korea, Singapur, Tajwan), zaś średnia dla świata okazała się niższa (-0,2%). Szczegółowe dane w tym zakresie prezentuje tab. 2.2.

Tabela 2.2. Lokalne zmiany emisji toksycznych substancji (z pominięciem efektu technicznego) (w %)

Region	Runda Urugwajska	Porozumienie „zero za zero”
ANE	-0,2	-2,3
JPN	0,0	0,5
KST	1,0	1,4
SEA	1,8	-2,5
CHK	-3,4	-7,7
ROW	-0,4	-2,9
NAM	0,0	-0,1
LAM	0,0	0,1
EU	0,1	0,2
EIT	0,6	0,7
Świat (przyjmując technologię Stanów Zjednoczonych)	0,0	-0,2

Objaśnienia: ANE – Australia, Nowa Zelandia, pozostałe kraje EFTA (np. Norwegia, Islandia, Szwajcaria); JPN – Japonia; KST – Korea Południowa, Singapur, Tajwan; SEA – Azja Południowo-Wschodnia (Indonezja, Malezja, Filipiny, Tajlandia); CHK – Chiny, Hong Kong; ROW – reszta świata (głównie Afryka, Bliski Wschód, Azja Południowa); NAM – Ameryka Północna (Kanada i Stany Zjednoczone); LAM – Ameryka Łacińska; EU – Unia Europejska (EU-15); EIT – Gospodarki transformujące się (kraje byłego ZSRR i Europa Wschodnia).

Źródło: Ferrantino, Linkins (1998), s. 34.

Konkludując – efekty skali i kompozycji przewyższają efekt techniczny, a liberalizacja handlu i ochrona środowiska są wobec siebie komplementarne w skali globalnej. Wzrost PKB na skutek liberalizacji handlu powoduje zazwyczaj skuteczniejszą implementację przepisów ochrony środowiska w słabiej rozwiniętych regionach, a także może być bodźcem dla inwestycji w czystsze technologicznie procesy wytwarzania. Poza tym zarówno kraje rozwinięte, jak i rozwijające się zawsze przyznawały większą ochronę przemysłom, których ubocznym skutkiem działalności była nadmierna emisja zanieczyszczeń.

Można więc powiedzieć, że liberalizacja handlu, oddziałując na środowisko, w rzeczywistości przyczynia się w bardzo ograniczonym stopniu do jego degradacji. Wpływ ten można obniżyć do minimum, gdy stosuje się odpowiednią politykę ochrony zasobów przyrody (Perroni, Wigle 1994). Co prawda, liberalizacja handlu nie szkodzi środowisku głównie w przypadku państw wysoko rozwiniętych, z drugiej strony jednak protekcjonizm handlowy (wzrost barier taryfowych i pozataryfowych) ma negatywny wpływ na dobrobyt i stan środowiska we wszystkich badanych przez autorów regionach, w tym w krajach o średnim i niskim poziomie PKB *per capita*.

Protekcjonizm jest bardzo kosztowny, co wynika z trzech przyczyn. Po pierwsze, niewielka część produkcji kierowana jest na rynki międzynarodowe (szacunki dotyczyły lat 80. XX w.). Po drugie, znaczna część handlu międzynarodowego dotyczy obrotu towarami „czystymi”. Po trzecie zaś, koszty emisji stanowią niewielką część kosztów ogółem, jakie ponosi przedsiębiorstwo w procesie produkcji. Opłaty środowiskowe nie wpływają więc na decyzję o podjęciu lub zaniechaniu produkcji „brudnych” towarów.

Innymi słowy, ograniczenie wymiany i protekcja rynku nie prowadzi do redukcji zanieczyszczeń w światowej gospodarce. Nawet w warunkach całkowitej autarkii kraje stale produkują dobra na rynek wewnętrzny. Kluczowa jest zatem odpowiedź na pytanie, czy produkcja krajowa jest bardziej polutogenna niż jednocześnie produkcja na eksport i import dóbr (uwzględniając dodatkowo koszty emisji pochodzące z transportu). Jeśli dotychczas kraj importował głównie towary, których wytworzenie jest uciążliwe dla środowiska, to ograniczenie wymiany doprowadzi do wzrostu produkcji „brudnych” dóbr w kraju. Problem ten porusza m.in. Truong (2010). Autor opracował zestaw wskaźników intensywności emisji dla eksportu i importu w 19 gałęziach przemysłu dla 19 krajów i regionów na świecie. Wskaźnik intensywności emisji dla eksportu ($XEII_{ir}$) został zdefiniowany jako iloraz całkowitej emisji zanieczyszczeń wskutek działalności eksportowej (w tym emisji związanej z koniecznością transportu do miejsc przeznaczenia) gałęzi i w regionie r do wszystkich destynacji oraz wielkości hipotetycznych emisji, które miałyby miejsce, gdyby produkcja odbywała się tylko na potrzeby rynku wewnętrznego. Jeśli w ten sposób oszacowana wielkość przekracza 1, wówczas ilość zanieczyszczeń powstałych w wyniku produkcji na eksport jest większa w porównaniu z produkcją na rynek krajowy. Analogicznie, wskaźnik intensywności emisji dla importu ($MEII_{ir}$) jest zdefiniowany jako wielkość emisji zanieczyszczeń związanych z produkcją (u źródła) dóbr importowanych na potrzeby gałęzi i w regionie r (w tym koszty emisji pochodzących z międzynarodowego transportu tych towarów) podzielona przez wielkość hipotetycznych zanieczyszczeń, które wystąpiłyby, gdyby te dobra produkowano lokalnie. $MEII_{ir}$ większy od 1 oznacza, że import gałęzi i w regionie r powoduje wytwarzanie większej ilości zanieczyszczeń, niż produkcja dóbr w kraju.

Tabela 2.3. Wskaźniki intensywności emisji dla eksportu i importu dla wybranych gałęzi przemysłu oraz krajów/regionów na świecie (z włączeniem emisji pochodzących z transportu) w 2005 r.

Gałęzie przemysłu	Wskaźnik intensywności emisji eksportu ($XEII_{ir}$)						Wskaźnik intensywności emisji importu ($MEII_{ir}$)					
	JPN	KOR	USA	E15	RUS	AUS	JPN	KOR	USA	E15	RUS	AUS
TEX	0,83	2,45	2,04	1,62	1,62	1,40	14,3	1,47	3,07	3,33	5,58	4,46
CRP	0,71	0,43	1,02	0,40	2,40	0,56	2,42	5,41	1,43	3,51	0,33	3,09
NMM	0,24	0,59	0,93	0,68	1,92	0,68	8,44	2,17	2,32	2,53	0,60	3,97
I_S	0,43	0,37	0,59	0,66	1,92	0,56	3,63	3,26	2,13	2,22	0,73	1,97
FMP	1,68	1,91	1,53	1,26	2,61	1,32	14,0	7,63	3,71	3,04	0,69	17,2
OTN	1,40	3,32	1,41	1,31	0,79	0,96	14,5	0,56	1,70	2,89	13,0	1207
ELE	2,02	1,19	1,42	0,47	2,84	0,88	3,86	9,70	3,11	6,69	0,19	20,9
OME	1,12	0,98	1,75	1,20	2,43	1,39	13,3	7,85	3,52	4,37	0,67	11,9
AGR	1,42	2,56	2,25	1,48	2,16	1,74	3,34	1,98	1,62	2,46	1,34	2,33
COA	2,66	0,64	1,35	6,35	5,83	2,08	280,0	4,90	14,4	20,1	1,48	2,97
OIL	0,20	0,47	0,92	1,07	0,76	1,90	(*)	90,8	0,91	0,78	0,91	0,42
GAS	0,00	0,01	0,27	0,66	1,10	2,44	28,7	7,71	3,81	2,86	1,07	2,43
P_C	0,84	0,26	1,22	0,46	0,85	0,66	7,93	(*)	1,16	3,75	3,09	3,70
ELY	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NFM	0,34	0,28	1,12	0,80	3,94	2,34	7,22	6,96	1,38	2,46	0,46	0,47
MIN	2,64	1,56	0,30	0,59	0,95	1,61	2,60	4,34	78,3	4,79	53,0	3,32
OMF	0,85	1,26	1,85	1,24	2,22	1,24	8,89	3,38	1,67	4,07	1,93	6,01
TRP	0,36	1,15	1,59	0,60	2,73	0,79	2,65	0,89	0,69	1,74	0,42	1,33
SER	0,83	2,45	2,04	1,62	1,62	1,40	14,3	1,47	3,07	3,33	5,58	4,46
Łącznie	0,69	0,69	1,22	0,71	1,51	1,61	5,44	4,43	1,64	2,73	0,69	2,67

Objaśnienia: (*) – brak danych. Kraje: JPN – Japonia; KOR – Korea Południowa; USA – Stany Zjednoczone; E15 – Unia Europejska (skład sprzed 2004 r.); RUS – Rosja; AUS – Australia.

Gałęzie przemysłu: TEX – przemysł tekstylny; CRP – przemysł chemiczny i gumowy; NMM – przemysł mineralny; I_S – przemysł stalowy i hutnictwo żelaza; FMP – produkty z metali; OTN – wyposażenie środków transportu; ELE – sprzęt elektroniczny; OME – przemysł maszynowy; AGR – rolnictwo, leśnictwo i rybołówstwo; COA – wydobywanie węgla; OIL – ropa naftowa; GAS – wydobywanie i dystrybucja gazu; P_C – produkty rafinerii ropy naftowej; ELY – elektryczność; NFM – przemysł metalowy; MIN – przemysł wydobywczy; OMF – wyroby nie sklasyfikowane gdzie indziej, m.in. pojazdy silnikowe i części do nich, produkty papiernicze, skórzane, odzież; TRP – pozostałe środki transportu; SER – usługi (m.in. finansowe, ubezpieczeniowe, obrona, zdrowie, edukacja).

Źródło: Truong (2010), s. 36, 40.

Tabela 2.4. Wskaźniki intensywności emisji dla eksportu i importu dla wybranych gałęzi przemysłu i krajów Azji (z włączeniem emisji pochodzących z transportu) w 2005 r.

Gałęzie przemysłu	Wskaźnik intensywności emisji eksportu						Wskaźnik intensywności emisji importu					
	CHN	IND	BGD	IDN	THA	VNM	CHN	IND	BGD	IDN	THA	VNM
TEX	3,69	2,92	2,02	4,34	2,29	1,96	0,95	2,45	47,0	0,92	2,28	5,51
CRP	2,14	1,27	3,83	1,99	1,51	2,95	0,71	1,07	0,41	0,72	0,87	0,50
NMM	3,98	3,70	3,63	3,37	2,77	2,81	0,36	0,57	2,12	0,47	0,51	1,24
I_S	1,66	1,86	1,75	3,07	0,55	13,1	0,52	0,63	0,52	0,32	1,63	0,12
FMP	4,18	2,52	7,81	6,78	3,10	5,14	1,20	2,18	0,52	0,67	2,90	1,31
OTN	5,81	1,56	7,13	3,68	1,43	8,65	0,47	12,8	0,69	1,64	4,20	0,73
ELE	2,97	1,32	1,76	4,45	2,32	10,5	1,55	1,82	2,50	0,69	2,91	0,20
OME	5,33	2,32	1,87	2,52	3,15	17,8	0,65	1,98	4,77	1,66	1,18	0,18
AGR	3,96	2,21	2,17	2,11	4,25	2,90	0,99	2,49	3,85	2,31	0,85	1,49
COA	7,49	2,56	0,60	0,55	0,41	0,92	0,23	1,85	177	202	963	835
OIL	6,64	3,59	0,23	0,66	2,25	0,14	0,21	0,62	5,26	1,14	0,18	650
GAS	12,5	0,79	0,00	8,61	0,75	0,00	0,09	0,76	(*)	3,61	1,24	383
P_C	0,18	0,32	1,09	8,69	0,33	10,5	21,3	6,96	4,34	0,22	3,56	0,14
ELY	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NFM	3,17	1,22	1,09	0,83	1,91	2,01	0,49	1,14	4,39	2,39	0,79	0,86
MIN	2,43	3,01	0,94	2,13	0,87	7,34	2,38	0,47	6,37	1,46	1,30	0,30
OMF	3,64	2,53	2,46	4,57	2,05	5,81	1,05	1,06	4,17	0,75	2,17	0,98
TRP	0,81	0,87	0,40	2,35	2,13	5,95	1,30	1,15	2,58	0,45	0,48	0,17
SER	2,14	1,00	0,38	3,05	0,56	10,3	0,51	1,03	3,02	0,31	1,85	0,09
łącznie	2,91	1,75	2,44	2,42	1,86	2,24	0,69	0,95	1,39	0,54	0,75	0,27

Objaśnienia: kraje: CHN – Chiny; IND – Indie; BGD – Bangladesz; IDN – Indonezja; THA – Tajlandia; VNM – Wietnam. Pozostałe oznaczenia jak w tab. 2.3.

Źródło: Truong (2010), s. 35, 40.

Tabele 2.3 i 2.4 przedstawiają wielkości $XEII_{ir}$ i $MEII_{ir}$ oszacowane dla wybranych gałęzi oraz przykładów państw/regionów. Z analiz wynika, iż w niektórych krajach, np. w Chinach czy Indonezji, wskaźniki intensywności emisji dla eksportu przewyższają znacznie te dla importu. Natomiast odwrotne tendencje widać w przypadku państw wysoko rozwiniętych. Takie obserwacje skłaniają do wniosku, że należy wspierać transfer technologii do tych gałęzi przemysłu zorientowanych na eksport, których produkcja najintensywniej zanieczyszcza środowisko. W praktyce oznaczałoby to pomoc dla przemysłu tekstylnego (TEX), chemicznego, gumowego (CRP), mineralnego (NMM), stalowego i hutnictwa żelaza (I_S), produktów z metali (FMP), maszynowego (OME),

metalowego (NFM), wydobywczego (MIN) i innych (OMF). Dotyczy to takich krajów, jak Chiny czy Indie. Z drugiej strony zaś należy zachęcać do zwiększania importu w tych gałęziach, dla których wskaźnik $MEII_{ir}$ jest większy niż 1 – chodzi tutaj o przemysł mineralny (NMM), stalowy i hutnictwo żelaza (I_S), wyposażenia środków transportu (OTN) (tylko Chiny) i maszynowy (OME) (tylko Chiny).

Przedstawione dotychczas badania miały charakter przekrojowy, dotyczyły wielu krajów oraz regionów na świecie i tym samym pozwalały na dokonywanie między nimi porównań. Jednak wiele przyjętych w pracach uproszczeń może budzić wątpliwości, przede wszystkim co do jakości końcowych wniosków, nie-rzadko formułowanych na podstawie jedynie szacunkowych wartości. W literaturze przedmiotu można znaleźć wiele badań opartych na modelach CGE ukazujących wpływ liberalizacji handlu na środowisko, które dotyczą przykładów pojedynczych krajów (najczęściej rozwijających się). Takie analizy wydają się bardziej szczegółowe, a kluczowe spostrzeżenia bardziej przekonujące, choć w wielu przypadkach wyniki estymacji nie zawsze są jednoznaczne. Egzemplifikacją tego typu badań jest praca Strutt i Andersona (2000), w której pokazano, że liberalizacja handlu oraz implementacja reform gospodarczych w Indonezji pozytywnie wpłyną na stan zanieczyszczenia wód i powietrza w tym kraju na przestrzeni dwóch dekad (do 2020 r.). Stan zasobów odnawialnych przestanie się kurczyć, a w najgorszym możliwym scenariuszu nieznacznie ulegnie zmniejszeniu (w przypadku braku regulacji chroniących środowisko), nawet jeśli tempo wzrostu PKB będzie wyraźnie wyższe. W przypadku braku liberalizacji zagregowany wpływ efektów skali i kompozycji będzie dodatni, natomiast efekt techniczny – ujemny. Otwarcie rynku sprawi, iż efekt kompozycji przewyższy efekt skali oraz wywoła spadek poziomu zanieczyszczeń (wyjątek stanowi wielkość emisji pyłu zawieszanego). Jeżeli liberalizacja handlu wywoła jakiegokolwiek szkody w środowisku, to i tak będą one stanowić ułamek strat, jakie zazwyczaj powodują: „normalny” wzrost gospodarczy i zmiany strukturalne w reformującej się gospodarce (przy założeniu braku jakichkolwiek zmian w polityce handlowej i ekologicznej do 2020 r.). Korzyści wynikające z wolnego handlu i jednoczesne korzystanie z instrumentów ochrony środowiska mogą przyczynić się do podniesienia dobrobytu w kraju.

Innym przykładem badania jest model Lee i Roland-Holsta (1997), który zakłada zniesienie wszystkich ceł importowych w Indonezji wobec Japonii⁴. Autorzy oszacowali, że liberalizacja handlu mogłaby zwiększyć poziom emisji wszystkich ujętych w badaniu szkodliwych związków chemicznych (m.in. dwutlenku siarki i azotu, ołowiu, tlenku węgla, metali bioakumulacyjnych). Wzrost stężenia

4 Jak podają autorzy, w badanym okresie dla Indonezji handel dwustronny z Japonią odgrywał bardzo dużą rolę. Około 47% indonezyjskiego eksportu trafiało na rynek japoński, zaś import z Japonii stanowił 21% udziału w przywozie z krajów trzecich (Lee, Roland-Holst 1997, s. 72).

zanieczyszczeń w zależności od ich rodzaju wahałby się w przedziale 1,47–3,73% (najniższe dla lotnych związków organicznych – LZO, a najwyższe dla ołowiu)⁵. Szczegółowe dane w tym zakresie prezentuje tab. 2.5.

Tabela 2.5. Zmiany w poziomie emisji wybranych rodzajów zanieczyszczeń w zależności od miejsca przeznaczenia dostaw – przykład Indonezji (w %)

Wyszczególnienie	Indonezja	Japonia	Reszta świata	Ogółem
Cząstki	0,89	4,94	7,40	3,27
SO ₂	1,04	5,01	7,23	3,41
NO ₂	-0,24	4,89	6,96	2,04
Ołów	1,57	4,79	7,02	3,73
LZO	-1,15	5,07	7,80	1,47
CO	-1,20	6,71	9,49	1,73
BZT	-0,83	6,43	8,66	0,51
ZA	-0,76	7,66	11,71	2,55
TOX	-0,89	5,46	9,38	1,95
METAL	-0,91	6,99	9,80	1,83

Objaśnienia: zanieczyszczenia powietrza: Cząstki – cząstki stałe; SO₂ – dwutlenek siarki; NO₂ – dwutlenek azotu; ołów; LZO – lotne związki organiczne; CO – tlenek węgla. Zanieczyszczenia wody: BZT – biochemiczne zapotrzebowanie tlenu; ZA – zawiesiny. Zanieczyszczenia toksyczne: TOX – całkowite uwolnienie substancji toksycznych; METAL – metale.

Źródło: Lee, Roland-Holst (1997), s. 75.

Liberalizacja handlu prowadzi również do gwałtownych zmian w jego strukturze – wzrasta produkcja i eksport, np. w przemyśle naftowym, górniczym, drzewnym, metali nieżelaznych czy usługach. Mając to na uwadze, autorzy założyli wprowadzenie podatku ekologicznego (zamiast cła eksportowego czy dodatkowego podatku związanego ze specyfiką działania danej gałęzi). Przyjęcie takiego założenia pozwoliło osiągnąć jednocześnie dwa efekty: zwiększył się dobrobyt w kraju i obniżył się poziom szkodliwych emisji SO₂ (w przypadku innych związków chemicznych instrument ten nie przyniósł tak jednoznacznych wyników). Wnioski są zatem podobne jak w pracy Truong (2010): liberalizacja handlu

5 W tab. 2.5 najniższe przedstawione przez autorów wartości (0,51%) odnoszą się do BZT – biochemicznego zapotrzebowania tlenu, który określa ilość tlenu wymaganą do utlenienia związków organicznych przez bakterie aerobowe. Jest to wskaźnik jakości wód: im wyższa jego wartość, tym większe zanieczyszczenie (ilość związków organicznych). Z uwagi na to, że jest to parametr interpretowany w odmienny sposób niż pozostałe, w tabeli umieszczono (zgodnie z oryginałem) jego wartości, jednak nie odniesiono się w komentarzu do jego wielkości.

wspierana narzędziami polityki ochrony środowiska (w tym przypadku podatkiem ekologicznym) może pozytywnie wpłynąć na wielkość PKB.

Literatura przedmiotu przedstawiająca podatek od emisji jako antidotum na potencjalne negatywne skutki oddziaływania handlu na środowisko jest bogata. Analogiczne wnioski, jak u Lee i Roland-Holsta, można znaleźć np. w pracach Beghina *et al.* (1995, 2002), odnoszących się do przykładów Meksyku i Chile. W pierwszym przypadku (Beghin, Roland-Holst, van der Mensbrugghe 1995) wykorzystano dynamiczny model CGE meksykańskiej gospodarki, analizując 9 gałęzi (o różnym stopniu intensywności emisji zanieczyszczeń) i 13 substancji szkodliwych dla środowiska. Z badań wynika, iż otwarcie rynku spowoduje przesunięcie produkcji w stronę „czystych” gałęzi. Jednocześnie jednak wzrośnie produkcja „brudnych” przemysłów, co wywoła efekt skali oraz zniweluje ten pozytywny skutek liberalizacji. Dopiero wprowadzenie podatku od emisji zanieczyszczeń zredukuje ich wielkość⁶ i przyczyni się ostatecznie do wzrostu PKB.

Celem kolejnego badania było ukazanie związków między otwieraniem się gospodarki chilijskiej i potencjalną pełną integracją gospodarczą z NAFTA oraz MERCOSUR, degradacją środowiska a skłonnością do zachorowań (Beghin *et al.* 2002). Przedmiotem analizy było 13 różnych substancji będących skutkiem ubocznym procesu produkcji i silnie zanieczyszczających środowisko (m.in. SO₂, CO₂, lotne związki organiczne, pył zawieszony PM₁₀) oraz wskaźniki zachorowalności i śmiertelności. Wyniki badań wyraźnie pokazały, że otwarcie rynku Chile (z pominięciem integracji z NAFTA czy MERCOSUR) powoduje wzrost emisji zanieczyszczeń i ekspansję gałęzi przemysłu opartych na zasobach naturalnych. Jest to efekt łatwego dostępu do taniej energii i przyjmowania niekorzystnych dla środowiska wzorców produkcji. W rezultacie pojawiają się negatywne skutki zdrowotne i znaczne straty finansowe z tym związane. Z kolei potencjalna integracja z NAFTA przyczynia się do redukcji emisji większości zanieczyszczeń, np. NO₂, SO₂, PM₁₀, co wynika z wystąpienia przewagi efektu kompozycji nad efektem skali. Skutkiem jest mniejsza zachorowalność. Efekty integracji z MERCOSUR nie przynoszą tak jednoznacznych wyników. Okazuje się bowiem, że członkostwo Chile w tym ugrupowaniu powoduje nieznaczne obniżenie poziomu zanieczyszczeń, co nie przekłada się np. na poprawę zdrowia mieszkańców czy mniejszą zapadalność na choroby układu oddechowego.

Z kolei Dessus i Bussolo (1998) przedstawili model dla Kostaryki, z którego wynika, że liberalizacja handlu przyciągnęła inwestorów do „brudnych” przemysłów, jednak jednoczesne nałożenie podatków na rzecz ochrony środowiska pozytywnie wpłynęło na ograniczenie wielkości szkodliwych dla środowiska zanieczyszczeń. Z drugiej strony Abler, Rodriguez i Shortle (1999), którzy również odnieśli się do przykładu Kostaryki, pokazali, iż liberalizacja handlu wpłynęła negatywnie na stan środowiska, ale to oddziaływanie było niewielkie lub nie większe niż umiarkowane. W modelu wzięto pod uwagę osiem negatywnych następstw zanieczyszczenia przyrody: wylesianie,

6 W zależności od rodzaju zanieczyszczeń autorzy przewidują różny stopień ich redukcji.

stężenie pestycydów, nadmierne połowy, odpady niebezpieczne, odpady organiczne i nieorganiczne, gazy cieplarniane oraz skażenie powietrza.

Najbardziej optymistyczne konkluzje można znaleźć w pracy Bandary i Cox-heada (1999), którzy – wykorzystując model CGE – oszacowali skutki liberalizacji handlu dla gospodarki Sri Lanki. Kraj ten jest jednym z największych producentów i eksporterów herbaty na świecie, a około 40% siły roboczej zatrudnionej jest w rolnictwie. Zdaniem autorów w przypadku Sri Lanki otwarcie rynku zawsze będzie strategią *win-win*. Realizacja reform gospodarczych spowoduje wzrost PKB, który wpłynie na poprawę stanu środowiska. Jest to możliwe z uwagi na wyraźną dominację w modelu efektu kompozycji nad efektem skali. Liberalizacja gospodarki wywoła wzrost popytu na zasoby ziemi, która jest niezbędna do produkcji herbaty. Z kolei herbata to roślina, której uprawa nie degraduje środowiska, zatem wolny handel w ostatecznym rachunku okaże się stymulatorem wzrostu dobrobytu i poprawy stanu środowiska przyrodniczego.

2.3. Modele regresji

Wpływ liberalizacji handlu na zanieczyszczenie środowiska przyrodniczego badany jest także przy użyciu modeli regresji. Są one bardzo praktycznym narzędziem, pozwalają na opisanie zależności między wybraną zmienną i jedną lub wieloma zmiennymi niezależnymi lub objaśniającymi. Zdobyta w ten sposób wiedza może służyć do przewidywania nieznanymi wartościami jednych wielkości na podstawie znajomości innych⁷. Zamiast więc wykorzystywać skomplikowane i znacznie upraszczające rzeczywistość (a przez to często mniej dokładne) modele równowagi ogólnej, wielu autorów decyduje się na stosowanie modeli regresji (np. liniowej czy wielorakiej).

Przykładem takich analiz może być praca Antweilera, Copelanda i Taylora (2001), którzy podjęli próbę odpowiedzi na pytanie, jak otwartość handlu wpływa na poziom zanieczyszczenia środowiska, szacując efekt kompozycji, skali i techniczny. W tym celu stworzyli dwa modele: teoretyczny i empiryczny. W drugim wykorzystano dane na temat wielkości emisji SO_2 z lat 1971–1996 pochodzących z 44 krajów (głównie rozwiniętych). Autorzy wykazali, że handel międzynarodowy nie powoduje wyraźnie istotnych zmian w emisji SO_2 . Z ich szacunków wynika bowiem, że jeśli na skutek liberalizacji handlu wielkość PKB oraz produkcji wzrośnie o 1%, wówczas zanieczyszczenie SO_2 zmniejszy się o 1%. Autorzy pozytywnie odpowiadają na postawione w tytule artykułu pytanie, czy „wolny handel jest dobry dla środowiska przyrodniczego” (Antweiler, Copeland, Taylor 2001, s. 903), jednocześnie jednak przyznają, iż taka konkluzja jest dla nich zaskakująca.

7 Przykładem modeli regresji są modele panelowe, które dokładniej omówiono w rozdziale 5.

Podejście Antweilera, Copelanda i Taylora do badania, choć wcześniej już wykorzystywane w pracach innych naukowców (np. Grossman, Krueger 1993; Copeland, Taylor 1994, 1995), było pod kilkoma względami nowatorskie. Po pierwsze, dobierając odpowiednio zbiory danych, autorzy byli w stanie odróżnić negatywne skutki dla środowiska, jakie powoduje efekt skali, od pozytywnych, jakie wywołuje efekt techniczny. Grossman i Krueger (1993) interpretowali kształt krzywej Kuznetsa (odwrócona litera U) jako odzwierciedlenie przewagi efektu skali nad efektem technicznym, lecz nie oszacowali obu wielkości. W swojej pracy Antweiler, Copeland i Taylor pokazują, że wzrost produkcji o 1% powoduje wzrost emisji zanieczyszczeń średnio o 0,25–0,5%. Jednocześnie jednak wzrost PKB na skutek liberalizacji handlu zmniejsza poziom emisji SO_2 o 1,25–1,5% poprzez oddziaływanie efektu technicznego.

Po drugie, autorzy zakwestionowali przyjmowane przez innych badaczy założenie, że w wyniku liberalizacji handlu struktura produkcji zmienia się w podobnym stopniu w każdym regionie. Uznając słuszność dwóch hipotez: o istnieniu rajów zanieczyszczeniowych i obfitości czynników produkcji, przyjęli, że skutki otwartości gospodarki w danym kraju zależą od posiadanej przewagi komparatywnej oraz dominujących cech danej gospodarki. Badacze wykazali, że te ostatnie mają bardzo istotny statystycznie, ale relatywnie niewielki wpływ na poziom zanieczyszczenia środowiska.

Po trzecie, autorzy odróżniają skutki środowiskowe, które są konsekwencją wzrostu gospodarczego i liberalizacji handlu, od tych będących efektem akumulacji kapitału i postępu technologicznego. Z analizy widać, że jeśli wzrost dochodu jest skutkiem liberalizacji handlu lub postępu technologicznego, to wówczas wielkość szkodliwych emisji zmniejsza się. Natomiast wzrost dochodu będący konsekwencją akumulacji kapitału powoduje wzrost emisji zanieczyszczeń. Zdaniem autorów koncentracja kapitału sprzyja produkcji „brudnych” dóbr. Takie spostrzeżenia pozwalają sformułować następującą konkluzję: skutki zanieczyszczeń będących efektem wzrostu dochodu zależą przede wszystkim od źródeł jego pochodzenia.

Rezultaty przeprowadzonych analiz nie dają jednak w pełni przekonującej odpowiedzi na pytanie, czy „handel jest dobry dla środowiska”, mimo iż – jak wcześniej wspomniano – autorzy twierdzą, że raczej tak. Wyniki analizy pokazują jedynie, że liberalizacja polityki handlowej wpływa na zmniejszenie emisji SO_2 . Aby móc uogólnić wnioski, należałoby dodatkowo uczynić przedmiotem badania inne rodzaje szkodliwych substancji.

Podobną metodę analizy stosuje Dean (2002), podejmując próbę odpowiedzi na pytanie, czy liberalizacja handlu w Chinach wpływa na zanieczyszczenie wód. Autorka przedstawia dwa modele: teoretyczny i empiryczny, traktując środowisko jako czynnik produkcji. Wnioski z analizy są podobne. Liberalizacja handlu ma bezpośredni negatywny wpływ na jakość wód w Chinach ze względu na silny efekt kompozycji. Jednocześnie jednak, na skutek otwartości gospodarki, rośnie PKB i zaczyna dominować efekt techniczny. Jest on większy niż efekt kompozycji

i wpływa na mniejsze zanieczyszczenie wód. Innymi słowy, w badanym przykładzie Chiny mają przewagę komparatywną w produkcji „brudnych” dóbr, a liberalizacja handlu pogłębia szkody wyrządzane środowisku. W tym samym czasie jednak otwartość gospodarki powoduje wzrost dochodu narodowego, który pozytywnie oddziałuje na redukcję zanieczyszczeń.

Z uwagi na silniejsze oddziaływanie efektu technicznego, w ostatecznym rozrachunku wolny handel wydaje się „dobry” dla środowiska (w tym przypadku redukuje przemysłowe skażenie wody). Ten korzystny wpływ wyraźnie się pogłębia, kiedy w badaniu pomija się przedsiębiorstwa państwowe. Wówczas negatywne oddziaływanie liberalizacji handlu ulega redukcji, natomiast korzystne – nasileniu (Dean 2002, s. 841).

Wnioski te zostały częściowo powtórzone w badaniu Jayanthakumaran i Liu (2012). Wyniki analizy przeprowadzonej na podstawie danych statystycznych z lat 1990–2007, dotyczących 30 chińskich prowincji, również pokazały, że wzrost dochodu w wyniku liberalizacji handlu skutkuje zmniejszeniem zanieczyszczenia wód. Podobna metoda badania wykorzystana do określenia wpływu otwartości gospodarki na poziom emisji SO_2 nie dała jednak tak jednoznacznych wyników.

W kolejnym badaniu Dean i Lovely (2008) podjęły próbę oszacowania polutogenności eksportu i importu Chin na podstawie danych z lat 1995–2004 dotyczących 30 gałęzi przemysłu. Z obserwacji wynikało, że w przypadku większości badanych gałęzi wskaźnik chemicznego zanieczyszczenia wody (COD)⁸ zmniejszył się, a wielkość emisji SO_2 spadła. Zmieniła się też orientacja eksportowa Chin, przesuając się w kierunku znacznie bardziej „czystych” branż przemysłu, tzn. sprzętu biurowego, komputerowego czy telekomunikacyjnego⁹. Oznacza to, że na przestrzeni badanego okresu zmalało niekorzystne oddziaływanie handlu zagranicznego Chin na środowisko przyrodnicze, co mogło być częściowo skutkiem zmian w strukturze eksportu, jak również wdrażania ekoprzyjaznych technologii.

2.4. Modele oparte na tablicach *input-output*

Wielu badaczy ukazujących zależności między handlem międzynarodowym a środowiskiem przyrodniczym wykorzystuje do budowy modeli empirycznych tablice przepływów międzygałęziowych (tablice *input-output* – *i-o*). Znajdują one szerokie

8 Umowny, laboratoryjnie oznaczany wskaźnik jakości wody. Określa on ilość tlenu (w mg) pobraną z utleniacza chemicznego (dwuchromianu lub nadmanganianu potasu) potrzebną do utlenienia związków znajdujących się w 1 dm³ wody.

9 W 1995 r. dominował przemysł tekstylny, papierowy czy wyrobów z minerałów niemetalicznych.

zastosowanie w modelowaniu ekonomiczno-ekologicznym, bowiem są użytecznym i niezastąpionym źródłem danych, a także pokazują model gospodarki będący punktem wyjścia dla rozmaitych i często niezwykle rozbudowanych systemów symulacyjnych (Przybyliński 2012, s. 193). Zdaniem Plicha (2002, s. 108) przyczynami tak dużej popularności metod *i-o* są również: prostota ich zastosowań, łatwa interpretacja wyników i możliwość klarownego zilustrowania wzajemnych powiązań elementów złożonych systemów.

Pierwsze próby przedstawienia zależności zachodzących pomiędzy gospodarką a środowiskiem w ujęciu *i-o* pojawiły się pod koniec lat 60. XX w. Rozbudowane o elementy środowiska macierze dotyczyły modelowania wpływu gospodarki na zanieczyszczenie powietrza. Badania takie podejmowali m.in. Cumberland (1966) czy Leontief (1970). Jak podaje Przybyliński (2012, s. 162), wyraźny przełom w dziedzinie analiz ekonomiczno-ekologicznych wykorzystujących metody *i-o* stanowiło pojawienie się w latach 90. XX w. holenderskiej macierzy NAMEA (Macierz Rachunków Narodowych i Rachunków Środowiska, ang. *National Accounting Matrix including Environmental Accounts*). Celem jej tworzenia jest określenie wielkości wskaźników zanieczyszczeń na poziomie mezo- i makroekonomicznym. Tablica łączy ze sobą dane dotyczące produkcji w ujęciu wartościowym z rachunkami środowiskowymi, wyrażonymi najczęściej w jednostkach fizycznych. Polski odpowiednik NAMEA został stworzony przez Plicha (2003).

Analizy z wykorzystaniem tablic *input-output* stają się coraz bardziej popularne ze względu na swoją użyteczność. Pokazują struktury połączeń ekonomicznych i pozwalają szacować skutki realizowanej polityki. Większość z nich bada polutogenność wybranych gałęzi gospodarki w odniesieniu do emisji różnych rodzajów gazów cieplarnianych czy SO_2 . Przykładem może być praca Wyckoffa i Roopa (1994), zdaniem których decyzje mające na celu ograniczenie wydzielania gazów cieplarnianych do atmosfery podejmowane są na podstawie nieprecyzyjnych informacji na temat wielkości emitowanych zanieczyszczeń. Wynika to z tego, że przy szacowaniu wielkości szkodliwych emisji najczęściej bierze się pod uwagę jedynie produkcję krajową, czyli na potrzeby eksportu i rynku wewnętrznego, natomiast „zapomina się” o wielkości emisji pochodzących z dóbr importowanych. Aby pokazać całkowitą skalę zjawiska, autorzy dokonali analizy zawartości węgla w imporcie produktów pochodzących z 6 państw OECD (Japonii, Francji, Kanady, Niemiec, Wielkiej Brytanii i Stanów Zjednoczonych) w połowie lat 80. XX w. Analiza wykazała, że około 13% emisji CO_2 w tych krajach miało źródło w imporcie (wielkość ta nie zawierała emisji pochodzącej z przywozu produktów rafinacji ropy naftowej).

Bardzo ciekawe wykorzystanie tablic *i-o* pokazał Antweiler (1996). Skonstruował on miarę opisującą środowiskową efektywność wymiany, czyli tzw. środowiskowe *terms of trade* (*pollution terms of trade index* – PTTI). Obrazuje ona wielkość emisji zanieczyszczeń związanych z wyprodukowaniem dóbr na eksport o wartości 1 USD w odniesieniu do wielkości emisji zaniechanej w kraju wskutek zakupu dóbr importowanych o tej samej wartości. Indeks ma charakter

miary *terms of trade*, w przypadku której ceny zastąpiono rozmiarem zanieczyszczeń. Wielkości tego wskaźnika¹⁰ poniżej 100 świadczą o korzystnej strukturze handlu zagranicznego z punktu widzenia emisji szkodliwych substancji dla środowiska. Rezultaty badania, w których wzięto pod uwagę aż 164 kraje, okazały się całkiem zaskakujące. Dla pięciu wysoko rozwiniętych państw: Japonii, Niemiec, Włoch, Stanów Zjednoczonych i Wielkiej Brytanii, PTTI kształtował się powyżej 100, podczas gdy PTTI niższe od 100 uzyskały kraje słabiej rozwinięte, np. Nigeria (27,1) czy Somalia (27,2). W przypadku Polski wskaźnik ten wyniósł dokładnie 100.

Takie wyniki badań okazały się dla naukowców mało wiarygodne, ponieważ przeczyły ogólnemu przekonaniu, iż kraje rozwinięte, dbając o własne środowisko przyrodnicze, przenoszą produkcję do państw słabo rozwiniętych zgodnie z hipotezą o istnieniu rajów zanieczyszczeniowych. Przedstawione przez Antweilera szacunki taktowano więc z dużą ostrożnością, tym bardziej, że metodologia badania budziła wiele wątpliwości. Zbyt wielkim uproszczeniem okazało się chociażby przyjęcie założenia, że wszystkie kraje stosują identyczną, tzn. amerykańską, technologię produkcji. Tak nierealistyczne przypuszczenie podważa wartość interpretacyjną wyników. Poza tym warto pamiętać o tym, że środowiskowe *terms of trade* jest miarą relatywną, tzn. nawet wykazanie dużej zawartości zanieczyszczeń w eksporcie pozwala na oszacowanie PTTI poniżej 100. Dzieje się tak wówczas, gdy import okaże się „brudniejszy”.

Praca Antweilera stała się inspiracją dla wielu badaczy, którzy dokonując zmian w metodzie analizy, dodając nowe zmienne czy biorąc pod uwagę bardziej szczegółowy zakres danych statystycznych, podejmowali próbę oszacowania środowiskowego *terms of trade*. W tym kontekście warto przytoczyć prace np. Straumanna (2003) oraz Grethera i Mathys (2013). Pierwszy z autorów przedstawił zawartość zanieczyszczeń w eksporcie i imporcie Norwegii, włączając do badania parametry, które uwypukliły różnice w technologii produkcji między Norwegią a jej partnerami handlowymi. W ten sposób szacunki PTTI miały okazać się bliższe rzeczywistości. Z obliczeń wynikało, że eksport Norwegii zawiera większą ilość CO₂, niemetanowych lotnych związków organicznych i tlenków azotu niż import. Tendencja była odwrotna w przypadku metanu, amoniaku, dwutlenku siarki oraz tlenku węgla. Zawartość tlenku azotu okazała się mniej więcej jednakowa zarówno w eksporcie, jak i w imporcie. Niektóre z otrzymanych wyników były dla autora zaskakujące, ponieważ pokazały większą emisję szkodliwych substancji na skutek produkcji na eksport niż powszechnie przypuszczano. Tak było np. w przypadku CO₂, co pokazuje, iż norweski przemysł metalowy, chemiczny czy naftowy emitował więcej zanieczyszczeń niż analogiczne branże w innych krajach. Autor podkreśla też, że na środowiskowy bilans wymiany handlowej w głównej mierze wpływają popyt wewnętrzny na dobra importowane i ich konsumpcja.

¹⁰ Pomnożone przez 100.

Grether i Mathys (2013), opierając się na danych opisujących strumienie handlu, wielkość emisji zanieczyszczeń (SO_2) i strukturę produkcji 18 głównych gałęzi przemysłu, oszacowali wielkość PTTI dla 62 krajów (dodatkowo uwzględniono jako 63. podmiot tzw. resztę świata). Autorzy zaproponowali nową wersję wskaźnika PTTI, twierdząc, że ujęcie przedstawione przez Antweilera jest wrażliwe na problem nierównowagi handlowej, która często występuje w relacjach między partnerami. Grether i Mathys zdefiniowali PTTI jako stosunek średniej zawartości zanieczyszczeń wyrażonej w 1 USD eksportu do średniej zawartości zanieczyszczeń wyrażonej w 1 USD importu. Takie ujęcie wydaje się bardziej odpowiednie jako wskaźnik pokazujący zmiany w długim okresie i eliminuje problem występowania krótkookresowej nierównowagi handlowej. Biorąc powyższe po uwagę, autorzy sformułowali pojęcie „środowiskowych zysków netto kraju” (*net environmental gain for country*), które oznacza różnicę między emisją zawartą w imporcie a emisją zawartą w eksporcie.

Badanie pokazało, iż największymi „środowiskowymi zwycięzcami” (*large environmental winners*) są kraje najbogatsze (wyjątek stanowiły jedynie Indie), natomiast największymi „środowiskowymi przegranymi” (*large environmental losers*) okazały się wiodące wchodzące gospodarki (w tym przypadku wyjątek stanowiły Australia i Hiszpania). Największym wygranym w środowiskowym bilansie zysków i strat okazały się Stany Zjednoczone, przegranym zaś Chiny. W przypadku Polski wskaźnik PTTI na przestrzeni lat uległ nieznacznej poprawie, osiągając w 1990 i 2000 r. odpowiednio wielkość 4,31 i 3,83¹¹ (Grether, Mathys 2013, s. 30). Wartość wyższa od 1 oznacza, że Polska należy do grupy „środowiskowych przegranych”.

Wyniki należy jednak interpretować z ostrożnością. Wykorzystywane przez kraje technologie produkcji znacząco różnią się między sobą, zatem zastąpienie „brudniejszego” importu produkcją krajową wcale nie oznacza automatycznej poprawy „środowiskowych zysków netto kraju”. Może się bowiem okazać, że lokalna produkcja będzie bardziej szkodliwa dla środowiska niż produkcja za granicą. Tym samym „redystrybucja emisji” poprzez handel nie może być traktowana jako gra o sumie zerowej.

Wśród polskich naukowców *środowiskowe terms of trade* Polski badał Przybyliński (2012). Zostało ono zdefiniowane jako wielkość emisji zanieczyszczeń związanych z wyprodukowaniem dóbr eksportowanych w odniesieniu do wielkości emisji zaniechanej w kraju na skutek zakupu dóbr importowanych o tej samej wartości. Z szacunków wynikało, że na przestrzeni lat 1995–2005 *środowiskowe terms of trade* Polski uległo obniżeniu, co świadczy o korzystnym wpływie handlu zagranicznego na poziom emisji zanieczyszczeń powietrza w Polsce.

W 2005 r. *środowiskowe terms of trade* ogółem/z UE/z krajami spoza UE wyniosło (Przybyliński 2012, s. 169):

- w przypadku zanieczyszczeń pyłowych – 73,3/81,6/64,0,
- w przypadku SO_2 – 63,9/86,1/43,4,

11 W tym przypadku wskaźnik PTTI nie jest pomnożony przez 100.

- w przypadku CO – 82,1/75,5/100,9,
- w przypadku CO₂ – 66,6/84,8/48,7.

Z obliczeń wynikało również, że eksport zanieczyszczeń przewyższył ich import. Takie spostrzeżenie dotyczyło zarówno wymiany z UE, jak i z pozostałymi krajami.

Warto w tym miejscu przytoczyć badanie Xu i Dietzenbachera (2014), w którym porównano wielkość emisji CO₂ zawartej w handlu zagranicznym (*emissions embodied in trade* – EET), eksporcie (*emissions embodied in exports* – EEE) i imporcie (*emissions embodied in imports* – EEI), oszacowanej dla 40 państw w latach 1995–2007. Analizą objęto kraje, których łączny udział w światowym PKB wynosi 85%. W badaniu uwzględniono członków UE (bez Chorwacji) oraz Australię, Brazylię, Chiny, Indonezję, Indie, Japonię, Kanadę, Koreę Południową, Meksyk, Rosję, Turcję, Tajwan i Stany Zjednoczone. Autorzy wykorzystali metodę tzw. dekompozycji strukturalnej (*structural decomposition analysis* – SDA)¹², która po raz pierwszy została użyta w badaniu tak dużej liczby krajów i rozległym przekroju czasowym (Xu, Dietzenbacher 2014, s. 10). Dokonując porównań między wieloma regionami, udało się określić źródła wzrostu EET, które okazały się różne dla krajów wysoko i słabo rozwiniętych.

Xu i Dietzenbacher pokazali, iż globalna emisja CO₂ rośnie znacząco na skutek produkcji dóbr i usług na potrzeby handlu międzynarodowego. Przyczyny tego stanu rzeczy są odmienne dla poszczególnych regionów. Z jednej strony, w niektórych krajach nadmierna konsumpcja (import) jest głównym „winowajcą” emisji zanieczyszczeń, w drugich zaś – wzmożona produkcja (eksport). Na jednym biegunie są zatem kraje bogate, w których EEI w porównaniu do EEE zwiększa się bardzo wyraźnie na przestrzeni badanego okresu, a na drugim – państwa rozwijające się, gdzie tendencja jest odwrotna. EEE i EEI wzrasta niemal we wszystkich badanych krajach¹³, natomiast w 8 (EEE) i 16 (EEI) ulega przynajmniej podwojeniu (Xu, Dietzenbacher 2014, s. 14). Istnieje również duża dysproporcja między regionami w zakresie poziomu tego wzrostu. Z badań wynika, że EEE krajów azjatyckich, tj. Chin, Indii, Indonezji i Tajwanu, wzrosło o ponad 100% w latach 1995–2007, podczas gdy Kanady i Stanów Zjednoczonych o około 20%. Ponadto zaskakujące jest to, że silny wzrost tego wskaźnika jest widoczny także w Japonii, Korei Południowej czy na Tajwanie, czyli w rozwiniętym regionie świata. Tak wyrazisty wzrost EEE w regionie Azji wskazuje na coraz większe znaczenie tych krajów w gospodarce światowej. W badanym okresie eksport półproduktów z Azji istotnie wzrósł, podczas gdy import zdecydowanie zmalał. Sugeruje to dostrzegalną rolę tych państw

12 Jeden z modeli analizy *i-o*, polegający na rozdzieleniu zaobserwowanych wielkości zmian na ich źródła. Techniki SDA bazują na modelach statycznych, ale umożliwiają analizowanie różnic pomiędzy alternatywnymi stanami stacjonarnymi układu gospodarczego, np. pomiędzy wielkościami produkcji w dwóch różnych okresach. Por. Plich (2002), s. 122.

13 Wyjątek stanowiły Holandia i Rumunia.

w systemie globalnych łańcuchów wartości. W przypadku handlu produktami finalnymi widać podobny trend – wzrost eksportu (z 16% do 20%) do państw spoza regionu, przy jednoczesnym spadku importu (z 11% do 9%) z tych krajów. Takie tendencje oznaczają coraz większą przewagę konkurencyjną Azji w porównaniu z resztą świata.

Wskaźniki EEE i EEI, wyrażone procentowo i w wartościach absolutnych, wydatnie pokazują, iż rynki wschodzące, szczególnie Chiny i Indie, emitują coraz więcej CO₂ na skutek produkcji przeznaczonej na rynki zagraniczne. Xu i Dietzenbacher (2014, s. 17), powołując się na dane opublikowane przez międzynarodowe instytucje oraz własne wyliczenia, stwierdzają, że dotyczy to także (w mniejszym stopniu, niemniej zdecydowanie) takich krajów jak: Brazylia, Indonezja, Meksyk, Polska, Rosja, Turcja i Węgry. Ogółem wszystkie wymienione dziewięć krajów jest odpowiedzialnych odpowiednio za 47-procentowy i 26-procentowy wzrost globalnego EEE i EEI. Podobne spostrzeżenia poczynili Peters, Andrew i Lennox (2011), którzy wykazali, iż transfer netto szkodliwych emisji CO₂ z krajów rozwijających się do rozwiniętych wzrósł czterokrotnie z poziomu 0,4 gigaton (Gt) w 1990 r. do 1,6 Gt w 2008 r. Było to znacznie więcej niż redukcja emisji CO₂ w krajach rozwiniętych w tym samym czasie.

Warto zaznaczyć, że w 2007 r. kraje rozwinięte nie odgrywały takiej samej roli w światowej produkcji i w handlu, jak to miało miejsce w 1995 r. Ich rola zmniejszyła się, podczas gdy zyskały na znaczeniu niektóre z gospodarek wschodzących. W rezultacie kraje rozwinięte w 2007 r. „produkowały” niewielką część CO₂, jednocześnie stosunkowo dużo go „importując” (kosztem pogorszenia stanu środowiska w innych krajach). Zmiany w strukturze handlu na świecie spowodowały wzrost globalnego wskaźnika EET i występowanie dysproporcji między bogatymi i biednymi krajami, co skutkowało efektem ucieczki emisji CO₂ (*carbon leakage*) w skali globalnej. Takie konkluzje są zgodne z odczuciami większości ekonomistów oraz tendencjami, jakie można obserwować w światowej gospodarce.

Wnioski Xu i Dietzenbachera (2014) potwierdzają Peters i Hertwich (2008). Z ich obliczeń wynika, że handel międzynarodowy był odpowiedzialny za 21,5% (5,3 Gt) światowych emisji CO₂ w 2001 r. Wielkość ta zwiększyła się do 23,0% (5,7 Gt), jeśli wskaźnik EEE uwzględniał dodatkowo emisję CO₂ powstałą na skutek przewozów w transporcie międzynarodowym. Dla poszczególnych krajów wielkości EEE i EEI znacząco się różniły. Niższe wartości EEE odnotowano w państwach wysoko rozwiniętych, m.in. w Stanach Zjednoczonych (8,7%) czy Japonii (14,5%), choć nie było to regułą (np. Indie – 13,1%, natomiast Belgia – 45,5%). Polska, z EEE wynoszącym 21,9%, wypadła mniej więcej podobnie jak średnia dla wszystkich 87 krajów ujętych w badaniu (21,5%). Z kolei wskaźnik EEI był przeciętnie wyższy dla państw wysoko rozwiniętych niż rozwijających się (średnia dla obu grup krajów odpowiednio 24,5% i 17,2%, w Polsce – 12,5%). Autorzy obliczyli również wartość salda emisji CO₂ zawartej w handlu zagranicznym (*balance of emissions embodied in trade* – BEET),

która stanowiła różnicę między EEE i EEI. Dla kraju korzystniejszy jest większy eksport CO₂ niż import, zatem osiągnięcie dodatnich wartości BEET wskazuje na pozytywną tendencję. Najlepiej w takim zestawieniu wypadły kraje słabiej rozwinięte (średnia w tej grupie wyniosła +8,1%, podczas gdy dla państw rozwiniętych -5,6%).

Z badań wynika ponadto, że niższe wartości EEE i EEI (oscylujące bliżej zera) zazwyczaj osiągają kraje większe (pod względem wielkości terytorium i populacji) oraz mające wyższe PKB. Innymi słowy, kraje małe, w których handel zagraniczny odgrywa ważną rolę, są bardziej narażone na negatywne środowiskowe skutki międzynarodowej wymiany handlowej (np. Belgia – EEE 45,5%, EEI 89,4%) niż kraje duże (np. Stany Zjednoczone – EEE 8,3%, EEI 15,6%). Taka konkluzja jest zgodna z odczuciami wielu ekonomistów i niewątpliwie powinna być brana jako argument dla zwolenników redukcji CO₂ podczas negocjacji postanowień w tym zakresie (np. protokołu z Kioto).

Badania z wykorzystaniem tablic *i-o* są również przydatne w analizie wielkości szkodliwych emisji w przypadku globalnych łańcuchów dostaw. Przyjmując, że poszczególne etapy procesu produkcji (powstawania produktu) dokonują się w różnych krajach, podejmuje się próby oszacowania emisji zanieczyszczeń z tym związanych w poszczególnych regionach. Poza tym bada się również wielkość emisji powstającej w wyniku tzw. eksportu „przetwórczego” (*processing export* – ok. 50% wsadu do dalszej produkcji pochodzi z importu) oraz „normalnego” eksportu (*non-processing export* – większość użytego do produkcji wsadu pochodzi z rynku krajowego). Taki podział uwypukla fakt, że w rzeczywistości produkcja takiej samej ilości dóbr eksportowych wymaga większej (w przypadku „normalnego” eksportu) lub mniejszej (w przypadku „przetwórczego” eksportu) ilości surowców, półfabrykatów itd. pochodzenia krajowego (Koopman, Wang, Wei 2008; Ma, Wang, Zhu 2015). Przykładem tego typu badań są analizy przeprowadzone m.in. dla Chin, gdzie istnieje około 60 stref tzw. „przetwórstwa eksportowego”.

Wielu autorów podkreśla, że dane na temat intensywności emisji CO₂ w krajach Azji są znacznie przesadzone, ponieważ nie różnicują wielkości emisji CO₂ powstałej na skutek produkcji w celu eksportu „przetwórczego” i „normalnego” (Su, Ang, Low 2013; Weitzel, Ma 2014). Jiang *et al.* (2015) wykazał, iż eksport „przetwórczy” generował ok. 4,2% emisji CO₂ ogółem w Chinach w 2007 r., podczas gdy „normalny” ok. 36,3%¹⁴. Taka różnica wynikała z tego, że eksport „przetwórczy” obejmuje czynności związane głównie z montażem i pakowaniem, a nie typową produkcją, zatem cały proces wytwarzania wymaga znacznie mniej energii elektrycznej. W Chinach pozyskuje się ją ze źródeł konwencjonalnych (ponad 80% energii w 2007 r. pochodziło ze spalania węgla), co powoduje uwalnianie się dużych ilości CO₂ do atmosfery.

Zdaniem Jiang *et al.* (2015) w wielu innych krajach, np. w Meksyku, Indonezji czy Wietnamie, podobnie jak w przypadku Chin, znacząco przeszacowuje się

14 Za pozostałe 59,5% emisji CO₂ odpowiada produkcja na potrzeby rynku krajowego.

wielkości emisji zanieczyszczeń, szczególnie CO₂. Taki głos w dyskusji na temat polutogenności handlu zagranicznego wydaje się interesujący, szczególnie jeśli odnosi się do państw, które od niedawna posiadają lub dopiero zamierzają implementować zasady zrównoważonego rozwoju. Wnioski płynące z takich badań poszerzają wiedzę na temat kierunków i potencjalnych strategii, które warto realizować, aby zmniejszyć negatywne oddziaływanie produkcji czy wymiany międzynarodowej na środowisko.

Analizy z użyciem tablic *i-o* są również często wykorzystywane w badaniach, w których podejmuje się próbę odpowiedzi na pytanie: kto jest bardziej odpowiedzialny za pojawiające się zanieczyszczenia – producenci czy konsumenci. Pozwala to na rozróżnienie miejsca powstawania emisji od podmiotów, które są „winne” za jej powstanie. Przyjęcie pierwszej z zasad – zanieczyszczający płaci (*production accounting principle*) – oznacza, że emisję zanieczyszczeń przypisuje się bezpośrednio przedsiębiorstwom, w których one powstają. W drugim podejściu – odbiorca płaci (*consumption accounting principle*) – podkreśla się, iż odpowiedzialność ponoszą odbiorcy (finalni konsumenci), ponieważ zanieczyszczenia powstają na skutek zaspokajania ich potrzeb.

Oba podejścia zaczęto silnie akcentować podczas negocjowania międzynarodowych umów na temat ograniczania emisji gazów cieplarnianych (m.in. protokołu z Kioto) w latach 90. XX w. oraz w wyniku coraz intensywniejszej współpracy organizacji międzynarodowych (m.in. *United Nations Framework Convention on Climate Change*, *Centre for Clear Air Policy Future Actions Dialogue*, *Pew Research Centre*). Widać je w pracach wielu ekonomistów, np. Proopsa, Fabera i Wagenhalsa (1993) (studium porównawcze Niemiec i Wielkiej Brytanii), Munksgaarda i Pedersena (2001) (przypadek Danii) czy Ahmada i Wyckoffa (2003). Ostatni z wymienionych autorów przebadali 24 kraje, których emisja CO₂ w 1995 r. stanowiła 80% emisji globalnej, prezentując jej wielkość przy użyciu dwóch podejść: (1) winę za wzrost emisji ponosi konsument krajowy i (2) winę za wzrost emisji ponosi producent krajowy. Rezultaty badań pokazały, iż wielkość emisji CO₂ (dla całej próby) oszacowanej zgodnie z założeniem (1) była o 5% większa niż ta obliczona dla podejścia (2). Z uwagi na wiele różnych czynników (np. brak równowagi handlowej czy różnic w technologii wykorzystywanej do produkcji elektryczności) wina konsumentów za większą emisję CO₂ była widoczna w takich krajach, jak: Stany Zjednoczone, Japonia, Niemcy, Francja i Włochy. Natomiast większą odpowiedzialność za emisję CO₂ przypisano przedsiębiorcom w Australii, Kanadzie, Czechach, Holandii i Polsce. Zdaniem autorów takie wyniki badania stanowiły konsekwencję posiadania przez te kraje nadwyżki handlowej, nieoszczędnych metod pozyskiwania energii i specyficznej struktury przemysłu (zorientowanej na wytwarzanie i eksport dóbr, których produkcja powoduje intensywną emisję CO₂ do atmosfery).

Badanie Ahmada i Wyckoffa (2003) zostało w części powtórzone na potrzeby OECD i zaprezentowane ponownie w 2013 r. (www.oecd.org, dostęp: 20.12.2014). Analiza dotyczyła 1995 i 2009 r. Rezultaty badań wskazywały

jednoznacznie, że za większą emisję CO₂ w krajach OECD odpowiedzialność ponoszą konsumenci (na potrzeby których wytwarzane są towary – *consumption-based CO₂ emissions*) niż producenci (*production-based CO₂ emissions*). W pierwszym przypadku wartości były średnio o 15% wyższe niż w drugim. Różnice sięgające nawet 40% zanotowano w 8 państwach, tj. Belgii, Szwajcarii, Danii, Grecji, Irlandii, Włoszech, Norwegii i Szwecji. Kraje wysoko rozwinięte okazały się także odpowiedzialne za większą emisję CO₂ na skutek działalności transportowej oraz większej konsumpcji dóbr importowanych. Z kolei gospodarki wschodzące, tj. Chiny czy Rosja, emitowały więcej CO₂ w wyniku zużycia energii.

Tablice *i-o* są również wykorzystywane do weryfikacji hipotezy o istnieniu rajów zanieczyszczeniowych (emisyjnych). Interesującym przykładem mogą być prace, które przedstawiają tzw. zielony paradoks Leontiefa (*green Leontief paradox*) (m.in. Mukhopadhyay, Chakraborty 2005; Dietzenbacher, Mukhopadhyay 2007). Pokazuje on, że kraje rozwijające się, postrzegane jako eksporterzy „brudnych” dóbr, w rzeczywistości specjalizują się w eksporcie relatywnie „czystych” produktów. Autorzy oparli swoje wnioski na przykładzie Indii, kalkulując, o ile wzrośnie wielkość zanieczyszczeń (np. CO₂, SO₂, NO_x), jeżeli eksport zwiększy się o 1 mld INR, przyjmując aktualny udział każdego z dóbr w eksporcie ogółem. Analogicznie obliczyli wielkość szkodliwych dla środowiska emisji, które zmniejszą się na skutek wzrostu importu produktów o 1 mld INR, również przy założeniu faktycznego udziału tych dóbr w imporcie ogółem. W tym drugim przypadku przyjęto, że poziom zanieczyszczeń powinien ulec zmniejszeniu, ponieważ produkcja krajowa zostanie zastąpiona przywozem produktów z zagranicy.

Wyniki badania pokazały, iż wzrost emisji szkodliwych substancji, będący konsekwencją większego eksportu, był znacznie mniejszy (mniej więcej o połowę), niż ich spadek na skutek dodatkowego importu. Można zatem zaryzykować stwierdzenie, że z punktu widzenia środowiska Indie zyskują na tym, iż więcej eksportują. Oczywiście wnioski odnoszące się jedynie do przykładu Indii trudno uogólniać na inne kraje, tym bardziej że ze względu na ograniczenia danych wzięto pod uwagę niewielką liczbę wskaźników środowiskowych. Wynik analizy mógłby okazać się inny, jeśli autorzy uwzględniliby dodatkowo inne rodzaje zanieczyszczeń, np. przemysłowe skażenia wody.

Zdecydowana większość analiz *i-o* koncentruje się na oszacowaniu skutków polutogenności handlu zagranicznego pojedynczego kraju. Przeprowadzono je zarówno dla krajów wysoko uprzemysłowionych, m.in. Austrii (Kratena, Meyer 2010), Danii (Jacobsen 2000), Hiszpanii (Sánchez-Chóliz, Duarte 2004), Finlandii (Mäenpää, Siikavirta 2007), Norwegii (Peters, Hertwich 2006), Nowej Zelandii (Andrew, Forgie 2008), Włoch (Mongelli, Tassielli, Notarnicola 2006), jak i gospodarek wschodzących oraz państw słabo rozwiniętych, m.in. Brazylii (Machado, Schaeffer, Worrell 2001), Chin (Milner, Xu 2009; Guo, Zhang, Meng 2012; Ren *et al.* 2014), Polski (Przybyliński 2000, 2004, 2012), Turcji (Tunç, Türüt-Asik,

Akbostanci 2007), Tajlandii (Limmeechokchai, Suksuntornsiri 2007). Znacznie rzadziej można spotkać badania odnoszące się do wymiany w ujęciu dwóch czy większej liczby krajów. Modele *i-o* pokazujące problem polutogenności w handlu między kilkoma krajami można znaleźć w pracach m.in. Hayami i Kiji (1997), Giljum i Hubacek (2001), Ackermana, Ishikawy i Suga (2007), Guo, Zou i Wei (2010), Davisa i Caldeiry (2010) czy Petersa *et al.* (2011). Pokazują one nie tylko polutogenność różnych gałęzi badanych gospodarek, lecz także ekonomiczne powiązania między krajami.

Jeszcze inne podejście przedstawili w swoich pracach McGregor, Swales i Turner (2008) oraz Turner *et al.* (2012). Ich rozważania dotyczą następstw liberalizacji handlu dla wybranych regionów w ramach jednego (McGregor, Swales i Turner 2008) i dwóch krajów (Turner *et al.* 2012). Na przykład drugie z badań obejmowało z jednej strony Szkocję i tzw. pozostałą część Zjednoczonego Królestwa, z drugiej zaś – pięć regionów/miast środkowo-zachodniej części Stanów Zjednoczonych. Dzięki takiemu ujęciu można wyraźniej zaakcentować potrzebę koordynacji polityki ochrony środowiska na szczeblu lokalnym, krajowym i międzynarodowym. Ukazanie zanieczyszczeń regionalnych bilansów handlowych ułatwia identyfikację wielu problemów na poziomie lokalnym, co powinno pomóc w znalezieniu efektywniejszych sposobów rozwiązania problemu szkodliwych emisji.

W Polsce pierwszą próbę przedstawienia środowiskowego bilansu wymiany towarowej podjęli Czaja, Fiedor i Graczyk (1994), którzy porównali wielkość emisji zanieczyszczeń związanej z produkcją krajową ogółem a produkcją przeznaczoną na eksport. W tym celu wykorzystali współczynniki polutogenności w wyrażeniu na jednostkę produkcji sprzedanej. Wyniki badania pokazały mniejszą polutogenność eksportu niż produkcji krajowej, choć różnice nie były znaczące (z wyjątkiem SO₂). W latach 1990–1992 emisja zanieczyszczeń spowodowana produkcją na eksport spadała jednak wolniej niż wielkość zanieczyszczeń związanych z produkcją ogółem. Oznacza to, że „eksport wyrobów przemysłowych relatywnie coraz mocniej obciążał zanieczyszczeniami środowisko przyrodnicze w Polsce” (Czaja, Fiedor, Graczyk 1994, s. 174). Jednocześnie w tym czasie rósł w Polsce import towarów, których wytwarzanie byłoby mniej uciążliwe dla środowiska. Badanie wydaje się interesujące, jednak zabrakło w nim ujęcia wszystkich efektów pośrednich, np. zanieczyszczeń powstałych na skutek wykorzystania energii elektrycznej do produkcji przemysłowej. Włączenie do analizy tych powiązań jest istotne, bowiem branża energetyczna ma znaczny udział w emisji szkodliwych substancji do środowiska.

Kolejną próbę przedstawienia środowiskowego bilansu wymiany handlowej podjął Przybyliński (2000) dla 1990 r. Badanie polegało na przypisaniu emisji poszczególnym kategoriom popytu finalnego, zgodnie z zasadą, że odpowiedzialność za zanieczyszczenia ponoszą ostateczni odbiorcy, gdyż powstają one na skutek zaspokajania ich potrzeb. Takie podejście, wykorzystujące analizę mnożnikową *i-o*, pokazało, iż handel zagraniczny Polski nie jest efektywny ekologicznie. Innymi

słowy, ilość zanieczyszczeń powstałych na skutek produkcji na eksport była większa niż hipotetyczne efekty zastąpienia jej importem. Dotyczyło to wszystkich porównywanych kategorii zanieczyszczeń, tzn. pyłowych i gazowych.

Badanie to zostało powtórzone przez autora dla 1995 r. i 2005 r. (Przybyliński 2004, 2012). Do analizy wybrano zanieczyszczenia pyłowe, SO₂, CO, CO₂, a dane objęły emisje z zakładów szczególnie uciążliwych dla środowiska. Wyniki badań pokazały, że pomimo wyraźnego wzrostu produkcji (i przy nieprzerwanym wzroście PKB) relatywna emisja wszystkich rodzajów zanieczyszczeń zmalała, choć otwartość polskiej gospodarki w latach 1990–2005 powinna sugerować, iż wielkość emisji w wyniku produkcji na eksport będzie coraz większa. Taką tendencję zaobserwowano np. w przypadku zanieczyszczeń pyłowych, choć nie był to istotny wzrost. Z kolei wielkość emisji SO₂ obniżyła się w 1995 r., a następnie nieznacznie zwiększyła, nie osiągając już poziomu wyjściowego. Z danych za 2005 r. wyraźnie wynikało, że produkcji na eksport można przypisać ponad połowę całkowitej emisji CO. Udział tlenu węgla niewiele zmienił się w stosunku do 1995 r., ale był on wyraźnie wyższy niż w 1990 r. (Przybyliński 2012, s. 171).

Analiza emisji na jednostkę produkcji ukazała zróżnicowanie handlu zagranicznego Polski w zależności od partnerów. W badanym okresie Polska eksportowała bardziej polutogenne produkty poza Unię Europejską niż do państw UE. Również import spoza Unii w większym stopniu zanieczyszczał środowisko niż import z państw UE (wyjątek stanowiła emisja CO). Tym samym Przybyliński konkluduje, że Polska „handluje »czystszyimi« produktami z UE niż z krajami spoza UE” (2012, s. 169).

Badając zmiany w czasie i porównując emisje przypadające na jednostkę produkcji, autor pokazuje, że praktycznie w całym analizowanym okresie produkcja na eksport generuje więcej zanieczyszczeń (na jednostkę) niż produkcja na potrzeby krajowe. Wyjątek stanowi jedynie emisja SO₂ w 2005 r. Z szacunków wynika, iż produkcja na eksport była szczególnie uciążliwa dla środowiska w 1995 r. Wówczas pogłębiła się różnica między jednostkową emisją zanieczyszczeń powstającą na skutek produkcji na eksport i na rynek krajowy. W przypadku CO relacja ta wynosi 4,5, podczas gdy w 2005 r. 2,5 (Przybyliński 2012, s. 172). Zdaniem autora można to tłumaczyć początkowymi, gwałtownymi efektami transformacji systemowej w latach 90. XX w., które zaznaczyły się w strukturze handlu zagranicznego i były efektem zmian w technologii produkcji czy cen.

Jak wynika z powyższych rozważań, większość badań *i-o* ogranicza się do analiz wpływu eksportu i importu na wielkość emisji zanieczyszczeń powietrza i wody. Zdecydowanie rzadziej przedmiotem badania jest np. zanieczyszczenie gleby. Wśród autorów podejmujących tę problematykę warto wskazać Hubaceka i Giljuma (2003) czy Steen-Olsena *et al.* (2012). Wyniki analiz nie są jednak przekonujące z uwagi na brak porównywalnych danych w regionach. Część badań (np. Hubacek, Giljum 2003) koncentruje się zatem na warstwie metodologicznej, testując różne warianty modeli *i-o* w analizie problemu.

2.5. Podsumowanie

Badania empiryczne na temat wpływu liberalizacji handlu na stan środowiska przyrodniczego są przedmiotem zainteresowania naukowców od lat 60. XX w. Najwięcej analiz pojawiło się na przełomie XX i XXI w., co wynika z aktywności w tym czasie na forum globalnym wielu organizacji międzynarodowych zajmujących się m.in. problematyką zrównoważonego rozwoju czy ochroną środowiska. W literaturze przedmiotu, która opiera się na różnych modelach ekonomiczno-ekologicznych wyraźnie widać, że większość z nich wyrosła na gruncie ekonomii i została wzbogacona o elementy środowiskowe. Z przywołanych przykładów prac wynika, że wpływ handlu zagranicznego na zanieczyszczenie środowiska przejawia się w trzech powiązanych ze sobą efektach: kompozycji, skali i technicznym (widać to było również w badaniach teoretycznych). Pierwszy polega na zmianach w strukturze produkcji wywołanych różnicami w restrykcyjności standardów ekologicznych, a jego wielkość zazwyczaj decyduje o wpływie netto na środowisko. Pozostałe dwa efekty – spowodowane wzrostem produkcji i preferencji na rzecz czystego środowiska (na skutek zwiększania dochodu zmianie ulegają potrzeby konsumentów) oraz postępem technicznym – najczęściej równoważą się.

W badaniach autorzy posługują się wieloma metodami statystycznymi i ekonometrycznymi. Mimo iż w świetle większości analiz prawdopodobne jest osiągnięcie korzyści środowiskowych w wyniku liberalizacji handlu, w wielu z nich ostateczne wyniki są niejednoznaczne i bardzo wrażliwe na zmiany poszczególnych parametrów (tab. 2.6). Stąd też rzadko w sposób przekonujący odpowiadają na pytanie o wpływ liberalizacji handlu na środowisko. Niepowodzenia analiz empirycznych wynikają przede wszystkim z ograniczonej liczby zmiennych, które są wprowadzane do modeli. W rzeczywistości bowiem znacznie więcej czynników wpływa na strukturę wymiany międzynarodowej niż najczęściej uwzględnia się w badaniach. Modele ilościowe wynikają zazwyczaj z przyjętych przez autorów uproszczeń i są ograniczane wieloma założeniami. Ponadto nierzadko są konstruowane na podstawie wielkości przybliżonych. Naukowcy zmagają się także z brakiem odpowiednich danych do analizy, bowiem statystyki krajowe, regionalne czy międzynarodowe zawierają wiele luk w tym zakresie. Wspomniane trudności ograniczają możliwości bezpośredniego zastosowania wniosków do formułowania rekomendacji dla odpowiednich instytucji odpowiedzialnych za prowadzenie polityki ochrony środowiska czy też zajmujących się wymianą międzynarodową.

W ostatnim czasie coraz większą popularność w badaniu związków handel–środowisko zdobywają analizy mnożnikowe *input-output*. Są to pracołonne techniki, ale uzyskane za ich pomocą wyniki wydają się bliższe rzeczywistości.

Tabela 2.6. Przykłady wybranych modeli empirycznych odnoszących się do zależności między liberalizacją handlu a środowiskiem przyrodniczym

Wiodący problem badawczy	Nazwisko/nazwiska autora/autorów i rok wydania publikacji	Główne konkluzje
Ocena wpływu postanowień Rundy Urugwajskiej na zanieczyszczenie środowiska	Cole, Rayner i Bates (1998), Cole i Rayner (2000), Cole (2000)	W latach 90. XX w. we wszystkich państwach/regionach wzrost poziom emisji NO _x , natomiast wielkość SO ₂ , CO i pyłu zawieszonego zwiększyła się jedynie w krajach rozwijających się (w państwach wysoko rozwiniętych uległa zmniejszeniu). Realizacja postanowień Rundy Urugwajskiej wywołała globalny wzrost zanieczyszczenia, głównie w słabo rozwiniętych regionach.
	Ferrantino i Linkins (1998)	W większości krajów słabiej rozwiniętych na skutek postanowień Rundy Urugwajskiej rosła emisja szkodliwych zanieczyszczeń. Taka tendencja nie była widoczna w krajach wysoko rozwiniętych. Efekty skali i kompozycji przewyższają efekt techniczny.
Protekcjonizm handlowy i jego instrumenty jako narzędzia ochrony środowiska	Perroni i Wigle (1994)	Wzrost protekcjonizmu ma negatywny wpływ na dobrobyt i stan środowiska w badanych regionach. Bariery handlowe nie są skutecznym instrumentem ochrony środowiska przed potencjalnie negatywnymi skutkami wymiany międzynarodowej.
Badanie wskaźnika intensywności emisji CO ₂ dla eksportu i importu	Truong (2010)	W niektórych krajach specjalizujących się w produkcji na eksport (np. Chiny, Indie) wskaźniki intensywności emisji CO ₂ dla eksportu przewyższają znacznie te dla importu i produkcji krajowej. Odwrotne tendencje można wskazać w przypadku państw wysoko rozwiniętych (np. Japonia, kraje UE-15).
Podatek od emisji jako narzędzie łagodzące potencjalnie negatywne skutki dla środowiska wywołane liberalizacją handlu	Lee i Roland-Holst (1997)	Liberalizacja handlu wspierana narzędziami polityki ochrony środowiska może pozytywnie oddziaływać na dobrobyt w kraju.
	Beghin, Roland-Holst, van der Mensbrughe (1995)	W Meksyku otwarcie rynku powoduje przesunięcie produkcji w stronę „czystych” przemysłów, ale jednocześnie zwiększenie efektu skali (w następstwie wzrostu produkcji „brudnych” przemysłów) niweluje ten pozytywny skutek. Wprowadzenie podatku od emisji redukuje wielkość zanieczyszczeń.
	Dessus i Bussolo (1998)	Liberalizacja handlu na Kostaryce przyciągnęła inwestorów do „brudnych” przemysłów, ale równoczesne nałożenie podatków od emisji wpłynęło pozytywnie na dobrobyt i ograniczenie wielkości szkodliwych dla środowiska skażeń.

Liberalizacja handlu w ramach ugrupowania integracyjnego a stan środowiska przyrodniczego	Beghin et al. (2002)	Skutkiem potencjalnej integracji Chile z NAFTA może być redukcja większości emisji niebezpiecznych związków, np. NO ₂ , SO ₂ , PM ₁₀ , co wynika z wystąpienia przewagi efektu kompozycji nad efektem skali. Z kolei pełna integracja Chile z MERCOSUR może nie przynieść tak jednoznacznych efektów, choć możliwe jest nieznaczne obniżenie poziomu zanieczyszczeń.
Ogólne skutki liberalizacji handlu dla środowiska przyrodniczego (przykłady pojedynczych krajów)	Bandar i Coxhead (1999)	Na Sri Lance wolny handel może okazać się stymulatorem wzrostu dobrobytu i poprawy stanu środowiska przyrodniczego.
	Dean (2002)	Liberalizacja handlu sprawia, że Chiny mają przewagę komparatywną w produkcji „brudnych” dóbr, co pogłębia szkody wyrządzone środowisku. W tym samym czasie jednak otwartość gospodarki powoduje wzrost dochodu narodowego, który pozytywnie oddziałuje na redukcję zanieczyszczeń. Z uwagi na silniejszy wpływ efektu technicznego, w ostatecznym rozrachunku wolny handel wydaje się „dobry” dla środowiska.
	Dean i Lovely (2008)	W latach 1995–2004 zmalała polutogenność handlu zagranicznego Chin, co mogło być częściowo skutkiem zmian w strukturze eksportu, jak również wdrażania przyjaznych dla środowiska technologii.
Ogólne skutki liberalizacji handlu dla środowiska przyrodniczego (przykład zanieczyszczenia powietrza)	Antweiler, Copeland i Taylor (2001)	Wolny handel nie powoduje istotnych zmian w wielkości emisji SO ₂ . Jeśli na skutek liberalizacji handlu poziom PKB i produkcja wzrosną o 1%, wówczas zanieczyszczenie SO ₂ spada o 1%. Wolny handel jest korzystny dla środowiska przyrodniczego.
Badanie ekologicznej efektywności wymiany, czyli tzw. <i>środowiskowego terms of trade</i>	Antweiler (1996)	W niektórych krajach wysoko rozwiniętych zanotowano niekorzystną strukturę handlu zagranicznego (z punktu widzenia emisji szkodliwych substancji dla środowiska), podczas gdy dla części państw rozwijających się <i>środowiskowe terms of trade</i> było korzystne.
	Grether i Mathys (2013)	Największymi „środowiskowymi zwycięzcami” są kraje najbogatsze, natomiast największymi „środowiskowymi przegranymi” okazują się wiodące gospodarki wchodzące.
	Przybyliński (2012)	W latach 1995–2005 <i>środowiskowe terms of trade</i> Polski uległo obniżeniu, co świadczy o korzystnym wpływie handlu zagranicznego na poziom emisji zanieczyszczeń powietrza w Polsce. Eksport zanieczyszczeń przewyższył ich import (zarówno w wariancie wymiany z UE, jak i pozostałymi krajami).

Tab. 2.6 (cd.)

Wiodący problem badawczy	Nazwisko/nazwiska autora/autorów i rok wydania publikacji	Główne konkluzje
	Mukhopadhyay i Chakraborty (2005), Dietzenbacher i Mukhopadhyay (2007)	Indie, postrzegane jako eksporter „brudnych” dóbr, w rzeczywistości specjalizują się w eksporcie relatywnie „czystych” produktów. Wzrost emisji szkodliwych substancji, będący konsekwencją większego eksportu, jest znacznie mniejszy (mniej więcej o połowę) niż ich spadek na skutek dodatkowego importu. Indie zyskują na tym, że więcej eksportują.
Badanie występowania problemu <i>carbon leakage</i> na skutek liberalizacji handlu międzynarodowego	Xu i Dietzenbacher (2014)	Globalna emisja CO ₂ rośnie znacząco wskutek produkcji dóbr i usług na potrzeby handlu międzynarodowego. Podczas gdy za emisję zanieczyszczeń w krajach „bogatych” jest odpowiedzialna nadmierna konsumpcja (import), to w państwach słabiej rozwiniętych „winowajcą” jest wzmożona produkcja (eksport). Zmiany w strukturze handlu międzynarodowego spowodowały wystąpienie dysproporcji między krajami rozwiniętymi i rozwijającymi się, co skutkuje efektem ucieczki emisji CO ₂ w skali globalnej.
	Peters i Hertwich (2008)	Handel międzynarodowy był odpowiedzialny za 21,5% światowych emisji CO ₂ w 2001 r. Kraje małe, w których handel zagraniczny odgrywa ważną rolę, są bardziej narażone na negatywne środowiskowe skutki międzynarodowej wymiany handlowej niż kraje duże.
Badanie polutogenności tzw. stref „przetwórstwa eksportowego”	Su, Ang i Low (2013), Weitzel i Ma (2014), Jiang et al. (2015)	Dane na temat intensywności emisji CO ₂ w krajach Azji wskutek produkcji na eksport są znacznie przesadzone. Wyraźnie więcej szkodliwych emisji CO ₂ generuje produkcja na potrzeby rynku krajowego (np. w Chinach).

Źródło: opracowanie własne na podstawie literatury przedmiotu przedstawionej w rozdziale 2.

Rozdział 3

Migracje „brudnych” przemysłów

3.1. Przyczyny migracji „brudnych” przemysłów

Przedmiotem wymiany między krajami są nie tylko produkty (towary i usługi), ale również czynniki wytwórcze. Mimo tego przez dłuższy czas w teoriach handlu międzynarodowego (klasycznych i neoklasycznych) przyjmowano założenie o braku ich międzynarodowej mobilności, co miało na celu uproszczenie przedstawianych analiz. Migracja czynników wytwórczych pojawiła się dopiero w niesformalizowanej wersji teorii obfitości zasobów Ohlina, a także w twierdzeniach opartych na sformalizowanej wersji tej teorii (Misala 2003, s. 194). Pierwsze teoretyczne uogólnienia związane z ich mobilnością zawierają teorie neotechnologiczne, które w literaturze służą zazwyczaj do interpretacji międzynarodowego przepływu kapitału oraz wiedzy technicznej. Misala (2003, s. 193), cytując Ohlina, podkreśla, że „teoria handlu międzynarodowego opiera się na teorii lokalizacji. Zamiast pytać, dlaczego pewne kraje wymieniają między sobą określone towary, można spytać, dlaczego produkcja jest rozdzielona między kraje w określony sposób. Ogólnie rzecz ujmując, wymiana towarów zostaje przesądzona, kiedy ustalili się określony podział produkcji między krajami”. Oznacza to, że zagadnienia związane z liberalizacją handlu, międzynarodową wymianą towarów i migracją czynników wytwórczych należy traktować spójnie. Takie podejście widać we współczesnych teoriach handlu międzynarodowego, gdzie podejmuje się próby wyjaśnienia np. zjawiska zagranicznych inwestycji bezpośrednich (ZIB). Ścisłe związki między różnymi grupami teorii są więc wyraźne, stąd też przyjrzymy się bliżej koncepcjom, które łączą kwestie liberalizacji handlu z przepływem kapitału i polityką ekologiczną.

W literaturze przedmiotu najczęściej można spotkać się ze stwierdzeniem, że przemysły przemieszczają się w poszukiwaniu jak najniższych standardów ochrony środowiska¹. Taka migracja jest skutkiem m.in. liberalizacji handlu

¹ Por. podrozdział 3.3.

oraz przepływów kapitału i powoduje pogłębianie różnic w stanie środowiska w krajach „bogatych” i „ubogich”. Hipoteza tzw. rajów zanieczyszczeniowych (rajów emisyjnych, rajów dla zanieczyszczeń – *pollution haven*) zakłada, że przedsiębiorstwa (zwłaszcza wysokoemisyjne) dążą do umieszczania swojej działalności w krajach (najczęściej słabo rozwiniętych) lub obszarach o niewielkich wymogach środowiskowych, tak aby uniknąć związanych z tym wysokich kosztów wytwarzania². Aż 40% tego typu poczynań wiąże się z działalnością, która może stanowić zagrożenie dla środowiska przyrodniczego (Chodyński 2011, s.114). Dotyczy to w szczególności takich gałęzi przemysłu, jak: maszynowy, elektroniczny, chemiczny, spożywczy, metali kolorowych, produktów mineralnych, produkcji plastiku, gumy czy usługi transportowe. Trudno się z tym nie zgodzić, bowiem wymienione branże w największym stopniu eksploatują środowisko przyrodnicze i przyczyniają się do jego szybszej degradacji. Sprzyja temu również sama organizacja procesów produkcyjnych, gdzie kontrola właścicielska w ramach poszczególnych ogniw łańcucha wartości produktu zastępowana jest systemem zleceń (Pietrewicz 2011, s. 82). Przedsiębiorstwa międzynarodowe unikają konieczności zaangażowania środków na wykup i reorganizację pracy innych podmiotów, a także ryzyka funkcjonowania w innym otoczeniu. Kierując się zasadą „jak najtaniej”, mają możliwość szybkiej zmiany dostawcy, niejednokrotnie przy okazji „eksploatując środowiskowo” kolejne regiony. Przenoszenie uciążliwej produkcji do państw o niższych standardach i regulacjach środowiskowych oznacza również międzynarodowe transfery emisji zanieczyszczeń oraz utrudnia rozwiązywanie globalnych problemów ekologicznych. „Brudne” inwestycje oznaczają przerzucanie ryzyka ekologicznego na słabszych partnerów.

Działalność podmiotów gospodarczych na rynkach zagranicznych może się też przyczynić do powstawania efektu określanego mianem kaskadowych rajów zanieczyszczeniowych (*cascading pollution haven*). Wówczas firma kontraktuje swoje „brudne” procesy produkcyjne u innych przedsiębiorstwach, a sama stwarza pozory bycia przyjazną dla środowiska (OECD 1999, s. 14; Fredriksson 1999, s. 126).

Działania przedsiębiorstw, które – korzystając ze swobody otwartego rynku – migrują w poszukiwaniu łagodniejszych standardów ekologicznych, łatwo uzasadnić (Xing, Kolstad 2002). Po pierwsze, przestrzeganie restrykcyjnych przepisów ochrony środowiska może podnosić koszty produkcji, ponieważ często wymaga wykorzystania zaawansowanych technologicznie urządzeń i rozwiązań, np. instalacji urządzeń oczyszczających i filtrujących. Po drugie, restrykcyjne przepisy ekologiczne mogą ograniczyć możliwości utylizowania odpadów przemysłowych oraz zakazywać wykorzystywania niektórych (toksycznych dla środowiska) czynników produkcji, jak również powstawania

2 Zjawisko to w literaturze określane jest jako „migracja brudnych przemysłów” (*dirty industry migration, industry flight, displacement of industry*).

określonych zanieczyszczeń. Tym samym koszty wytwarzania dóbr i usług mogą wzrosnąć. Jest zatem oczywiste, iż w interesie przedsiębiorstwa będzie lokalizacja procesów wytwórczych w regionie, gdzie koszty produkcji są niższe (zakładając, że firma ma taką możliwość, a inne determinanty lokalizacji są takie same).

Niskie standardy odnoszące się np. do metod i procesów produkcji dywersyfikują warunki produkcji pomiędzy krajami i tym samym mogą determinować decyzje o lokalizacji działalności. Dzieje się tak zgodnie z mikroekonomiczną zasadą minimalizacji kosztów. Przenoszenie produkcji do krajów o mniej restrykcyjnych normach środowiskowych to typowy przykład ekodumpingu, neokolonializmu ekologicznego czy wręcz ekoimperializmu (Czaja 2004, s. 11). W konsekwencji środowisko ulega silnej degradacji, dochodzi do bezkarnej eksploatacji zasobów naturalnych, wzrasta ryzyko chorób i śmiertelności, pogarszają się warunki życia lokalnej społeczności. Budzi to kontrowersje oraz jest tematem dyskusji wśród ekologów czy ekonomistów.

Z drugiej strony jednak wydaje się, że alokacja przemysłów wywołana różnicami w restrykcyjności norm środowiskowych jest optymalna. Dzięki nim kraje mogą wykorzystywać lub tworzyć przewagi komparatywne. Poza tym nie można wykluczyć, że łagodniejsze wymogi środowiskowe stanowią konsekwencję nacisku lobbujących grup eksporterów czy zachętę do przyciągania zagranicznych inwestorów. Państwa słabo rozwinięte dopominają się o inwestycje przemysłowe, nawet jeśli to są przemysły likwidowane w innych krajach ze względów ekologicznych.

Wiele państw słabo rozwiniętych ciągle specjalizuje się w produkcji i eksporcie dóbr, których wytwarzanie intensywnie zanieczyszcza środowisko. Dotyczy to przede wszystkim Afryki, Ameryki Południowej czy Azji. Eksploatacja nieodnawialnych surowców i ich przetwarzanie stanowi podstawę działalności najbardziej polutogennych gałęzi przemysłu. Ponadto, odnotowywany w statystykach wzrost eksportu surowców odnawialnych z krajów rozwijających się wiąże się z rozwojem rolnictwa nieekologicznego, czego skutkiem jest niszczenie różnorodności biologicznej i cennych siedlisk przyrodniczych. Wspomniane przykłady świadczą o tym, że liberalizacja handlu w tych krajach może spotęgować degradację środowiska, podobnie jak napływ ZIB, których celem jest „brudna” produkcja. Oczywiście trudno przesądzać, czy rzeczywiście tak się stanie, choć intuicja podpowiada właśnie taką puentę.

Problem przemieszczania się „brudnych” przemysłów stanowi od dawna przedmiot zainteresowania ekonomistów. Jednak w literaturze nie ma zgodności co do tego, czy m.in. na skutek liberalizacji przedsiębiorstwa rzeczywiście migrują w poszukiwaniu łagodnych standardów ochrony środowiska. O ile w pracach teoretycznych przeważają głosy uzasadniające takie tendencje, o tyle wnioski z modeli empirycznych nie są już w pełni jednoznaczne.

3.2. Badania odrzucające hipotezę o istnieniu rajów zanieczyszczeniowych

W literaturze przedmiotu można znaleźć prace kwestionujące znaczenie wysokości opłat środowiskowych przy podejmowaniu decyzji o internacjonalizacji przedsiębiorstwa w formie zagranicznych inwestycji bezpośrednich. Dotyczy to zarówno kosztów przestrzegania przepisów o ochronie środowiska w kraju macierzystym, jak i za granicą. W obu przypadkach bowiem przedsiębiorstwo może podjąć decyzję o intensywniejszym wykorzystaniu tych czynników produkcji, których użycie będzie mniej szkodliwe dla środowiska, np. kapitału, i tym samym opłaty za korzystanie ze środowiska będą mniejsze (Eskeland, Harrison 2002, s. 27).

Wątpliwości, czy motywem ekspansji zagranicznej mogą stać się wyższe koszty redukcji emisji w kraju macierzystym widać m.in. w pracy Waltera (1973), który oszacował „zawartość zanieczyszczeń” (*pollution content*) w 83 grupach produktów i usług w Stanach Zjednoczonych w latach 1968–1970. Zdefiniował ją jako koszty środowiskowej kontroli dla przedsiębiorstwa, na którą składają się m.in. koszty prac B+R, koszty operacyjne i kapitałowe. Z badania wynikało, że średnia roczna „zawartość zanieczyszczeń” w eksporcie w porównaniu do kosztów eksportu ogółem była nieistotna i wynosiła jedynie 1,75%. Polityka ochrony środowiska Stanów Zjednoczonych okazała się zatem „neutralna” dla decyzji o migracji przemysłu za granicę.

Z kolei Robinson (1988) analizował, czy (1) koszty spełniania standardów środowiskowych oddziałują w znacznym stopniu na przewagę komparatywną Stanów Zjednoczonych oraz (2) jaki jest ich wpływ na handel między Stanami Zjednoczonymi z Kanadą i resztą świata. Badanie dotyczyło 3 lat (1973, 1977, 1982) i 78 gałęzi przemysłu. Analiza pokazała, że wprowadzenie ostrzejszych norm środowiskowych spowodowało większy import z gałęzi, których produkcja jest przyczyną intensywniejszej emisji zanieczyszczeń. Ponadto Robinson obliczył, iż wzrost cen w Stanach Zjednoczonych o 1%, na skutek zmian w polityce ochrony środowiska, spowodował spadek obrotów handlowych z Kanadą o 0,67% w 1977 r. Oznacza to, że bardziej rygorystyczne instrumenty polityki ekologicznej mogą pociągać za sobą zmianę przewagi komparatywnej oraz szybszy wzrost importu *pollution intensive goods*. Podobne wnioski można znaleźć u Kalta (1988), którego analiza koncentrowała się na latach 1967 i 1977.

Inne prace, np. Lucasa, Wheelera i Hettige (1992), ukazują przykłady realokacji „brudnych” gałęzi przemysłu do innych krajów, ale nie łączą tego faktu z liberalizacją handlu czy łagodniejszymi normami ochrony środowiska. Autorzy wykorzystali dane nt. polutogenności różnych gałęzi przemysłu w latach 1960–1988. Badanie dotyczyło aż 15 tys. zakładów przemysłowych z 80 krajów o różnym poziomie rozwoju gospodarczego. Autorzy oszacowali całkowitą wielkość emisji zanieczyszczeń przypadającą na 1 USD produkcji, następnie podjęli

próbę odpowiedzi na pytanie, czy nierestrykcyjne normy środowiskowe powodują przesunięcie inwestycji i przyciągnięcie „brudnych” przemysłów do regionów słabiej rozwiniętych. Z badań wynikało, iż emisja zanieczyszczeń rośnie szybciej w krajach o niskim poziomie PKB, natomiast w państwach, gdzie PKB jest wysokie, odnotowano odwrotne tendencje. Część obserwacji wskazywała wyraźnie na spadek całkowitych szkodliwych emisji przemysłu w relacji do PKB w gospodarkach wysoko rozwiniętych, co jest raczej skutkiem coraz mniejszego udziału przemysłu w wytwarzanym PKB niż stosowania przez firmy bardziej przyjaznych dla środowiska technologii produkcji.

Chociaż w krajach słabo rozwiniętych odnotowano wzrost emisji zanieczyszczeń w latach 70. i 80. XX w., to taki trend był zdecydowanie wyraźniejszy w gospodarkach zamkniętych, które charakteryzowały się dynamicznym wzrostem. Odwrotne tendencje można było zaobserwować w szybko rozwijających się gospodarkach otwartych, gdzie intensywność wzrostu toksycznych emisji oceniono jako neutralną (lata 70.) lub mniejszą (lata 80.). Autorzy nie potwierdzili hipotezy o przesuwaniu „brudnych” gałęzi przemysłu. Analizowane przykłady pokazały, że firmy nie migrują w poszukiwaniu niskich standardów ochrony środowiska, ponieważ koszty ich spełniania stanowią jedynie ułamek całkowitych kosztów działalności przedsiębiorstw. Podobne konkluzje można znaleźć w pracach Beghina i Potiera (1997) czy Birdsalla i Wheelera (1993). Ci ostatni wykorzystali dane przedstawione przez Lucasa, Wheelera i Hettige (1992), aby pokazać, że słabo rozwijające się gospodarki zamknięte emitują więcej zanieczyszczeń (a co więcej, poziom emisji szybko rośnie), podczas gdy w otwartych i dynamicznie rozwijających się krajach poziom szkodliwych dla środowiska zanieczyszczeń rośnie zdecydowanie wolniej. Można zatem przypuszczać, że otwartość handlu niejako zachęca słabiej rozwinięte kraje do naśladowania państw rozwiniętych w zakresie prowadzonej polityki ochrony środowiska.

Z wnioskami przedstawionymi przez Lucasa, Wheelera i Hettige polemizuje Rock (1996). Odnosi się on krytycznie m.in. do klasyfikacji „brudnych” przemysłów oraz definicji otwartości gospodarki przyjętej przez autorów. W przeprowadzonej analizie dotyczącej lat 1973–1985 pokazuje miarę krajowej „toksycznej intensywności PKB” (*toxic intensity of GDP*), która określa intensywność zanieczyszczeń wyrażoną w 1 USD PKB. Jest ona pozytywnie skorelowana z miarami otwartości handlowej. Oznacza to, że im bardziej liberalną politykę handlową kraj prowadzi, tym bardziej intensywnie zanieczyszcza środowisko. Sam autor jednak ostrożnie odnosi się do otrzymanych wyników i uchyła się od odpowiedzi na pytanie, czy w kontekście uzyskanych rezultatów należałoby rekomendować odchylenie od liberalizacji handlu, aby realizować cele środowiskowe.

Brak dowodów na istnienie rajów zanieczyszczeniowych widać również w pracy Bartika (1988). Autor pokazuje, że decyzje o lokalizacji produkcji zależą m.in. od różnic między regionami w stawkach podatków, dostępności pomocy publicznej, stopie uzwiązkowienia, natomiast zróżnicowanie w zakresie regulacji środowiskowych nie jest dla przedsiębiorstw istotne. Badając zakłady przemysłowe

w Stanach Zjednoczonych w latach 1972–1978 z listy Fortune 500, Bartik zaobserwował, że stanowe przepisy dotyczące kontroli limitów zanieczyszczeń powietrza i wody oraz średnie koszty ich przestrzegania mają niewielki, nieistotny statystycznie wpływ na lokalizację produkcji. W kolejnym badaniu (Bartik 1989), obejmującym dane 19 branż przemysłu z lat 1967–1982, znalazło się potwierdzenie o istotnym, choć niewielkim, znaczeniu przepisów o ochronie środowiska jedynie na powstawanie i funkcjonowanie młodych przedsiębiorstw (start-upów).

Podobne konkluzje można znaleźć w wielu innych pracach odnoszących się do przykładów rynku amerykańskiego. Z prac Friedmana, Gerlowskiego i Silbermana (1992), Levinsona (1996) czy Goodsteina (1994) wynika, iż restrykcyjne przepisy środowiskowe mają negatywny, ale nieistotny statystycznie wpływ na relokację produkcji. Zdaniem Levinsona różnice w stanowych regulacjach nie miały znaczenia dla większości decyzji przedsiębiorstw w latach 1982–1987. Z kolei wyniki analiz Goodsteina pokazały, że nie ma dowodów na to, iż restrykcyjne przepisy środowiskowe przyczyniły się do upadku lokalnych przedsiębiorstw, utraty miejsc pracy czy wreszcie wzrostu stopy bezrobocia. Prawdopodobieństwo utraty pracy z powodu przenoszenia produkcji do rajów zanieczyszczeniowych jest raczej niewielkie. Nawet jeśli odnotowano przypadki redukcji zatrudnienia, to nie można udowodnić, że było to następstwem wprowadzenia bardziej restrykcyjnych przepisów ekologicznych.

Wpływ polityki ochrony środowiska na strukturę handlu towarami produkowanymi przez „brudne” gałęzie przemysłu badał również Tobey (1990). Opierając się na modelu Heckschera-Ohlina-Vanecka, dokonał analizy istotności wpływu kosztów związanych z ochroną środowiska na wielkość eksportu netto na tle innych 11 elementów kosztów. W tym celu porównał przewagi komparatywne wynikające z posiadania szeroko pojętych czynników produkcji. Swoje rozważania rozpoczął od zdefiniowania pojęcia „brudny przemysł”. Określił go jako taki, w którym koszty redukcji zanieczyszczeń (w odniesieniu do realiów rynku w Stanach Zjednoczonych) wynoszą przynajmniej 1,85% kosztów przedsiębiorstwa ogółem. Kryterium to spełniał m.in. przemysł drzewno-papierniczy, górniczy, hutnictwo żelaza i stali czy chemiczny. Analiza dotyczyła danych z 1977 r. zebranych aż dla 23 krajów (13 wysoko rozwiniętych i 10 rozwijających się)³. Z uwagi na fakt, iż badanie dotyczyło porównań międzynarodowych, Tobey wprowadził dodatkową, jakościową zmienną, która porządkowała stopień restrykcyjności przepisów ochrony środowiska państw objętych badaniem. Jej wartości kształtowały się w przedziale 1–7⁴ (gdzie „1” oznaczał łagodne przepisy, zaś „7” – restrykcyjne).

3 Wśród badanych krajów wysoko rozwiniętych znalazły się: Austria, Australia, Belgia i Luksemburg (traktowane jako jeden – Belux), Dania, Finlandia, Japonia, Holandia, Niemcy, Nowa Zelandia, Norwegia, Stany Zjednoczone, Szwecja, Wielka Brytania. Natomiast w grupie krajów rozwijających się autorzy uwzględnili Cypr, Chile, Hiszpanię, Izrael, Kolumbię, Liberię, Malte, Nigerię, Panamę i Singapur.

4 Wprowadzając dodatkową zmienną, Tobey opierał się na wynikach badania Waltera i Ugelowa (1979) przeprowadzonego dla UNCTAD.

W grupie krajów wysoko rozwiniętych średnia wielkość wskaźnika wynosiła 6,1 (w przypadku Japonii, Stanów Zjednoczonych i Szwecji – 7), podczas gdy dla państw słabo rozwiniętych 3,1 (dla Cypru, Malty i Liberii – 1) (Tobey 1990, s. 197). Wyniki estymacji modelu pokazały, że w żadnym przypadku bardziej rygorystyczne przepisy ekologiczne nie wpływały w sposób istotny statystycznie na wielkość eksportu. Co więcej, autor krytycznie odniósł się do tezy, iż „brudne” przemysły migrują do krajów, gdzie ochrona środowiska podlega łagodniejszym normom (Tobey 1990, s. 205).

Interesująca wydaje się też kwestia rzeczywistego posiadania przez kraje rozwijające się przewagi w eksporcie tych towarów, których wytworzenie powoduje duże zanieczyszczenie środowiska. Można bowiem przypuszczać, że przedsiębiorstwa, które nie ponoszą opłat środowiskowych, mogą oferować tańsze produkty i tym samym atrakcyjniejsze dla konsumentów wrażliwych na cenę. Ten problem podejmuje m.in. Low i Yeats (1992), którzy oszacowali wskaźnik ujawnionej przewagi komparatywnej (*Revealed Comparative Advantage* – RCA). Został on zdefiniowany jako udział eksportu określonych produktów w eksporcie ogółem danego kraju w stosunku do eksportu tej grupy produktowej w innej, referencyjnej grupie krajów. Jeśli RCA osiągał wartości większe od 1, potwierdzało to tezę o istnieniu ujawnionej przewagi komparatywnej w danym przemyśle, wynikającej m.in. z niższych opłat za korzystanie ze środowiska (lub ich braku). Analiza dotyczyła branż uznanych za intensywnie zanieczyszczające środowisko przyrodnicze przez Amerykańską Agencję Ochrony Środowiska, tj. metalowej, stalowej, rafinacji ropy naftowej, celulozowej i papierniczej. Dane pochodziły z lat 1965–1988 oraz 109 krajów na świecie. Z badania wynikało, iż wskaźnik RCA był wyższy w krajach rozwijających się niż uprzemysłowionych. Szczególnie było to widoczne w przypadku Europy Wschodniej, Ameryki Łacińskiej i Azji Zachodniej. Poza tym Low i Yeats (1992, s. 98, 102) zauważyli, że:

- liczba krajów rozwijających się posiadających przewagę komparatywną w „brudnych” przemysłach stale rośnie (w latach 1966–1988 wzrost ten był ponad trzykrotny),
- „brudne” przemysły mają coraz większy udział w eksporcie z krajów rozwijających się,
- udział „brudnych” przemysłów w eksporcie ogółem krajów wysoko rozwiniętych maleje,
- wielkość eksportu „brudnych” przemysłów w światowym handlu maleje.

Można zatem przyjąć, że lokalizacja najbardziej polutogennych branż przemysłu uległa geograficznemu rozproszeniu, a najwięcej z nich znajduje się w krajach rozwijających się. Formułując takie konkluzje, Low i Yeats potwierdzają słuszność hipotezy o migracji „brudnych” przemysłów, jednak nie łączą jej z bardziej restrykcyjnymi przepisami o ochronie środowiska w krajach rozwiniętych lub z otwartością handlu. Może mieć to raczej związek z niższymi kosztami pracy (przemysł metalowy), wielkością zasobów naturalnych (m.in. przemysł drzewno-papierniczy, metali kolorowych, rafinacja ropy naftowej) czy różnic w poziomach dochodu

i rozwoju. Low i Yeats (1992, s. 103) nie pogłębiają jednak tych spostrzeżeń, stwierdzając, że zakres badania nie pozwala na szczegółową analizę innych możliwych decyzji lokalizacyjnych przemysłu.

Podobne wyniki badań uzyskali Abimanyu (1996) oraz Mani i Wheeler (1998). Pierwszy z autorów, analizując przykłady krajów należących do APEC, stwierdza, iż łagodniejsze normy środowiskowe nie stanowią istotnej przyczyny przesunięcia „brudnych” przemysłów do regionów słabiej rozwiniętych. Według Maniego i Wheelera w latach 1960–1995 w krajach OECD zmniejszył się udział polutogennych branż w produkcji ogółem, podczas gdy w państwach rozwijających się wyraźnie wzrósł. Co więcej, autorzy pokazali, że eksport produktów w krajach Ameryki Łacińskiej i Azji (z wyłączeniem Japonii), których wytwarzanie bardziej zanieczyszcza środowisko, zwiększył się wyraźnie w porównaniu z importem. Wskazują jednak, iż różnice w przepisach polityki ekologicznej nie są najważniejszą przyczyną zaobserwowanych trendów. Realokacja produkcji jest przede wszystkim skutkiem niskiej elastyczności dochodowej popytu na produkty wytwarzane przez polutogenne branże oraz wzrostu cen energii i ziemi (istotne czynniki produkcji dla najsilniej zanieczyszczających środowisko branż). Poza tym autorzy dochodzą do wniosku, że wyższe tempo wzrostu gospodarczego wywiera presję na sprawców zanieczyszczeń, którzy wprowadzają bardziej restrykcyjne przepisy chroniące środowisko i ekologiczne techniki wytwarzania, czego skutkiem jest większy udział „czystszej” produkcji w produkcji ogółem.

Opierając się na wynikach kolejnych swoich badań, Wheeler (2001) definitywnie odrzuca hipotezę o migracji „brudnych” przemysłów. Pokazuje, że w krajach, które w latach 90. XX w. przyciągały znaczną część światowych zagranicznych inwestycji bezpośrednich, czyli np. w Brazylii, Meksyku czy Chinach⁵, można było zaobserwować zmniejszenie np. poziomu pyłu zawieszonego w miastach, który jest efektem ubocznym działalności przemysłu. Wyniki badań wyraźnie zaprzeczają także istnieniu hipotezy „wyścigu do dna” (*race to the bottom*)⁶. W większości poddanych analizie obszarów miejskich w Chinach, Brazylii, Meksyku – czy uwzględnionych dodatkowo dla porównania Stanach Zjednoczonych – odnotowano znaczącą poprawę jakości powietrza. Autor szczególnie uwagę zwrócił na przykład Los Angeles i Mexico City, ponieważ w tych miastach, stanowiących największe przemysłowe centra, wytwarzano znaczną część produkcji kierowanej na eksport do innych regionów NAFTA.

Istnieje zatem wiele argumentów podważających istnienie hipotezy „wyścigu do dna”. Przede wszystkim społeczeństwa w krajach rozwijających się nie

5 W latach 90. XX w. napływ ZIB do tych trzech krajów był najwyższy w grupie krajów rozwijających się. W przypadku Chin wyniósł średniorocznie 28%, zaś Meksyku i Brazylii – odpowiednio 9 i 7%. Wartość skumulowanych ZIB dla tych trzech krajów wyniosła 60% wartości ogółem dla wszystkich krajów rozwijających się w 1998 r.

6 Jak wspomniano w rozdziale 1, jest to dumping podatkowy, płacowy, socjalny czy ekologiczny, którego celem jest obniżenie standardów państwa, tak aby stało się ono „tańsze” od innych.

są biernymi obserwatorami rzeczywistości – coraz częściej biorą pod uwagę korzyści związane z ochroną środowiska przyrodniczego i aktywniej działają na jego rzecz. Wzrost dochodów, poziomu rozwoju czy lepsza edukacja sprawiają, że coraz bardziej restrykcyjnie kontroluje się poziom zanieczyszczeń. Przeciwnie tendencje można zaobserwować w krajach słabo rozwiniętych, gdzie nagle przyspieszenie wzrostu gospodarczego i chęć osiągnięcia wyższego poziomu rozwoju przyczynia się do „chwilowej”, silniejszej degradacji środowiska przyrodniczego w regionie.

Z większości badań wynika, że zarówno koszty redukcji emisji, jak i restrykcyjność kontroli przestrzegania przepisów ekologicznych nie wyjaśniają kierunków strumieni handlu czy motywów przepływu kapitału. Na przykład we Francji import produktów wytwarzanych przez najbardziej polutogenne gałęzie przemysłu pochodzi głównie z krajów, które mają rygorystyczne przepisy ochrony środowiska (Raspiller, Riedinger 2004). Ten paradoks po raz kolejny zdaje się pokazywać, że koszty ochrony środowiska nie są ważną determinantą lokalizacji inwestycji.

Skoro raje zanieczyszczeniowe przyciągają „brudną” produkcję, można się spodziewać, że działalność przedsiębiorstw międzynarodowych na ich obszarze okaże się bardziej szkodliwa dla środowiska niż działalność firm krajowych. Zdaniem wielu autorów, m.in. Eskelanda i Harrison (2002), Wanga i Jina (2002), Liang (2008) czy Jiang, Lina i Lina (2014) jest wręcz odwrotnie. Eskeland i Harrison (2002) przebadali działalność zagranicznych inwestorów w tych branżach gospodarki, w których produkcja silnie zanieczyszcza powietrze. Okazało się, iż firmy zagraniczne częściej niż krajowe wdrażają energooszczędne technologie i używają bardziej przyjaznych dla środowiska rodzajów energii. Swoje wnioski autorzy oparli na obserwacji kierunków inwestycji w czterech państwach rozwijających się: Maroku, Wybrzeżu Kości Słoniowej, Meksyku i Wenezueli. W dwóch pierwszych krajach zdecydowana większość inwestycji pochodziła z Francji, zaś w dwóch ostatnich – ze Stanów Zjednoczonych.

Podobne konkluzje można znaleźć w pracach Wanga i Jina (2002), Liang (2008) czy Jiang, Lina i Lina (2014), którzy analizowali uciążliwość dla środowiska działalności prowadzonej przez międzynarodowe oraz lokalne przedsiębiorstwa w Chinach. Jiang, Lin i Lin (2014) szacują, że na skutek aktywności zagranicznych inwestorów emituje się do atmosfery znacznie mniej szkodliwych związków chemicznych, takich jak SO_2 czy sadza, niż w przypadku analogicznej działalności chińskich przedsiębiorstw (zarówno publicznych, jak i prywatnych). Takie same obserwacje dotyczą również ilości odprowadzanych ścieków w miastach nadmorskich. Można przypuszczać, że jest to rezultat efektywniejszego wykorzystania energii oraz używania przez firmy zagraniczne nowocześniejszych technologii. Poza tym wiele korporacji międzynarodowych obawia się budowania swojego wizerunku jako firm migrujących w poszukiwaniu niskich standardów ekologicznych. Zła reputacja może ograniczać możliwości działania na innych rynkach i zniechęcać ekologicznie nastawionych konsumentów do nabywania produktów firmy. Z badań Jiang, Lin i Lin (2014) wynika również, że działalność większych przedsiębiorstw, które zatrudniają wykwalifikowaną i wykształconą siłę roboczą

jest mniej szkodliwa dla środowiska niż małych, prywatnych firm, nieprzestrzegających praw własności.

Wątek zagranicznych inwestorów, którzy przyczyniają się do poprawy stanu środowiska w kraju goszczącym jest określany w literaturze jako „efekt halo zanieczyszczeń” (*pollution halo effect hypothesis*)⁷. Wśród badań opisujących tę problematykę warto wymienić prace Birdsall i Wheelera (1993), Zarsky (1999), Gallaghera i Zarsky (2007) czy Asghari (2013). Inwestorzy, głównie z krajów wysoko rozwiniętych, posiadający zaawansowane, czystsze technologie, przyczyniają się do transferu wiedzy, nowoczesnych praktyk zarządzania, co może poprawić efektywność działania kooperujących z nimi przedsiębiorstw lokalnych. Jednym z efektów może być też zwiększanie poziomu ochrony środowiska w kraju goszczącym poprzez zbliżenie przepisów polityki ekologicznej do obowiązujących w państwach wysoko rozwiniętych.

Poza tym niektórzy zagraniczni inwestorzy mają tendencję do lokowania kapitału w regionach, gdzie standardy ekologiczne są bardzo restrykcyjne. Dotyczy to często krajów, które podpisały międzynarodowe porozumienia co do różnych aspektów ochrony środowiska. Dowodzą tego chociażby badania Dean, Lovely i Wanga (2009) czy Kirkpatricka i Shimamoto (2008).

Wyniki analiz na temat wpływu polityki ochrony środowiska na strumienie handlu i inwestycji zależą od tego, czy jest ona traktowana w modelach jako zmienna egzogeniczna czy endogeniczna (Ederington, Minier 2003; Levinson, Taylor 2003; Cole, Fredriksson 2009). W sposób znaczący bowiem może to wpłynąć na wyniki estymacji statystycznych czy ekonometrycznych. Ederington i Minier (2003) dowodzą, że jeśli udział kosztów redukcji szkodliwych emisji w kosztach ogółem przedsiębiorstwa potraktować jako zmienną endogeniczną, mają one wówczas statystycznie istotny wpływ na strumienie handlu (w tym przypadku wielkość importu). Podobne wnioski można znaleźć w pracy Levinsona i Taylora (2003). Wyniki badania strumieni importu Stanów Zjednoczonych z Kanady i Meksyku w latach 1974–1986 wskazują na jego wyraźną zależność od wysokości opłat środowiskowych, jednak będzie ona widoczna jedynie pod warunkiem, iż restrykcje środowiskowe potraktujemy jako zmienną endogeniczną. W obu pracach autorzy podkreślają, że normy ochrony środowiska powinny być rozpatrywane jako rodzaj bariery w handlu, czyli instrument protekcji rynku.

Niektórzy badacze zwracają uwagę na motyw „poszukującego kapitału” (*capital-seeking*), jakim kierują się przedsiębiorcy dokonujący zagranicznych inwestycji bezpośrednich. „Brudne” przemysły, charakteryzujące się kapitałochłonnością, mogą migrować do krajów rozwiniętych, nawet jeśli obowiązujące tam przepisy ochrony środowiska są rygorystyczne (Cole, Elliott 2005). Z kolei zdaniem Ederingtona, Levinsona i Minier (2005) oraz Wagnera i Timminsa (2009)

7 Sformułowanie „efekt halo” wywodzi się z psychologii i oznacza tendencję do automatycznego, pozytywnego lub negatywnego, przypisywania określonych cech np. konkretnym osobom na podstawie pozytywnego lub negatywnego wrażenia, jakie wywarli.

restrykcyjne standardy ekologiczne mogą być powodem przemieszczania się jedynie tych przemysłów, które są mobilne geograficznie (np. chemicznego). Wspomniane prace wnoszą do dyskusji na temat rajów zanieczyszczeniowych ciekawe wnioski i pokazują kierunek badań dotychczas słabo eksponowany.

Problemy z potwierdzeniem hipotez o migracji „brudnych” przemysłów i występowaniu rajów zanieczyszczeniowych pojawiają się w pracach wielu autorów. Obserwacja współczesnej gospodarki i intuicja badaczy podpowiadają, że obie hipotezy są prawdziwe, choć ich pozytywna weryfikacja następuje wiele trudności. Wynika to często z przyjmowania błędnego założenia, że koszty ochrony środowiska są wysokie i tym samym stanowią istotny składnik kosztów dla przedsiębiorstwa (Neumayer 2001). Najczęściej jest odwrotnie i znaczenie kosztów ochrony środowiska przy podejmowaniu decyzji inwestycyjnych jest niewielkie, co widać m.in. w pracach Bartika (1989) czy Raspillera i Riedingera (2004). Poza tym w krajach, gdzie normy ochrony środowiska są niskie, najczęściej pojawiają się dodatkowe trudności, których występowanie oznacza większe ryzyko potencjalnego niepowodzenia inwestycji i tym samym powoduje brak zainteresowania daną lokalizacją. Można wśród nich wymienić np. niewykwalifikowaną siłę roboczą, nierozwiniętą infrastrukturę, brak politycznej czy ekonomicznej stabilności. Innymi słowy, koszty ochrony środowiska są dla przedsiębiorstw znacznie mniej istotne niż inne czynniki tworzące klimat inwestycyjny.

Po drugie, działalność niektórych „brudnych” gałęzi przemysłu (np. energetycznego) jest możliwa przede wszystkim w pobliżu odbiorców ich produktów czy usług. Zatem przemieszczanie się w poszukiwaniu lepszej (tańszej) lokalizacji nie jest najważniejsze. Jeśli dodamy do tego konieczność walki konkurencyjnej z lokalnymi firmami (nieradko monopolistami, popieranymi przez lokalne władze), to stwierdzenie, że niektóre „brudne” przemysły mają niewielką motywację do tego, żeby się przemieszczać za granicę, wydaje się uzasadnione.

Po trzecie, z punktu widzenia inwestora ważne jest to, aby przepisy chroniące środowisko były przejrzyste i przewidywalne. Nawet jeśli są restrykcyjne, ale sprawiedliwe (takie same) dla wszystkich uczestników rynku, przedsiębiorcy mają poczucie stabilności, a ryzyko nieprzewidywalnych, niekorzystnych zmian w prawodawstwie traktują jako niewielkie. Zagrożenie wprowadzeniem niekorzystnych przepisów wzrasta w krajach słabo rozwiniętych, gdzie brakuje stabilizacji ekonomicznej i politycznej.

W dobie coraz częściej wdrażanych koncepcji społecznej odpowiedzialności biznesu migracja w poszukiwaniu niskich standardów ekologicznych może szkodzić wizerunkowi firmy. Coraz bardziej świadomi ekologicznie konsumenci wymagają minimalizowania szkodliwości produkcji. Taka postawa, określana w literaturze jako „zielony konsumeryzm” (Muldoon 2006; Vanderheiden 2008; Samarasinghe 2012), oznacza, że nabywcy mogą i wręcz powinni przeciwstawiać się degradacji środowiska na różne sposoby, poczynając od kupowania produktów ekologicznych, a na świadomym rezygnowaniu z nadmiernej konsumpcji

kończąc⁸. Poza tym nie bez znaczenia są także wartości osobiste oraz przekonania menadżerów firmy. Ich ogromny wpływ na formułowanie ekologicznych celów, implementowanie ekorozwiązań w przedsiębiorstwach, integrację z otoczeniem naturalnym poprzez technologie i produkty spełniające wymogi ekologiczne podkreślają w swoich pracach np. Cordano i Frieze (2000) czy Egri i Herman (2000).

Neumayer (2001, s. 23–24) powołuje się na przykłady wielu badań, które potwierdzają realne ryzyko obniżenia cen akcji przedsiębiorstw migrujących w poszukiwaniu niższych standardów ochrony środowiska. W literaturze przedmiotu można również znaleźć szereg opracowań wskazujących, że firmy mające wysoką pozycję w rankingach ekologicznych uzyskują korzystniejsze wskaźniki rentowności aktywów niż konkurenci (Ahuja, Hart 1996; Russo, Fouts 1997)⁹.

Warto w tym miejscu jeszcze wspomnieć o hipotezie wyposażenia w czynniki produkcji (*factor endowment hypothesis*), która również może wyjaśniać trudności z potwierdzeniem hipotezy o migracji „brudnych” przemysłów i występowaniu rajów zanieczyszczeniowych. Zakłada ona, że liberalizacja handlu może wpłynąć na kierunki handlu zgodnie z neoklasyczną teorią Heckschera–Ohlina–Vannecka. Wyjaśnienie kierunków i struktury handlu opiera się w tym przypadku na względnym zróżnicowaniu wyposażenia w czynniki produkcji, któremu towarzyszy różny poziom rozwoju gospodarczego (por. podrozdział 1.2 i 1.3). Teoria pozwala na jednoczesną analizę danych dotyczących zasobów czynników produkcji, technologii oraz handlu i znajduje uzasadnienie w relacjach handlowych Północ – Południe. Podkreśla się w niej znaczenie zasobów naturalnych, które zwiększają zdolności produkcyjne i stanowią czynnik przyciągający zagraniczne inwestycje bezpośrednie. Zatem można założyć, że przedsiębiorstwa będą skłonne zaakceptować bardziej rygorystyczne regulacje w zamian za korzyści płynące

8 Badania świadomości ekologicznej konsumentów przeprowadzano w wielu krajach. Wyłaniają się z nich specyficzne cechy „zielonych” klientów: wyższe wykształcenie, wiek ok. 35–45 lat, częściej kobieta dysponująca dużymi dochodami, uprawiająca zdrowy styl życia i posiadająca nieliczną rodzinę (Junaedi 2012; Davies, Titterington, Cochrane 1995).

9 Ten wątek w literaturze przedmiotu wydaje się mocno kontrowersyjny. Wiele prac bowiem nie potwierdza wniosków przedstawionych w pracach Ahuja i Harta (1996) czy Russo i Fouts (1997). Dotyczy to np. Kinga i Shavera (2001). Z ich analizy wynika bowiem, że obojętne dostosowania się do regulacji prośrodowiskowych może być źródłem problemów firmy i nie prowadzi do poprawy jej pozycji konkurencyjnej. Zdaniem Walley i Whiteheada (1994) respektowanie przez przedsiębiorstwo zasad ekologicznych oraz prośrodowiskowe inwestycje to drogie i skomplikowane działania, a w większości przypadków poczynione oszczędności są mniejsze niż wydatki poniesione na rzecz ochrony środowiska. Co więcej, w wielu badaniach, szczególnie z ostatnich kilku lat, wyraźnie kwestionuje się pozytywny wpływ przyjmowania proaktywnej postawy względem ochrony środowiska przez firmy notowane na giełdzie papierów wartościowych na wzrost cen ich akcji. Nie ma korelacji między kosztownymi, ekologicznymi wydatkami a wyższą ceną papierów wartościowych przedsiębiorstwa i lepszym postrzeganiem firmy przez inwestorów. Takie wnioski można znaleźć w m.in. pracach: Meric, Watson i Meric (2012), McPeak, Devirian i Seaman (2010).

z czynników wejściowych (np. zasobów naturalnych). *Factor endowment hypothesis* jest wobec tego sprzeczna z hipotezą o istnieniu rajów zanieczyszczeniowych i może wyjaśniać trudności z jej weryfikacją.

Niepowodzenia w szukaniu potwierdzenia występowania rajów emisyjnych mogą wynikać również z niewłaściwie dobranych do analizy metod badawczych. Kellogg (2006) uważa, że jedynie wykorzystanie tablic *input-output* (zawierających szczegółowe dane o przepływach między gałęziami przemysłu) pozwala na uzyskanie wiarygodnych wyników, podczas gdy stosowanie innych metod badawczych takiej pewności nie daje.

Smarzynska i Wei (2001) w artykule pod wymownym tytułem *Pollution Havens and Foreign Direct Investment: Dirty Secret or Popular Myth?* twierdzą, że problem z udowodnieniem istnienia rajów zanieczyszczeniowych wynika z dwóch powodów. Po pierwsze, można przypuszczać, że jest to zwykły mit, teoretyczny domysł, który nie znajduje potwierdzenia w rzeczywistości gospodarczej. Po drugie, zdaniem autorów istnieje duże prawdopodobieństwo, iż stanowi on „brudny sekret” zarówno krajów, jak i przedsiębiorstw, a naukowcy, mając zbyt mało wiarygodnych danych statystycznych (często jedynie takich, które dotyczą całych branż, a nie pojedynczych przedsiębiorstw), nie są w stanie udowodnić jego występowania. Smarzynska i Wei, świadomi wspomnianych ograniczeń, przedstawili własną koncepcję badania, której celem była weryfikacja po raz kolejny hipotezy o istnieniu rajów zanieczyszczeniowych. Autorzy uwzględnili w badaniu skłonność do korupcji oraz różne metody pomiaru stopnia ochrony środowiska w kraju goszczącym. Zastosowali miarę intensywności zanieczyszczeń na poziomie przedsiębiorstw zgodnie z ich podziałem według czterocyfrowego kodu SIC (Stany Zjednoczone), natomiast dane dotyczyły decyzji inwestycyjnych 534 firm w 24 krajach Europy Środkowo-Wschodniej i byłych Republik Radzieckich (ogółem aż 12 816 obserwacji).

Interesujące wydaje się włączenie do badania zmiennej dotyczącej korupcji. Smarzynska i Wei wielokrotnie zajmowali się tym zagadnieniem (Smarzynska, Wei 2000; Wei 1997, 2000a, 2000b) w kontekście bariery, jaką tworzy dla zagranicznych inwestorów. Autorzy przyjmują założenie, że kraj mający łagodne standardy ochrony środowiska jednocześnie charakteryzuje się znacznym stopniem korupcji (istnieje istotna korelacja między tymi zjawiskami). Z tego powodu wydaje się uzasadnione uwzględnianie w badaniu obu zmiennych, ponieważ w innym przypadku analiza statystyczna będzie niepełna.

Przedstawione wyniki badania po raz kolejny nie ujawniły silnych dowodów na poparcie hipotezy o istnieniu rajów zanieczyszczeniowych. Wprowadzenie do analiz zmiennej korupcji nie wniosło nic szczególnie nowego. Najbardziej istotne statystycznie okazały się szacunki, w których stopień restrykcyjności przepisów ekologicznych mierzono udziałem kraju w międzynarodowych porozumieniach o ochronie środowiska. Wówczas inwestycje „brudnych” przedsiębiorstw były wyraźnie niższe w krajach o wysokich standardach ekologicznych. Jednak jakiegokolwiek rozszerzenia modelu, przyjmowanie pojemniejszych definicji czy miar, mimo

że zmieniały znacząco jego ostateczne wyniki, to i tak nie dawały jednoznacznych rezultatów. Sami badacze podkreślają, iż dowody na istnienie rajów emisyjnych są zbyt skromne i słabe (Smarzynska, Wei 2001, s. 5). Autorzy nie odpowiadają jednoznacznie na tytułowe pytanie, czy raje zanieczyszczeniowe stanowią „brudny sekret” czy popularny mit, jednak przeprowadzone wywody skłaniają do traktowania problemu w kategoriach naukowego domysłu.

3.3. Badania potwierdzające hipotezę o istnieniu rajów zanieczyszczeniowych

Z przedstawionego dotychczas przeglądu badań wynika, że w literaturze przedmiotu można znaleźć wiele prac odrzucających hipotezę o przenoszeniu „brudnych” gałęzi przemysłu i istnieniu rajów zanieczyszczeniowych. Naukowcy coraz częściej zdają sobie sprawę z trudności z jej weryfikacją. Mimo iż są to dominujące głosy w tej dyskusji, w ostatniej dekadzie pojawiło się wiele badań uzasadniających jej słuszność. Przykładem jest praca Xinga i Kolstada (2002), którzy poddali analizie decyzje amerykańskich inwestorów reprezentujących wybrane gałęzie przemysłu. Autorzy uwzględnili w badaniu przedstawicieli tych gałęzi przemysłu, których działalność gospodarcza wiązała się ze znaczną emisją zanieczyszczeń i wysokimi opłatami ekologicznymi (np. chemiczny, metalowy) oraz tych, dla których nie stanowiły one znacznego udziału w kosztach ogółem (np. elektryczny, środków transportu, spożywczy). Okazało się, że nierestrykcyjne regulacje środowiskowe za granicą stanowiły determinantę dokonywania ZIB jedynie przez inwestorów z najsilniej polutogennych gałęzi. Wyniki badania należy jednak interpretować z ostrożnością, ponieważ łagodniejsze przepisy ochrony środowiska nie były zmienną decydującą o wyborze lokalizacji. Innymi słowy, wykazano jedynie, iż różnice w restrykcyjności polityki ekologicznej mogą powodować przepływ kapitału do krajów, gdzie jest ona łagodniejsza. Autorzy ostrzegają przed negatywnymi konsekwencjami takich przesunięć, np. wzrostem bezrobocia w krajach eksportujących kapitał czy degradacją środowiska przyrodniczego w gospodarkach goszczących. W dodatku migracja „brudnych” przemysłów nie rozwiązuje problemu zanieczyszczeń w krajach rozwiniętych, bowiem skażenia najczęściej mają charakter transgraniczny (Xing, Kolstad 2002, s. 15).

Z kolei Akbostanci, Tunç i Türüt-Asik (2007) potwierdzili istnienie rajów zanieczyszczeniowych na przykładzie Turcji, badając wielkość eksportu jej „brudnych” przemysłów w drugiej połowie lat 90. XX w. Z kolei Cole (2004) odnalazł dowody na występowanie *pollution haven*, dokonując analizy eksportu netto „brudnych” przemysłów w relacji do produkcji krajowej dla wybranych krajów rozwiniętych

i rozwijających się. Szacunkowe dane pokazały, że zasięg występowania rajów zanieczyszczeniowych jest ograniczony geograficznie oraz branżowo i najczęściej mają one tymczasowy charakter. Z rozważań wynika ponadto, że liberalizacja handlu oraz związany z nią wzrost konkurencji rynkowej może prowadzić do celowego wprowadzania przez kraje rozwijające się łagodniejszych standardów ochrony środowiska. Wolny handel ekspozuje i zarazem zaostrza niedoskonałości systemów instytucjonalnych. W krajach rozwiniętych nastawieni proekologicznie konsumenci mogą domagać się od państwa większych opłat za użytkowanie „zielonych” dóbr publicznych, a akceptacja bardziej restrykcyjnych norm środowiskowych jest powszechniejsza niż w krajach rozwijających się (Franzen, Meyer 2010; Bernauer, Koubi 2009).

Dodatnia korelacja między wskaźnikami napływu zagranicznych inwestycji bezpośrednich a polityką ochrony środowiska jest też widoczna w pracy Aminu (2005). Analiza dotyczy 14 państw słabo rozwiniętych, do których migruje kapitał z wybranych 11 krajów OECD¹⁰. W badaniu nie udało się jednak dowieść, że ZIB są odpowiedzialne za większe zanieczyszczenie środowiska czy większe zużycie energii w krajach je goszczących. Znalezione jedynie niewielkie związki między ZIB a większą emisją CO₂. Wyniki badania budzą jednak zastrzeżenia, ponieważ dane statystyczne nie były kompletne i w pełni zagregowane. Brakuje także szczegółowego odniesienia do specyfiki zanieczyszczeń emitowanych na skutek działalności konkretnych branż (Aminu 2005, s. 20).

W badaniu przekrojowym, obejmującym kilkadziesiąt krajów i ponad 80 gałęzi przemysłu, Broner, Bustos i Carvalho (2012) dowiedli, że przepisy ochrony środowiska są statystycznie istotną determinantą lokalizacji „brudnych” przemysłów i stanowią ważne źródło przewagi komparatywnej wielu krajów. Łagodne standardy ekologiczne są równie ważnym bodźcem do lokalizacji produkcji, jak kapitał ludzki (Broner, Bustos, Carvalho 2012, s. 3). Co więcej, z wyliczeń autorów wynika, iż coraz większy udział w imporcie Stanów Zjednoczonych mają produkty wytwarzane przez „brudny” przemysł w krajach posiadających łagodne przepisy ochrony środowiska. Potwierdza to zatem hipotezę o przesunięciu „brudnej” produkcji z krajów wysoko do słabo rozwiniętych.

Badając zależności między intensywnością napływu ZIB a restrykcyjnością przepisów środowiskowych, można dodatkowo uwzględnić charakter dokonywanych inwestycji. Mogą być one zorientowane na dostęp do rynku zbytu lub produktów firmy (charakter horyzontalny) lub być ukierunkowane na wykorzystanie niskich cen czynników i nakładów produkcyjnych (charakter wertykalny). Kluczowy motyw dokonywania inwestycji determinuje wybór kraju

10 Dane dotyczyły lat 1990–2000. Wśród grupy krajów OECD ujętych w badaniu znalazły się: Dania, Holandia, Finlandia, Islandia, Japonia, Kanada, Niemcy, Szwecja, Szwajcaria, Wielka Brytania i Włochy. Zaś do grona państw słabiej rozwiniętych autor zaliczył: Argentynę, Armenię, Brazylię, Chile, Indonezję, Kolumbię, Kazachstan, Meksyk, Pakistan, Paragwaj, Polskę, Słowenię, Tajlandię, Trynidad i Tobago.

goszczącego, w którym obowiązują określone przepisy o ochronie środowiska. Próbę odpowiedzi na pytanie, czy w zależności od motywów działania inwestorzy celowo wybierają lub odrzucają kraje posiadające łagodne standardy ekologiczne podjął m.in. Rezza (2013). Badanie dotyczyło norweskich przedsiębiorstw dokonujących ZIB w latach 1999–2005, a przekrojowe dane odnosiły się do transakcji przeprowadzonych między firmami macierzystymi i ich spółkami-córkami.

Rezza pokazał, że spółki-matki mniej inwestują w filie za granicą, jeśli inwestycje mają wertykalny charakter i dokonywane są w krajach posiadających restrykcyjne przepisy środowiskowe. Ponadto okazało się, iż w takim przypadku spada eksport spółek zależnych do firmy macierzystej. Z drugiej strony, jeżeli ZIB mają charakter horyzontalny, wówczas restrykcyjność standardów ekologicznych w kraju goszczącym jest dla inwestorów bez znaczenia. Takie konkluzje są, do pewnego stopnia, zgodne z wynikami badań Markusena i Maskusa (2001), którzy wykorzystali przykłady przedsiębiorstw ze Stanów Zjednoczonych, aby pokazać, że ZIB podjęte w innym celu niż chęć zdobycia lub powiększenia rynków zbytu są bardziej wrażliwe na koszty inwestycyjne. Zatem dodatkowe opłaty poniesione w celu sprostania standardom ekologicznym mają dla inwestorów ogromne znaczenie. Świadoma tych kosztów korporacja międzynarodowa zawsze ma możliwość wybrania innej lokalizacji. W przypadku inwestycji wertykalnych rośnie zatem prawdopodobieństwo ich podjęcia w krajach, gdzie przepisy ekologiczne są łagodne.

W większości opracowań badacze zazwyczaj koncentrują uwagę na określeniu znaczenia przepisów ochrony środowiska jako stymulanty lokalizacji inwestycji. Z kolei Ben Kheder (2010) próbuje odpowiedzieć na pytanie, czy ZIB wpływają na zwiększenie emisji zanieczyszczeń w kraju goszczącym. Za przykład posłużyły autorce inwestycje francuskie dokonywane w latach 1999–2003 w regionach o różnym poziomie rozwoju gospodarczego. Wyniki badań wskazywały na korelację między przemysłowymi inwestycjami a emisją CO₂ i zanieczyszczeniem wody w krajach lokalizacji francuskich ZIB. Negatywny wpływ był bardziej zauważalny w przypadku inwestycji „brudnych” gałęzi przemysłu. Potwierdza to istnienie efektu ucieczki emisji CO₂ (*carbon leakage*), czyli przenoszenia energochłonnej i wysokoemisyjnej produkcji z państw prowadzących politykę redukcji emisji gazów cieplarnianych do krajów, które takich działań nie podejmują.

Problem ucieczki emisji dostrzegany jest przez naukowców od dwóch dekad. Skala tego zjawiska jest znacząca, nierzadko oceniana nawet na kilkanaście procent pierwotnej redukcji, mimo iż niektóre szacunki wskazują na kilkudziesięcioprocentowy odpływ emisji za granicę (Aichele, Felbermayr 2010). W największym stopniu na zjawisko to narażone są takie branże, jak chemia organiczna, hutnictwo stali i żelaza, produkcja szkła, cementu czy papieru, choć pełna lista gałęzi ekspozowanych na ryzyko ucieczki emisji do państw trzecich obejmuje aż kilkadziesiąt pozycji (Komisja Europejska 2009).

Z badań Ben Kheder wynika również, że francuskie inwestycje „czystszych” przemysłów wpływają na zmniejszanie emisji zanieczyszczeń w krajach je goszczących. Jest to skutek użycia czystszej (przyjaznej ekologicznie) technologii nie tylko przez samych inwestorów, lecz także przez kooperujące z nimi firmy. Poza tym to również efekt zastosowania innych (lepszyc) systemów zarządzania i organizacji pracy oraz przepływu *know-how*. Zaskakującym wnioskiem jest stwierdzenie, iż ogółem francuskie inwestycje przemysłowe poprawiają lokalną efektywność w zakresie ochrony środowiska, mimo że nasilają emisję zanieczyszczeń (Ben Kheder 2010, s. 34). W tym przypadku jest to konsekwencja przewagi efektu technologicznego nad efektem skali.

Podobne wnioski formułują Dean i Lovely (2008). Autorki dokonały analizy polutogenności handlu zagranicznego w latach 1995–2004 oraz wpływu ZIB na zanieczyszczenie środowiska w Chinach. Z badania wynikało, że wzrost aktywności eksportowej filii i oddziałów zagranicznych inwestorów prowadzi do redukcji emisji szkodliwych substancji. Dzieje się tak wskutek użycia przyjaznych dla środowiska technologii. Analiza pokazała jednocześnie większą polutogenność chińskich przedsiębiorstw produkujących na eksport.

Z kolei Gamper-Rabindran i Jha (2004) ukazują na przykładzie Indii, że z chwilą otwarcia gospodarki po 1991 r.¹¹ nastąpił wzrost eksportu „brudnych” produktów oraz napływ ZIB z „brudnych” gałęzi przemysłu. Zdaniem autorów potwierdza to tym samym hipotezę o negatywnym wpływie liberalizacji handlu na środowisko przyrodnicze w przypadku słabo rozwiniętych krajów, a także hipotezę o migracji przedsiębiorstw w poszukiwaniu łagodniejszych przepisów ochrony środowiska. Z badań wynika, iż na skutek otwartości gospodarki wzrósł eksport przede wszystkim tych przemysłów, których produkcja intensywnie zanieczyszczała zasoby wód i powietrze. Przedstawione konkluzje budzą jednak pewne zastrzeżenia. Gamper-Rabindran i Jha dokonali wielu uproszczeń, a dodatkowo, nie dysponując ciągłymi wielkościami na temat emisji zanieczyszczeń, przyjęli część danych statystycznych Stanów Zjednoczonych jako zmienne w modelu. Ze względu na brak szczegółowych informacji o poziomie emisji skażeń w badanym okresie autorzy nie mogli wskazać tendencji ich zmian. Mogłoby się bowiem okazać, że mimo iż produkcja i eksport „brudnych” gałęzi rośnie, poziom emisji zanieczyszczeń faktycznie maleje wskutek efektu technicznego. Opisywana analiza daje jedynie odpowiedź na pytanie, czy w następstwie liberalizacji polityki handlowej zwiększyła się wielkość produkcji, eksportu oraz zagranicznych inwestycji bezpośrednich do niektórych gałęzi gospodarki.

Inne badania nie potwierdzają wniosków Gamper-Rabindran i Jha. Dotyczy to m.in. prac Dietzenbachera i Mukhopadhyaya (2007), Mukhopadhyaya

11 W 1991 r. Indie dotknął kryzys ekonomiczny, którego przyczyną była destabilizacja makroekonomiczna mająca swe początki w latach 80. XX w. W obliczu trudnej sytuacji indyjski rząd rozpoczął program reform gospodarczych, które obejmowały politykę przemysłową i handlową, finanse publiczne, a także prywatyzację.

i Chakraborty’ego (2005), Jeny, Sahu i Rath (2005) czy Chakraborty’ego (2010), którzy kwestionują słuszność hipotezy o istnieniu rajów zanieczyszczeniowych w odniesieniu do Indii.

Podobne badania prowadzone były w wielu innych regionach świata. Waldkirch i Gopinath (2004) znaleźli związek między wzrostem zanieczyszczeń a napływem zagranicznych inwestycji bezpośrednich do Meksyku. Największe zależności zaobserwowano w przypadku emisji dwutlenku siarki, którego źródła mają zazwyczaj antropogeny charakter. Wyniki badania pokazały korelację między ZIB a emisją zanieczyszczeń tylko w kilku gałęziach przemysłu. Niemniej jednak dotyczyło to tych, które przyciągnęły około 40% zagranicznych inwestycji bezpośrednich w badanym okresie.

Inne badanie, tym razem odnoszące się do Tajlandii, również potwierdza negatywny wpływ ZIB oraz wzmożonej działalności eksportowej filii i oddziałów przedsiębiorstw międzynarodowych na zanieczyszczenie środowiska przyrodniczego (Mukhopadhyay 2006). Autor zauważa, że wyniki analizy można rozszerzyć na inne kraje rozwijające się w regionie, np. Malezję, Filipiny czy Chiny. Wszystkie wymienione państwa przyjęły podobną ścieżkę rozwoju, opartą na eksporcie i przyciąganiu zagranicznych inwestorów. Mimo że kraje te posiadają bardziej restrykcyjne przepisy ochrony środowiska w porównaniu z Tajlandią, to jednak znacznie łagodniejsze niż w przypadku państw OECD. Z tego powodu prawdopodobieństwo, że stały się bądź staną się w przyszłości rajami zanieczyszczeniowymi jest bardzo wysokie.

Badając istnienie rajów emisyjnych, warto zwrócić uwagę na koncentrację firm w branży oraz ich pozycję konkurencyjną. Koncentracja branży sprzyja poprawie efektywności działania przedsiębiorstw i przyczynia się do wzmocnienia ich konkurencyjności. Ułatwia również „przerzucanie” kosztów ochrony środowiska na konsumentów. W przypadku braku koncentracji spełnianie standardów ekologicznych staje się dla przedsiębiorstwa droższe. W tej sytuacji prawdopodobne jest to, że firma będzie skłonna do zwiększania „brudnego” importu zaopatrzeniowego z krajów, gdzie standardy ekologiczne są łagodniejsze. Problem ten poruszają w swoich pracach m.in. Ritz (2009) i Batrakova (2012). Pierwszy z autorów udowadnia, iż zagrożenie problemem ucieczki emisji CO₂ jest dużo większe na rynkach, gdzie konkurencja jest niewielka. Z kolei Batrakova odnosi się do stopnia koncentracji przemysłu i jego wpływu na ekstensywny oraz intensywny kraniec „brudnego” importu¹² (*extensive and intensive margin of “dirty” imports*) po wprowadzeniu Europejskiego Systemu Handlu Emisjami (European Union Emissions

12 W tym przypadku intensywny kraniec importu oznacza zmiany wolumenu nabywanych za granicą dóbr, zaś ekstensywny – zmianę wartości importu. W polskiej literaturze przedmiotu oba pojęcia stosowane są rzadko, natomiast w opracowaniach anglosaskich są dość powszechne. Zdecydowanie częściej można się spotkać ze sformułowaniem „zmiany na krańcu intensywnym i ekstensywnym handlu międzynarodowego”. Te pierwsze oznaczają zmiany wartości handlu międzynarodowego wynikające wyłącznie z fluktuacji cen i ilości sprzedawanych towarów. Z kolei zmiany na krańcu ekstensywnym to zmiany

Trading System)¹³. Prowadzone przez nią badania potwierdzają, że irlandzkie przedsiębiorstwa działające na rynkach charakteryzujących się brakiem branżowej koncentracji zwiększyły „brudny” import z krajów nienależących do OECD. Szczególnie było to widoczne po 2005 r., kiedy wzrosły koszty wytworzenia „brudnych” dóbr w kraju. Oznacza to, iż wysokość kosztów ochrony środowiska w kraju macierzystym, podobnie jak niewielki stopień koncentracji w branży przyczyniły się do nasilenia zjawiska *carbon leakage* i do wzrostu polutogenego importu.

Ciekawe wnioski można znaleźć w pracy Cole’a, Elliotta i Fredrikssona (2006), którzy pokazują odwrotną zależność między ZIB a przepisami polityki ochrony środowiska. Z badań wynika, że to zagraniczne inwestycje wpływają na restrykcyjność standardów ekologicznych, choć dzieje się tak tylko w krajach, gdzie poziom korupcji jest wysoki. Oznacza to, że im większa (mniejsza) skala korupcji, tym łagodniejsze (bardziej restrykcyjne) przepisy ochrony środowiska.

3.4. Podsumowanie

W globalnej gospodarce liberalizacja przepływów kapitałowych oraz znoszenie barier handlowych powodują, że międzynarodowe korporacje łatwiej przemieszczają się, optymalizując warunki swojej działalności. Jedną z determinant ich przyciągania, podkreślającą przewagę danego regionu, mogą stać się przepisy ochrony środowiska, na co zwraca uwagę wielu współczesnych badaczy. Pojawiające się od lat dyskusje na temat polityki handlowej i ochrony środowiska wydają się przyjmować za pewnik, że „brudne” przemysły w krajach rozwiniętych szukają nowych lokalizacji, w których standardy ekologiczne są niższe, a przez to ich spełnienie jest mniej kosztowne dla przedsiębiorstwa. Powszechnie uważa się też, że kraje słabo rozwinięte stają się rajami emisyjnymi i nierzadko stosują strategię „wyścigu do dna”, chcąc przyciągnąć zagranicznych inwestorów.

Związki między liberalizacją handlu, zagranicznymi inwestycjami bezpośrednimi a zanieczyszczeniem środowiska czy przepisami o jego ochronie są zatem ważnym przedmiotem badań, jednak nie wynika z nich jednoznacznie, czy przemysły migrują w poszukiwaniu łagodnych standardów ekologicznych oraz czy ZIB przyczyniają się do zanieczyszczenia środowiska. Natomiast widać wyraźnie, że o ile do końca lat 90. XX w. w większości prac kwestionowano istnienie rajów emisyjnych i nie uznawano łagodnych przepisów ekologicznych za istotną

w obrębie liczby kontaktów handlowych (np. eksporterów, towarów, obsługiwanych rynków zagranicznych).

13 Opiera się on na przekonaniu, że wyznaczenie ceny za emisję CO₂ jest najbardziej opłacalnym sposobem na znaczne zredukowanie emisji gazów cieplarnianych.

determinantę dokonywania ZIB, o tyle w ostatniej dekadzie pojawiło się wiele badań, które przeczą wcześniejszym analizom. Dzięki dostępowi do coraz bardziej szczegółowych baz danych, możliwości prowadzenia dokładniejszych pomiarów emisji zanieczyszczeń czy chociażby zastosowaniu odmiennych metod analizy matematycznej i statystycznej autorom udaje się udowodnić, że kraje rozwinięte „eksploatują środowiskowo” państwa rozwijające się. Dzieje się tak wskutek „brudnych” inwestycji i „brudnej” produkcji (głównie na eksport), co jest możliwe także dzięki procesom liberalizacji barier handlowych między krajami.

W tym kontekście nie należy zapominać o problemie *carbon leakage*, czyli ucieczce emisji CO₂ dokonującej się w wyniku przenoszenia energochłonnej i wysokoemisyjnej produkcji z krajów prowadzących politykę redukcji emisji gazów cieplarnianych do państw, które takich działań nie podejmują. Obserwacja tych tendencji oraz bilansów węgla ucieleśnionego w produktach będących przedmiotem wymiany na światowym rynku skłaniają badaczy do stwierdzenia, że emisja CO₂ „ucieka” z krajów wysoko do słabo rozwiniętych gospodarczo. A zatem pomimo podejmowania wysiłków na rzecz ograniczenia emisji przez wiele państw, w tym europejskich (np. wprowadzenie Europejskiego Systemu Handlu Emisjami), światowa emisja CO₂ rośnie w ogromnym tempie. Trudno kwestionować powyższe obserwacje, tym bardziej że literatura przedmiotu (głównie z ostatniej dekady) również potwierdza występowanie zjawiska „ucieczki” emisji CO₂.

Jak już wspomniano, wyniki wielu badań na temat migracji „brudnych” gałęzi przemysłu nie są jednoznaczne i bezdyskusyjne, wręcz przeciwnie – często budzą wątpliwości co do zasadności przyjętych uproszczeń lub dokonanych założeń, a weryfikowane hipotezy mają nierzadko niewielką istotność statystyczną. Z pewnością świadczy to o tym, iż problem ten pozostanie jeszcze długo przedmiotem zainteresowania naukowców, podejmujących wysiłki w celu ukazania jego złożoności i wieloaspektowości.

Rozdział 4

Handel, produkcja i transport a środowisko przyrodnicze – wybrane problemy

4.1. Handel międzynarodowy a zapotrzebowanie na surowce

Z przedstawionych w poprzednich rozdziałach rozważań wynika, że problemy zanieczyszczenia środowiska przyrodniczego pojawiają się od wielu lat w dyskusjach nad rozwojem i tendencjami w handlu międzynarodowym. Narastającemu uzależnieniu gospodarek na skutek procesów globalizacyjnych towarzyszy wzajemne powiązanie systemów przyrodniczych. Powietrze i woda nie uznają granic państwowych, co stwarza możliwość występowania efektów zewnętrznych na skalę międzynarodową.

Wpływ handlu międzynarodowego na środowisko przyrodnicze dobrze ilustruje stworzona przez Reesa (1992) przenośnia „śladu ekologicznego” (*ecological footprint*). Został on zdefiniowany jako obszar produktywnych ekosystemów lądów i mórz, niezbędnych do wyprodukowania zasobów wykorzystywanych przez ludzkość oraz do asymilacji odpadów przez nią wygenerowanych, przy czym obszary te są ściśle powiązane między sobą¹. Ślad ekologiczny na początku lat 60. XX w. wynosił 0,49, a w 2011 r. już 1,5, co oznacza, że ludzkość wykorzystuje obecnie 150% możliwości Ziemi w zakresie eksploatacji zasobów i pochłaniania zanieczyszczeń. Należy jednak podkreślić, że w ciągu ostatnich 40 lat ślad ekologiczny liczony w globalnych hektarach na 1 mieszkańca Ziemi (szacowana liczba hektarów powierzchni lądu i morza potrzebna

¹ Koncepcja śladu ekologicznego została spopularyzowana w literaturze przez Reesa i Wackernagela (1996) w publikacji *Our ecological footprint: Reducing human impact on the Earth*.

do rekompensacji zasobów zużytych na konsumpcję i absorpcję odpadów) wynosi 2,5–2,8, co świadczy o konieczności podejmowania działań zaradczych (footprintnetwork.org, dostęp: 10.02.2016).

Jak wspomniano, zgodnie z powyższą koncepcją, obszar uprzemysłowiony (państwo, miasto) stwarza zagrożenie ekologiczne o charakterze bezpośrednim (np. dym z komina) i pośrednim, znacznie wykraczającym poza granice danego obszaru, odciskającym się na jakości środowiska całego świata. Tę zależność można przedstawić w sposób sformalizowany (Budnikowski 1998). Analizę należy rozpocząć od wyróżnienia zapotrzebowania bezpośredniego (np. na drewno w przemyśle meblarskim) i pośredniego na surowce. To ostatnie obejmuje dwie grupy surowców. Pierwsza ma podobne właściwości, jak surowce zaspokajające zapotrzebowanie bezpośrednie, jednak nie są one poddane ostatecznej przeróbce (np. część wyciętego drewna, które nie jest wykorzystane). Drugą grupę stanowią surowce, które zostały pobrane wraz z tymi składającymi się na zapotrzebowanie bezpośrednie, jednak nie są one użytkowane w procesie gospodarowania (np. runo uszkodzone podczas ścinania drewna) (Budnikowski 1998, s. 65).

Aby ustalić ogólne zapotrzebowanie na surowce w gospodarce zamkniętej, można przyjąć, że ich całkowita wielkość jest powiększona o wielkość ich pośredniego zużycia. Natomiast w gospodarce otwartej dodatkowo należy uwzględnić bezpośrednie i pośrednie zapotrzebowanie na surowce importowane (np. przywożone z zagranicy drewno i runo zniszczone podczas jego ścinania), a także bezpośrednio i pośrednio zapotrzebowanie na surowce kierowane z danego kraju na eksport. W latach 80. i 90. XX w. w państwach uprzemysłowionych udział całkowitego zapotrzebowania na surowce z importu był większy niż w przypadku krajów rozwijających się, co wielokrotnie podkreślano w różnych badaniach (por. Budnikowski 1998, s. 66). Natomiast ostatnia dekada charakteryzuje się szybkim wzrostem cen surowców w handlu międzynarodowym, m.in. ze względu na popyt ze strony tzw. rynków wschodzących (*emerging markets*). Dudziński (2013) określa to wręcz mianem „boomu surowcowego w XXI wieku”.

W gospodarce światowej zwiększa się popyt na większość rodzajów surowców, w tym głównie energetyczne. Jedna z prognoz Banku Światowego pokazuje, że w latach 2009–2030 wzrośnie popyt na energię o ponad 120% (aż 3/4 tego wzrostu ma przypadać na kraje rozwijające się), przy czym zapotrzebowanie na ropę naftową zwiększy się ponad dwukrotnie². Inny scenariusz zakłada, iż nastąpi obniżka tempa wzrostu globalnego popytu na energię z 1,8% (jaka miała miejsce w ostatnich latach) do 1,3% (w okresie 2015–2030) dzięki temu, że efektywność pozyskiwania energii wzrosła w poprzedniej dekadzie o 50% (*Global Economic Prospects...* 2009, s. 67). Z każdej prognozy wynika jednak, że zapotrzebowanie na surowce energetyczne zwiększy się; spór dotyczy jedynie odpowiedzi na pytanie: „o ile?”.

2 Taki wariant przyjęto z założeniem braku postępu w efektywności pozyskiwania energii z jej poszczególnych źródeł.

Obecnie na świecie widać też wyraźnie przesunięcie w zapotrzebowaniu na energię w stronę krajów spoza OECD. Ocenia się, iż jej konsumpcja na świecie będzie rosła o ok. 2,3% rocznie do 2035 r. Dla porównania, w państwach OECD wzrost nie przekroczy 0,2% (BP 2014, s. 9).

Wyczerpywanie się zasobów naturalnych (w tym surowców oraz nośników energii pierwotnej) jest traktowane jako poważne zagrożenie³. Problem ten był szczególnie silnie eksponowany w latach 70. XX w., które cechował kryzys energetyczny. W raporcie *Nasza wspólna przyszłość* (Brundtland 1987) podkreślano, że cena nieodnawialnych zasobów będzie rosła, a dostęp do nich będzie utrudniony. Poza tym ostrzegano, iż wysoki wzrost gospodarczy jest realizowany kosztem przyszłych pokoleń, które będą musiały ograniczać konsumpcję pewnych dóbr z powodu coraz mniejszej dostępności surowców. Z tym problemem mierzy się wiele krajów, zabezpieczając sobie dostawy surowców na rynkach światowych. Przykładem może być Unia Europejska, która jest przeciwna ograniczaniu swobodnego dostępu do surowców w krajach trzecich poprzez środki zakłócające handel (*Handel surowcami...* 2009).

4.2. Zagrożenia ekologiczne związane z handlem i produkcją

Ukierunkowana na globalny popyt ekspansja handlowa zmienia skalę działania przedsiębiorstw, sposób organizacji produkcji czy kierunki dostaw. Międzynarodowa wymiana handlowa, a przede wszystkim produkcja na jej potrzeby znacznie przyczynia się do nadmiernego obciążania środowiska, silnie oddziałując na jego zasoby. Eksploatacja ziemi pod uprawy coraz większej ilości produktów, nadmierne wydobywanie zasobów surowców, składowanie odpadów trujących i radioaktywnych itd. uwiarygodniają taki pogląd. Problemy ekologiczne, które pojawiły się na skutek tych działań to przede wszystkim wylesianie powierzchni Ziemi, gwałtowne pustynnienie znacznych obszarów na wszystkich kontynentach, zanieczyszczenie zbiorników morskich i oceanów czy postępująca degradacja gleby. Czynniki polutogenne redukują bioróżnorodność w jej gatunkowym i siedliskowym

3 Problematyka wykorzystania zasobów naturalnych pojawiła się już w pracach przedstawicieli nurtu ekonomii klasycznej. Jej podwaliny zostały oparte na koncepcji szczytowości zasobów, zgodnie z którą dostępność zasobów naturalnych jest ograniczona i tym samym determinuje możliwość wzrostu gospodarczego, a przez to również poziom dobrobytu społecznego. Mimo że jest ona kwestionowana, współcześnie wykorzystuje się ją w wielu pracach naukowych. Służy wówczas najczęściej do długookresowych prognoz (np. *Raport Klubu Rzymskiego* z 1972 r.).

wymiarze. Wzrost presji na środowisko wynika również z rosnącej emisji gazów cieplarnianych, prowadząc do zmian klimatycznych czy naruszania równowagi ekosystemów. W efekcie „ślad ekologiczny” w ciągu ostatnich 50 lat podwoił się, a „ślad węglowy”⁴ wzrósł prawie dziesięciokrotnie.

Poniżej przedstawiono wybrane zagadnienia związane z wpływem działalności gospodarczej człowieka – w tym przede wszystkim ze zwiększaniem intensywności handlu zagranicznego – na środowisko przyrodnicze. Rozważania dotyczą jedynie ogromu problemu szeroko dyskutowanego w literaturze przedmiotu (Mazur 2008). Częściowo odnoszą się także do działalności przedsiębiorstw produkcyjnych, które wykorzystując zasoby przyrodnicze, generują w toku wytwarzania wiele zanieczyszczeń. W procesach produkcyjnych dochodzi najczęściej do niekorzystnych zjawisk oddziaływania na środowisko, m.in. poprzez emisję do atmosfery szkodliwych gazów, zanieczyszczeń gleb i wód (Kośmicki 2009).

Przykładem może być intensywne rolnictwo, którego produkcja w wielu krajach przeznaczana jest głównie na eksport (Stany Zjednoczone, Holandia, Niemcy, Francja). Liczne zagrożenia, jakie powoduje ono dla środowiska przyrodniczego, wynikają ze skali upraw czy zapotrzebowania na zasoby energii. Intensyfikacja rolnictwa, której celem jest podniesienie wydajności, sprawia, że rolnicy nadużywają stosowania środków produkcji, m.in. maszyn rolniczych, nawozów mineralnych czy środków ochrony roślin. Na przykład nadmierne wykorzystywanie maszyn może ułatwiać tworzenie się nieprzepuszczalnej warstwy gleby, czego konsekwencją jest jej ograniczone napowietrzanie, przepuszczanie wody i filtracja. Poza tym ciągła obróbka gleby przyspiesza utlenianie substancji organicznych, co powoduje pogorszenie jej urodzajności (Pimentel, Burgess 2013).

Zmiany w naturalnych właściwościach gleby wpływają na wydajność plonów oraz nasilają jej erozję (rozmywanie i rozwiewanie). Szczególnie trudności powoduje użycie maszyn rolniczych, co sprzyja szybkiemu usuwaniu powierzchniowej warstwy gleby. Innym problemem jest jej ugniatanie, niszczenie struktury, obniżanie żyzności, wzrost zawartości soli i kwasów, zanieczyszczenie chemikaliami (nawozy sztuczne nierzadko zawierają różnego rodzaju trudno usuwalne metale) oraz pestycydami (www.soilassociation.org, dostęp: 15.09.2015). Te ostatnie są często wykorzystywane w rolnictwie, ponieważ stanowią jeden z podstawowych czynników wzrostu plonów. W Polsce po 1990 r. pestycydy stały się ważnym i powszechnie stosowanym środkiem produkcji, podobnie jest z nawozami mineralnymi (Jarecki, Bobrecka-Jamro 2011, s. 33–34; OECD 2008, s. 10).

Nadmierna intensyfikacja produkcji rolnej lub gospodarka monokulturowa nastawiona na eksport (uprawa kawy, kakao, bawełny), która zastępuje tradycyjne i różnorodne rolnictwo, także prowadzi do nadmiernej eksploatacji środowiska.

4 Ślad węglowy to metodologia oszacowywania całkowitej emisji GHG w ekwiwalentach węgla z produktów w trakcie ich całego cyklu życia od momentu wytwarzania surowców, poprzez procesy produkcyjne, do momentu unieszkodliwiania produktów końcowych (www.carbon-trust.co.uk, dostęp: 12.09.2015).

Przykładem miejsc upraw monokulturowych mogą być dawne republiki ZSRR – Uzbekistan czy Turkmenistan, które należą do największych producentów i eksporterów bawełny na świecie (www.cottoninc.com, www.usda.gov, dostęp: 5.01.2016). W obu krajach uprawa bawełny doprowadziła do wyniszczenia gleby, a podejmowane próby nawadniania pól wodą z rzek mających ujście do reliktoowego jeziora Aralskiego – do całkowitego zniszczenia fauny i flory na tym obszarze. Zagrożenie stanowi również słony pył, który – w zależności od siły wiatru – jest przynoszony na odległość nawet 500 km. Powoduje to degradację i erozję gleby, a tym samym katastrofę ekologiczną (Bielecki 2010).

Negatywny wpływ na środowisko ma także intensywne rybołówstwo. Obecnie zbyt dużo zasobów rybnych jest eksploatowanych powyżej poziomu maksymalnego podtrzymywanego połowu (próg, który określa optymalną wielkość rocznego odłowu, tak by nie zagrażała zdolności do przyszłej reprodukcji stada rybnego). Eksploatacja wolno żyjących stad ryb w celach eksportowych wzrosła gwałtownie w latach 70. i 80. XX w. dzięki rozbudowywaniu flot rybackich, nowym technologiom połowowym oraz zwiększeniu inwestycji w sektorze rybołówstwa. Pod koniec lat 80. XX w., pomimo wzrostu zdolności połowowej, produkcja ryby z dzikich łowisk spadła lub uległa stagnacji (Delgado *et al.* 2003, s. 2). Pod koniec lat 90. XX w. kraje rozwijające się produkowały dwa razy więcej ryb niż rozwinięte, co było skutkiem utworzenia wyłącznych stref ekonomicznych⁵ (*exclusive economic zones*) i wzrostu globalnego popytu na ryby. Według danych Eurostatu i FAO w 2011 r. największymi producentami ryb na świecie (połowy i akwakultura) były Chiny (37,1%), Indonezja (7,7%), Indie (5,0%) Peru (4,7%) oraz UE-28 (3,5%)⁶ (*Wspólna polityka rybołówstwa...* 2014, s. 18). Od lat 80. XX w. systematycznie rośnie eksport ryb z krajów rozwijających się, średnio o 4,4% rocznie. W 1980 r. wyniósł on 9 mln ton, zaś w 2010 r. 34,6 mln ton, co stanowiło ponad 60% eksportu ryb na świecie (Golub, Varma 2014, s. 10). Prym w tym zakresie wiodą Chiny (14,1%) i ponad dekady nie ulega to zmianie.

Nadmierna eksploatacja łowisk negatywnie wpływa na środowisko przyrodnicze (FAO 2014b). Powoduje m.in. spadek połowów, zmniejszanie średniej wielkości złowionej ryby, wzrost przyłowu i odrzutów czy zmniejszenie bioróżnorodności w wodach słodkich i słonych. Ograniczenie występowania choćby jednego gatunku ryb wpływa na zakłócenie równowagi w ekosystemach, a odnowienie stada długo dojrzewających dużych ryb trwa latami i nie zawsze jest możliwe. Na przykład nadmierna, niekontrolowana eksploatacja łowisk dorsza jest jedną

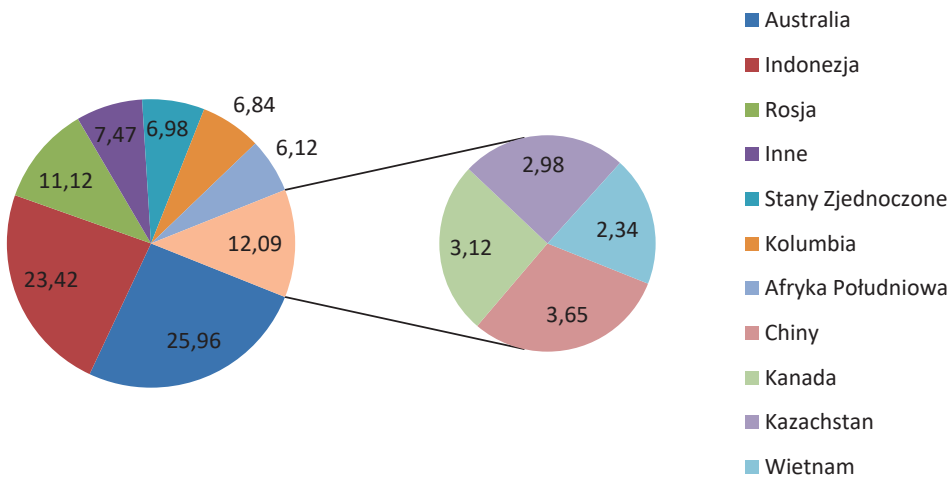
5 Strefa stanowi obszar rozciągający się poza morzem terytorialnym do 200 mil morskich (370 km) mierzonych od linii podstawowej, na którym państwo nadbrzeżne posiada wyłączne prawa suwerenne do: badania i eksploatacji, ochrony i gospodarowania zasobami naturalnymi zarówno żywymi, jak i nieożywionymi dna morza, jego podziemia oraz pokrywających je wód; wznoszenia i użytkowania sztucznych wysp, instalacji i konstrukcji; badań naukowych morza oraz ochrony i zachowania środowiska morskiego.

6 Głównie kraje rybackie Unii Europejskiej to Hiszpania, Dania, Wielka Brytania i Francja. Ich łączne połowy stanowią ponad połowę całkowitych połowów UE.

z przyczyn głębokich przemian w ekosystemach morskich północnego Atlantyku, Morza Północnego i Bałtyckiego (Greene *et al.* 2008, s. 34). Podobne negatywne skutki powoduje niekontrolowany wzrost liczebności hodowlanego łososia w Norwegii (Oddekalv [ed.] 2011).

Do negatywnych skutków oddziaływania intensywnego rybołówstwa należy zaliczyć także zanieczyszczenie wód spalinami przez statki, emisję ścieków i stałych odpadów. W Danii, gdzie 95% ryb i produktów rybnych kierowanych jest na eksport, od lat wprowadza się metody mające na celu rozwiązanie tych problemów (Thrane 2004).

Oprócz intensywnego rolnictwa i rybołówstwa niekorzystny wpływ na środowisko przyrodnicze mają mechaniczne przekształcenia powierzchni ziemi, które łączą się z działalnością górniczą. Najprostszą metodą stosowaną w pozyskiwaniu surowców jest eksploatacja odkrywkowa⁷. Wiele ogromnych powierzchniowo odkrywek znajduje się na wszystkich kontynentach, przede wszystkim w Australii, Stanach Zjednoczonych, Kanadzie, Chile, Kolumbii, Rosji, Chinach, Indiach, Zimbabwie i Zambii (Czaja, Becla 2007, s. 181). Wśród wymienionych krajów kilka należy do grona największych światowych eksporterów węgla. Przykładowo, w latach 2007–2013 udział Australii i Indonezji w światowym eksporcie węgla wyniósł ponad 49%. Na kolejnych miejscach znalazły się: Rosja (11,1%), Stany Zjednoczone (7%) i Kolumbia (6,8%) (www.eia.gov, dostęp: 6.01.2016). Szczegółowe dane na ten temat przedstawia rys. 4.1.



Rysunek 4.1. Udział wybranych krajów i regionów w światowym eksporcie węgla w latach 2007–2013

Źródło: obliczenia własne na podstawie International Energy Statistics, www.eia.gov (dostęp: 6.01.2016).

⁷ Tylko w Polsce tą metodą wydobywanych jest około 40 kopalni, m.in. piaski, żwiry, iły, kamień budowlany i drogowy, wapień, margle, siarka oraz węgiel brunatny.

Na obszarach, gdzie powstają kopalnie, liczące nierzadko kilkaset kilometrów kwadratowych, dochodzi do degradacji środowiska przyrodniczego. Wynika to z głębokich przeobrażeń dokonywanych przez górnictwo odkrywkowe, obejmujących przede wszystkim zmiany budowy geologicznej i rzeźby terenu; powstawanie nowych form w krajobrazie, niszczenie warstwy gleby; erozję, degradację lub dewastację gleb; zmiany stosunków wodnych (zaburzenia reżimu wód gruntowych, zmiany w systemie wód powierzchniowych, zanieczyszczenie wód, przesuszenie terenu); zmiany w świecie roślinnym i zwierzęcym (bezpośrednie niszczenie siedlisk, straty we florze i faunie, degradacja szaty roślinnej), w strukturze gleby (degradacja, dewastacja, zaburzenia układu poziomów i warstw); zmiany mikroklimatu, charakteru użytkowania powierzchni (Nietrzeba-Marcinonis 2007, s. 7, 10).

Działalność wydobywczą skutkuje też wyłączeniem dużych powierzchni z dotychczasowego użytkowania rolnego i leśnego, co powoduje zmniejszanie się arealu użytków rolnych. Widać to na przykładzie kopalni odkrywkowej South Sumatera w Indonezji, której zasoby węgla są jednymi z największych w kraju (33%, druga pod względem wielkości). Zdecydowana większość wydobywanego tam surowca przeznaczana jest na eksport. Negatywne skutki działalności wydobywczej są ogromne, o czym świadczą m.in. intensywne procesy geomorfologiczne.

Ponadto, na środowisko przyrodnicze negatywnie oddziałuje górnictwo naftowe, które wpływa na praktycznie wszystkie jego komponenty, np. ukształtowanie terenu, stosunki wodne, atmosferę, glebę i roślinność. W przypadku złóż pod dnem morskim zmiany dotyczą jego ukształtowania oraz jakości wody i powietrza. Mogą one przybierać znaczne rozmiary i mają katastrofalne konsekwencje, zwłaszcza podczas erupcji płynów złożowych i wycieku płuczki wiertniczej z odwiertów wykonanych z platform wiertniczych oraz w przypadkach awarii tankowców lub rurociągów z ropą (Dubiel, Matyasik, Ziaja 2010, s. 574). Skażenia atmosfery prowadzą do zanieczyszczenia powietrza pyłami i gazami powstającymi podczas pracy silników spalinowych, kotłowni, a także transportu, budowy rurociągów oraz składowania odpadów i materiałów technologicznych. Największe zagrożenie stanowią otwarte erupcje węglowodorów z otworów naftowych lub pozarurowe, pożary naftowe i syfonowanie odwiertów gazowych. Opad zanieczyszczeń z atmosfery powoduje degradację gleby i roślin.

Następstwem intensywnego wydobycia i przetwarzania ropy naftowej jest zwiększone obciążenie antropogeniczne wszystkich elementów ekosystemu, co ma miejsce m.in. w Syberii Zachodniej. Zdaniem ekspertów ok. 840 tys. ha piaszczystych gleb jest obecnie zanieczyszczonych osadami ropy, soli i innych związków chemicznych (Altunina *et al.* 2011, s. 381) w wyniku przeprowadzania destylacji frakcyjnej (atmosferycznej czy próżniowej) lub krakingu⁸. Z powodu

8 Destylacja frakcyjna wykorzystuje fakt, że wrząca mieszanina ciekła wysyła parę o innym składzie niż skład mieszaniny ciekłej. Skraplając pary wydzielające się z wrzącej cieczy,

górnictwa naftowego, szczególnie morskich platform wiertniczych, cierpi również flora i fauna. Badania prowadzone w prowincji Kanady – Kolumbii Brytyjskiej oraz w zatoce Księcia Williama wskazują na negatywne efekty procesu rafinacji ropy dla ptaków (niezdolność latania, zmniejszenie masy ciała, spadek populacji o 5–10% czy wyginiecie, w zależności od szacunków, od 100 tys. do 645 tys. sztuk), ssaków morskich (uszkodzenia tkanek, płuc, nerek, większa śmiertelność – np. populacja wydry morskiej spadła o 28%), ryb i skorupiaków (Haggarty *et al.* 2003). Podobne negatywne skutki dla lokalnej fauny zanotowano w regionie morza Barentsa (Wilson, Quillfeldt [eds.] 2003; *Effects of Oil and Gas Activities...* 2013).

Produkcja ropy obejmuje także spalanie gazów węglowodorowych. Brak kontroli w tym zakresie doprowadził do zanieczyszczenia regionu Ogoni w Nigerii, który według raportu ONZ jest obecnie jednym z najbardziej skażonych obszarów na świecie (UN DESA 2007, s. 7). Region Delt Nigru to jednocześnie miejsce wydobycia największych ilości ropy naftowej na kontynencie afrykańskim. Przemysł górniczy w tym regionie wytwarza ok. 85% PKB Nigerii oraz jest źródłem 95% wpływów do krajowego budżetu. Paradoksalnie, Delta Nigru pozostaje najbiedniejszą częścią kraju, głównie ze względu na nieprzyjazną ekologicznie eksploatację ropy naftowej i politykę, której skutkiem jest pozbawianie rdzennej ludności ich praw do zasobów naturalnych. Szacuje się, że od 1975 r. ponad 80% wydobywanego w regionie surowca trafia na rynki zagraniczne i stanowi 90% zysków z nigeryjskiego eksportu (Ebegbulem, Ekpe, Adejumo 2013, s. 279). Jest on odpowiedzialny za degradację środowiska i spadek dochodów rolników na całym obszarze, co potwierdzają m.in. badania Inoni, Omotor i Adun (2006) czy Ebegbulem, Ekpe i Adejumo (2013). Gaz ziemny wydobywany wraz z ropą oraz spalany w postaci flary spowodował uwalnianie do atmosfery niebezpiecznych węglowodorów (głównie metanu), które zawierają tlenki siarki i azotu. Efektem tej niekontrolowanej emisji gazów było wyrzucenie do atmosfery 35 mln ton dwutlenku węgla oraz 12 mln ton metanu, co oznacza, że „nigeryjskie pola naftowe przyczyniają się do globalnego ocieplenia bardziej niż reszta świata” (UN DESA 2007, s. 7).

Z ekspertyzy Dyrekcji Generalnej ds. Polityki Wewnętrznej Unii Europejskiej wynika, że na świecie odnotowano wiele różnych przypadków dotyczących chorób ludzi, a nawet padnięcia zwierząt w związku z działalnością wydobywczą (Dyrekcja Generalna ds. Polityki Wewnętrznej UE 2011, s. 24). Ponadto, zarówno ropa naftowa, jak i gaz ziemny oraz wszelkie produkty naftowe są ładunkami wysoce niebezpiecznymi, wybuchowymi i łatwopalnymi. Toksyczność ropy i anoksja (deficyt tlenowy) poważnie szkodzą środowisku szczególnie wówczas, gdy dochodzi do katastrof ekologicznych z udziałem platformy i/lub statku przewożącego

otrzymuje się szereg frakcji destylatu o innym składzie niż skład cieczy destylowanej. Krawing polega na rozrywaniu długich łańcuchów węglowodorowych na łańcuchy krótsze, mniej skomplikowane, w drodze rozkładu termicznego lub katalitycznego.

produkty naftowe. Ich wystąpienie staje się wręcz nieobliczalne w skutkach i długoterminowym działaniu (Rutkowski 2011).

Problemem światowej gospodarki jest także wylesianie (deforestacja), będące rezultatem globalnego wzrostu popytu na drewno, produkty rolne czy stanowiące skutek powiększania obszarów intensywnego, przemysłowego chowu zwierząt. W literaturze przedmiotu można znaleźć wiele badań odnoszących się do przykładów różnych krajów, np. Tanzanii (Angelsen 1999), Kostaryki (Arroyo-Mora *et al.* 2005), Boliwii (Pacheco 2006), Brazylii (Morton *et al.* 2006) czy Australii (McAlpine 2009), gdzie ten problem jest szczególnie dotkliwy. W dłuższym czasie wpływa ono negatywnie nie tylko na środowisko, ale i na gospodarkę. Kraje tracą możliwości eksportowe produktów leśnych, miejsca pracy i dochody, jakie w dłuższym okresie daje przemysł drzewny (*Trade and Environment* 1999; Brown 2003; Brack, Bailey 2013).

Warto podkreślić, że globalna powierzchnia lasów została zmniejszona o około połowę w ciągu ostatnich trzech dekad⁹. Stwierdzono, że 25 krajów straciło bezpowrotnie całkowitą powierzchnię lasów tropikalnych, a kolejnych 29 państw więcej niż 90% (Laurance 2010, s. 73). Wskaźniki wylesiania są najwyższe w Azji (40%), następnie w środkowej i południowej Ameryce i w Afryce. Na niektórych stosunkowo słabo zaludnionych obszarach Azji Południowo-Wschodniej, takich jak Borneo, Sumatra i Nowa Gwinea, lasy zostały zastąpione plantacjami palm olejowych lub kauczuku. Podobnie jest w Malezji, Indonezji i Tajlandii, które są jednymi z największych światowych eksporterów obu tych produktów na świecie. W 2012 r. udział Malezji, Indonezji, Tajlandii i Wietnamu w światowym eksporcie kauczuku wynosił 87% (www.fao.org, dostęp: 12.01.2016).

Szacuje się, że prawie 2/3 światowego handlu produktami roślinnymi (głównie soi, eksportowanej do Chin) pochodzi z upraw na obszarach celowo wylesianych. Dotyczy to krajów Ameryki Południowej, które doświadczyły około 1/3 całkowitego globalnego wylesiania (Brack, Bailey 2013, s. 6). Ważne źródło popytu na wiele produktów rolnych pochodzących z regionów, gdzie wycięty lasy są największe, stanowi UE. Badania Komisji Europejskiej pokazują, że w latach 1990–2008 ok. 36% wszystkich upraw roślinnych (głównie soi, oleju palmowego i ziaren kakaowca) oraz zwierząt hodowlanych pochodzących z najbardziej wylesionych obszarów na świecie importowali członkowie UE. Można zatem powiedzieć, że Unia Europejska jest współodpowiedzialna za deforestację w takich krajach, jak Brazylia, Argentyna, Nigeria, Indonezja i Paragwaj (*The Impact of EU Consumption on Deforestation...* 2013).

Przez swoją nadmierną specjalizację handel międzynarodowy przyczynia się również do niszczenia innych zasobów odnawialnych. Jako przykład może

9 Zjawisko wylesiania dotyczy przede wszystkim lasów tropikalnych, choć lasy strefy umiarkowanej również są bardzo zagrożone. Głównym sprawcą zanieczyszczeń tych ostatnich są także polutanty atmosferyczne, np. zanieczyszczenia gazowe i pył, czyli pośrednio skutek uboczny działalności przemysłowej człowieka.

posłużyć masowy odłów krewetek, głównie na potrzeby krajów rozwiniętych, który prowadzi do zanikania lasów namorzynowych (mangrowych) w wielu krajach rozwijających się, zwłaszcza w południowo-wschodniej Azji i wschodniej Afryce¹⁰. Od drugiej połowy XX w. hodowla krewetek wykazuje stały wzrost. W 1950 r. ich globalna produkcja wynosiła 1325 ton i stanowiła zaledwie 0,3% całkowitej produkcji wszystkich skorupiaków, pozyskanych głównie ze środowisk przybrzeżnych i w ujściach rzek. Trzydzieści lat później, w 1982 r., globalna produkcja krewetek przekroczyła milion ton. Do 2012 r. wzrosła do prawie 3,6 mln ton i stanowiła 35% produkcji skorupiaków na świecie, w tym z połowów morskich i w ujściach rzek (FAO 2014a). Szacuje się, że mniej więcej 1–1,5 mln ha wybrzeży na świecie jest objętych hodowlą krewetek (intensywne systemy) i na 20–40% tych terenów środowisko jest silnie zdegradowane (Primavera 2006, s. 539). Tajlandia jest uważana za skrajny przykład tego problemu, ponieważ powierzchnia lasów mangrowych w tym kraju została zmniejszona o połowę w latach 1960–1996 właśnie z uwagi na przemysłowe hodowle tych skorupiaków. Negatywne skutki można zaobserwować także w innych krajach, m.in. w Bangladeszu, gdzie od początku lat 90. XX w. specjalizacja w produkcji i eksporcie krewetek powoduje widoczne konsekwencje społeczno-ekonomiczne i środowiskowe, np. odwrót od tradycyjnej działalności gospodarczej, tj. uprawy ryżu czy hodowli zwierząt (Battacharya, Rahman, Khatun 1999, s. xvi, 24).

Przykładem nadmiernej eksploatacji środowiska jest również występowanie monokultur zwierząt hodowlanych. Współcześnie coraz częściej spotykamy się z koncentracją chowów zwierząt na fermach przemysłowych lub w wyspecjalizowanych zakładach produkcyjnych. Jest to zjawisko powszechne na całym świecie, a najwięcej przemysłowych hodowli zwierząt przeznaczanych na eksport znajduje się w Europie, Ameryce Północnej, we wschodniej i południowo-wschodniej Azji, Ameryce Łacińskiej i na Bliskim Wschodzie. Według FAO w zakładach przemysłowych wytwarza się obecnie około 2/3 światowej podaży mięsa drobiowego i jaj, a zaspokajają one ponad połowę popytu np. na wieprzowinę. W ostatnich latach produkcja zwierzęca rosła w tempie dwukrotnie szybszym od tradycyjnych systemów mieszanej hodowli i ponad sześć razy szybciej niż produkcja oparta na wypasie (FAO 2009, s. 27).

Skutki przemysłowej hodowli zwierząt mają nie tylko lokalny, ale przede wszystkim globalny wymiar. Wpływa ona bowiem zarówno na degradację gleby, zmiany klimatu, zanieczyszczenie powietrza, jak i odpowiada za niedobór wody oraz zanikanie różnorodności biologicznej (Costales, Gerber, Steinfeld 2006; Bourgeois 2012, s. 6). Poza tym przemysłowa hodowla zwierząt jest prawdopodobnie największym źródłem zanieczyszczenia wód, przyczyniając się do ich eutrofizacji, powstawania martwych stref w obszarach przybrzeżnych, degradacji raf

10 Od 10 lat w pierwszej dziesiątce krajów będących największymi producentami oraz eksporterami m.in. krewetek i małż są Chiny, Indie, Bangladesz, Wietnam, Indonezja czy Egipt (FAO 2012, s. 28).

koraliowych, problemów zdrowotnych człowieka, w tym pojawienia się oporności na antybiotyki (WHO 2001, s. 4; Mirabelli *et al.* 2006, s. 591). Jest także przyczyną zanikania lasów tropikalnych, np. w Kostaryce, które w latach 90. XX w. zajmowały 75% powierzchni kraju. Obecne szacunki wskazują, iż jest to jedynie ok. 25%, co m.in. wynika z nastawienia gospodarki na hodowlę bydła na eksport (głównie do Stanów Zjednoczonych) (www.fao.org, dostęp: 11.01.2016).

Intensywne użytkowanie pastwisk powoduje degradację i pustyńnienie gleb. Około 70% powierzchni terenów wylesionych w Ameryce Łacińskiej w dorzeczu Amazonki wykorzystuje się jako pastwiska lub pod uprawę roślin paszowych, zaś dane Banku Światowego ukazują, że w 2004 r. hodowla bydła zajmowała prawie 75% wylesionych obszarów Amazonii (Margulis 2004, s. xviii; FAO 2013). Widać to szczególnie w Brazylii¹¹ już od lat 70. XX w. (Barona *et al.* 2010, s. 8). W latach 1992–2002 populacja bydła w tym kraju (pochodząca z farm powstałych na obszarze wykarczowanych lasów amazońskich) wzrosła z 18% do ponad 31%, co stanowiło 80% całkowitego pogłowia bydła (Kaimowitz *et al.* 2004, s. 2).

Ponadto, przemysłowy chów zwierząt stanowi źródło emisji gazów cieplarnianych. Szacuje się, że około 80% emisji amoniaku ogółem w krajach OECD pochodzi od zwierząt hodowlanych (OECD 2004, s. 4). Przytłaczające dane w tym zakresie podają Costales, Gerber i Steinfeld (2006, s. 79, 82), którzy podkreślają, że każda część łańcucha produkcji zwierzęcej zanieczyszcza powietrze lub przyczynia się do zmian klimatycznych. Emituje bowiem znaczne ilości trzech najważniejszych gazów cieplarnianych: dwutlenku węgla, metanu i podtlenku azotu.

Intensywny chów zwierząt ogranicza się do kilku gatunków, wśród których dominuje ptactwo domowe: kury, gęsi, kaczki, indyki (blisko 2/3), bydło mleczne i mięsne (głównie krowy, bawoły) oraz trzoda chlewna, owce i kozy. Problem staje się niełatwy do rozwiązania z powodu bardzo dużych rozmiarów farm hodowlanych, a także tendencji do umieszczania ich geograficznie blisko siebie, co umożliwia wysoką wydajność produkcji mięsa przy stosunkowo niskich kosztach i nakładach pracy (Patel, Centner 2010, s. 13). Poza tym można zaobserwować niewielki poziom uwzględniania zagadnień związanych z ochroną środowiska przy wyborze lokalizacji hodowli. Według raportu OECD presja ku obniżce kosztów produkcji, wynikająca z konkurencji na rynku, zachęca do dalszej intensyfikacji produkcji. To może prowadzić do wzmocnienia oczekiwanych tendencji rynkowych, takich jak spowolnienie lub nawet spadek produkcji w Europie czy Azji, przy jej jednoczesnej intensyfikacji w wielu krajach w przypadku braku ograniczeń prawnych i obaw konsumentów. Może to być szczególnie widoczne w państwach rozwijających się, w których dominuje rolnictwo. Oczekiwania, że dalsza liberalizacja handlu nasili te tendencje, widoczne w charakterze i skali produkcji, wydają się bardzo zasadne (OECD 2004, s. 7).

11 Największym producentem i eksporterem bydła oraz wołowiny wśród krajów Ameryki Łacińskiej jest Brazylia, z udziałem ponad 51% w 2011 r.

4.3. Oddziaływanie transportu na środowisko przyrodnicze

4.3.1. Znaczenie transportu w handlu międzynarodowym

Rejestrowany w ostatnich latach coraz większy wolumen przewozu ładunków w skali globalnej stanowi konsekwencję m.in. rozwoju handlu (*Characteristics and Changes in Freight Transportation Demand...* 1995; *The Future of International Freight...* 2009; Lun, Lai, Cheng 2010; *Freight Transportation Demand...* 2013). Towarzyszy mu również pokonywanie większych odległości, na jakie przemieszczane są poszczególne towary, a także orientacja na bardziej uciążliwe dla środowiska środki przewozu. We współczesnej gospodarce transport jest jednym z ważniejszych działów. Jego infrastruktura zajmuje ok. 1% powierzchni kuli ziemskiej (Czaja, Becla 2007, s. 183). Dynamiczny rozwój transportu w ostatnich dekadach, który – jak wspomniano – jest rezultatem intensywnego handlu, stanowi istotny czynnik rozwoju gospodarczego świata¹². Jednocześnie jednak stwarza znaczne uciążliwości i problemy dla środowiska, widoczne nie tylko w skali lokalnej, ale i globalnej. Transport zużywa znaczne ilości energii w postaci paliw i energii elektrycznej, a także wywiera presję na środowisko przyrodnicze. Liberalizacja handlu sprawia, że wzrasta międzynarodowa kooperacja przemysłowa, co wymaga przemieszczania się surowców, części, półproduktów i gotowych towarów do różnych krajów i na różne kontynenty. W latach 1990–2010 wartość światowego handlu towarami wzrosła o ponad 370%, a przeciętny roczny przyrost stanowił około 9%. W 2013 r. udział usług transportowych w eksporcie usług ogółem wyniósł średnio dla świata ponad 22% (www.data.worldbank.org, dostęp: 9.01.2015).

Prognozy Komisji Europejskiej do 2030 r. pokazują, że transport (zarówno pasażerski, jak i towarowy) nadal będzie dynamicznie się rozwijał. Rynek przewozów towarowych będzie rósł w szybszym tempie, ponieważ jest on ściślej skorelowany z dynamiką wzrostu PKB. Szacuje się, że w latach 2010–2050 przewóz towarów zwiększy się o 57% (średniorocznie o 1,1%). Największy, 72-procentowy wzrost (co odpowiada 1,4% w skali roku), będzie zauważalny w tych krajach członkowskich, które przystąpiły do UE po 2004 r. (EU Energy 2014, s. 38–39).

12 Zależność między infrastrukturą transportu a rozwojem ekonomicznym jest przedmiotem analizy w literaturze przedmiotu od lat 50. XX w. Wówczas pojawiły się koncepcje „wielkiego pchnięcia” (*big push*) oraz strategie zrównoważonego rozwoju. Infrastrukturze przypisuje się rolę jednego z najistotniejszych uwarunkowań wzrostu i rozwoju gospodarczego. Por. m.in. Rietveld (1989), Ratajczak (1999), Banister i Berechman (2000), Vickerman (2002), Litman (2010).

Tabela 4.1. Udział poszczególnych rodzajów transportu w handlu międzynarodowym w 2004 r. – ujęcie regionalne (w %)

Wyszczególnienie	Ze względu na wartość				Ze względu na kg-km			
	Morski	Powietrzny	Kolejowy	Drogowy	Morski	Powietrzny	Kolejowy	Drogowy
Import								
Ameryka Północna	46,6	21,0	6,7	25,7	91,8	1,4	1,4	5,5
Ameryka Środkowa	78,8	16,3	0,3	4,6	97,9	0,6	0,1	1,4
Ameryka Południowa	66,4	22,7	0,3	10,6	96,0	1,3	0,2	2,6
Europa	35,5	13,0	4,5	46,9	91,7	1,1	2,0	5,2
Azja Południowa	74,8	21,7	0,6	2,9	99,2	0,5	0,1	0,3
Azja Wschodnia	72,8	25,8	0,2	1,2	98,8	1,1	0,0	0,1
Bliski Wschód/Afryka	68,2	19,1	0,0	12,7	88,5	0,9	0,0	10,6
Oceania	78,0	22,0	0,0	0,0	98,1	1,9	0,0	0,0
Świat	50,2	18,4	3,5	27,8	95,0	1,1	0,8	3,1
Eksport								
Ameryka Północna	28,3	25,9	9,4	36,4	88,2	4,6	1,4	5,8
Ameryka Środkowa	74,0	20,6	0,4	5,0	97,0	0,9	0,2	2,0
Ameryka Południowa	85,7	7,3	0,2	6,8	99,1	0,2	0,0	0,6
Europa	35,1	13,0	4,5	47,3	89,3	0,9	2,8	7,1
Azja Południowa	73,9	21,6	0,8	3,7	97,8	1,0	0,2	1,0
Azja Wschodnia	72,0	26,8	0,2	1,0	98,8	0,9	0,0	0,2
Bliski Wschód/Afryka	80,6	9,3	0,0	10,1	97,3	0,1	0,0	2,6
Oceania	89,8	10,2	0,0	0,0	99,9	0,1	0,0	0,0
Świat	50,2	18,4	3,5	27,8	95,0	1,1	0,8	3,1

Źródło: Cristea *et al.* (2013), s. 159.

Udział poszczególnych środków transportu w towarowych przewozach międzynarodowych (eksport i import) w poszczególnych regionach świata znacząco się różni, biorąc pod uwagę zarówno wartość przewozu, jak i jego wielkość wyrażoną w kilogramo-kilometrach¹³ (Cristea *et al.* 2013) (tab. 4.1). Na przykład wymiana towarowa w krajach Ameryki Północnej i Europy zdecydowanie bardziej opiera się na transporcie drogowym, co wynika z bliskości geograficznej najważniejszych

13 Jednostka określająca przewiezienie jednego kilograma towarów na odległość jednego kilometra.

partnerów. Na świecie niespełna 1/5 wartości handlu odbywa się drogą lotniczą. Największy udział w tych przewozach zanotowano we wschodniej Azji (26,8%) i Ameryce Północnej (25,9%). Większość państw azjatyckich ma niewielki udział transportu lądowego w transporcie ogółem, ponieważ ich główni partnerzy pochodzą spoza regionu. Z kolei kraje Ameryki Południowej, dla których przewozy kolejowe i drogowe (z uwagi na ich rozwiniętą sieć) mogłyby odgrywać znaczną rolę, w rzeczywistości opierają swój handel na transporcie morskim. Prawdopodobnie jest to skutkiem aktywności gospodarczej skoncentrowanej głównie na wybrzeżu oraz łatwości dostępu do przewozów morskich. Jednak dezagregacja danych do poziomu konkretnych krajów pokazuje, że np. Europa jako całość bazuje na transporcie lądowym, lecz niektóre jej kraje (Wielka Brytania, Irlandia i Finlandia) już nie.

Interesujące wnioski można wysnuć, analizując drugą część tabeli, gdzie udział poszczególnych rodzajów środków transportu obliczono w kilogramo-kilometrach przewozu. W tym przypadku ewidentnie dominuje transport morski (95%). Oznacza to, że ciężkie produkty, które muszą pokonywać znaczne odległości, przewożone są przede wszystkim tą drogą. Największą różnicę w porównaniu z udziałami wyrażonymi wartościowo widać w odniesieniu do przewozów samochodowych w Europie. W ujęciu kilogramo-kilometrów import wynosi jedynie 5,2%.

To ciekawe badanie pokazuje, iż regionalna liberalizacja handlu wpływa na wybór określonych rodzajów transportu i tym samym przyczynia się w różnym stopniu do emisji zanieczyszczeń. Brak barier w wymianie towarów sprzyja krótszym przewozom do bliskich geograficznie partnerów, które odbywają się głównie drogą lądową. Z kolei ograniczanie wymiany (stosowanie instrumentów ochrony rynku) powoduje szukanie nowych, oddalonych geograficznie rynków i intensywniejsze wykorzystywanie transportu morskiego czy lotniczego (Cristea *et al.* 2013, s. 170).

4.3.2. Zagrożenia dla środowiska związane z transportem

Rosnący popyt na usługi transportowe, wynikający w głównej mierze z intensywnego rozwoju handlu międzynarodowego, powoduje również większą presję na środowisko. Skutki jego bezpośredniego oddziaływania zależą zarówno od poziomu rozwoju gospodarczego krajów, zaawansowania technologicznego oraz umiejętności wykorzystania różnych rodzajów transportu, jak i od klimatu czy wrażliwości poszczególnych elementów środowiska przyrodniczego. Infrastruktura transportowa wywołuje presję na siedliska naturalne i różnorodność biologiczną poprzez bezpośrednie wykorzystanie gruntów, zakłócenia wywołane hałasem i światłem czy fragmentację krajobrazu. Na przyrodę wpływa także rozwój środków transportu.

Oddziaływanie transportu na środowisko można przedstawić za pomocą czterech efektów: skali, strukturalnego, technicznego i produktowego (van Veen-Groot,

Nijkamp 1999). Pierwszy odzwierciedla wpływ liberalizacji handlu na aktywność gospodarczą. Wiąże się ze wzrostem wymiany międzynarodowej, a tym samym z liczbą przewozów i większym popytem na usługi transportowe. Z uwagi na to, że stanowią one duże obciążenie dla środowiska przyrodniczego, postuluje się wprowadzanie i szersze wykorzystanie transportu intermodalnego (choć nie zawsze i nie w każdych warunkach jest to najprostsze z rozwiązań). Receptą jest również dążenie do stosowania „czystszych” rodzajów transportu (takich jak transport kolejowy lub żegluga śródlądowa zamiast drogowego lub lotniczego), co mogłoby spowodować spadek emisji zanieczyszczeń na jednostkę produktu. W ostatnim czasie można zaobserwować przeciwstawne wzorce – odejście od stosowania wolniejszych środków transportu na rzecz szybszych, ale bardziej uciążliwych dla środowiska.

Z kolei efekt strukturalny odzwierciedla wpływ liberalizacji handlu na wzrost produkcji w sektorach, w których kraj posiada przewagę komparatywną. Efekt ten może spowodować zarówno zmiany w strukturze działalności gospodarczej (np. w udziale produkcji przemysłu, rolnictwa lub usług w wytwarzanym PKB), jak i przekształcenia w ramach poszczególnych sektorów. W związku z tym liberalizacja handlu może prowadzić do ekspansji działalności gospodarczej zgodnie z określonymi przewagami krajowymi, którymi mogą się stać warunki klimatyczne czy stosowane standardy ekologiczne. Jeśli zasoby środowiska są prawidłowo wycenione, ich wartość jest uwzględniana na rynkach międzynarodowych, a wykorzystanie nie jest zakłócanie przez interwencję państwa, to handel stworzy dogodne warunki dla zrównoważonego rozwoju. W przypadku braku tych idealnych przesłanek liberalizacja handlu może wywołać negatywne skutki strukturalne, powodując zwiększenie specjalizacji w branżach „nieekologicznych”. W poszukiwaniu lepszych (tańszych) warunków działalności zaczną przemieszczać się przemysły i zmieni się struktura gospodarek, czego rezultatem będzie coraz większe zapotrzebowanie na transport.

Na przestrzeni ostatnich lat nowe rozwiązania w technologii transportu i logistyki, mimo iż stają się codziennością, są niewystarczające i nie równoważą w pełni negatywnego oddziaływania transportu na środowisko. Wzrost przeciętnej odległości, na jaką transportowane są towary, stanowi przeciwieństwo zasady zrównoważonego rozwoju, która postuluje, aby produkcja i konsumpcja były jak najbardziej zbliżone geograficznie. Poza tym na efekt strukturalny składają się także cechy transportowanych produktów. We współczesnej gospodarce w coraz większym stopniu przewożone są produkty niewielkie, ale charakteryzujące się wysoką wartością dodaną. Są to towary łatwe do transportowania drogą lotniczą lub samochodową (w tym przypadku są to głównie tzw. ładunki drobnicowe), co skutkuje większym zanieczyszczeniem otoczenia naturalnego.

Efekt techniczny, w przeciwieństwie do dwóch poprzednich, wywiera pozytywny wpływ na środowisko. Wywołuje zmiany w stosowanych technologiach,

odzwierciedla możliwy transfer innowacji, rozszerza możliwości korzystania z materiałów ekologicznych, a w odniesieniu do tranzytu sprzyja produkcji środków transportu emitujących mniejsze ilości spalin oraz hałasu i jednocześnie bardziej energooszczędnych. Nowsze technologie charakteryzują się mniejszą uciążliwością dla środowiska przyrodniczego. Sprzyjają też rozwojowi szeregu zabezpieczeń mających na celu neutralizację negatywnych skutków obu poprzednich efektów.

Ostatni z efektów – produktowy – występuje wówczas, gdy same produkty wywierają wpływ na środowisko przyrodnicze. Pozytywny wystąpi wówczas, gdy bardziej świadomi ekologicznie konsumenci wybiorą towary, które są „zielone”, a ich preferencje i większe oczekiwania przyczynią się ostatecznie do rozprzestrzeniania się nowych, przyjaznych dla środowiska technologii. Przykładem mogą być innowacje, dzięki którym wykorzystywane są odnawialne źródła energii czy zwiększa się sprzedaż bardziej ekologicznych w eksploatacji samochodów. Otwarty handel, nowe inwestycje, transfer nowoczesnej technologii czy ulepszone systemy zarządzania pozwalają na przyspieszenie rozwoju gospodarki. Z drugiej strony jednak efekt produktowy może wywołać negatywne skutki, np. wówczas, gdy handel międzynarodowy umożliwi przepływ towarów niebezpiecznych czy toksycznych materiałów. Stanie się tak również wtedy, gdy w wyniku jego liberalizacji pojawi się popyt na zagrożone gatunki roślin i zwierząt. Czy zatem chęć nabycia określonych produktów (zgodnie z oczekiwaniami konsumentów) wpłynie na zmiany w transporcie? W zależności od asortymentu towarów wykorzystuje się bowiem określony środek transportu. Z badań van Veen-Groot i Nijkampa (1999) wynika, że np. produkty o większej wartości (i tym samym w mniejszej ilości) są przewożone bardziej ekologicznymi środkami transportu, zaś towary tańsze (i w większej ilości) transportuje się z wykorzystaniem bardziej szkodliwych dla środowiska rodzajów przewozu. Z tego powodu wzrastająca ilość tanich produktów, będących przedmiotem obrotu w handlu międzynarodowym, może być przyczyną większych zanieczyszczeń. W ten sposób pozytywne efekty jakościowe zmian w asortymencie produktów są zrównoważone przez niekorzystne zmiany w strukturze środków transportu wykorzystywanych do ich przewozu.

Z szacunków Eurostatu wynika, że w latach 1990–2011 emisje zanieczyszczeń wskutek intensywnego transportu wzrosły o 19%. Największy przyrost zanieczyszczeń zarejestrowano podczas przewozów drogowych (21%), natomiast spadek (–46%) w wyniku przewozów kolejną. Wśród państw członkowskich największą ilość niebezpiecznych emisji odnotowano w Niemczech (17% udział w całkowitej emisji UE), następnie we Francji (14%), we Włoszech (13%) i Wielkiej Brytanii (12%) (*Energy, Transport and Environment...* 2013, s. 141). Są to kraje zaliczane do grona największych eksporterów i importerów nie tylko w Unii Europejskiej, ale i na świecie (tab. 4.2 i 4.3).

Tabela 4.2. Czołowi eksporterzy w światowym handlu towarami w 2013 r. (w mld USD)

Miejsce w światowym rankingu	Kraj	Wartość w mld USD	Procentowy udział w światowym eksporcie
1.	Chiny	2209	11,7
2.	Stany Zjednoczone	1589	8,4
3.	Niemcy	1453	7,7
6.	Francja	580	3,1
8.	Wielka Brytania	542	2,9
11.	Włochy	518	2,8

Źródło: WTO Statistics database (dostęp: 1.12.2015).

Tabela 4.3. Czołowi importerzy w światowym handlu towarami w 2013 r. (w mld USD)

Miejsce w światowym rankingu	Kraj	Wartość w mld USD	Procentowy udział w światowym imporcie
1.	Stany Zjednoczone	2329	12,3
2.	Chiny	1950	10,3
3.	Niemcy	1189	6,3
5.	Francja	681	3,6
6.	Wielka Brytania	655	3,5
10.	Włochy	477	2,5

Źródło: WTO Statistics database (dostęp: 1.12.2015).

Transport jest drugim co do wielkości źródłem emisji zanieczyszczeń w UE (na pierwszym miejscu jest przemysł energetyczny) i mimo unijnych inicjatyw politycznych oraz różnych regulacji prawnych wielkość skażeń wciąż rośnie. Może to dziwić w dobie postępu technicznego, energooszczędnych technologii czy rozwoju nowoczesnej sieci transportowej. Jednostkowo transport jest mniej polutogenny, bardziej energooszczędny, ale w dalszym ciągu w 96% jest uzależniony od ropy i produktów ropopochodnych. Trzeba przyznać, że na przestrzeni lat technologie transportu i paliw stały się mniej uciążliwe dla środowiska, jednak większość samochodów, np. ciężarowych, wyposażonych jest w silniki diesla, które są głównym źródłem emisji tlenków azotu, cząstek stałych i dwutlenku węgla (Badyda 2010; Demir, Bektas, Laporte 2013, s. 2). Zatem mimo że ilość zanieczyszczeń przypadająca na jednostkę przewozu rzeczywiście ulega zmniejszeniu, to i tak wzrost liczby pojazdów oraz masy przewozów sprawia, iż całkowita wielkość szkodliwych emisji nie maleje.

Skala problemów wynikających z przewozów skłania do pilnego ograniczania jego wpływu na środowisko przyrodnicze. Działania zaradcze związane są np. z rozwojem bardziej nowoczesnych, ekologicznych środków transportu, zarówno w drodze ulepszenia już istniejących, jak i rozwoju nowych. Zmiany dotyczą również systemów zarządzania transportem, upowszechniania nowych rozwiązań (np. transportu intermodalnego) oraz zintegrowanych procesów logistycznych.

„Kręgosłupem” międzynarodowego obrotu jest transport morski, który obsługuje ponad 80% światowego handlu towarami. Trudno oszacować wartość światowego handlu morskiego w ujęciu pieniężnym, gdyż dotyczące go dane podawane są w tonach, tonomilach lub tonokilometrach i z tego powodu trudno je porównywać ze statystykami opartymi na systemie monetarnym. Biorąc jednak pod uwagę znaczną średnią (wzrastającą w warunkach globalizacji) odległość przewozu (ponad 4200 mil morskich), można zauważyć, że licząc w jednostkach pracy przewozowej, ta gałąź transportu realizuje większość światowej wymiany towarowej. W 2011 r. przewozy drogą morską były 2,4 razy większe niż w 1990 r. (Grzelakowski 2012, s. 771). Ponadto, transport morski jest dominującą gałęzią transportu w obsłudze handlu światowego, jeżeli mierzymy jego udział w przewozach masy towarowej. Uwzględniając wewnętrzną wymianę towarów krajów członkowskich UE jako integralną część handlu światowego, w 2011 r. udział transportu morskiego w obsłudze eksportu wynosił 59% (Grzelakowski 2012, s. 773).

Fakt, iż w ciągu ostatnich dekad udział handlu morskiego w całkowitej wartości handlu światowego stale rósł, był nie tylko skutkiem uprzemysłowienia, liberalizacji gospodarek narodowych i tym samym zniesienia barier dla wymiany handlowej, lecz także rosnącego popytu na dobra konsumpcyjne. Przede wszystkim to rozwój technologii oraz rozwój konteneryzacji sprawiły, że transport morski stał się bardziej wydajny. Poza tym, jak wynika z danych Międzynarodowego Zrzeszenia Przewoźników Powietrznych (International Air Transport Association – IATA), przewozy drogą morską są czternastokrotnie tańsze (USD/kg masy) od lotniczych (IATA 2011, s. 3). Mimo iż handel zależy w głównej mierze od ogólnej koniunktury gospodarczej, cena przewozów też ma znaczenie dla jego rozwoju.

Z szacunków UNCTAD wynika, że w 2014 r. wartość światowego handlu morskiego osiągnęła historyczny poziom 9,84 mld ton, który był większy o 3,4% w porównaniu z rokiem 2013. Główną rolę ogrywała w tych statystykach wymiana towarowa krajów azjatyckich, zarówno ze światem, jak i wewnątrz kontynentu. Chiny, które w znacznym stopniu przyczyniły się do rozwoju handlu morskiego w ostatnich latach, nadal wykazują imponujące wielkości obrotu. Ogólnie, na kraje rozwijające się przypadło 60% globalnych przewozów morskich, zaś na rozwinięte – 35% (*Review of Maritime Transport...* 2015, s. 6–7).

Wielkość i wartość handlu światowego, jaki obsługuje transport morski, jednoznacznie wskazuje na jego szczególne znaczenie w systemie światowego transportu. Zainteresowanie przewozami morskimi sprzyja podejmowaniu decyzji o powiększaniu portów, a nowe inwestycje nierzadko stanowią poważne zagrożenie dla środowiska. Na przykład pogłębianie dna niszczy siedliska morskiej fauny i powoduje zmiany

w składzie chemicznym wody (z osadów dennych mogą uwolnić się szkodliwe substancje oraz biogeny powodujące zakwity sinic). W efekcie konsekwencje odczuwają inne sektory gospodarki, tj. rybołówstwo, akwakultura, turystyka czy rekreacja.

Poza tym szacuje się, że wielkość szkodliwych emisji z floty oceanicznej, tworzących się podczas spalania paliw (pozyskanych głównie z przeróbki ropy naftowej), podwoi się do 2050 r. Powstałe w procesie spalania paliw tlenki siarki, azotu i węgla, węglowodory, pyły i niespalone cząstki stałe (np. sadza) wywołują wiele negatywnych skutków w środowisku, m.in. kwaśne deszcze, smog fotochemiczny, nasilenie efektu cieplarnianego czy zaburzenia zdrowotne organizmów żywych¹⁴.

W 2000 r. transport morski był odpowiedzialny za uwolnienie do atmosfery około 780 mln ton CO₂, co stanowiło około 2,7% wszystkich antropogenicznych emisji CO₂ w tym okresie. Niemalą udział w zanieczyszczeniu środowiska miały także emisje tlenków azotu, tlenków siarki oraz pyłu zawieszonoego, odpowiednio na poziomie 5,4 mln ton, 5,5 mln ton i 1,4 mln ton (Eyring *et al.* 2010, s. 4764–4765). Są to wielkości znaczące w porównaniu z emisją polutantów uwalnianych w ruchu drogowym. Około 70% lub więcej skażeń dotyczy obszarów w zasięgu do 400 km od linii brzegowej (Badyda 2010). Oznacza to, że przyczyniają się one do problemów związanych z jakością powietrza również na lądzie, nawet jeśli są emitowane na wodach¹⁵.

Obecność NO_x, CO₂ i SO_x przyczynia się do zakwaszania wód. W skali globalnej efekty te nie są bardzo widoczne, jednak na płytszych wodach przybrzeżnych, na których skoncentrowana jest znaczna część żeglugi, powodują negatywne konsekwencje. Rosnący poziom zakwaszenia, np. oceanów, zmienia funkcjonowanie morskich ekosystemów. Cenne przyrodniczo, ale też ekonomicznie mięczaki, jak np. małże i ostrygi, są bardzo wrażliwe na stopień kwasowości i zasadowości roztworów wodnych związków chemicznych. Przewiduje się, że zakwaszenie oceanów przyniesie wyraźne koszty gospodarcze. Na przykład ograniczenie populacji mięczaków zmniejszy przychody amerykańskich rybaków o 10–25%, co oznacza dla nich roczne straty rzędu 75–187 mln USD (Cooley, Doney 2009, s. 5).

Statki o napędzie mechanicznym są ważnym źródłem metanowych i niemeta-nowych lotnych związków organicznych. Zagrożenie, jakie niosą dla środowiska, a tym samym dla samego człowieka, ilustruje fakt, iż stanowią aż 60% wszystkich substancji zanieczyszczających atmosferę, zaś wśród związków rakotwórczych

14 Do zanieczyszczeń skażających atmosferę w wyniku eksploatacji jednostek pływających zaliczyć można także produkty spalania śmieci, odpadów, olejów i ropy, zanieczyszczenia gazowe z urządzeń do gaszenia pożarów na statkach, do przedmuchiwania i napełniania komór tankowców podczas ich opróżniania, w tym związki zubożające warstwę ozonową, skażenia pochodzące z przetadunków masowych materiałów płynnych i gazowych oraz pyły towarów masowych sypkich (Staniszewska, Bistram 2006, s. 364).

15 Niektórzy badacze z ostrożnością podchodzą jednak do szczegółowych danych na temat ilości powstających zanieczyszczeń w gazach spalinowych emitowanych przez statki pływające, twierdząc, że wielkość szkodliwych emisji jest trudna do oszacowania i istnieje duże ryzyko nieprecyzyjnych obliczeń (Cristea *et al.* 2013).

zawartych w spisie emitowanych związków toksycznych (*Toxic Release Inventory*) stanowią aż 73% wszystkich związków. Jednym z ostatnich odkryć badaczy jest to, iż niektóre emisje gazów ze statków morskich mogą znacząco modyfikować mikrofizyczne i optyczne właściwości chmur, i tym samym powodować zmiany klimatyczne poprzez tzw. pośredni efekt aerozolowy (*indirect aerosol effect*). Jest on znacznie większy niż oczekiwano, bowiem transport morski jest w 17–39% odpowiedzialny za jego występowanie (UNECLAC 2011, s. 109).

Perspektywy dalszego rozwoju transportu morskiego są obiecujące dzięki konkurencyjnym kosztom frachtu i rosnącej wydajności przewozów. Według szacunków Międzynarodowej Izby Żeglugi (International Chamber of Shipping) istnieje ponad 50 tys. statków handlowych przewożących towary na arenie międzynarodowej, a morska flota transportowa obejmuje jednostki z ponad 150 krajów. Jeżeli dotychczasowa wysoka dynamika wzrostu handlu morskiego w skali globalnej się utrzyma, to w 2020 r. wielkość przemieszczanej masy towarowej drogą morską zwiększy się o 36–40%, a w 2030 r. podwoi się w stosunku do jej poziomu z 2010 r. W rezultacie udział transportu morskiego w ogólnych przewozach handlu światowego zwiększy się znacząco kosztem zmniejszenia udziału transportu lądowego (www.ics-shipping.org, dostęp: 30.01.2015).

Zdecydowanie najbardziej uciążliwy dla środowiska jest jednak transport samochodowy. Między krajami Unii Europejskiej 76,4% przewozów towarowych odbywa się tą drogą, przy czym w wielu krajach, np. Grecji, Hiszpanii, Irlandii, Luksemburgu, Portugalii, Włoszech, a także na Cyprze i Malcie, odsetek ten jest wyższy niż 90%. Natomiast w handlu poza UE na transport samochodowy przypadło w 2011 r. 17% udziału w przewozach międzynarodowych, z czego 20,6% stanowił eksport, zaś 13,9% import. Według danych Banku Światowego w Niemczech, Francji i Polsce masa przetransportowanych towarów liczona w milionach ton na kilometr należała w tym czasie do największych w Europie¹⁶ (www.data.worldbank.org, dostęp: 30.01.2016).

Z szacunków Eurostatu wynika, że w 2011 r. ok. 14 933 mln ton towarów zostało przetransportowanych na drogach w UE, w tym 20% zostało przewiezionych w Niemczech, a następnie we Francji (14%), Wielkiej Brytanii (10%) i Hiszpanii (10%). W latach 2006–2011 liczba przewozów drogowych zmniejszyła się we wszystkich państwach członkowskich z wyjątkiem Polski, Luksemburga i Niemiec (wzrost odpowiednio o 47%, 14% i 2%). Z danych Ministerstwa Transportu, Budownictwa i Gospodarki Morskiej (2013, s. 22–23) wynikało, że w Polsce w latach 2003–2010 odnotowano znaczny wzrost w przewozach lądowych, ze 160 do 282 mld tkm, tj. o 76,1%. W transporcie ładunków w handlu zagranicznym zapotrzebowanie na przewóz towarów samochodami wzrosło w tym czasie o 30,9%, do czego przyczyniło się bardzo silne umiędzynarodowienie transportu po akcesji do UE. Najbardziej wymownym tego skutkiem jest wzrost popytu na przewozy drogowe na duże odległości (powyżej 500 km).

16 Na pierwszym miejscu zdecydowanie są Chiny z wielkością 4 338 967 mln ton/km, na drugim – Niemcy z 434 000 mln ton/km.

Systematycznie wzrasta też liczba zarejestrowanych samochodów ciężarowych. Ogółem wśród 27 krajów Unii Europejskiej liczba pojazdów do przewozu ładunków w 1995 r. wynosiła 22 811,7 tys. szt., w 2005 r. było ich 31 177,1 tys. szt., natomiast w 2012 r. liczba ta wzrosła do 34 092,5 tys. szt. (www.ec.europa.eu, dostęp: 5.12.2015).

Z pewnością tendencje do zwiększania taboru drogowego i – w związku z tym – rozbudowy infrastruktury oraz sieci połączeń powodują negatywne następstwa dla środowiska. W tab. 4.4 ukazano średnie koszty zewnętrzne transportu drogowego, kolejowego i wodnego dla UE-27 z wyjątkiem Malty i Cypru, ale włączając Szwajcarię i Norwegię. Dane te pochodzą z opublikowanego w 2011 r. raportu *External Costs of Transport in Europe. Update Study* i odnoszą się do 2008 r.

Tabela 4.4. Całkowite koszty zewnętrzne transportu w 2008 r. w UE-27 według kategorii kosztów i rodzajów transportu

Kategoria kosztów (w mld EUR rocznie)	Transport			
	Drogowy LDV	Drogowy HDV	Kolejowy	Wodny
	EUR/ (1000 tkm)	EUR/ (1000 tkm)	EUR/ (1000 tkm)	EUR/ (1000 tkm)
Wypadki	56,2	10,2	0,2	0,0
Zanieczyszczenie powietrza	17,9	6,7	1,1	5,4
Zmiany klimatyczne (scenariusz pesymistyczny)	44,5	9,8	0,9	3,6
Zmiany klimatyczne (scenariusz optymistyczny)	7,6	1,7	0,2	0,6
Hałas	6,3	1,8	1,0	0,0
Efekty <i>downstream</i> i <i>upstream</i> (scenariusz pesymistyczny)	14,3	3,0	4,2	1,3
Efekty <i>downstream</i> i <i>upstream</i> (scenariusz optymistyczny)	8,4	1,7	2,4	0,8
Krajobraz i przyroda	0,9	0,7	0,0	0,4
Straty różnorodności biologicznej	0,6	0,5	0,0	0,5
Zanieczyszczenie gleby i wody	1,8	0,8	0,4	0,0
Efekty dotyczące urbanistyki	3,1	0,5	0,1	0,0
Łącznie (scenariusz pesymistyczny)	145,6	34,0	7,9	11,2
Łącznie (scenariusz optymistyczny)	102,8	24,6	5,3	7,7

Objaśnienia: LVD – samochody dostawcze do 3,5 ton masy brutto;
HDV – pojazdy ciężkie powyżej 3,5 ton masy brutto.

Źródło: *External Costs of Transport in Europe...* (2011), s. 74.

Z przedstawionych danych wynika, że łączne negatywne efekty zewnętrzne generowane przez transport ciężarowy są bardzo uciążliwe dla środowiska. Uwidacznia się to przede wszystkim w emisji szkodliwych substancji do atmosfery, co wpływa negatywnie na zmiany klimatyczne (w scenariuszu pesymistycznym dla pojazdów LVD są one blisko 18,5 razy większe od wpływu transportu kolejowego i 13 razy większe od wodnego). Poza tym najbardziej dotkliwe dla środowiska przyrodniczego są skutki uboczne wypadków samochodów ciężarowych, hałas, efekty *downstream* i *upstream* (element kosztów zewnętrznych transportu, związany najczęściej z zanieczyszczeniem powietrza i zmianami klimatu powodowanymi podczas produkcji, utrzymania infrastruktury i taboru oraz produkcji energii) czy oddziaływanie na krajobraz. We wcześniejszym badaniu, które odnosiło się do 2000 r., transport drogowy był sprawcą niemal 84% łącznych kosztów zewnętrznych. Zdecydowanie mniej negatywnych konsekwencji środowiskowych powodował transport lotniczy (14%), kolejowy (1,9%) i wodny (0,4%). W raporcie wskazano również, że transport towarowy był odpowiedzialny za około 1/3 kosztów zewnętrznych (*External Costs of Transport – Update Study. Final Report 2004*, s. 72).

Transport drogowy to jedno z głównych źródeł emisji zanieczyszczeń powietrza, które stanowią zagrożenie dla środowiska przyrodniczego i zdrowia człowieka. Udział przewozów samochodowych, np. w całkowitej emisji CO₂ uwalnianego do atmosfery na skutek przewozu towarowego i pasażerskiego, wyniósł w 2000 r. ponad 72%, a jego skumulowana wielkość na przestrzeni XX w. stanowiła 55,1% (Uherek *et al.* 2010, za: Fuglestvedt *et al.* 2008). Dotyczy to w znacznym stopniu przewozów ciężarowych (Menes 2011). Z kolei z szacunków Cai *et al.* (2012) wynika, że w krajach wysoko rozwiniętych, m.in. w UE-15, Japonii czy Stanach Zjednoczonych, transport drogowy odpowiada za ponad 85% emisji CO₂ ogółem oszacowanej dla wszystkich rodzajów transportu, co świadczy o jego dużej polutogenności i tym samym szkodliwości dla środowiska (tab. 4.5).

Zdecydowanie w mniejszym stopniu oddziałuje na środowisko transport kolejowy. W 2011 r. w Unii Europejskiej kolej zrealizowała 10,7% przewozów towarowych (udział kolei w transporcie wewnątrzspółnotowym wyniósł 17,1%). Dla porównania – z danych Bureau of Transportation Statistics (www.bts.gov, dostęp: 30.01.2016) wynika, że w Stanach Zjednoczonych kolej jest dominującą formą transportu towarowego (36–40% udział w latach 2000–2011), podobnie jest w Chinach (ponad 32% w 2011 r.) czy Rosji (30% w 2011 r.)¹⁷. W Unii Europejskiej, w której przeważa przewóz ciężarowy, jednym z głównych celów jest rewitalizacja i zwiększenie znaczenia transportu kolejowego. W *Białej Księdze* z 2011 r. można przeczytać, że do 2030 r. 30% drogowego transportu towarów na odległościach większych niż 300 km należy przenieść na inne środki transportu, np. kolej lub żeglugę wodną, zaś do 2050 r. powinno to dotyczyć ponad 50% przewozów. Ułatwi

17 W Polsce w 2011 r. udział kolei w przewozach towarowych wyniósł 15%.

to rozwój efektywnych, ekologicznych korytarzy transportowych. Poza tym planuje się też zwiększenie długości istniejącej sieci kolejowej dużej prędkości do 2030 r. (*Biała Księga 2011*, s. 10).

Tabela 4.5. Porównanie emisji CO₂ z różnych gałęzi transportu na świecie w wybranych krajach i regionach (w %)

Rodzaj transportu	łącznie (International Energy Agency, 2009)	Sygnatariusze Protokołu z Kioto (UNFCCC, 2010)	UE-15 (European Environment Agency, 2010)	Japonia (The Government of Japan, 2010)	Stany Zjednoczone (U.S. Environmental Protection Agency, 2010)	Chiny
Drogowy	72,81	88,93	94,17	90,04	85,33	86,32
Powietrzny	-	6,25	2,62	4,57	9,23	5,14
Wodny	27,19	2,77	2,54	5,12	2,93	5,49
Kolejowy	-	2,05	0,67	0,27	251	3,05

Źródło: Cai *et al.* (2012), s. 479.

Jak wspomniano, przewozy kolejają są najmniej szkodliwe dla środowiska w porównaniu z innymi rodzajami transportu. Kolej wpływa na otoczenie przede wszystkim poprzez emisję hałasu i drgań, zanieczyszczeń (dotyczy to lokomotyw spalinowych) oraz zajmuje teren. Emisja skażeń wywołanych przewozami kolejją w Unii Europejskiej wynosi 1–3% całkowitej emisji z transportu. Europejskie pojazdy szynowe wyprodukowane po 1990 r. transmitują do atmosfery znacznie mniej szkodliwych związków w porównaniu z pojazdami starszej generacji. Średnia redukcja poziomu emisji wynosi 30% dla tlenków azotu i 70% dla pyłu zawieszzonego (Uherek *et al.* 2010, s. 4777). Ograniczenie wielkości zanieczyszczeń jest możliwe zarówno poprzez doskonalenie konstrukcji pojazdów, jak i zmiany rodzaju trakcji. W ciągu ostatnich trzech dekad znacznie zmalało zużycie węgla do napędu pociągów (wyjątek stanowią Chiny), nieznacznie – oleju napędowego, natomiast wyraźnie wzrosło zużycie energii elektrycznej.

Z gazów mogących powodować zmiany klimatyczne i efekt cieplarniany transport kolejowy wytwarza w istotnych ilościach jedynie dwutlenek węgla, np. w Polsce według danych Ministerstwa Infrastruktury jest to ok 1% łącznej emisji (*Prognoza oddziaływania na środowisko...* 2008, s. 48). Natomiast nie odnotowuje się rzeczywistych lub potencjalnych źródeł emisji innych gazów cieplarnianych, np. metanu, podtlenku azotu czy freonów.

Oprócz transportu kolejowego, drogowego czy morskiego w przewozach towarowych znaczenie odgrywa także transport lotniczy. W ujęciu ilościowym realizuje on znikomy ułamek światowych przewozów, natomiast wartościowo stanowi 28–30% rynku. Na świecie funkcjonuje około 2 tys. portów lotniczych, jednak

ruch powietrzny jest rozłożony nierównomiernie w poszczególnych regionach. Zdecydowanie największy jest w portach Ameryki Północnej, Europy, Azji i wysp Pacyfiku, na które przypada około 90% obsłużonych pasażerów i tonażu ładunków na świecie. W trzydziestce największych z nich realizuje się 61% światowego ruchu (www.ulc.gov.pl, dostęp: 11.10.2015). Według danych Międzynarodowej Rady Portów Lotniczych (Airports Council International) największym lotniczym portem cargo w 2012 r. był Hongkong, który obsłużył 4,1 mln ton towarów. Na drugim miejscu znalazł się amerykański Memphis (4 mln ton), a na trzecim Szanghaj (2,9 mln ton). Pierwszą piątkę zamykają Seul (2,5 mln ton) i Anchorage (2,4 mln ton) (www.aci.ao.org, dostęp: 17.11.2015).

Z szacunków Międzynarodowego Zrzeszenia Przewoźników Powietrznych (IATA) wynika, że w 2014 r. drogą powietrzną przetransportowano cargo o wartości 6,8 bln USD (IATA 2015, s. 40). Szczegółowe dane na temat wielkości przetransportowanych towarów w różnych regionach świata przedstawia tab. 4.6.

Tabela 4.6. Wielkość przetransportowanych towarów drogą lotniczą w 2012 (w tys. ton)

Region	Całkowity ładunek
Afryka	1 841,17
Azja-Pacyfik	33 845,41
Europa	17 798,01
Ameryka Łacińska-Karaiby	5 036,09
Bliski Wschód	5 865,04
Ameryka Północna	28 138,37
Świat	92 524,09

Dane dotyczą załadunku i wyładunku towarów oraz poczty.

Źródło: www.aci.ao.org (dostęp: 11.11.2015).

W UE w 2012 r. przemieszczono drogą powietrzną około 14,4 mln ton produktów. Największy udział w przewozach miały porty w Niemczech (18,6%), Francji (10,7%), Wielkiej Brytanii (9,4%) czy Belgii (8,3%). Niektóre z mniejszych państw członkowskich UE, w szczególności kraje Beneluksu, są wyspecjalizowane w obsłudze frachtu lotniczego (www.ec.europa.eu, dostęp: 5.12.2015). W Polsce stanowi on 2,2%, co jest wielkością porównywalną z udziałem Portugalii (2,4%) czy Finlandii (2,2%). W latach 2000–2010 dynamika wzrostu transportu towarów drogą lotniczą wynosiła średnio 6%, a sam rynek cargo charakteryzuje się dużą koncentracją. Z danych Urzędu Lotnictwa Cywilnego za 2012 r. wynika, że około 90% przewozów zostało wykonanych w trzech portach lotniczych: centralnym porcie lotniczym w Warszawie (blisko 70%), Katowicach-Pyrzowicach (ponad 14%) oraz Gdańsku-Rębiechowie (ok. 6%).

Od 1950 r. globalny transport powietrzny wyraźnie rośnie w tempie około 5% (ruch pasażerski) i 6% (przewozy towarów) w skali roku. Jeśli ten trend w najbliższym czasie nie zmieni się znacząco, wówczas do 2030 r. dochody z przewozów cargo transportem lotniczym mogą zwiększyć się, w zależności od szacunków, o 300 lub nawet 600% (Schäfer, Waitz 2014, s. 2). Światowy popyt na towarowy transport powietrzny będzie podwajać się co 12 lat i w przypadku braku jakichkolwiek zmian technologicznych lokalne, regionalne i globalne oddziaływanie na środowisko będzie rosnąć w podobnym tempie.

Negatywny wpływ przewozów lotniczych na przyrodę związany jest przede wszystkim z zajmowaniem dużych powierzchni terenów przy lokalizowaniu infrastruktury, a tym samym – z koniecznością trwałej zmiany sposobu eksploatacji terenów portów lotniczych, wokół których wyznaczane są strefy ograniczonego użytkowania. Poza tym do najważniejszych zagrożeń w fazie funkcjonowania lotnisk można wymienić natężenie hałasu czy emisję zanieczyszczeń powietrza. Silniki lotnicze emitują produkty spalania w tropopauzie, a znaczny wzrost przewozów i tym samym zwiększenie emisji gazów może być czynnikiem powodującym brak równowagi klimatycznej na skutek nadmiernej ilości wytwarzanego ozonu w tej części atmosfery. Ozon tworzy się tylko w pobliżu korytarzy powietrznych, więc wpływ lotnictwa na wzrost temperatury półkuli północnej będzie większy niż południowej.

Z szacunków Loo *et al.* (2014, s. 190) wynika, że w rejonie międzynarodowych portów tranzytowych zanieczyszczenie CO₂ jest znacznie większe (nawet czterokrotnie) niż w przypadku zwykłych portów lotniczych. Dotyczy to np. międzynarodowego węzła lotniczego w Hongkongu¹⁸, którego transport pasażerski i towarowy obsługuje ponad 100 linii lotniczych, a przewozy odbywają się do ponad 170 destynacji na całym świecie (w tym ok. 50 do Chin).

Z kolei Badyda (2010), powołując się na dane Europejskiej Agencji Środowiska, podaje, że transport lotniczy odpowiada za 3,4% całkowitej emisji CO₂ w UE (12,2% emisji w transporcie), co stanowi niemal dwukrotny wzrost w porównaniu do 1990 r. Udział unijnego transportu lotniczego w emisji wszystkich ewidencjonowanych gazów cieplarnianych (CO₂, CH₄, N₂O, SF₆, HFC, PFC) jest zbliżony i wynosi niemal 3% (Badyda 2010, s. 121). Podobne dane dotyczą średnich dla całego globu. Szacuje się, że transport powietrzny przyczynia się do globalnej emisji gazów cieplarnianych rzędu 2–3%. Połowę tej emisji wytwarza aktywność okołolotniskowa, czyli ruch naziemny i ten związany z dojazdem do lotniska. Transport powietrzny odpowiada za ok. 10% koncentracji zanieczyszczeń wokół lotnisk w gęsto zaludnionym regionie i za ok. 20% zanieczyszczeń dla lotnisk usytuowanych poza aglomeracją (Stangel 2014, s. 41). Należy jednak dodać, że poziom zanieczyszczenia lokalnego jest zależny od warunków meteorologicznych, takich jak wiatr, nasłonecznienie czy wysokość chmur.

18 Jako duży port przesiadkowy obsługuje regiony zamieszkiwane przez połowę ludności świata (w promieniu pięciu godzin lotu).

Według różnych badań (np. ATAG 2012; Macintosh, Wallace 2009) transport lotniczy nie przyczynia się znacząco do problemu globalnego ocieplenia, jednak jego intensywny wzrost sugeruje, że ta sytuacja może ulec zmianie w ciągu najbliższych dziesięcioleci. Organizacja Międzynarodowego Lotnictwa Cywilnego (International Civil Aviation Organization – ICAO) przewiduje, że do 2050 r. zużycie paliwa w przewozach samolotami i tym samym emisja szkodliwego CO₂ może znacząco ulec zwiększeniu. W zależności od przyjętego scenariusza, wzrost wyniesie od 300 do 700% (ICAO 2009, s. A-2). Nieco bardziej optymistyczne prognozy można znaleźć w badaniach Alonso *et al.* (2014), którzy oszacowali roczną skalę emisji CO₂ w latach 2013–2030 dla krajów UE-27 + 2 (Norwegia i Szwajcaria) wskutek wzmożonych przewozów lotniczych (pasażerskich i cargo). Autorzy pokazują, że najbardziej prawdopodobne jest zwiększenie emisji nie więcej niż o 1,8–2,7% rocznie. W najbardziej optymistycznym scenariuszu przyjmuje się, iż w efekcie realizowanej w UE polityki transportowej poziom ten może ulec nawet zmniejszeniu o 0,2% w kolejnych latach (Alonso *et al.* 2014, s. 92).

Zdaniem Głowackiego i Szczecińskiego (2011, s. 7) w pobliżu lotnisk można wyodrębnić wiele innych zagrożeń dla środowiska, których źródłem są zarówno samoloty, jak i eksploatacja naziemnej infrastruktury. Niebezpieczeństwo wynika z olbrzymich ilości gorących spalin wydalanych z silników z dużą prędkością czy kilkakrotnie większej ilości powietrza doprowadzanej do otoczenia z kanałów zewnętrznych silników. Ruch powietrza niszczy nawierzchnię lotniska, wysusza glebę z otoczenia pasów startowych i dróg kołowania, a nade wszystko jest źródłem męczącego dla żywych organizmów potężnego hałasu. Obiektami silnie antropopresyjnymi są także porty lotnicze. Budowane najczęściej na skraju obszarów zurbanizowanych, bezpośrednio stykają się z terenami zielonymi, zwiększając presję na środowisko przyrodnicze. Obecne porty lotnicze nie są już wyłącznie miejscami startów i lądowań, ale oddziałują przestrzennie, np. poprzez rozbudowę infrastruktury towarzyszącej, systemu dróg dojazdowych, albo przyciągają inną działalność gospodarczą (Upham *et al.* 2003; Freestone 2009; Baker, Donnet 2012). Konstrukcja nowej drogi startowej czy zwiększenie przepustowości obiektu najczęściej owocuje wzrostem liczby operacji, a te wpływają na skalę zanieczyszczeń. Unal *et al.* (2005, s. 5787) podkreślają, że w latach 1970–1999 wielkość emitowanych przez porty lotnicze zanieczyszczeń wzrosła o 80% w przypadku lotnego węgla (VOC), a emisja NO_x uległa podwojeniu.

Oddziaływanie transportu lotniczego na środowisko wiąże się również ze wspomnianym już wcześniej hałasem. Globalne szkody z tego tytułu szacuje się na ponad 1 mld USD rocznie (w przypadku zmian klimatycznych ponad dziesięciokrotnie więcej) (Schäfer, Waitz 2014, s. 4). Wraz z dynamicznym rozwojem komunikacji lotniczej zwiększa się powierzchnia obszaru obciążanego skutkami hałasu, a tym samym liczba ludności narażonej na konsekwencje, jakie za sobą niesie. Niektóre lotniska przyjmują i odprowadzają duże samoloty towarowe, co odbywa się poza okresem rejsowego ruchu osobowego (Kil, Podciborski 2008, s. 230).

4.4. Podsumowanie

Możliwości oddziaływania człowieka na środowisko zwiększyły się wraz postępowaniem nauki i rozwojem technologii. Rozwój przemysłu, intensywne rolnictwo, wzrost zapotrzebowania na surowce, wzmożona konsumpcja, produkcja i handel, a także idący w ślad za tym rozwój transportu spowodowały wzrost presji na przyrodę i przyczyniły się do pogłębiania lokalnych, regionalnych i globalnych zagrożeń ekologicznych. Liberalizacja handlu międzynarodowego może dodatkowo sprzyjać ich występowaniu, ponieważ na skutek likwidacji czy ograniczania barier ułatwia przemieszczanie się towarów i usług między krajami.

Wśród najważniejszych zagrożeń ekologicznych, do powstawania których przyczynia się działalność gospodarcza człowieka, należą m.in.: nadmierna eksploatacja złóż surowców naturalnych i pojawienie się barier w dostępie do niektórych zasobów, degradacja warstwy ozonowej i związane z tym zmiany klimatyczne, wylesianie i pustyńnienie powierzchni Ziemi, zanieczyszczenie mórz i oceanów czy ograniczanie bioróżnorodności. Wywoływane najczęściej lokalnie, mają znaczenie globalne. Współczesne problemy ekologiczne charakteryzuje bowiem internacjonalizacja, co wynika z mobilności podstawowych komponentów środowiska przyrodniczego (np. powietrza atmosferycznego, wód powierzchniowych). Oznacza to, że na skutek intensyfikacji szeroko rozumianej działalności gospodarczej problemy ekologiczne mają charakter globalny, przestały być kwestiami wewnątrzpaństwowymi i stały się integralnym elementem stosunków międzynarodowych (Burchard-Dziubińska 2006, s. 100).

Negatywny wpływ na środowisko przyrodnicze wywiera również transport, bez którego handel międzynarodowy nie mógłby istnieć. Oddziaływanie transportu ma charakter wielokierunkowy i dotyczy wielu elementów środowiska: jakości powietrza, stanu wód i gleby czy bioróżnorodności. Transport powoduje emisję hałasu i przyczynia się do zniekształcenia naturalnej rzeźby terenu, w sposób trwały zajmuje i przekształca przestrzeń geograficzną. Jego polutogeność jest odczuwalna w skali lokalnej (hałas, zakłócenia klimatu akustycznego, smog) oraz globalnej (kwaśne deszcze, perturbacje klimatyczne i meteorologiczne). Stopień negatywnego oddziaływania transportu na środowisko zależy od wielu czynników, w tym także od takich, które nie są bezpośrednio z nim związane. Dotyczy to przede wszystkim ogólnej aktywności gospodarczej, która determinuje wielkość popytu na usługi przewozowe, a zależy m.in. od stopnia liberalizacji gospodarki, możliwości ekspansji na rynki zagraniczne i swobody działania przedsiębiorstw.

Związek pomiędzy transportem i handlem jest bardzo wyraźny, bowiem wzrost wolumenu handlu wpływa na wzrost ilości przewożonych towarów. Kierunki wymiany międzynarodowej wpływają na wybór środka transportu na podstawie czynników geograficznych (np. potrzeba dokonywania transportu drogą morską czy powietrzną) oraz ekonomicznych (np. ocena opłacalności przewozu tego samego towaru na tym samym dystansie transportem kolejowym bądź drogowym)

(Menes 2011, s. 15). Brak barier handlowych sprzyja krótszym (bliskim geograficznie) przewozom drogą lądową, zaś protekcjonizm handlowy w regionie skutkuje szukaniem odległych destynacji i intensywnym wykorzystywaniem transportu morskiego czy lotniczego.

Transport przemieszcza olbrzymie masy towarów, zużywając znaczne ilości energii. Aby mógł się rozwijać, potrzebuje zasobów przyrody pod postacią surowców, które z jednej strony służą do napędzania pojazdów, z drugiej zaś – są niezbędne przy ich konstruowaniu czy budowie odpowiedniej infrastruktury. W wyniku spalania paliw w silnikach pojazdów do powietrza trafia wiele szkodliwych substancji chemicznych, m.in. tlenek i dwutlenek węgla, tlenki azotu, węglowodory, w tym wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne oraz cząstki stałe i metale ciężkie.

Z badań przedstawionych w niniejszym rozdziale wynika, że najmniej obciążające środowisko są przewozy kolejną, natomiast najbardziej uciążliwe – przewozy samochodowe. Te ostatnie od lat 50. XX w. dominują szczególnie w Europie, natomiast w Polsce dopiero w ostatnich dwóch dekadach. Transport samochodowy wygrywa rywalizację z innymi środkami przewozu, przede wszystkim z uwagi na swoją dostępność i elastyczność. Charakteryzuje się jednak znacznymi wskaźnikami terenochłonności, ponieważ wymaga ogromnych areałów gruntów rolnych i leśnych pod rozwój infrastruktury. Jak podaje Mazur (2010, s. 139), na przełomie XX i XXI w. w skali globalnej infrastruktura transportu samochodowego zajmowała około 100 mln ha (1 mln km²). Stanowiło to ponad 2/3 światowego zagospodarowania transportowego. W krajach wysoko rozwiniętych, np. Belgii, Francji, Holandii, Japonii, Niemczech, Stanach Zjednoczonych, Wielkiej Brytanii czy Włoszech, odsetek ten był jeszcze wyższy i wahał się od 67,2% (w przypadku Wielkiej Brytanii) do 83,4% (Japonia). W Polsce wynosił 81,9% powierzchni komunikacyjnej kraju. Dla porównania – w tym samym czasie powierzchnia zajęta przez linie kolejowe i ich zaplecze wynosiła w skali świata około 5 mln ha (50 tys. km²), co stanowiło 5% infrastruktury drogowej. W Polsce odsetek wykorzystywanej powierzchni komunikacyjnej kraju na potrzeby przewozu kolejną stanowił 10% (Mazur 2010, s. 142).

Im częściej do przewozów ładunków wykorzystywany jest transport kolejowy, tym mniej cierpi na tym przyroda. Od lat postuluje się, żeby transport zaspokajał potrzeby rynku przy możliwie najniższych kosztach zewnętrznych, w tym środowiskowych, z myślą o obecnych i przyszłych pokoleniach. Należy oczekiwać, iż jego dalszy rozwój, który wydaje się nieunikniony, będzie postępował z poszanowaniem środowiska. Istotnym zagadnieniem w obliczu współczesnych zagrożeń ze strony systemu transportowego jest zapobieganie ich występowaniu lub przynajmniej ograniczanie ich skali i zasięgu. Wymaga to podjęcia odpowiednich działań na szczeblu krajowym, regionalnym czy międzynarodowym.

Rozdział 5

Metodologiczne aspekty badania liberalizacji handlu i zanieczyszczenia środowiska przyrodniczego w krajach Unii Europejskiej

Problematyka liberalizacji handlu i stopień jej oddziaływania na środowisko przyrodnicze jest przedmiotem zainteresowania badaczy od kilku dekad. Wyniki badań nie pozwalają jednak na jednoznaczne określenie jej wpływu na środowisko. Istotną konstatacją jest także to, że charakter tej zależności jest odmienny dla różnych krajów czy ich grup. Dokonany w poprzednich rozdziałach przegląd literatury pozwolił na wypracowanie podstawowych założeń na potrzeby przeprowadzenia własnego badania empirycznego, którego wyniki zaprezentowano w kolejnych dwóch rozdziałach.

5.1. Założenia badania empirycznego

5.1.1. Zakres przedmiotowy badania

Przedmiotem analiz empirycznych będą dwa wielowymiarowe zjawiska: (1) handel zagraniczny ze szczególnym naciskiem na jego liberalizację oraz (2) zanieczyszczenie środowiska. Analiza statystyczna wymaga dysponowania określonymi zasobami informacyjnymi w postaci macierzy obserwacji dla zmiennych określających te zjawiska. Warto zatem zastanowić się nad zasadami pomiaru, definiując zmienne operacjonalizujące zanieczyszczenie środowiska i liberalizację handlu.

Pomiar zanieczyszczenia środowiska przyrodniczego

W procesie analizy zanieczyszczenia środowiska uwzględniono następujące parametry:

- emisję tlenków siarki – ogółem (SO_x) i *per capita* (SO_x p.c.),
- emisję tlenków azotu – ogółem (NO_x) i *per capita* (NO_x p.c.),
- emisję CO_2 w wyniku konsumpcji energii *per capita* (CO_2 En. Cons. p.c.),
- zużycie energii (w kg ekwiwalentu ropy na osobę – EC),
- zużycie energii pierwotnej (PEC).

Należy podkreślić, że wybór zmiennych jest zgodny z dotychczasowym kierunkiem badań nad polutogennością gospodarki i – w szczególności – handlu. Jak wspomniano w rozdziale 2, w modelach równowagi ogólnej Cole, Rayner i Bates (1998) oraz Cole i Rayner (2000) jako wskaźniki skażeń również przyjmowali tlenki siarki, azotu i dwutlenek węgla. Wybrane na potrzeby dalszych analiz wskaźniki zanieczyszczeń uwzględnili też w swoich badaniach Lee i Roland-Holst (1997) czy Antweiler, Copeland i Taylor (2001), zaś na polskim gruncie Czaja, Fiedor i Graczyk (1994)¹. Niewystarczające wydaje się ograniczenie prowadzonych szacunków jedynie do emisji CO_2 , co zwykle jest przedmiotem analiz *input-output*, choć i przy tej metodyce niekiedy uwzględnia się również emisję tlenków siarki i azotu (por. np. Mukhopadhyay, Chakraborty 2005; Dietzenbacher, Mukhopadhyay 2007; Przybyliński 2004, 2012). Ponadto, w badaniach nad polutogennością handlu zagranicznego istotne jest włączenie do analiz zanieczyszczeń powstałych na skutek wykorzystania energii elektrycznej, ze względu na to, iż przemysł energetyczny ma znaczny udział w emisji szkodliwych substancji do środowiska (Michaelides 2012; *Energy Sector Strategy* 2013; *Energy and Air Pollution* 2015). Kierując się tymi przesłankami, zdefiniowano zestaw wyznaczników zanieczyszczenia środowiska pełniących rolę zmiennych objaśnianych w konstruowanych na potrzeby pracy modelach analitycznych.

Z powyższego wynika, że dobór zmiennych do budowy i weryfikacji modeli polutogenności handlu zagranicznego zdeterminowany jest na ogół dostępnością i powszechnością ich stosowania w tego typu analizach.

Pomiar liberalizacji handlu

Liberalizacja handlu, jako proces długotrwały, jest trudno mierzalna. W obecnym badaniu za jego miarę przyjęto przede wszystkim wskaźnik otwartości handlowej – *trade openness* (TO) oraz wskaźnik swobody handlowej – *trade freedom* (TF). Poniżej zdefiniowano oba, wskazując na komponenty, z których zostały utworzone.

Otwartość handlową mierzy się zazwyczaj relacją wolumenu handlu zagranicznego (lub handlu z konkretnym regionem) do całości wymiany międzynarodowej lub do PKB kraju. W literaturze przedmiotu spotyka się czasem jego węższe ujęcie,

1 W badaniach uwzględnia się często także pył zawieszony, lotne związki organiczne, zanieczyszczenia wody, czasem też wskaźniki śmiertelności i zachorowalności.

tnz. eksport/PKB lub import/PKB, które określa się mianem intensywności handlu (*trade intensity*). Najczęściej stosowane przez badaczy miary otwartości handlowej przedstawia tab. 5.1.

Tabela 5.1. Miary otwartości handlowej

Miara	Definicja
Im_i / PKB_i	<i>Import trade intensity</i> – iloraz importu i PKB w ujęciu nominalnym.
Ex_i / PKB_i	<i>Export trade intensity</i> – iloraz eksportu i PKB w ujęciu nominalnym.
$(Ex + Im)_i / PKB_i$	<i>Trade openness</i> – iloraz sumy eksportu i importu oraz PKB w ujęciu nominalnym.
$1 - [(Ex + Im)_i / 2PKB_i] \times 100$	Skorygowany wskaźnik <i>Trade openness/intensity</i> – alternatywna metoda korygowania wartości krańcowych stworzona przez Frankela (2000).
$Im / PKB_i - (1 - PKB_i / Sk_{r=1} PKB_i)$	Skorygowany wskaźnik <i>Trade openness/intensity</i> – modyfikacja ujęcia Frankela (2000) zaproponowana przez Li <i>et al.</i> (2004).
$(Ex + Im) / rPKB_i$	<i>Real trade openness/intensity</i> – iloraz sumy eksportu i importu oraz PKB wyrażonego paritetem siły nabywczej; wskaźnik zaproponowany przez Alcalá i Ciccone (2004).

Źródło: Squalli, Wilson (2011), s. 1746.

Wskaźnik otwartości handlowej wykorzystuje się często w analizach empirycznych badających relacje między otwartością a wzrostem gospodarczym. Jako przykład można wymienić prace Frankela i Romera (1999), Frankela i Rose'a (2002), Wacziargha i Welch (2008), Changa, Kaltani i Loayza (2009), Busse'a i Königera (2012).

Najczęściej stosowana miara otwartości handlowej, która będzie wykorzystywana na potrzeby analiz niniejszej pracy, ma standardową formułę:

$$TO = \frac{Ex+Im}{PKB} \quad (5.1)$$

Jest to bardzo popularny miernik, ponieważ dane statystyczne niezbędne do obliczenia wskaźnika są dostępne dla większości krajów, a ponadto pozwala on na dokonywanie porównań między krajami o różnej wielkości i odmiennym stopniu rozwoju gospodarki.

Drugi ze wspomnianych wskaźników – swoboda handlowa – to miernik barier taryfowych i pozataryfowych wpływających na wymianę dóbr i usług z zagranicą.

Jego wartości publikowane są na stronie internetowej The Heritage Foundation². Oblicza się go według następującej formuły:

$$TF_i = (((Tariff_{max} - Tariff_i) / (Tariff_{max} - Tariff_{min})) \times 100) - NTB_i \quad (5.2)$$

gdzie:

TF_i – swoboda handlowa (albo dosłownie „wolność” handlowa) w kraju i ,

$Tariff_{max}$ i $Tariff_{min}$ – górne i dolne granice dla stawek celnych (w %),

$Tariff_i$ – średnia ważona stawka celna (w %) w kraju i ,

NTB_i – wskaźnik protekcjonizmu pozataryfowego w kraju i (w punktach).

Dane statystyczne niezbędne do obliczenia TF pochodzą z wielu źródeł. Za najważniejsze należy uznać bazy Banku Światowego oraz Światowej Organizacji Handlu³.

Oszacowanie wysokości ochrony pozataryfowej nastręcza wiele trudności. Dla uproszczenia miara NTB przyjmuje na ogół określone wielkości, tj. 0, 5, 10, 15, lub 20 punktów i jest przydzielana zgodnie z następującą skalą:

- 20 pkt – krajom, które „intensywnie” stosują bariery pozataryfowe w przypadku importu wielu towarów i usług i/lub obowiązujące przepisy skutecznie utrudniają dostęp do rynku zdecydowanej większości zagranicznych towarów i usług;
- 15 pkt – krajom, w których bariery pozataryfowe są powszechne w przypadku importu wielu towarów i usług i/lub obowiązujące przepisy utrudniają dostęp do rynku większości zagranicznych towarów i usług;
- 10 pkt – krajom, w których bariery pozataryfowe są stosowane wobec niektórych towarów i usług oraz utrudniają w nieznaczny sposób dostęp do rynku;
- 5 pkt – krajom, w których bariery pozataryfowe stosowane są rzadko, wobec niewielu towarów i usług i/lub mają bardzo ograniczony wpływ na wymianę handlową z innymi krajami;
- 0 pkt – bariery pozataryfowe nie są wykorzystywane w celu ograniczenia handlu międzynarodowego.

Zakwalifikowanie kraju do konkretnej grupy (a tym samym przypisanie mu jednej z pięciu sugerowanych wielkości) wymaga posiadania dokładnej wiedzy na temat prowadzonej przez niego polityki handlowej. Dla uproszczenia przyjęto, że wyższe wartości NBT są przyznawane krajom, gdzie częściej (dotkliwiej dla importerów) stosowane są następujące przeszkody:

2 Instytucja naukowo-badawcza w Stanach Zjednoczonych, której jednym z głównych celów jest promowanie idei liberalizmu gospodarczego (www.heritage.org, dostęp: 20.02.2016).

3 Do innych baz statystycznych, których dane również wykorzystywane są przy konstrukcji wskaźnika *trade freedom* należą: Office of the U.S. Trade Representative, U.S. Department of Commerce, Economist Intelligence Unit oraz oficjalne publikacje statystyczne każdego z analizowanych krajów.

- ograniczenia ilościowe, np. kwoty importowe; ograniczenia wywozowe, embargo eksportowe i importowe, barter itd.;
- „restrykcje cenowe”, np. cła antydumpingowe i wyrównawcze, graniczne podatki wyrównawcze, zmienne poziomy kontyngentów taryfowych;
- „restrykcje regulacyjne”, np. licencjonowanie, wymóg składnika krajowego, standardy sanitarne i fitosanitarne, przepisy dotyczące opakowania czy oznakowania towarów;
- restrykcje inwestycyjne, np. konieczność finansowej kontroli;
- restrykcje celne, np. opłaty depozytowe, opłaty za ustalanie wartości celnej, opłaty za odprawę celną;
- bezpośrednie interwencje rządu, np. subsydia, polityka przemysłowa, polityka wsparcia regionalnego, badania finansowane przez rząd, krajowe podatki i ubezpieczenia społeczne, polityka konkurencji, polityka zamówień publicznych, wspieranie państwowych monopolii.

W badaniu uwzględniono również podstawowe makrowielkości – eksport (*Ex*) i import (*Im*). Zmienne te rejestrowano w dwóch ujęciach – *per capita* (p.c.) oraz w cenach bieżących (c.p.), dzięki czemu otwartość handlową (TO) oceniano również z tych dwóch perspektyw.

5.1.2. Zakres terytorialny badania

Proces liberalizacji handlu wywołuje w gospodarce wiele skutków. Z przeprowadzonej we wcześniejszych rozdziałach analizy wynika również, że jego oddziaływanie może powodować zmiany w środowisku przyrodniczym. Warto zatem podjąć próbę ukazania wpływu liberalizacji handlu na stan środowiska przyrodniczego Unii Europejskiej, która stanowi zawansowaną formę integracji gospodarczej. Wybór UE jako obiektu badań jest efektem następujących uwarunkowań:

1. Dotychczasowe badania nad polutogennością handlu ograniczały się zazwyczaj do pojedynczych krajów. Analizy obejmujące grupy państw dotyczyły najczęściej rozwijających się gospodarek Azji, Afryki lub Ameryki Południowej.
2. Unia Europejska stanowi zintegrowaną gospodarczo grupę państw, której udział w światowym eksporcie oraz imporcie towarów i usług wahał się w ostatniej dekadzie w przedziale 16,4–19,5% (www.ec.europa.eu, dostęp: 20.10.2015). Jednocześnie są to kraje niejednorodne pod względem poziomu rozwoju gospodarczego – zaznaczają się różnice między „starymi” a „nowymi” członkami UE.
3. Unia Europejska od lat jest pod silną presją konkurencyjności względem Stanów Zjednoczonych i „tygrysów” azjatyckich, a jednym z kierunków jej zwiększania jest liberalizacja handlu. Istotne staje się zatem dokonanie oceny zmian zachodzących w ostatnim okresie we wskazanym obszarze, a jednocześnie zbadanie, czy miało to odzwierciedlenie w zwiększeniu zanieczyszczenia środowiska przyrodniczego.

4. W Unii Europejskiej kładzie się duży nacisk na wdrażanie koncepcji zrównoważonego rozwoju i dążenie do budowania „gospodarki efektywnie korzystającej z zasobów, bardziej przyjaznej dla środowiska”⁴ (*Europa 2020. Strategia...* 2010, s. 5). Obowiązujące normy w zakresie ochrony środowiska są bardziej restrykcyjne niż na wielu innych obszarach terytorialnych, ponadto UE odgrywa kluczową rolę w międzynarodowych działaniach na rzecz promowania zrównoważonego rozwoju w skali globalnej. Tendencje te zaznaczają się wyraźniej w ciągu ostatnich kilkunastu lat. Warto zatem dokonać oceny skali i struktury zmian oraz dynamiki w zakresie emisji wybranych zanieczyszczeń w krajach, które od lat głoszą idee wolnego handlu.
5. Wyższemu poziomowi rozwoju gospodarczego zazwyczaj towarzyszy większa dbałość o środowisko przyrodnicze. Kraje członkowskie UE (w tym szczególnie państwa skandynawskie) postrzegane są jako wysoce świadome konieczności wdrażania ekologicznych koncepcji czy idei zrównoważonego rozwoju. Świadczy o tym fakt, iż w światowych rankingach środowiskowych najczęściej okupują najwyższe miejsca. Przykładem może być tzw. indeks środowiskowy (*environmental performance index – EPI*)⁵. W 2014 r. aż 20 państw UE znalazło się w grupie pierwszych 30 najwyższej sklasyfikowanych krajów w tym rankingu (na 178), podczas gdy w 2006 r. było ich 16 (www.epi.yale.edu, dostęp: 22.10.2015).
6. Kraje Unii Europejskiej cechuje ciągle znaczna dywersyfikacja w obu wymiarach (rozwoju gospodarczego i społecznego), jak również swoboda (aczkolwiek ograniczona w pewnym stopniu dyrektywami unijnymi) w kształtowaniu własnej polityki energetycznej i ochrony środowiska. Należy zatem oczekiwać znacznego zróżnicowania co do zanieczyszczenia środowiska, jak i potencjalnej polutogenności handlu. Szczególnie znaczenie ma w tym względzie podział na „stare” i „nowe” kraje członkowskie Unii. W wyniku przemian ekonomicznych (w tym liberalizacji handlu) dokonujących się w grupie państw Europy Środkowej i Wschodniej skraca

4 Komisja Europejska podkreśla, że najpoważniejsze wyzwania w dziedzinie środowiska, przed którymi stoi Europa, zmieniły się od lat 70. i 80. XX w. Wówczas większą wagę przywiązywano do tradycyjnych zagadnień związanych ze środowiskiem przyrodniczym (np. ochrona gatunków, poprawa jakości powietrza i wody przez ograniczanie emisji zanieczyszczeń), natomiast obecne podejście ma charakter bardziej systematyczny, tj. koncentruje się także na wspólnych aspektach poszczególnych problemów i na ich wymiarze globalnym.

5 EPI jest przygotowywany przez Yale Center for Environmental Law & Policy (YCELP) i Center for International Earth Science Information Network (CIESIN) na Uniwersytecie Columbia. Konstrukcja tego miernika obejmuje dwie główne składowe: stan środowiska (*environmental health*) i żywotność ekosystemu (*ecosystem vitality*). W pierwszym przypadku brane są pod uwagę trzy główne kategorie: obciążenie środowiskowe chorobami, woda (dostęp do wody pitnej i do systemu sanitarnego odprowadzania ścieków) oraz zanieczyszczenie powietrza wskutek działalności człowieka. Z kolei w odniesieniu do składowej dotyczącej żywotności ekosystemów wyodrębniono sześć następujących kategorii: zanieczyszczenie powietrza będące skutkiem zdarzeń naturalnych, woda (w tym jej jakość), bioróżnorodność i siedlisko, leśnictwo, rybołówstwo, rolnictwo, klimat i energia. Im wyższa wartość mierników, tym wyższy dany kraj plasowany jest w rankingu.

się wprawdzie ich dystans rozwojowy do krajów wysoko uprzemysłowionych, niemniej jednak poziom rozwoju gospodarczego i społecznego pozostaje w UE-15 wyższy niż w nowych państwach członkowskich. Co więcej, w większości krajów „starej” UE od wielu lat przywiązuje się znacznie większą wagę do ochrony środowiska przyrodniczego, prowadząc bardziej restrykcyjną politykę ekologiczną. Istotne jest zatem dokonanie oceny relacji między otwartością handlową a zanieczyszczeniem środowiska dla Unii Europejskiej jako całości, zaś z drugiej strony – zwrócenie uwagi na ewentualne różnice między „starą” i „nową” Unią.

Oceny wpływu liberalizacji handlu na środowisko naturalne dokonano dla krajów Unii Europejskiej z pominięciem Chorwacji, której przystąpienie do UE miało miejsce w 2013 r., a więc poza okresem objętym badaniem (UE-27).

5.1.3. Zakres czasowy badania

Analiza korelacji między zmiennymi, w tym zwłaszcza konstruowanie wielowymiarowych modeli opisujących zanieczyszczenia i ich zmiany w krajach UE-27, wymaga dysponowania wystarczająco długimi szeregami czasowymi. Jednocześnie ważna jest aktualność danych statystycznych⁶. Z tego powodu w badaniu wykorzystano dane możliwie najnowsze, co w przypadku analizowanych krajów oznaczało zamknięcie szeregów czasowych na roku 2011. Dane dotyczące zanieczyszczeń gromadzone są we wszystkich krajach UE od wielu lat, co pozwala na skonstruowanie relatywnie długich szeregów czasowych obejmujących dane za lata 1990–2011 ($t = 22$).

Z kolei z powodu trudności z pozyskaniem wiarygodnych danych dotyczących rozwoju gospodarczego nowych krajów członkowskich (w tym ich wymiany handlowej) ograniczono się do krótszych szeregów czasowych dla lat 1995–2012 ($t = 18$).

Dane makroekonomiczne obejmowały więc ostatecznie okres 1995–2012, natomiast dane dotyczące zanieczyszczenia środowiska – lata 1990–2011. Analizy wielowymiarowe, służące ocenie zależności między liberalizacją handlu i zanieczyszczeniem środowiska, ograniczone zostały tym samym do okresu 1995–2011.

5.1.4. Źródła danych

Analiza empiryczna została przeprowadzona z wykorzystaniem źródeł wtórnych, głównie na podstawie danych pochodzących z czterech banków danych: Eurostatu, World Bank data, International Energy Statistics data oraz OECDstat. Wykorzystane dane dotyczą:

6 W czasie tworzenia na potrzeby niniejszej publikacji finalnej wersji bazy danych, tj. w kwietniu 2014 r., szeregi czasowe kończyły się w przypadku większości zmiennych na 2011 r. (ewentualnie na 2012 r.).

- a) standardowo używanych kategorii makroekonomicznych – PKB (w trzech ujęciach: w cenach bieżących, *per capita*, według parytetu siły nabywczej)⁷, eksportu i importu (w dwóch ujęciach: w cenach bieżących i *per capita*)⁸ oraz tempa wzrostu PKB⁹,
- b) charakterystyk populacji, których dotyczy analiza zanieczyszczenia środowiska – liczby ludności, gęstości zaludnienia¹⁰,
- c) zmiennych wykorzystywanych najczęściej do szacunków zanieczyszczenia środowiska¹¹ – wielkości emisji tlenków azotu (NO_x), tlenków siarki (SO_x), dwutlenku węgla (CO₂) *per capita* na skutek konsumpcji energii, całkowitego zużycia energii pierwotnej *per capita*, zużycia energii.

Poza tym w analizach zastosowano wskaźnik swobody handlowej (*trade freedom*), którego wartości podawane są na stronie internetowej The Heritage Foundation.

W przypadku niektórych zmiennych konieczna była imputacja braków danych ze względu na niedostępność informacji czy też brak ich porównywalności w czasie lub przestrzeni. Imputacji braków danych dokonano z wykorzystaniem pakietu statystycznego IBM SPSS Statistics 21.0.

Utworzone szeregi czasowe dla poszczególnych krajów UE poddano, w pierwszej kolejności, analizie statystycznej z wykorzystaniem podstawowych metod dynamiki zjawisk i statystyk deskryptywnych (wyniki analiz zaprezentowano w dalszej części rozdziału 5).

5.1.5. Zastosowane metody badawcze

Dokonując oceny relacji między liberalizacją handlu a zanieczyszczeniem środowiska, jako zmienne objaśniane przyjęto (z osobna) wszystkie wymienione w podrozdziale 5.1.1 mierniki, tj.¹²:

- SO_x – emisja tlenków siarki ogółem (w tys. t),
- SO_x p.c. – emisja tlenków siarki *per capita* (w t),
- NO_x – emisja tlenków azotu ogółem (w tys. t),
- NO_x p.c. – emisja tlenków siarki *per capita* (w t),

7 Źródłem danych był w tym przypadku Eurostat.

8 Źródłem danych był w tym przypadku Eurostat.

9 Dane zaczerpnięte zostały z banku danych OECD.

10 Źródłem danych był w tym przypadku Eurostat (liczba ludności) oraz World Bank data (gęstość zaludnienia).

11 Dane zaczerpnięte zostały przede wszystkim z International Energy Statistics data i Eurostatu, w mniejszym stopniu z World Bank data.

12 Na potrzeby oceny zależności, w tym zwłaszcza konstruowanych modeli, niektóre z wykorzystanych zmiennych zostały przeskalowane (poprzez podzielenie oryginalnej wartości zmiennej przez 1000), dlatego też po raz kolejny wymieniona została pełna lista zmiennych objaśnianych.

- CO₂ En. Cons. p.c. – emisja CO₂ w wyniku konsumpcji energii *per capita* (w t),
- EC – zużycie energii (w kg ekwiwalentu ropy na osobę),
- PEC – zużycie energii pierwotnej (w mln BTU na osobę).

W roli czynników przyjęto makrowielkości charakteryzujące handel zagraniczny (eksport, import, otwartość handlową) oraz PKB. Zmienne te rejestrowano w dwóch ujęciach – *per capita* (p.c.) i w cenach bieżących (c.p.). Do zmiennej PKB dodatkowo włączono ujęcie według parytetu siły nabywczej (pps). Wszystkie ujęcia uwzględniono, prowadząc analizę prostych związków korelacyjnych między zjawiskami, natomiast dla potrzeb konstruowanych modeli ograniczono analizę do ujęcia *per capita*. W badaniu wzięto pod uwagę również tempo wzrostu gospodarczego, a także gęstość zaludnienia, których znaczenie w analizach nad zanieczyszczeniem środowiska potwierdzają liczne wcześniejsze badania (por. rozdziały 1–3).

Zakres czasowy prowadzonych analiz został ograniczony do lat 1995–2011¹³, jak podkreślano wcześniej (dane makroekonomiczne obejmowały bowiem okres 1995–2012, zaś dane dotyczące zanieczyszczenia środowiska – lat 1990–2011). Analizę prowadzono w oparciu o dane dla poszczególnych krajów członkowskich UE. Próba przekrojowo-czasowa obejmuje zatem 459 obserwacji ($t = 17, k = 27$).

Badanie przeprowadzono w trzech wariantach:

- (**wariant a**) dla wszystkich krajów członkowskich (bez Chorwacji) – UE-27 ($n = 459$),
- (**wariant b**) dla krajów „starej” Unii – UE-15 ($n = 255$),
- (**wariant c**) dla nowych krajów członkowskich (bez Chorwacji) – UE-12 ($n = 204$).

Ocenę zależności między liberalizacją handlu a zanieczyszczeniem środowiska przyrodniczego w Unii Europejskiej zrealizowano wielotorowo. Po pierwsze, wyznaczono proste współczynniki korelacji między omawianymi zjawiskami na podstawie próby przekrojowo-czasowej (dla wariantów a–c). Analiza prostych związków korelacyjnych między poszczególnymi zmiennymi opisującymi zanieczyszczenia środowiska a tymi, które charakteryzują liberalizację handlu i wzrost gospodarczy, została dokonana przy pomocy standardowych metod – współczynnika korelacji liniowej Pearsona lub współczynnika korelacji rang Spearmana. Jak wiadomo, współczynnik korelacji liniowej Pearsona wymaga spełnienia następujących założeń: (1) obie zmienne muszą być ilościowe, (2) zależność między nimi powinna być liniowa. Współczynnik ten jest też podatny na wartości skrajne, zatem powinien być stosowany tylko wtedy, gdy takowe nie występują (rozkład zmiennej nie jest skrajnie asymetryczny) (Starzyńska [red.] 2004, s. 163–164). W sytuacji, gdy któryś z tych warunków nie jest spełniony, zamiast współczynnika korelacji liniowej Pearsona stosuje się współczynnik korelacji rang Spearmana (tak też postępowano w przypadku prowadzonych poniżej analiz). Obydwa współczynniki

13 Jak już wspomniano, dane makroekonomiczne obejmowały okres 1995–2012, zaś dane dotyczące zanieczyszczenia środowiska – lata 1990–2011.

przyjmują wartości z przedziału $[-1; 1]$, przy czym współczynnik dodatni oznacza korelację dodatnią (zmiany obu zmiennych następują, przeciętnie rzecz biorąc, w tym samym kierunku), zaś współczynnik ujemny – korelację ujemną (zmiany obu zmiennych następują, średnio rzecz biorąc, w przeciwnym kierunku). Siła związku jest tym większa, im wyższy co do wartości bezwzględnej jest poziom współczynnika. Oceny istotności obu współczynników dokonano testem t , w którym testuje się hipotezy: $H_0: \rho = 0$ wobec $H_1: \sim H_0$. Korelację uznano za statystycznie istotną, gdy prawdopodobieństwo testowe było niższe od przyjętego *a priori* poziomu istotności α .

Po drugie, poddano bardziej szczegółowej analizie relację między zanieczyszczeniem środowiska a najważniejszym miernikiem liberalizacji handlu, tj. wskaźnikiem otwartości handlowej (TO) w krajach Unii Europejskiej. Graficznie (na wykresach rozrzutu korelacyjnego) zaprezentowano przebieg tej relacji we wszystkich krajach UE łącznie: (1) w całym okresie 1995–2011 oraz (2) osobno dla dwóch punktów czasowych: 1995 r. i 2011 r. Przeprowadzono również wstępną klasyfikację krajów UE-27 względem średniego poziomu obu zmiennych w dwóch wyróżnionych latach (1995 i 2011). Wyniki tych dwuwymiarowych analiz zestawiono w podrozdziałach 6.1–6.2.

Zasadniczy element prowadzonych analiz stanowi skonstruowanie modelu opisującego polutogenność handlu zagranicznego Unii Europejskiej. Koncepcja tego modelu opiera się na wynikach dotychczasowych badań w tym zakresie, omówionych w rozdziałach 1–3. Mając na uwadze fakt, że wśród czynników zanieczyszczenia środowiska znajduje się nie tylko otwartość handlowa, ale istotną rolę odgrywa również ogólny poziom rozwoju gospodarczego, jego tempo, a także wielkość populacji (zwłaszcza w przeliczeniu na km^2), weryfikacji poddano krzywą Kuznetsa¹⁴.

Do środowiskowej krzywej Kuznetsa odwołał się też Stern (2004), zapisując jej standardową postać w następujący sposób:

$$\ln(E/P)_{it} = \alpha_i + \gamma_t + \beta_1 \ln(GDP/P)_{it} + \beta_2 (\ln(GDP/P)_{it})^2 + \varepsilon_{it} \quad (5.3)$$

gdzie:

E_{it} – emisja zanieczyszczeń w i -tym kraju w t -tym okresie,

P_{it} – liczba ludności w i -tym kraju w t -tym okresie,

α, γ – wyrazy wolne dla efektów grupowych (kraje) i czasowych,

GDP_{it} – produkt krajowy brutto w i -tym kraju w t -tym okresie,

ε_{it} – składnik losowy,

$i = 1, \dots, n$ – numer kraju,

$t = 1, \dots, T$ – numer jednostki czasu.

14 Środowiskowa krzywa Kuznetsa może stanowić podstawę modelowania wpływu handlu zagranicznego na emisję zanieczyszczeń, co widać w licznych opracowaniach zaprezentowanych we wcześniejszych rozdziałach pracy.

Zakłada się, że pomimo tego, iż emisja zanieczyszczeń *per capita* może być różna w poszczególnych krajach o określonym poziomie dochodu, elastyczność dochodowa jest taka sama we wszystkich krajach o danym poziomie dochodu. Model ten jest estymowany często w oparciu o próby panelowe (Hsiao 1986). Efekt grupowy wyraża w omawianych modelach specyficzny, stały w czasie, efekt danego kraju (np. klimat i zasoby naturalne), zaś efekt czasowy – zróżnicowanie pominiętych w modelu zmiennych oraz losowych „szoków”, które są charakterystyczne dla wszystkich krajów, ale zmieniają się w czasie (np. postęp technologiczny).

Wielu autorów poddawało modyfikacji standardową krzywą Kuznetsa, włączając kolejne zmienne objaśniające: trend i zmienne zerojedynkowe (Shafik 1994) oraz dodatkowo gęstość zaludnienia (Grossman, Krueger 1991; Selden, Song 1994) czy gęstość zaludnienia i zmienne charakteryzujące polityki (Panayotou 1997). W badaniach nad liberalizacją handlu standardową krzywą Kuznetsa rozszerza się o zmienne wyrażające wymianę handlową, a w szczególności *trade intensity* czy *trade openness* (zob. podrozdział 5.1.1). Podejście takie zastosowali chociażby Heil i Selden (2001), Cole (2004), Frankel i Rose (2005), Abdulai i Ramcke (2009), Korves, Martinez-Zarzoso i Voicu (2011). Krzywa Kuznetsa przyjmuje postać (Cole 2004):

$$\ln(ED)_{it} = \beta_0 + \beta_1 \ln(GDP)_{it} + \beta_2 [\ln(GDP)_{it}]^2 + \beta_3 \ln(TRADE)_{it} + \delta_t + \mu_i + \varepsilon_{it} \quad (5.4)$$

gdzie:

ED_{it} – zanieczyszczenie środowiska w kraju i oraz roku t , mierzone przy pomocy takich zmiennych, jak: emisja SO_2 *per capita*, emisja CO_2 *per capita*, zużycie energii *per capita*,

GDP – produkt krajowy brutto (PKB) *per capita*,

$TRADE$ – otwartość handlowa – *trade openness* (suma eksportu i importu podzielona przez PKB),

ε_{it} – składnik losowy,

μ_i – efekt grupowy (*fixed effect*),

δ_t – efekt czasowy (*fixed effect*).

Heil i Selden (2001) wykazali, że wzrost otwartości handlowej zwiększa emisję CO w krajach słabiej rozwiniętych (o niższym dochodzie), podczas gdy zmniejsza emisję w krajach uprzemysłowionych. Frankel i Rose (2005) wykazali dodatni wpływ handlu na jakość powietrza, potwierdzili także istnienie krzywej Kuznetsa. Cole (2004) wykazał dodatnią korelację między liberalizacją handlu i zużyciem energii w krajach wysoko rozwiniętych i ujemną w państwach słabo rozwiniętych. Dodatkowo, kraje o wysokim PKB wraz z liberalizacją handlu ograniczają zużycie energii, zaś państwa, w których PKB jest niski lub przeciętny – zwiększają je. Abdulai i Ramcke (2009) potwierdzili istnienie krzywej Kuznetsa dla większości zanieczyszczeń, lecz z pewnymi ograniczeniami. Wnioskowali,

że liberalizacja handlu stymuluje zrównoważony rozwój w krajach bogatych, ale może być potencjalnie szkodliwa dla krajów biedniejszych. Korves, Martinez-Zarzoso i Voicu (2011) wykazali dodatnią, istotną statystycznie korelację między intensywnością handlu i emisją SO_2 i CO_2 na mieszkańca (dla zużycia energii efekt był ujemny, ale nieistotny statystycznie). Po dezagregacji krajów według PKB, relacja między handlem a emisją SO_2 okazała się statystycznie nieistotna. Wykazano natomiast, iż liberalizacja handlu powoduje zwiększenie emisji CO_2 oraz zużycie energii w krajach o niskim i średnim PKB, a przeciwnie prawidłowości występują w państwach charakteryzujących się wysokim PKB. Efekt ten był jednak nieznaczny.

Wśród badań nad liberalizacją handlu w kontekście zanieczyszczenia środowiska znajdują się również modyfikacje standardowej krzywej Kuznetsa, uwzględniające inne zmienne charakteryzujące rozwój gospodarki (poza wcześniej wymienianymi także zagraniczne inwestycje bezpośrednie i dynamikę wzrostu PKB) oraz wymianę handlową (np. Antweiler, Copeland, Taylor 2001; Dasgupta *et al.* 2002; Nguyen Duy 2012). Równocześnie odchodzi się od logarytmicznej postaci analitycznej funkcji, wykorzystując najprostszą funkcję liniową. Jak podaje Nguyen Duy (2012), krzywą Kuznetsa można zapisać:

$$y_{it} = \beta_0 + \beta_1 x_{it} + \beta_2 x_{it}^2 + \alpha z_{it} + \mu_i + \varepsilon_{it} \quad (5.5)$$

gdzie:

y – poziom zanieczyszczeń (wyrażony przez emisję SO_2 , NO_x , CO_2 , zużycie energii w ujęciu absolutnym lub *per capita*),

x – PKB *per capita*,

z – macierz zmiennych objaśniających uwzględniająca pozostałe zmienne objaśniające, w tym stopę wzrostu PKB, intensywność handlu lub otwartość handlową, bezpośrednie inwestycje zagraniczne, gęstość zaludnienia,

μ_i – specyficzny efekt kraju,

ε_{it} – składnik losowy.

Wyniki estymacji parametrów β (wartości ich estymatorów b) można zinterpretować w następujący sposób: jeśli $b_1 > 0$ i $b_2 = 0$, to wzrostowi dochodu towarzyszy wzrost poziomu zanieczyszczeń i zużycia energii; jeśli $b_1 < 0$ i $b_2 = 0$, to relacja jest odwrotna; potwierdzenie hipotezy Kuznetsa ma miejsce wówczas, gdy $b_1 > 0$ i $b_2 < 0$; z relacją U-kształtną mamy do czynienia wówczas, gdy $b_1 > 0$ i $b_2 > 0$.

W literaturze przedmiotu proponuje się też przekształcenie krzywej Kuznetsa do postaci (Nguyen Duy 2012):

$$y_{it} = \beta_0 + \beta_1 x_{it} + \alpha z_{it} + \mu_i + \varepsilon_{it} \quad (5.6)$$

(przy analogicznych jak poprzednio oznaczeniach).

Na potrzeby analizy w niniejszej pracy adaptacji poddano funkcje (5.5) i (5.6)¹⁵:

$$y_{it} = \beta_o + \beta_1 PKB_{p.c.}_{it} + \beta_2 PKB_{p.c.}_{it}^2 + \alpha_1 TO_{p.c.}_{it} + \alpha_2 TF_{it} + \alpha_3 R_PKB_{it} + \alpha_3 Ex_{p.c.}_{it} + \alpha_4 Im_{p.c.}_{it} + \alpha_5 Pop_{it} + \mu_i + \varepsilon_{it} \quad (5.7)$$

oraz

$$y_{it} = \beta_o + \beta_1 PKB_{p.c.}_{it} + \alpha_1 TO_{p.c.}_{it} + \alpha_2 TF_{it} + \alpha_3 R_PKB_{it} + \alpha_3 Ex_{p.c.}_{it} + \alpha_4 Im_{p.c.}_{it} + \alpha_5 Pop_{it} + \mu_i + \varepsilon_{it} \quad (5.8)$$

gdzie:

y – poziom zanieczyszczeń (wyrażony przez poszczególne wskaźniki),

$PKB_{p.c.}$ – PKB *per capita* (w mld euro),

$TO_{p.c.}$ – otwartość handlowa *per capita*,

TF – swoboda handlowa (w pkt),

R_PKB – tempo wzrostu PKB,

$Ex_{p.c.}$ – eksport *per capita* (w mld euro),

$Im_{p.c.}$ – import *per capita* (w mld euro),

Pop – gęstość zaludnienia (na km²),

μ_i – specyficzny efekt kraju,

ε_{it} – składnik losowy.

Należy podkreślić, że duże zróżnicowanie wewnętrzne badanych zjawisk utrudnia wyodrębnienie prawidłowości oczyszczonej z efektów grupowych na podstawie standardowych metod oceny korelacji i regresji. Ten problem rozwiązują modele panelowe, w których dzięki dekompozycji składnika losowego lub wyrazu wolnego uzyskuje się lepsze (oczyszczone z efektów grupowych) estymatory parametrów. Co więcej, modele te (jak każdy model regresji wielorakiej) pozwalają na uwzględnienie różnych czynników równocześnie, a tym samym pełniejszy opis omawianych relacji. Wyniki przeprowadzonych w tym zakresie analiz zaprezentowano w podrozdziale 6.3. Dodatkowo uwzględniono najważniejsze wnioski z badania omawianych relacji w poszczególnych krajach UE (podrozdział 6.4).

Dla potrzeb oceny związków między zanieczyszczeniem środowiska a liberalizacją handlu i innymi podstawowymi makrowielkościami w poszczególnych wybranych krajach UE wykorzystano regresję liniową, która w przypadku opisu

15 Analizę ograniczono do makrowielkości wyrażonych *per capita*. Wyniki uzyskane dla ujęcia w cenach bieżących (c.p.) prowadziły do analogicznych wniosków (zestaw istotnych statystycznie zmiennych objaśniających oraz kierunek ich oddziaływania był zgodny z uzyskanym przy ujęciu *per capita*).

zjawisk ekonomicznych, utożsamiana jest z modelowaniem ekonometrycznym (Gajda 1998, s. 18–20). Klasyczne modele regresji liniowej¹⁶ pozwoliły na wskazanie determinant zanieczyszczenia środowiska po stronie zmiennych charakteryzujących wzrost gospodarczy i liberalizację handlu w poszczególnych krajach (każdym z osobna).

Szacując równanie regresji postaci (Goryl *et al.* 1996, s. 24):

$$y_i = \beta_0 + \beta_1 x_{1i} + \beta_2 x_{2i} + \dots + \beta_k x_{ki} + \varepsilon_i \quad (5.9)$$

gdzie:

β_j – parametr strukturalny (współczynnik regresji),

ε_i – składnik losowy,

kontrolowano spełnienie podstawowych założeń. Ich niespełnienie powoduje, że estymator parametru strukturalnego przestaje być BLUE (*best linear unbiased estimator*) (Welfe 2003, s. 29–32, 64–65):

- model jest niezmienniczy względem obserwacji,
- model jest liniowy względem parametrów i zmiennych,
- macierz obserwacji X, zawierająca wartości zmiennych objaśniających dla poszczególnych obserwacji, jest nielosowa, tzn. jej elementy są ustalone w powtarzalnych próbach,
- liczba obserwacji jest co najmniej równa liczbie szacowanych parametrów oraz nie występuje współliniowość w zbiorze zmiennych objaśniających,
- wartość oczekiwana składnika losowego jest równa zeru,
- składnik losowy jest sferyczny, czyli jest homoskedastyczny (ma stałą wariancję) i nie występuje autokorelacja składnika losowego,
- składnik losowy ma T -wymiarowy rozkład normalny,
- informacje z próby są jedynymi, na podstawie których estymuje się parametry strukturalne modelu.

Do oszacowania wartości parametrów równania regresji stosuje się metodę najmniejszych kwadratów (MNK). Estymując parametry strukturalne modeli dla poszczególnych krajów UE-27, wykorzystano przy tym krokową metodę doboru zmiennych, tj. spośród potencjalnych zmiennych objaśniających, wskazanych w modelu teoretycznym, wybierane są te, które gwarantują model optymalny z punktu widzenia istotności statystyki F .

Z uwagi na bardzo szeroki zakres analiz poddawano jej łącznie kilkanaście zmiennych dla poszczególnych krajów UE, co w efekcie dawało kilkaset równań – wyniki zaprezentowano syntetycznie, rezygnując z podawania szczegółowych wyników estymacji (w tym wartości estymatorów parametrów strukturalnych i wyników oceny ich istotności). Zestawienia tabelaryczne dotyczące wyników

16 Ostatecznie zastosowano modele liniowe, przy czym testowano także modele nieliniowe, których jakość nie była, jak się okazało, lepsza od znacznie prostszych – liniowych.

analizy regresji zawierają informacje, dla których zmiennych spośród przyjętego zestawu parametry są statystycznie istotne, a także pozwalają na ocenę dopasowania modeli i autokorelacji składnika losowego.

Analiza została przeprowadzona w oparciu o próby przekrojowo-czasowe z wykorzystaniem modeli panelowych w trzech wariantach dla:

- 1) całej UE (**wariant a**),
- 2) UE-15 – „stare” kraje członkowskie (**wariant b**),
- 3) UE-12 – „nowe” kraje członkowskie (**wariant c**).

Uwzględnienie dodatkowego przekroju analiz, czyli oprócz jednostki czasu również jednostki terytorialnej (kraju), znacznie zwiększa liczebność próby: $n = 459$ (17 lat \times 27 krajów), a metoda estymacji parametrów strukturalnych pozwala na uzyskanie znacznie lepszego dopasowania modelu. Dzięki dekompozycji wyrazu wolnego lub składnika losowego dla poszczególnych obiektów i jednostek czasu modele te pozwalają na oszacowanie parametrów obrazujących wpływ poszczególnych zmiennych objaśniających na zmienną objaśnianą (w tym przypadku – na mierzone w różny sposób zanieczyszczenie środowiska) dla całej UE-27, „uwolniony” od zróżnicowania wewnątrzunijnego.

Modele panelowe mogą mieć postać: modeli z dekompozycją wyrazu wolnego (FEM – *fixed effects model*) lub modeli z dekompozycją składnika losowego (REM – *random effects model*), przy czym dekompozycja może uwzględniać tylko jeden czynnik (modele jednoczynnikowe) lub dwa czynniki równocześnie (modele dwuczynnikowe).

Modele FEM i REM można ogólnie zapisać następująco¹⁷:

$$y_{it} = m_i + bx_{it} + e_{it} \quad (5.10)$$

gdzie:

m_i – ogólny wyraz wolny,

b – parametr strukturalny wyrażający wpływ zmiennej objaśniającej X ,

x_{it} – realizacja zmiennej objaśniającej dla i -tego obiektu w t -tym okresie,

e_{it} – reszty spełniające klasyczne założenia: $E(e_{it}) = 0$ i $Var(e_{it}) = S_e^2$.

W modelu FEM m_i jest dekomponowany w wyrazy wolne (stałe) dla poszczególnych grup oddzielnie. Model ma zatem postać (Suchecky 2000):

$$y_{it} = a_1 d_{1it} + a_2 d_{2it} + \dots + a_k d_{kit} + bx_{it} + e_{it} = a_i + bx_{it} + e_{it} \quad (5.11)$$

gdzie:

a_i – specyficzne wyrazy wolne,

d_j – zmienne zero-jedynkowe, przyjmujące wartość 1, gdy $j = i$.

¹⁷ Dla uproszczenia wykorzystano modele z jedną zmienną objaśniającą, niemniej jednak modele te mogą mieć postać wielozmiennowych.

W modelu REM m_i wyraża specyficzne składniki losowe. Model ten można zapisać następująco (Greene 2008, s. 388):

$$y_{it} = a + bx_{it} + e_{it} + u_p \quad (5.12)$$

gdzie:

$$E(u_p) = 0, \text{Var}(u_p) = S_e^2, \text{Cov}(e_{it}, u_p) = 0.$$

Ocena modelu opiera się na statystyce chi-kwadrat, która bazuje na funkcji wiarygodności (statystyce LRT – *Likelihood Ratio Test*) oraz statystyce F (liczonej tradycyjnie w oparciu o sumy kwadratów odchyłeń). Dla modelu REM przeprowadzany jest odpowiednio test mnożnika Lagrange’a, którego statystyką testową jest LMT (*Lagrange Multiplier Test Statistics*). Przy niskim p , czyli mniejszym niż przyjęty poziom istotności α (standardowo przyjmuje się $\alpha = 0,05$), uznaje się zasadność dekompozycji wyrazu wolnego lub składnika losowego.

Większość obliczeń wykonano, korzystając z pakietu statystycznego IBM SPSS Statistics 21.0. Estymacji modeli panelowych dokonano z wykorzystaniem programu Gretl.

5.2. Zanieczyszczenie środowiska w krajach Unii Europejskiej w latach 1990–2011

5.2.1. Emisja tlenków siarki

W latach 1990–2011 emisja tlenków siarki w badanych krajach Unii Europejskiej (UE-27) wyraźnie zmalała (tab. 5.2) – wyjątek stanowi jedynie Malta, gdzie nastąpił wzrost rzędu 12,7% (choć i tak jest to kraj o jednym z najniższych poziomów emisji SO_x). Emisja SO_x została ograniczona o prawie 20 mln t – z poziomu 25,7 mln t do niespełna 6 mln t. W 1990 r. głównym „trucicielem” Europy były kraje UE-15 z emisją rzędu 17,3 mln t (w krajach UE-12 sięgała ona 8,4 mln t). Dzięki aktywnie prowadzonej polityce zrównoważonego rozwoju, w 2011 r. emisja SO_x sięgała już „tylko” 3,8 mln t w UE-15 i 2,2 mln t w UE-12.

Wielkość emisji SO_x związana jest – co dość oczywiste – z wielkością kraju, aczkolwiek obecny stan w tym zakresie wskazuje, że nie jest to jedyny istotny wyznacznik: największa emisja SO_x ma obecnie miejsce w Hiszpanii (1,2 mln t) i w Polsce (0,9 mln t), choć jeszcze w 1990 r. wyprzedzały je Niemcy (5,2 mln t)

Tabela 5.2. Emisja SO_x w krajach UE-27 w latach 1990–2011 (w tonach)

Kraj	SO _x						SO _x na tys. mieszkańców					
	1990	1997	2004	2011		G (w %)	1990	1997	2004	2011		G (w %)
				w tonach	1990 = 100 (w %)					w tonach	1990 = 100 (w %)	
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Austria	74 582	40 565	27 766	18 994	-74,5	-6,3	9,7	5,1	3,4	2,3	-76,8	-6,7
Belgia	375 202	239 802	170 032	58 922	-84,3	-8,4	16,3	10,3	7,8	3,7	-85,8	-8,9
Dania	219 502	158 799	54 428	23 383	-89,3	-10,1	39,7	13,7	5,8	3,4	-90,2	-10,5
Finlandia	285 812	105 119	102 206	66 153	-76,9	-6,7	33,2	21,1	10,5	5,4	-78,6	-7,1
Francja	1 452 712	942 934	654 451	357 421	-75,4	-6,5	68,3	16,1	7,8	7,2	-78,0	-7,0
Grecja	623 939	701 384	746 985	428 925	-31,3	-1,8	56,5	21,7	12,4	13,3	-38,2	-2,3
Hiszpania	2 416 756	2 173 621	1 966 820	1 219 391	-49,5	-3,2	55,0	114,7	67,7	52,7	-57,5	-4,0
Holandia	243 196	161 259	127 280	61 561	-74,7	-6,3	44,4	52,2	42,2	19,8	-77,3	-6,8
Irlandia	183 054	169 499	75 260	24 476	-86,6	-9,1	57,3	20,5	19,5	12,3	-89,7	-10,3
Luksemburg	15 146	5 746	2 677	1 763	-88,4	-9,7	98,9	37,7	17,9	12,7	-91,4	-11,0
Niemcy	5 421 334	1 323 935	642 439	587 741	-89,2	-10,0	37,6	23,6	16,3	5,3	-89,5	-10,2
Portugalia	172 203	178 249	113 892	65 928	-61,7	-4,5	84,2	56,4	32,5	23,6	-63,8	-4,7

Tab. 5.2 (cd.)

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Szwecja	138 062	120 080	125 901	57 433	-58,4	-4,1	179,7	86,0	69,7	58,0	-62,3	-4,5
Wielka Brytania	3 808 440	1 764 232	906 798	465 133	-87,8	-9,5	126,1	146,7	101,4	70,0	-88,9	-9,9
Włochy	1 883 530	1 199 503	608 958	328 863	-82,5	-8,0	36,2	28,7	26,9	15,5	-83,7	-8,3
Bulgaria	1 099 675	1 219 714	788 932	514 628	-53,2	-3,6	16,1	13,6	14,0	6,1	-44,5	-2,8
Cypr	34 029	46 531	42 873	22 084	-35,1	-2,0	17,2	17,7	10,8	6,2	-55,4	-3,8
Czechy	1 875 847	981 051	227 172	168 953	-91,0	-10,8	24,9	15,7	10,4	5,5	-91,1	-10,9
Estonia	282 009	120 336	93 983	77 768	-72,4	-5,9	47,0	18,8	6,1	3,8	-67,7	-5,2
Litwa	209 100	77 720	42 677	40 311	-80,7	-7,5	52,1	46,1	18,5	5,3	-76,5	-6,7
Łotwa	125 077	45 775	14 178	7 740	-93,8	-12,4	66,5	30,3	15,1	7,4	-92,0	-11,3
Malta	19 491	43 041	27 161	21 972	12,7	0,6	0,7	63,5	23,9	3,5	-4,2	-0,2
Polska	3 210 000	2 181 000	1 242 753	909 963	-71,7	-5,8	99,4	59,0	25,4	5,3	-72,0	-5,9
Rumunia	838 934	646 786	583 440	331 027	-60,5	-4,3	62,2	54,9	46,1	26,4	-57,2	-4,0
Słowacja	524 100	203 176	96 102	68 382	-87,0	-9,2	61,4	65,1	67,5	38,0	-87,2	-9,3
Słowenia	198 632	117 158	50 809	10 876	-94,5	-12,9	181,5	95,2	22,2	16,1	-94,7	-13,0
Węgry	7 330	653 890	241 678	34 756	-92,0	-11,3	42,7	30,0	10,1	4,2	-91,6	-11,1

Objaśnienia: G – średnioroczna stopa wzrostu w latach 1990–2011.

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych Eurostatu.

i Wielka Brytania (3,8 mln t), gdzie aktualny poziom został zredukowany do około 0,5 mln t, a więc jest porównywalny ze znacznie mniejszą Grecją (0,4 mln t). Jest to dowód na to, jak w różnym stopniu kraje UE ograniczały w ostatnim dwudziestolecu emisję SO_x . W krajach UE-15 największą stopę spadku emisji odnotowano w Danii, Niemczech, Luksemburgu i wspomnianej Wielkiej Brytanii (ok. 10% z roku na rok, zarówno w ujęciu absolutnym, jak i *per capita*; w przeliczeniu na mieszkańca warto też podkreślić znaczną poprawę sytuacji w Irlandii). Spośród nowych krajów członkowskich UE sukces w ograniczeniu emisji SO_x (średnioroczny spadek rzędu 10–13%) odniosły przede wszystkim kraje, w których i tak emisja była niska: Słowenia, Łotwa i Węgry, ale także Czechy, gdzie zanieczyszczenie związkami siarki zmalało z prawie 2 mln t w 1990 r. do zaledwie 0,17 mln t w 2011 r. W tym samym roku emisja SO_x w przeliczeniu na mieszkańca wahała się w przedziale od 2,3 t (Austria) do 52,7 t (Hiszpania) i 70 t (Wielka Brytania). Wśród krajów o najmniejszej, w przeliczeniu na mieszkańca, emisji SO_x jest m.in. Polska (5,3 t), jak również Dania (3,4 t), Belgia (3,7 t), Niemcy (5,3 t), Finlandia (5,4 t), Estonia (3,8 t), Malta (3,5 t), Węgry (4,2 t), Litwa (5,3 t) i Czechy (5,5 t).

5.2.2. Emisja tlenków azotu

Znacznie niższa jest skala redukcji emisji NO_x . Największa dotyczy krajów, które przystąpiły do UE po 2004 r. Widać to wyraźnie na przykładzie Czech (69,3%), Słowacji (62,5%), Rumunii (58,4%) i Litwy (57,4%). W przypadku krajów „starej” UE najsilniejsza redukcja emisji NO_x miała miejsce w Finlandii (55,4%), Wielkiej Brytanii (55,2%), Niemczech (48,9%) i we Włoszech (48,2%). W latach 1990–2011 w pięciu państwach (Malta, Luksemburg, Cypr, Hiszpania, Węgry) zanotowano wzrost emisji tlenków azotu (odpowiednio o 50,3%, 24,6%, 19,8%, 10,3% i 2,8%), przy czym na Malcie średnioroczny wzrost emisji sięgał 2%, w Luksemburgu i na Cyprze – ok. 1%, zaś w Hiszpanii – 0,5%. Warto jednak zauważyć, że trzy pierwsze z wymienionych krajów to małe gospodarki, w których emisja NO_x stanowi niewielki odsetek emisji tych szkodliwych związków w porównaniu do ich największego unijnego emitenta – Hiszpanii. W przypadku Malty wynosi on jedynie 1,1%, Cypru – 1,3%, zaś Luksemburga – 2,8%. Po przeliczeniu emisji NO_x na jednego mieszkańca jej wzrost odnotowano tylko w przypadku Malty i Węgier. Wśród krajów o największej emisji NO_x *per capita* w 2011 r. należy wymienić: Luksemburg (93,2 t), Maltę (45,6 t), Grecję (40,5 t), Estonię (37,3 t) oraz Hiszpanię (37,1 t), natomiast o najmniejszej – Rumunię (10,4 t), Węgry (12,9 t), Słowację (15,7 t) i reprezentanta UE-15 – Irlandię (17,3 t). Szczegółowe dane w tym zakresie prezentuje tab. 5.3.

W latach 1990–2011 wielkość redukcji emisji NO_x dla Polski wynosiła 33,5%, co lokowało Polskę na 17. miejscu wśród krajów UE-27 oraz na 8. miejscu w grupie UE-12.

Tabela 5.3. Emisja NO_x w krajach UE-27 w latach 1990–2011 (w tonach)

Kraj	NO _x						NO _x na tys. mieszkańców					
	1990	1997	2004	2011		G (w %)	1990	1997	2004	2011		G (w %)
				w tonach	1990 = 100 (w %)					w tonach	1990 = 100 (w %)	
Austria	197 668	196 063	239 024	190 493	-3,6	-0,2	25,7	24,6	29,2	22,6	-12,2	-0,6
Belgia	420 847	378 090	321 360	231 992	-44,9	-2,8	42,2	37,1	30,8	21,0	-50,3	-3,3
Dania	345 560	360 550	257 529	187 705	-45,7	-2,9	67,2	68,2	47,7	33,7	-49,9	-3,2
Finlandia	375 040	280 610	233 170	167 360	-55,4	-3,8	75,2	54,6	44,6	31,1	-58,7	-4,1
Francja	2 013 610	1 825 450	1 665 140	1 204 020	-40,2	-2,4	34,5	30,4	26,6	18,4	-46,6	-2,9
Grecja	521 170	585 610	648 024	457 450	-12,2	-0,6	51,3	54,3	58,6	40,5	-21,1	-1,1
Hiszpania	1 554 721	1 747 465	1 998 146	1 715 371	10,3	0,5	40,0	44,1	46,8	37,1	-7,2	-0,4
Holandia	654 640	526 590	470 928	371 620	-43,2	-2,7	43,8	33,7	28,9	22,3	-49,2	-3,2
Irlandia	124 806	136 966	139 135	79 015	-36,7	-2,2	35,5	37,3	34,2	17,3	-51,4	-3,4
Luksemburg	38 806	37 543	58 722	48 334	24,6	1,1	101,6	89,5	128,2	93,2	-8,2	-0,4
Niemcy	3 115 855	2 266 598	1 932 275	1 593 466	-48,9	-3,1	39,2	27,6	23,4	19,5	-50,3	-3,3
Portugalia	252 424	272 337	291 014	214 881	-14,9	-0,8	25,3	27,0	27,7	20,4	-19,5	-1,0

Szwecja	322 155	330 619	329 937	273 464	-15,1	-0,8	37,6	37,4	36,7	28,9	-23,1	-1,2
Wielka Brytania	3 133 440	2 343 460	1 882 260	1 405 080	-55,2	-3,7	54,7	40,2	31,4	22,4	-59,1	-4,2
Włochy	2 130 802	1 841 155	1 443 889	1 103 285	-48,2	-3,1	37,6	32,4	24,8	18,2	-51,6	-3,4
Bułgaria	252 871	149 301	152 582	138 603	-45,2	-2,8	29,0	18,0	19,6	18,9	-35,0	-2,0
Cypr	18 243	21 365	22 335	21 850	19,8	0,9	23,8	24,0	22,0	19,6	-17,8	-0,9
Czechy	744 840	471 723	333 071	228 967	-69,3	-5,5	72,1	45,8	32,6	21,8	-69,7	-5,5
Estonia	88 021	49 461	51 521	49 977	-43,2	-2,7	56,1	35,3	38,2	37,3	-33,5	-1,9
Litwa	137 092	70 143	59 577	58 356	-57,4	-4,0	37,1	19,6	17,3	19,3	-48,1	-3,1
Łotwa	103 261	44 577	55 410	50 157	-51,4	-3,4	38,8	18,3	24,0	24,4	-37,1	-2,2
Malta	12 632	26 982	18 424	18 991	50,3	2,0	35,7	71,9	45,9	45,6	27,8	1,2
Polska	1 280 000	1 114 000	808 775	850 598	-33,5	-1,9	33,6	28,8	21,2	22,1	-34,3	-2,0
Rumunia	532 820	395 239	345 952	221 493	-58,4	-4,1	23,0	17,5	16,0	10,4	-54,9	-3,7
Słowacja	226 220	127 140	98 952	84 925	-62,5	-4,6	42,7	23,6	18,4	15,7	-63,1	-4,6
Słowenia	59 304	61 067	47 609	47 073	-20,6	-1,1	29,7	30,7	23,8	22,9	-22,7	-1,2
Węgry	125 440	195 470	185 064	129 013	2,8	0,1	12,1	19,0	18,3	12,9	7,0	0,3

Objaśnienia: G – średnioroczna stopa wzrostu w latach 1990–2011.

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych Eurostatu.

5.2.3. Emisja dwutlenku węgla wskutek konsumpcji energii

W krajach UE-15 i UE-12 emisja CO₂ na jednego mieszkańca wskutek konsumpcji energii w latach 1990–2011 w większości przypadków ma tendencję spadkową (redukcję zarejestrowano w 17 państwach, wzrost w 10). Największy spadek dotyczy Rumunii (48,9%), Litwy (27,8%), Wielkiej Brytanii (24,4%), Danii (24,0%) i Węgier (22,8%). Są jednak i takie kraje, gdzie emisja CO₂ wzrosła nawet ponad 2,5-krotnie (Malta). Druga w kolejności była Słowenia (27,4%), następnie Cypr (24,2%), Hiszpania (19,7%) i Portugalia (13,8%). Współczynnik natężenia *per capita* w 2011 r. osiągnął największy poziom emisji CO₂ wskutek konsumpcji energii w Luksemburgu (23,6 t), na Malcie (16,7 t), w Estonii (15,8 t), Holandii (15,2 t) oraz Belgii (12,6 t). Najwyższa roczna stopa redukcji widoczna była w Rumunii (3,1%), zaś największą stopę wzrostu odnotowano na Malcie (4,5%). Szczegółowe dane przedstawia tab. 5.4.

Tabela 5.4. Emisja CO₂ na jednego mieszkańca na skutek konsumpcji energii w krajach UE-27 w latach 1990–2011 (w tonach)

Kraj	Lata					G (w %)
	1990	1997	2004	2011		
				w tonach	1990 = 100 (w %)	
Austria	7,2	8,0	9,2	8,2	13,3	0,6
Belgia	12,6	14,3	14,8	12,6	0,0	0,0
Dania	11,1	14,1	10,4	8,4	-24,0	-1,3
Finlandia	10,7	10,5	11,8	10,3	-3,7	-0,2
Francja	6,3	6,4	6,6	5,7	-9,2	-0,5
Grecja	8,0	8,7	9,9	8,5	5,5	0,3
Hiszpania	5,7	6,6	8,5	6,8	19,7	0,9
Holandia	14,1	15,3	16,3	15,2	7,7	0,4
Irlandia	7,3	9,3	10,6	7,8	6,7	0,3
Luksemburg	28,0	20,5	26,6	23,6	-15,8	-0,8
Niemcy	11,1	10,8	10,5	9,2	-16,9	-0,9
Portugalia	4,4	5,2	6,0	5,0	13,8	0,6
Szwecja	6,6	7,4	6,7	5,8	-11,9	-0,6
Wielka Brytania	10,5	9,7	9,7	7,9	-24,4	-1,3
Włochy	7,3	7,4	8,0	6,6	-10,3	-0,5
Bułgaria	8,6	6,7	6,8	7,4	-13,7	-0,7
Cypr	6,8	7,7	8,7	8,5	24,2	1,0

Czechy	11,3 ^b	9,6	8,8	9,1	-19,8	-1,0
Estonia	16,9 ^a	12,9	14,4	15,8	-6,6	-0,3
Litwa	6,3 ^a	4,5	3,7	4,5	-27,8	-1,5
Łotwa	4,9 ^a	3,5	3,6	3,8	-21,1	-1,1
Malta	6,6	7,3	7,5	16,7	153,2	4,5
Polska	8,8	8,7	7,6	8,0	-8,5	-0,4
Rumunia	7,7	5,3	4,5	3,9	-48,9	-3,1
Słowacja	8,1 ^b	7,7	7,0	6,4	-20,9	-1,1
Słowenia	6,2 ^a	8,3	8,4	7,9	27,4	1,2
Węgry	6,4	5,7	5,8	5,0	-22,8	-1,2

Objaśnienia: G – średnioroczna stopa wzrostu w latach 1990–2011; ^a 1992; ^b 1993.

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych Eurostatu.

W przypadku Polski w latach 1990–2011 redukcja emisji CO₂ na jednego mieszkańca wskutek konsumpcji energii wyniosła 8,5%, co lokowało Polskę na 15. miejscu wśród krajów UE-27, zaś na 7. miejscu w grupie państw UE-12.

5.2.4. Zużycie energii

Zużycie energii w krajach Unii Europejskiej w latach 1990–2011 (w kg ekwiwalentu ropy na osobę) wzrosło w największym stopniu w Portugalii (30,4%), Słowenii (23,6%), Austrii (21,1%), Hiszpanii (17,3%) oraz Finlandii (13,3%). Spadek zużycia odnotowano natomiast na Litwie (44,6%), w Rumunii (37,6%), w Estonii (33,8%), na Łotwie oraz Słowacji (28,0% i 20,2%). Zdecydowanie największe zużycie energii w 2011 r. zarejestrowano w krajach „starej” UE. Prym w tym zakresie wiodą: Luksemburg (8045,9 kg), Finlandia (6449,0 kg), Belgia (5349,0 kg), Szwecja (5190,3 kg) i Holandia (4637,8 kg). Dopiero na szóstym miejscu pojawiają się państwa UE-12, wśród których najwyższą konsumpcję energii na osobę odnotowano w Czechach (4181,5 kg), Estonii (4137,5 kg), Słowenii (3531,1 kg) i Słowacji (3213,7 kg). Polska w ogólnym europejskim rankingu pojawia się dopiero na 18. miejscu.

Z danych statystycznych wynika również, że najwyższe zużycie energii pierwotnej na osobę w 2011 r. zarejestrowano w Luksemburgu (386 mln BTU), Finlandii (259,4 mln BTU), Belgii (258 mln BTU), na Malcie (245,3 mln BTU) oraz w Holandii (244,9 mln BTU). Z kolei najniższe w takich krajach, jak: Estonia (59,2 mln BTU), Rumunia (69,4 mln BTU), Łotwa (72,5 mln BTU), Litwa (73,9 mln BTU) i Portugalia (99,8 mln BTU). W przypadku Polski wskaźnik ten wyniósł 106,6 mln BTU. Największą redukcję konsumpcji w latach 1990–2011 odnotowano w krajach UE-12: Estonii (61,3%), Litwie (24,5%), Rumunii (22,6%). Dopiero na 4. miejscu pojawia się Dania (20,7%), następnie Wielka Brytania (18,5), Szwecja (9,5%) oraz Niemcy (8,2%).

Tabela 5.5. Zużycie energii w krajach UE-27 w latach 1990–2011

Kraj	Zużycie energii (w kg ekwiwalentu ropy na osobę)						Zużycie energii pierwotnej (w mln BTU na osobę)					
	1990	1997	2004	2011		G (w %)	1990	1997	2004	2011		G (w %)
				w kg	1990 = 100 (w %)					w mln BTU	1990 = 100 (w %)	
Austria	3 235,5	3 544,4	4 000,3	3 919,8	21,1	0,9	150,8	167,8	184,7	178,9	6,6	0,3
Belgia	4 844,2	5 579,5	5 651,5	5 349,0	10,4	0,5	219,6	259,4	271,3	258,0	-0,5	0,0
Dania	3 377,0	3 848,2	3 594,8	3 230,8	-4,3	-0,2	149,6	178,4	160,0	141,6	-20,7	-1,1
Finlandia	5 691,6	6 277,0	7 100,1	6 449,0	13,3	0,6	223,8	229,6	259,4	232,6	1,3	0,1
Francja	3 835,0	4 049,6	4 302,5	3 867,5	0,8	0,0	156,7	171,7	181,9	165,1	-3,8	-0,2
Grecja	2 110,9	2 257,7	2 685,6	2 364,8	12,0	0,5	102,5	114,2	134,0	120,2	5,2	0,2
Hiszpania	2 318,9	2 667,6	3 256,6	2 719,5	17,3	0,8	99,7	117,7	147,5	130,4	10,8	0,5
Holandia	4 393,2	4 579,5	4 856,6	4 637,8	5,6	0,3	221,3	236,8	254,1	244,9	3,5	0,2
Irlandia	2 808,7	3 277,9	3 505,8	2 887,7	2,8	0,1	104,8	132,7	157,5	127,3	-4,1	-0,2
Luksemburg	8 874,1	7 409,9	9 348,4	8 045,9	-9,3	-0,5	377,9	335,5	426,7	386,0	15,1	0,7
Niemcy	4 420,6	4 203,4	4 128,6	3 811,5	-13,8	-0,7	181,5	174,9	179,7	160,6	-8,2	-0,4
Portugalia	1 676,7	2 092,5	2 459,6	2 186,6	30,4	1,3	75,4	89,9	105,7	99,8	11,0	0,5

Szwecja	5 514,6	5 672,0	5 847,3	5 190,3	-5,9	-0,3	258,0	260,5	257,0	235,8	-9,5	-0,5
Wielka Brytania	3 597,0	3 759,7	3 700,8	2 997,1	-16,7	-0,9	161,5	166,8	166,8	135,8	-18,5	-1,0
Włochy	2 583,9	2 834,4	3 128,3	2 757,0	6,7	0,3	118,6	124,8	139,1	121,4	-2,8	-0,1
Bułgaria	3 236,1	2 503,5	2 420,4	2 615,0	-19,2	-1,0	132,7	113,6	116,4	107,6	-5,2	-0,3 ^c
Cypr	1 780,7	2 073,0	2 150,1	2 120,9	19,1	0,8	93,5	104,8	119,1	112,1	7,0	0,3
Czechy	4 797,1	4 181,1	4 454,8	4 137,7	-13,7	-0,7	155,2	142,0	147,9 ^b	154,5	8,8	0,4
Estonia	6 315,9	4 010,4	3 914,6	4 181,5	-33,8	-1,9	190,8	153,1	173,4 ^a	59,2	-61,3	-4,4
Litwa	4 344,1	2 490,4	2 731,9	2 404,8	-44,6	-2,8	128,9	98,0	97,9 ^a	73,9	-24,5	-1,3 ^c
Łotwa	2 949,3	1 821,4	1 919,0	2 123,7	-28,0	-1,6	85,3	66,4	76,2 ^a	72,5	9,2	0,4 ^c
Malta	1 963,1	2 090,1	2 068,1	2 057,9	4,8	0,2	84,9	97,5	100,1	245,3	151,6	4,5
Polska	2 705,4	2 641,7	2 393,0	2 629,2	-2,8	-0,1	103,6	105,7	97,1	106,6	0,9	0,0
Rumunia	2 683,2	1 990,0	1 783,9	1 675,5	-37,6	-2,2	123,1	89,8	75,9	69,4	-22,6	-1,2
Słowacja	4 024,7	3 361,6	3 409,8	3 213,7	-20,2	-1,1	146,3	144,0	148,5 ^b	133,8	-7,1	-0,4
Słowenia	2 857,6	3 310,2	3 571,1	3 531,1	23,6	1,0	114,8	144,8	156,2 ^a	152,2	5,1	0,2
Węgry	2 772,0	2 530,1	2 588,0	2 503,4	-9,7	-0,5	113,9	102,2	107,8	102,4	0,1	0,0

Objaśnienia: G – średnioroczna stopa wzrostu w latach 1990–2011; ^a 1992; ^b 1993; ^c 2010.

Źródło: opracowanie własne na podstawie World Bank data i International Energy Statistics data.

5.2.5. Zależności między badanymi wskaźnikami zanieczyszczeń

Warto przeanalizować, czy zmiany zanieczyszczeń następowały w tym samym kierunku i stopniu. W latach 1990–2011 zanieczyszczenie SO_x i NO_x pozostawało w UE-27 w silnym dodatnim związku – zmiany obu omawianych szkodliwych dla środowiska substancji następowały w tym samym kierunku. O ile jednak w przypadku wielkości absolutnych emisji zanieczyszczeń zależność ta jest silna ($\rho = 0,801$), o tyle w ujęciu *per capita* jej siła jest nieznaczna ($\rho = 0,252$). W przypadku CO_2 wskutek konsumpcji energii (*per capita*) występuje dość silna, również dodatnia zależność względem emisji NO_x *per capita* ($\rho = 0,604$) – zmiany obu parametrów następują w podobnym stopniu. Emisja CO_2 na jednego mieszkańca wskutek konsumpcji energii jest też silnie, dodatnio powiązana ze zużyciem energii.

Tabela 5.6. Ocena zależności między parametrami zanieczyszczeń w UE-27 w latach 1990–2011

Wyszczególnienie		SO_x	SO_x p.c.	NO_x	NO_x p.c.	CO_2 En. Cons. p.c.	EC	PEC
SO_x	rho	1	.	0,801	0,030	-0,063	-0,043	-0,121
	n			594	594	580	594	577
SO_x p.c.	rho	.	1	-0,092	0,252	0,020	-0,305	-0,349
	n			594	594	580	594	577
NO_x	rho	0,801	-0,092	1	.	0,101	0,236	0,205
	n	594	594			580	594	577
NO_x p.c.	rho	0,030	0,252	.	1	0,604	0,452	0,479
	n	594	594			580	594	577
CO_2 En. Cons. p.c.	rho	-0,063	0,020	0,101	0,604	1	0,673	0,725
	n	580	580	580	580		580	577
EC	rho	-0,043	-0,305	0,236	0,452	0,673	1	0,935
	n	594	594	594	594	580		577
PEC	rho	-0,121	-0,349	0,205	0,479	0,725	0,935	1
	n	577	577	577	577	577	577	

Objaśnienia: CO_2 En. Cons. p.c. – emisja CO_2 na jednego mieszkańca wskutek konsumpcji energii; EC – zużycie energii (w kg ekwiwalentu ropy na osobę); PEC – zużycie energii pierwotnej (w mln BTU na osobę); rho – współczynnik korelacji rang Spearmana.

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych International Energy Statistics data, Eurostatu oraz World Bank data.

5.3. Liberalizacja handlu w krajach Unii Europejskiej w latach 1995–2012

5.3.1. Poziom i dynamika handlu z krajami trzecimi

W analizie poziomu i dynamiki handlu zagranicznego krajów UE-27 w latach 1995–2012 uwagę zwraca silne zróżnicowanie zarówno eksportu, jak i importu (tab. 5.7).

W całym badanym okresie (1995–2012) najwyższa wartość eksportu oraz importu cechowała gospodarkę Niemiec (eksport – 1381 mld euro, import – 1223 mld euro). Szczególnie korzystny na tle innych krajów UE bilans handlowy ma również Holandia, której eksport sięgał w 2012 r. ponad 520 mld euro, a także Irlandia (zajmująca 10. lokatę pod względem eksportu – ok. 177 mld euro, przy bilansie rządu ok. 39 mld euro) i Szwecja (8. lokata, z eksportem na poziomie prawie 200 mld euro i bilansie wynoszącym prawie 24 mld euro).

Niekorzystny bilans handlowy mają z kolei Francja i Wielka Brytania. Eksport obu krajów jest wysoki, rządu ok. 600 mld euro (odpowiednio 2. i 3. pozycja), jednak import przewyższa go o ponad 40 mld euro. Warto jednak zwrócić uwagę na znaczącą dynamikę wymiany handlowej w większości nowych krajów członkowskich UE (poza Cyprzem, Maltą i Słowenią roczna stopa wzrostu oscyluje wokół lub przekracza 10%). Spośród krajów UE-15 analogiczna dynamika miała miejsce tylko w Luksemburgu i Irlandii. Biorąc pod uwagę udział eksportu w PKB, zwraca uwagę wysoki (a co więcej – rosnący), ponad 100% wskaźnik dla Luksemburga¹⁸. Wysokim udziałem eksportu w PKB charakteryzuje się też gospodarka Irlandii i Malty (ok. 85–90%). Wskaźnik na poziomie powyżej 60% odnotowuje się ponadto na Słowacji, w Belgii, na Węgrzech, w Estonii, Holandii, Słowenii, na Litwie i w Czechach. Na drugim biegunie plasują się Grecja, Francja, Hiszpania, Włochy i Wielka Brytania, w których udział eksportu w PKB nie przekracza nawet 30%. Polska należy do krajów o relatywnie niskim poziomie wskaźnika (39%), zbliżonym do Finlandii (42%) i Niemiec (44%).

W tab. 5.8 zaprezentowano te same wielkości, ale w przeliczeniu na jednego mieszkańca. W całym badanym okresie najwyższą wartością zarówno eksportu, jak i importu oraz ich dynamiką charakteryzowała się gospodarka Luksemburga (143 tys. euro na mieszkańca w przypadku eksportu, ok. 120 tys. euro dla importu). Kolejne kraje, Irlandia i Holandia, osiągnęły wartość eksportu – odpowiednio – 38,5 i 31,5 tys. euro (przy imporcie na mieszkańca na poziomie nieco poniżej 30 tys. euro). W wymienionych krajach, podobnie jak w Niemczech i Hiszpanii, dynamika eksportu i importu *per capita* jest najwyższa spośród UE-15, przy czym i tak jest wyraźnie niższa niż w państwach UE-12 (ponownie, za wyjątkiem Cypru, Malty i Słowenii).

18 Na wartość tego wskaźnika wpływa głównie skala transakcji dokonywanych przez korporacje transnarodowe mające siedzibę w Luksemburgu.

Tabela 5.7. Eksport i import w cenach bieżących w krajach UE-27 w latach 1995–2012 (w mln euro i w %)

Kraj	Eksport (w mln euro)						Import (w mln euro)						Udział w PKB (średnia; w %)		
	1995	2004	2011	2012		G (w%)	Udział w PKB (średnia; w %)	1995	2004	2011	2012		G (w%)	1995–2012	2002–2012
				w mln euro	1995 = 100 (w %)						w mln euro	1995 = 100 (w %)			
Austria	63 559	120 837	171 468	175 594	176	6,2	49	65 294	111 970	162 516	165 718	154	5,6	46	50
Belgia	142 199	221 194	313 811	323 734	128	5,0	75	133 644	206 881	310 748	319 587	139	5,3	73	77
Dania	52 212	89 308	129 061	134 401	157	5,7	47	46 523	79 707	116 455	121 941	162	5,8	42	46
Finlandia	36 493	60 696	77 313	78 056	114	4,6	41	29 007	50 764	78 671	80 026	176	6,2	35	38
Francja	276 040	432 826	538 282	557 574	102	4,2	26	258 318	426 132	597 591	602 621	133	5,1	26	27
Grecja	34 292	41 412	52 248	52 309	53	2,5	23°	52 910	60 045	69 119	62 053	17	0,9	34	34
Hiszpania	102 183	218 201	322 717	336 007	229	7,3	27	102 172	251 800	333 707	328 342	221	7,1	29	31
Holandia	190 267	326 111	502 393	527 583	177	6,2	69	172 058	289 894	450 969	477 234	177	6,2	63	66
Irlandia	39 119	125 199	166 964	176 736	352	9,3	88	33 138	102 882	131 840	136 990	313	8,7	74	74
Luksemburg	16 821	41 823	74 420	76 088	352	9,3	150	13 467	35 171	61 747	63 589	372	9,6	125	136
Niemcy	458 074	846 440	1 321 430	1 381 030	201	6,7	38	446 603	735 670	1 185 780	1 223 120	174	6,1	34	39

Portugalia	24 398	41 875	61 060	63 882	162	5,8	30	31	30 443	54 294	68 538	64 880	113	4,6	38	38
Szwecja	76 985	134 027	192 168	197 885	157	5,7	46	49	63 831	110 166	170 681	174 212	173	6,1	39	42
Wielka Brytania	256 553	450 625	567 917	609 590	138	5,2	28	28	251 519	499 196	594 718	651 076	159	5,8	30	30
Włochy	222 557	352 087	455 569	473 472	113	4,5	26	27	189 317	342 271	477 654	455 809	141	5,3	25	27
Bułgaria	5 187	10 588	25 605	26 430	409	10,1	50	53	4 986	12 924	25 613	27 896	459	10,7	62	66
Cypr	3 538	6 090	7 784	7 710	118	4,7	49	46	3 543	6 398	8 562	8 180	131	5,0	51	50
Czechy	21 254	57 847	113 335	119 326	461	10,7	61	65	22 855	57 041	106 885	110 764	385	9,7	60	63
Estonia	1 967	7 078	14 678	15 772	702	13,0	74	75	2 186	7 761	14 080	15 732	620	12,3	79	78
Litwa	2 442	9 461	23 908	27 650	1 032	15,3	55	61	2 990	10 755	24 750	27 380	816	13,9	62	67
Łotwa	1 590	4 913	11 882	13 708	762	13,5	46	48	1 679	6 658	12 852	14 585	769	13,6	56	59
Malta	2 288	3 564	6 545	7 026	207	6,8	84	87	2 651	3 671	6 311	6 612	149	5,5	87	87
Polska	24 676	76 573	167 145	177 969	621	12,3	34	39	22 386	81 374	171 413	176 822	690	12,9	36	41
Rumunia	7 328	21 883	52 593	53 477	630	12,4	32	34	8 767	27 372	59 582	59 682	581	11,9	40	43
Słowacja	8 650	25 341	61 747	68 685	694	13,0	73	81	8 318	26 286	61 370	64 959	681	12,9	77	83
Słowenia	7 947	15 740	26 389	26 870	238	7,4	59	64	8 258	16 091	25 830	25 167	205	6,8	60	64
Węgry	15 739	52 016	90 633	91 795	483	10,9	70	77	15 634	54 973	84 244	84 670	442	10,4	70	75

Objaśnienia: G – średnioroczne tempo zmian w latach 1995–2012; ^o zamiast 1995 r. przyjęto 2000 r.

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych Eurostatu.

Tabela 5.8. Eksport i import per capita w krajach UE-27 w latach 1995–2012 (w euro i w %)

Kraj	Eksport per capita						Import per capita					
	1995	2004	2011	2012		G (w %)	1995	2004	2011	2012		G (w %)
				w euro	1995 = 100 (w %)					w euro	1995 = 100 (w %)	
Austria	8 000	14 800	20 400	20 800	160	5,8	8 200	13 700	19 400	19 700	140	5,3
Belgia	14 000	21 200	28 600	29 300	109	4,4	13 200	19 900	28 300	28 900	119	4,7
Dania	10 000	16 500	23 200	24 000	140	5,3	8 900	14 800	20 900	21 800	145	5,4
Finlandia	7 100	11 600	14 300	14 400	103	4,2	5 700	9 700	14 600	14 800	160	5,8
Francja	4 600	6 900	8 300	8 500	85	3,7	4 300	6 800	9 200	9 200	114	4,6
Grecja	.	3 700	4 600	4 600	48 ^a	3,3 ^a	.	5 400	6 100	5 500	15 ^a	0,8 ^a
Hiszpania	2 600	5 100	7 000	7 300	181	6,3	2 600	5 900	7 200	7 100	173	6,1
Holandia	12 300	20 000	30 100	31 500	156	5,7	11 100	17 800	27 000	28 500	157	5,7
Irlandia	10 900	30 800	36 500	38 500	253	7,7	9 200	25 300	28 800	29 800	224	7,2
Luksemburg	41 100	91 200	143 300	143 200	248	7,6	32 900	76 700	118 900	119 600	264	7,9
Niemcy	5 600	10 300	16 200	16 900	202	6,7	5 500	8 900	14 500	14 900	171	6,0
Portugalia	2 400	4 000	5 700	6 000	150	5,5	3 000	5 200	6 500	6 100	103	4,3

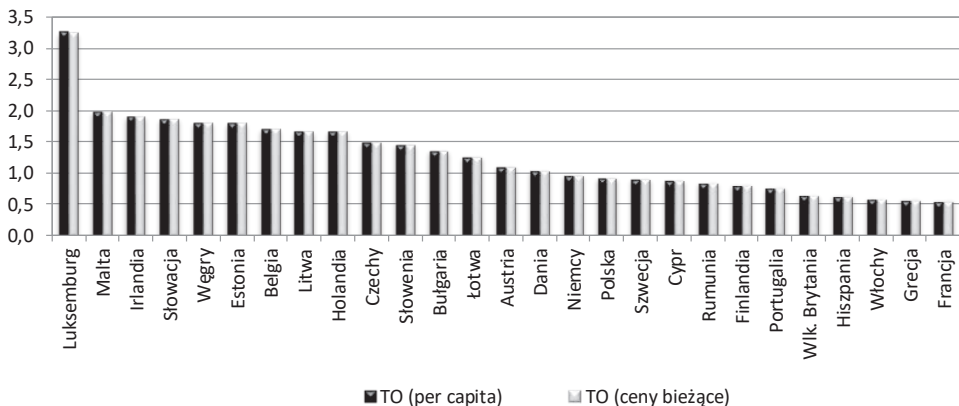
Szwecja	8 700	14 900	20 300	20 800	139	5,3	7 200	12 200	18 100	18 300	154	5,6
Wielka Brytania	4 400	7 500	9 100	9 600	118	4,7	4 300	8 300	9 500	10 200	137	5,2
Włochy	3 900	6 100	7 500	7 800	100	4,2	3 300	5 900	7 900	7 500	127	4,9
Bulgaria	600	1 400	3 500	3 600	500	11,1	600	1 700	3 500	3 800	533	11,5
Cypr	5 400	8 400	9 100	8 900	65	3,0	5 400	8 800	10 100	9 500	76	3,4
Czechy	2 100	5 700	10 800	11 400	443	10,5	2 200	5 600	10 200	10 500	377	9,6
Estonia	1 400	5 200	11 000	11 800	743	13,4	1 500	5 700	10 500	11 700	680	12,8
Litwa	700	2 800	7 900	9 300	1229	16,4	800	3 200	8 200	9 200	1050	15,5
Łotwa	600	2 200	5 800	6 700	1017	15,3	700	2 900	6 200	7 200	929	14,7
Malta	6 100	8 900	15 700	16 700	174	6,1	7 000	9 100	15 200	15 800	126	4,9
Polska	600	2 000	4 300	4 600	667	12,7	600	2 100	4 400	4 600	667	12,7
Rumunia	300	1 000	2 500	2 500	733	13,3	400	1 300	2 800	2 800	600	12,1
Słowacja	1 600	4 700	11 400	12 700	694	13,0	1 600	4 900	11 400	12 000	650	12,6
Słowenia	4 000	7 900	12 900	13 100	228	7,2	4 200	8 100	12 600	12 200	190	6,5
Węgry	1 500	5 100	9 100	9 300	520	11,3	1 500	5 400	8 400	8 500	467	15,6

Objaśnienia: G – średnioroczna stopa wzrostu w latach 1995–2012; * zamiast 1995 r. przyjęto 2000 r.

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych Eurostatu.

5.3.2. Wskaźniki liberalizacji handlu

Jak już wspomniano, za miernik liberalizacji handlu przyjęto wskaźnik otwartości handlowej (TO) oraz wskaźnik swobody handlowej (TF). TO, mierzona jako stosunek łącznej wartości eksportu i importu względem PKB, jest niemalże taka sama przy różnym sposobie pomiaru eksportu i importu – *per capita* oraz w cenach bieżących (rys. 5.1). Wśród krajów członkowskich wyraźnie dominuje Luksemburg, który osiąga TO rzędu ok. 3,3. Wysoką otwartością handlową charakteryzują się również Malta, Irlandia, Słowacja, Węgry i Estonia, gdzie wskaźnik ten przekracza 1,8. TO powyżej 1 osiągają też Belgia, Litwa, Holandia, Czechy, Słowenia, Bułgaria, Łotwa, Austria i Dania, natomiast bliski 1 – Niemcy, Polska i Szwecja. Uwagę zwraca bardzo niska otwartość handlowa Francji, Grecji i Włoch (TO rzędu niepełna 0,6).



Rysunek 5.1. Otwartość handlowa w krajach UE-27 w 2012 r.

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych Eurostatu.

W latach 1995–2012 dynamika wskaźnika TO była zróżnicowana w poszczególnych krajach Unii Europejskiej (tab. 5.9). W większości krajów otwartość handlowa powoli, aczkolwiek systematycznie, rosła (wyjątek stanowiły jedynie Cypr i Grecja). Najwyższą dynamikę wzrostową odnotowano w odniesieniu do handlu zagranicznego w Polsce (wzrost o 117% w ciągu badanych 18 lat) i w Niemczech (wzrost o 107%). W porównaniu z takimi krajami, jak Malta (wzrost o zaledwie 14%), Wielka Brytania (17%), Estonia (25%), Szwecja, Finlandia, Włochy (26%) oraz Francja i Portugalia (29%) dynamika otwartości handlowej w Polsce i Niemczech jest rzeczywiście znacząca. Należy przy tym zauważyć, iż w dużej mierze jest to efekt intensyfikacji wzajemnych kontaktów handlowych tych dwóch sąsiadujących ze sobą krajów.

Drugim miernikiem, którym posłużono się do określania liberalizacji handlu, jest wskaźnik swobody handlowej. W przeprowadzonym badaniu TF charakteryzuje się słabym zróżnicowaniem i dynamiką wewnątrz UE, co w zasadzie

Tabela 5.9. Wskaźniki TO i TF w krajach UE-27 w latach 1995–2012

Kraj	Otwartość handlowa (TO)						Swoboda handlowa (TF)					
	1996	2004	2011	2012	2012/1996 (zmiana w %)	G (w %)	1996	2004	2011	2012	2012/1996 (zmiana w %)	G (w %)
	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Austria	0,7043	0,9930	1,1148	1,1126	58	2,7	81,0	79,8	87,6	87,2	8	0,5
Belgia	1,2651	1,4679	1,6935	1,7118	35	1,8	77,8	79,8	87,6	87,1	12	0,7
Dania	0,7105	0,8575	1,0208	1,0433	47	2,3	77,8	79,8	87,6	87,1	12	0,7
Finlandia	0,6531	0,7320	0,8257	0,8225	26	1,4	77,8	79,8	87,6	87,1	12	0,7
Francja	0,4406	0,5170	0,5700	0,5691	29	1,5	77,8	79,8	82,6	82,1	6	0,3
Grecja	0,6270 ^a	0,5449	0,5784	0,5872	-6 ^a	-0,4 ^a	77,8	79,8	82,6	82,1	6	0,3
Hiszpania	0,4483	0,5584	0,6256	0,6457	44	2,2	77,8	79,8	87,6	87,1	12	0,7
Holandia	1,1304	1,2517	1,5905	1,6760	48	2,3	61,0	65,4	87,6	87,1	43	2,3
Irlandia	1,3958	1,5203	1,8394	1,9132	37	1,9	77,8	79,8	87,6	87,1	12	0,7
Luksemburg	1,9171	2,8030	3,2653	3,2565	70	3,2	79,0	79,8	87,6	87,1	10	0,6
Niemcy	0,4703	0,7218	0,9624	0,9755	107	4,4	77,8	79,8	87,6	87,1	12	0,7
Portugalia	0,6000	0,6479	0,7578	0,7756	29	1,5	77,8	79,8	87,6	87,1	12	0,7
Szwecja	0,7227	0,8364	0,9412	0,9136	26	1,4	77,0	79,8	87,6	87,1	13	0,8

Tab. 5.9 (cd.)

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Wielka Brytania	0,5577	0,5284	0,6596	0,6535	17	0,9	77,8	79,8	87,6	87,1	12	0,7
Włochy	0,4737	0,5000	0,5923	0,5953	26	1,4	77,8	79,8	87,6	87,1	12	0,7
Bulgaria	1,0000	1,1923	1,3462	1,3704	37	1,9	71,0	63,2	87,6	87,1	23	1,3
Cypr	1,0000	0,9942	0,9100	0,8889	-11	-0,7	68,4	79,4	82,6	82,1	20	1,1
Czechy	1,0000	1,2556	1,4189	1,5000	50	2,4	75,0	73,4	87,6	87,1	16	0,9
Estonia	1,4500	1,5139	1,7769	1,8077	25	1,3	74,0	84,2	87,6	87,1	18	1,0
Litwa	1,0714	1,1111	1,5784	1,6818	57	2,7	65,0	80,2	87,6	87,1	34	1,8
Łotwa	0,8667	1,0408	1,2245	1,2752	47	2,3	55,0	79,8	87,6	87,1	58	2,9
Malta	1,7467	1,5517	1,9313	1,9939	14	0,8	77,8	79,8	87,6	87,1	12	0,7
Polska	0,4286	0,7736	0,9063	0,9293	117	4,7	57,0	70,4	87,6	87,1	53	2,7
Rumunia	0,5385	0,8214	0,8548	0,8548	59	2,8	61,6	57,6	87,6	87,1	41	2,2
Słowacja	1,1429	1,5238	1,7813	1,8712	64	2,9	75,0	72,8	87,6	87,1	16	0,9
Słowenia	1,0123	1,1765	1,4489	1,4709	45	2,2	59,0	65,2	87,6	87,1	48	2,5
Węgry	0,8824	1,2963	1,7677	1,8163	106	4,3	59,0	76,0	87,6	87,1	48	2,5

Objaśnienia: G – średnioroczna stopa wzrostu w latach 1996–2012; ^a zamiast 1995 r. przyjęto 2000 r.

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych Eurostatu i The Heritage Foundation.

wyduje się oczywiste. W UE prowadzona jest bowiem wspólna polityka handlowa¹⁹. Zgodnie z art. 207 TFUE (*Traktatu o funkcjonowaniu Unii Europejskiej*) obejmuje ona w szczególności zmiany stawek celnych, zawieranie umów celnych oraz handlowych dotyczących handlu towarami, usługami i handlowych aspektów własności intelektualnej, bezpośrednie inwestycje zagraniczne, ujednoczenia środków liberalizacyjnych, polityki eksportowej, a także handlowych środków ochronnych, w tym środków podejmowanych w przypadku dumpingu lub subsydiów. Trudno więc przypuszczać, aby wskaźnik TF oszacowany dla poszczególnych krajów był dla każdego z nich wyraźnie inny. Co więcej, z zestawienia w tab. 5.9 wynika, że zróżnicowanie to wyraźnie słabnie – przed 2000 r. przekraczało 10%, zaś od 2008 r. oscyluje wokół zaledwie 2%. Średnio TF kształtował się w 2012 r. na poziomie ok. 87. Wyjątek stanowią jedynie Francja, Grecja i Cypr, gdzie omawiany wskaźnik osiągnął wartość ok. 82. Ta rozbieżność wynika najprawdopodobniej z niewielkich różnic związanych np. z prowadzoną w danym kraju polityką przemysłową, efektywnością wsparcia regionalnego czy realizowanymi wydatkami rządowymi na prace badawcze i rozwojowe.

W przypadku UE-12 wyraźnie widać, iż w 2012 r. w porównaniu z 1996 r. TF wzrósł o 50% na Łotwie i w Polsce, natomiast o ponad 40% w Słowenii, na Węgrzech i w Rumunii. Wszystkie wymienione kraje przechodziły proces transformacji gospodarczej pod koniec lat 90. XX w. i w pierwszej dekadzie XXI w., czego skutkiem była liberalizacja gospodarki. Stając się członkami UE, ujednociliły one możliwość samodzielnego kształtowania np. polityki handlowej. W 2012 r. wskaźnik TF dla tej grupy państw był więc identyczny jak dla większości państw UE.

5.4. Podsumowanie

W niniejszym rozdziale omówiono założenia badania empirycznego (zakres terytorialny, przedmiotowy, czasowy, zastosowane metody badawcze), w którym podjęto próbę oceny wpływu liberalizacji handlu na środowisko przyrodnicze dla krajów Unii Europejskiej (UE-27), a także przy dezagregacji na UE-15 i UE-12. Analiza została przeprowadzona z wykorzystaniem źródeł wtórnych, głównie na podstawie danych pochodzących z czterech banków danych: Eurostatu, World

¹⁹ Wspólna polityka handlowa jest dziedziną, w której Unia Europejska ma kompetencję wyłączną. Oznacza to, że państwa członkowskie nie mają prawa wydawania żadnych regulacji prawnych w tej sferze, zaś wszelkie działania prawotwórcze podejmowane są przez instytucje UE, chyba że udzielą one państwom członkowskim uprawnienia do działania w ściśle określonym zakresie.

Bank data, International Energy Statistics data oraz OECDstat. Do badania wybrano podstawowe rodzaje zanieczyszczeń: SO_x , NO_x , CO_2 (wyrażony jako wielkość emisji *per capita* na skutek konsumpcji energii), a ponadto w analizie uwzględniono zużycie energii. Jako miary liberalizacji handlu przyjęto dwa wskaźniki: otwartość handlową i swobodę handlową, zaś dodatkowo przeanalizowano wartość eksportu i importu – w ujęciu absolutnym, *per capita*, a także w relacji do PKB.

Dane makroekonomiczne obejmowały okres 1995–2012, natomiast dane dotyczące zanieczyszczenia środowiska – lata 1990–2011. Przedstawione wyniki analiz wielowymiarowych obejmowały tym samym wspólny okres, czyli lata 1995–2011. Na potrzeby badania zastosowano metody statystyki opisowej.

W pierwszej części rozdziału dokonano charakterystyki zmiany skali zanieczyszczeń związkami SO_x , NO_x , CO_2 (*per capita* na skutek konsumpcji energii) w UE. Z przedstawionej analizy wynika, że na przestrzeni badanego okresu emisja związków SO_x w zdecydowanej większości krajów UE zmalała (wyjątek stanowi jedynie Malta). Podobnie jest w przypadku NO_x (wyjątek stanowią Malta, Luksemburg, Cypr, Hiszpania, Węgry). Emisja CO_2 (*per capita* na skutek konsumpcji energii) w przypadku większości krajów ma również tendencję spadkową. Największe ograniczenia emisji tego związku dotyczą krajów UE-12, choć w tej grupie państw są i takie, gdzie emisja CO_2 wzrosła nawet ponad 2,5-krotnie (Malta).

Z kolei zużycie energii w krajach UE-27 w latach 1990–2011 (w kg ekwiwalentu ropy na osobę) w większości państw zwiększało się, przy czym wzrost ten zaznaczył się najmocniej w przypadku „starych” członków UE (np. w Portugalii, Austrii, Hiszpanii czy Finlandii). Największe spadki konsumpcji energii odnotowano w krajach UE-12 (np. na Litwie, Łotwie, Słowacji czy w Rumunii i Estonii). Podobne tendencje można zaobserwować, jeśli weźmiemy pod uwagę zużycie energii pierwotnej na osobę. Jest to ciekawe spostrzeżenie, bowiem można było raczej przypuszczać, iż większa konsumpcja energii będzie miała miejsce wśród nowych członków, którzy transformowali gospodarki, liberalizowali rynki, co powinno powodować wzrost produkcji i zużycia energii.

Z badań wynika ponadto, że zmiany różnego typu zanieczyszczeń następowały w tym samym kierunku i stopniu. Dotyczy to np. emisji SO_x i NO_x (w przypadku wielkości absolutnych, zaś w ujęciu *per capita* zależność jest nieznacząca), CO_2 i NO_x (*per capita*) oraz CO_2 i zużycia energii.

Analiza poziomu i dynamiki handlu zagranicznego krajów UE-27 w latach 1995–2012 dowodzi silnego zróżnicowania zarówno eksportu, jak i importu. W badanym okresie najwyższą wartość eksportu, ale też importu odnotowano w Niemczech. Warto zwrócić uwagę na znaczącą dynamikę wymiany handlowej w większości nowych krajów członkowskich UE (poza Cyprem, Maltą i Słowenią średnioroczne tempo zmian oscyluje wokół lub przekracza 10%). Spośród krajów UE-15 analogiczna dynamika miała miejsce tylko w Luksemburgu i Irlandii. Biorąc pod uwagę udział eksportu w PKB, warto podkreślić wysoki (ponad 100%) wskaźnik dla Luksemburga, a także Irlandii i Malty. Na drugim biegunie znajduje

się Grecja, Francja, Hiszpania, Włochy i Wielka Brytania, gdzie udział eksportu w PKB nie przekracza nawet 30%.

W latach 1995–2012 w krajach Unii Europejskiej zróżnicowana była również dynamika wskaźnika otwartości handlowej. W większości państw wskaźnik TO powoli, aczkolwiek systematycznie rósł (wyjątek stanowiły Cypr i Grecja). Najwyższą dynamikę odnotowano w Polsce (wzrost o 117% w ciągu badanych 18 lat) i w Niemczech (107%). Z kolei wskaźnik swobody handlowej (TF) w analizowanym okresie wykazuje słabe zróżnicowanie i niewielkie zmiany wewnątrz UE-15, co w zasadzie wydaje się oczywiste. W przypadku UE-12 wyraźnie widać, iż w 2012 r. w porównaniu z 1996 r. TF znacząco wzrósł (o 40–50% na Łotwie i Węgrzech, a także w Polsce, Słowenii i Rumunii).

Z powyższych analiz wynika, że kraje członkowskie UE są zróżnicowane zarówno pod względem intensywności handlu, jak i wielkości emisji szkodliwych dla środowiska zanieczyszczeń. Nie można zatem stosować tego samego podejścia analitycznego w budowie i weryfikacji modeli polutogenności handlu zagranicznego dla poszczególnych krajów bez uwzględnienia odmienności ich rozwoju gospodarczego.

Rozdział 6

Empiryczna weryfikacja zależności między liberalizacją handlu a środowiskiem przyrodniczym w krajach Unii Europejskiej

Dotychczasowe badania nad zanieczyszczeniem środowiska, których przegląd zawierają poprzednie rozdziały, świadczą o tym, że liberalizacja handlu może mieć wpływ na stan środowiska przyrodniczego. Wyniki analiz nie są jednak jednoznaczne w zakresie kierunku oddziaływania. Interesującym zagadnieniem wydaje się zatem próba ukazania zależności między liberalizacją handlu a skalą zanieczyszczeń w Unii Europejskiej – ugrupowania, które od początku swojego istnienia przyjmuje za podstawową zasadę zwiększenie swobody wymiany handlowej zarówno na rynku wewnętrznym, jak i w stosunkach z krajami trzecimi. Jednocześnie państwa członkowskie UE stanowią przykład grupy krajów, która od lat kładzie coraz większy nacisk na ochronę środowiska przyrodniczego i dostosowuje się do postanowień umów międzynarodowych w tym obszarze. Taka postawa może osłabiać polutogenne oddziaływanie handlu zagranicznego i sugerować występowanie odmiennych zależności niż we wcześniej omówionych badaniach. Zawężenie analizy do przykładu Unii Europejskiej może zatem oznaczać, iż nie wszystkie prawidłowości obserwowane dla innych gospodarek, zwłaszcza krajów rozwijających się, znajdą tu swoje odzwierciedlenie. Poza tym należy również przypuszczać, że z uwagi na różny stopień rozwoju społeczno-gospodarczego krajów UE wyniki badań dla poszczególnych grup państw (np. „starych” i „nowych” członków) mogą być odmienne. Już znaczna dywersyfikacja wskaźników omawianych w poprzednim rozdziale wskazuje, że zmiany polutogenności mogą następować w większym bądź mniejszym związku z otwartością handlową (której skala też jest zróżnicowana). Wstępne,

dość ogólne wnioski w tym zakresie wymagają zatem pogłębionych analiz (zgodnie z metodyką opisaną w rozdziale 5), których wyniki zaprezentowane zostaną poniżej.

Podobnie jak w poprzednim rozdziale, analiza została przeprowadzona na podstawie danych dotyczących krajów Unii Europejskiej, z pominięciem Chorwacji, za lata 1995–2011.

6.1. Korelacja między liberalizacją handlu a zanieczyszczeniem środowiska w Unii Europejskiej

Ocena prostych związków korelacyjnych między polutogennością gospodarki a liberalizacją handlu i innymi wybranymi makrokategoriami dla całej UE (z wyjątkiem Chorwacji) w latach 1995–2011 przeprowadzona została dla:

- UE-27 (**wariant a**),
- UE-15 – „starych” krajów członkowskich (**wariant b**),
- UE-12 – nowych krajów członkowskich (**wariant c**).

Wyniki badań przedstawiono w tab. 6.1–6.2.

Ponieważ ocena korelacji między zmiennymi w oparciu o próbę przekrojowo-czasową wiązała się ze znacznymi odstępstwami od normalności rozkładu badanych zmiennych, a także od liniowości związku, rozrzut punktów obrazujących te związki jest na tyle duży, że trudno wnioskować o sile i kierunku korelacji na podstawie standardowego miernika, tj. współczynnika korelacji liniowej Pearsona. W przypadku tego typu odstępstw korelację warto ocenić przy pomocy współczynnika korelacji rang Spearmana.

Dla ułatwienia oceny analizowanych związków, przy prezentacji wyników kolorem niebieskim oznaczono współczynniki wskazujące na korelację ujemną, zaś pomarańczowym – na korelację dodatnią. Nasycenie koloru jest tym większe, im silniejsza zależność między zmiennymi. Analizę przeprowadzono przy tym dla eksportu, importu i wskaźnika TO, a także PKB mierzonego na trzy sposoby: *per capita* (p.c.), według parytetu siły nabywczej (pps) oraz w cenach bieżących (c.p.).

Wariant a

W tab. 6.1 przedstawiono zależności między zanieczyszczeniem środowiska a wskaźnikami liberalizacji handlu TO i TF oraz wybranymi makrowielkościami dla krajów UE-27.

Tabela 6.1. Ocena zależności między zanieczyszczeniem środowiska a wybranymi makrowielkościami i wskaźnikami liberalizacji handlu w latach 1995–2011 w krajach UE-27*

Zmienne	SO _x	SO _x p.c.	NO _x	NO _x p.c.	CO ₂ En. Cons. p.c.	EC	PEC
Ex p.c.	-0,463	-0,508	-0,067	0,421	0,632	0,659	0,752
Im p.c.	-0,479	-0,502	-0,086	0,416	0,626	0,612	0,719
TO p.c.	-0,615	0,010	-0,723	0,001	0,271	0,133	0,153
Ex c.p.	0,415	-0,499	0,795	0,139	0,294	0,544	0,530
Im c.p.	0,447	-0,481	0,820	0,118	0,260	0,493	0,482
TO c.p.	-0,614	0,012	-0,723	0,001	0,272	0,132	0,152
PKB p.c.	-0,222	-0,584	0,248	0,455	0,565	0,675	0,760
PKB pps	-0,243	-0,595	0,216	0,397	0,561	0,646	0,733
PKB c.p.	0,516	-0,429	0,880	0,113	0,191	0,435	0,425
R_PKB	-0,029	0,303	-0,235	0,039	-0,027	-0,094	-0,136
TF	-0,354	-0,448	-0,110	-0,056	0,054	0,097	0,131
Pop	0,125	-0,174	0,269	0,062	0,348	0,133	0,199

* Podano wartości współczynnika korelacji rho Spearmana dla $n = 27 \times 17 = 459$.

Objaśnienia: Ex p.c. – eksport na mieszkańca; Im p.c. – import na mieszkańca; TO p.c. – wskaźnik otwartości handlowej liczony jako (eksport p.c. + import p.c.)/PKB p.c.;

Ex c.p. – eksport w cenach bieżących; Im c.p. – import w cenach bieżących;

TO c.p. – otwartość handlowa mierzona w cenach bieżących; PKB p.c. – PKB na mieszkańca;

PKB pps – PKB według parytetu siły nabywczej; PKB c.p. – PKB w cenach bieżących;

R_PKB – tempo wzrostu PKB; TF – swoboda handlowa; Pop – gęstość zaludnienia;

CO₂ En. Cons. p.c. – emisja CO₂ na jednego mieszkańca na skutek konsumpcji energii;

EC – zużycie energii (w kg ekwiwalentu ropy na osobę);

PEC – zużycie energii pierwotnej (w mln BTU na osobę).

Źródło: obliczenia własne na podstawie danych Eurostatu, World Bank data, International Energy Statistics data, OECDstat, The Heritage Foundation.

Analizując dane zaprezentowane w tab. 6.1, należy wskazać, że w badanym okresie emisja SO_x w krajach UE-27 jest dość silnie ujemnie skorelowana z otwartością handlową – im większa TO, tym niższa całkowita emisja SO_x. Analogiczny kierunek, aczkolwiek charakteryzujący się słabszą siłą, ma też związek między emisją SO_x i współczynnikiem TF. Urealniona wartość eksportu, importu i PKB (*per capita*, a w przypadku PKB również z uwzględnieniem parytetu siły nabywczej) jest ujemnie skorelowana z emisją SO_x. Gdy pod uwagę weźmie się wartość PKB, importu i eksportu w cenach bieżących, korelacja ta ma wówczas kierunek dodatni – im wyższa wartość tych makrowielkości, tym silniejsza emisja SO_x. Po przeliczeniu emisji SO_x na mieszkańca relacja względem TO jest znacznie słabsza, zaś dla ujęcia

w cenach bieżących charakteryzuje się odmiennym kierunkiem (dodatnim, podczas gdy dla SO_x w ujęciu absolutnym kierunek ten był ujemny). A zatem im wyższe TO, tym na ogół większa skala zanieczyszczeń tlenkami siarki na jednego mieszkańca, podczas gdy ogólna wielkość emisji SO_x w zasadzie maleje wraz z otwartością handlową. Wiąże się to z większą otwartością mniejszych gospodarek, takich jak Luksemburg, Malta czy kraje nadbałtyckie. Eksport i import *per capita* oraz PKB (zwłaszcza mierzone *per capita*, ale również według parytetu siły nabywczej) wykazuje z kolei ujemną, o umiarkowanej sile, korelację z emisją SO_x *per capita*.

Natomiast jeśli chodzi o całkowitą emisję NO_x , to najsilniej zaznacza się ujemna korelacja z otwartością handlową oraz dodatnia zależność z mierzonymi w cenach bieżących PKB, eksportem i importem: emisja NO_x jest na ogół tym mniejsza, im niższa TO i im wyższe PKB, eksport i import w cenach bieżących. Analogicznie jak w przypadku SO_x , po przeliczeniu emisji NO_x na mieszkańca omawiane relacje stają się mniej wyraźne.

TO ma słabsze znaczenie dla emisji CO_2 na jednego mieszkańca na skutek konsumpcji energii oraz dla zużycia energii, przy czym kierunek tej zależności jest dodatni. Silniej zaznacza się związek z eksportem i importem oraz PKB (w każdym ujęciu: zarówno *per capita*, pps, jak i w cenach bieżących) – wyższemu zużyciu towarzyszy na ogół wyższy poziom tych makrowielkości. Potwierdza to tezę, iż zużycie energii stanowi istotny wyznacznik zanieczyszczenia środowiska, powiązany z otwartością handlową, w tym zwłaszcza ze zwiększaniem eksportu (a tym samym produkcji). Z kolei tempo wzrostu PKB, a także gęstość zaludnienia dla krajów UE-27 nie stanowią istotnych korelat polutogenności (siła związku jest bardzo słaba).

Warianty b i c

Można przypuszczać, że przedstawione w poprzednim rozdziale różnice między krajami „starej” i „nowej” Unii Europejskiej mają swoje przełożenie na charakter relacji w obu analizowanych grupach państw. Analiza współczynników zaprezentowanych w tab. 6.2 potwierdza to przypuszczenie, bowiem siła związków obserwowanych w krajach UE-15 jest, generalnie rzecz biorąc, wyższa niż w UE-12, co potwierdza jedną z hipotez szczegółowych.

Sygnalizowane różnice zaznaczają się szczególnie w odniesieniu do emisji zanieczyszczeń w przeliczeniu na mieszkańca – w krajach UE-15 siła ujemnej korelacji względem emisji SO_x *per capita* jest znacznie wyższa niż w UE-12, natomiast w odniesieniu do emisji NO_x *per capita* jest odwrotnie (w krajach Piętnastki zależność ta – za wyjątkiem makrowielkości mierzonych w cenach bieżących – jest niższa niż w krajach Dwunastki). Co do kierunku zależności, jest on zgodny w obu grupach krajów (a tym samym analogiczny do obserwowanego dla UE-27). Różnice między UE-15 i UE-12 dotyczą też relacji między otwartością handlową a zużyciem energii na osobę. Wskaźnik TO i inne analizowane kategorie makroekonomiczne są znacznie silniej powiązane ze zużyciem energii w pierwszej grupie krajów niż w drugiej.

Tabela 6.2. Ocena zależności między zanieczyszczeniem środowiska a wybranymi charakterystykami otwartości handlowej i wzrostu gospodarczego w krajach UE-15 i UE-12 w latach 1995–2011

Zmienne	UE-15*						UE-12**							
	SO _x	SO _x p.c.	NO _x	NO _x p.c.	CO ₂ En. Cons. p.c.	EC	PEC	SO _x	SO _x p.c.	NO _x	NO _x p.c.	CO ₂ En. Cons. p.c.	EC	PEC
Ex p.c.	-0,717	-0,466	-0,630	0,092	0,639	0,648	0,691	-0,605	-0,161	-0,525	0,387	0,469	0,266	0,485
Im p.c.	-0,722	-0,469	-0,643	0,086	0,642	0,591	0,653	-0,628	-0,166	-0,546	0,384	0,453	0,237	0,466
TO p.c.	-0,762	-0,375	-0,751	0,144	0,613	0,514	0,580	-0,383	0,103	-0,427	0,330	0,290	0,391	0,496
Ex c.p.	0,505	-0,227	0,683	-0,586	-0,052	0,023	0,029	0,458	-0,349	0,737	-0,257	0,050	0,390	0,148
Im c.p.	0,560	-0,190	0,729	-0,598	-0,108	-0,075	-0,056	0,466	-0,366	0,757	-0,287	0,013	0,356	0,108
TO c.p.	-0,762	-0,373	-0,751	0,146	0,613	0,513	0,578	-0,381	0,104	-0,425	0,334	0,293	0,393	0,500
PKB p.c.	-0,648	-0,570	-0,474	-0,006	0,459	0,597	0,614	-0,565	-0,215	-0,464	0,356	0,460	0,180	0,398
PKB pps	-0,583	-0,608	-0,420	-0,105	0,426	0,489	0,532	-0,524	-0,243	-0,383	0,342	0,464	0,251	0,439
PKB c.p.	0,611	-0,152	0,803	-0,562	-0,234	-0,079	-0,075	0,536	-0,361	0,822	-0,343	-0,048	0,252	-0,004
R_PKB	0,031	0,339	-0,122	0,404	0,150	0,114	0,100	0,008	0,029	0,003	0,084	-0,007	0,068	-0,006
TF	-0,342	-0,475	-0,231	-0,322	-0,055	0,007	0,030	-0,434	-0,419	-0,200	0,026	0,038	0,081	0,086
Pop	0,134	-0,340	0,305	-0,338	0,414	0,104	0,186	0,180	0,134	0,201	0,250	0,327	0,052	0,167

* Podano wartości współczynnika korelacji rho Spearmana dla $n = 15 \times 17 = 255$.

** Podano wartości współczynnika korelacji rho Spearmana dla $n = 12 \times 17 = 204$.

Objaśnienia: jak do tab. 6.1.

Źródło: jak do tab. 6.1.

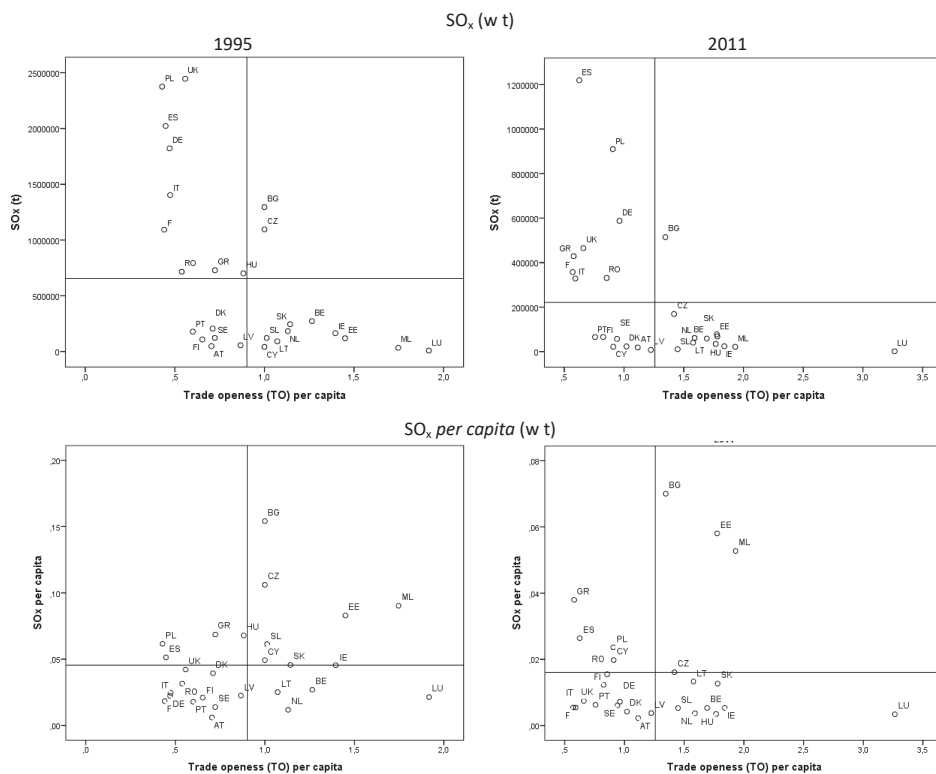
Można równocześnie wnioskować, że wpływ TO na wzrost emisji zanieczyszczeń w krajach UE-15 jest większy niż w UE-12 (wyjątek stanowi emisja NO_x *per capita*) – w krajach UE-12 znaczenie TO jest słabe lub bardzo słabe, a największy dystans względem UE-15 obserwuje się odnośnie emisji SO_x *per capita* (korelacja ujemna) oraz zużycia energii (korelacja dodatnia). Biorąc pod uwagę kierunek tych związków, różnice odnotowywane w odniesieniu do emisji NO_x i SO_x można interpretować jako pozytywny, bardziej wyraźny niż w UE-12, efekt zmian zachodzących w krajach Piętnastki. Inaczej jest z emisją CO_2 (na skutek konsumpcji energii) i samego zużycia energii – w tym przypadku korzystniejszą tendencję obserwuje się w nowych krajach członkowskich UE (w UE-15 dodatnia korelacja między omawianymi zmiennymi jest silniejsza niż w UE-12).

6.2. Otwartość handlowa a zanieczyszczenie środowiska

6.2.1. Otwartość handlowa a emisja SO_x

Na rys. 6.1 zaprezentowano skalę zanieczyszczenia środowiska SO_x w zależności od stopnia otwartości handlowej w dwóch okresach – w 1995 r. i 2011 r. W ujęciu absolutnym (emisja ogółem) wysoka emisja SO_x występowała głównie w krajach o niskiej wartości TO. Do grupy tej należały głównie kraje o dużej powierzchni: Wielka Brytania, Polska, Hiszpania, Niemcy, Włochy, Francja, a także Rumunia, Grecja i Węgry. W 2011 r. skład tej grupy pozostał niezmienny, przy czym warto podkreślić znaczny spadek emisji zanieczyszczeń we wszystkich krajach, zaś w stosunku do średniej z tego roku szczególnie wyraźną poprawę widać w Wielkiej Brytanii, pogorszyła się natomiast pozycja Hiszpanii. Niskiej emisji SO_x towarzyszy na ogół wysoka otwartość handlowa, przy czym prawidłowość ta utrzymuje się w całym badanym okresie (np. w Luksemburgu). Korzystne tendencje (spadek SO_x i jednocześnie wzrost TO) zaobserwowano na Węgrzech i w Czechach.

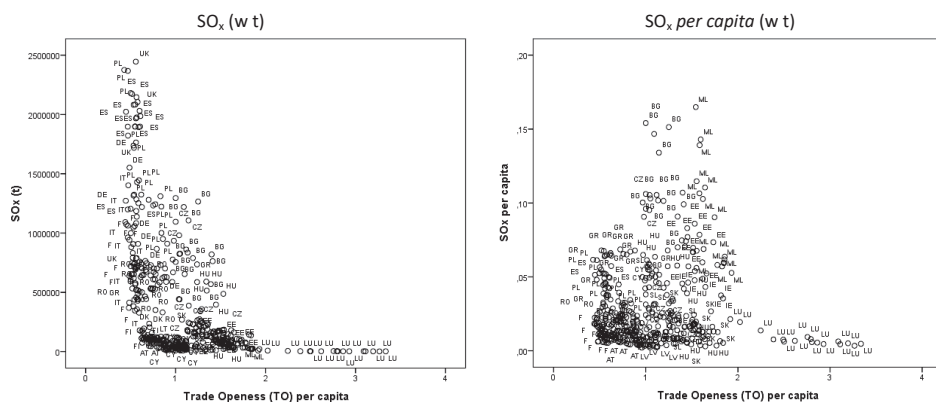
Biorąc pod uwagę emisję SO_x *per capita*, ponownie zaznacza się korzystna (a przy tym coraz lepsza) sytuacja Luksemburga. W najlepszej grupie (czwarta ćwiartka, w której mamy kraje o niskiej emisji SO_x przy wysokiej otwartości handlowej) w 1995 r. znalazły się również Belgia, Holandia i Litwa, a w 2011 r. dołączyły Irlandia, Węgry, Słowenia i Słowacja. Wysoka emisja SO_x , przy ponadprzeciętnej wartości TO (zarówno w ujęciu bezwzględnym, jak i *per capita*), charakteryzuje Bułgarię, zaś w ujęciu *per capita* dotyczy także Malty i Estonii. Polska – obok Grecji, Hiszpanii, Rumunii i Cypru – znajduje się w grupie najsłabszej, o wysokiej emisji SO_x *per capita* i jednocześnie niskim TO.



Rysunek 6.1. Wskaźnik TO a emisja SO_x (ogółem i *per capita*) w krajach UE-27 w latach 1995 i 2011*

* Linie podziału – średnia arytmetyczna zmiennej w danym roku dla $n = 27$.

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych Eurostatu, World Bank data, International Energy Statistics data, OECDstat.



Rysunek 6.2. Wskaźnik TO a emisja SO_x (ogółem i *per capita*) w krajach UE-27 w latach 1995–2011*

* Badaniem objęto 27 krajów UE w okresie 17 lat ($n = 27 \times 17 = 459$).

Źródło: jak do rys. 6.1.

Analizując relację między TO a emisją SO_x dla całego okresu, zauważa się znaczne odstępstwa od głównej tendencji w przypadku Luksemburga (rys. 6.2). Jak wiadomo, jest to z jednej strony niewielki, a z drugiej – bogaty kraj, wyniki w tym zakresie nie są więc zaskakujące. Omawiana relacja wykazuje dość duże podobieństwo w krajach UE-27. Jednak poza głównym skupieniem sytuują się:

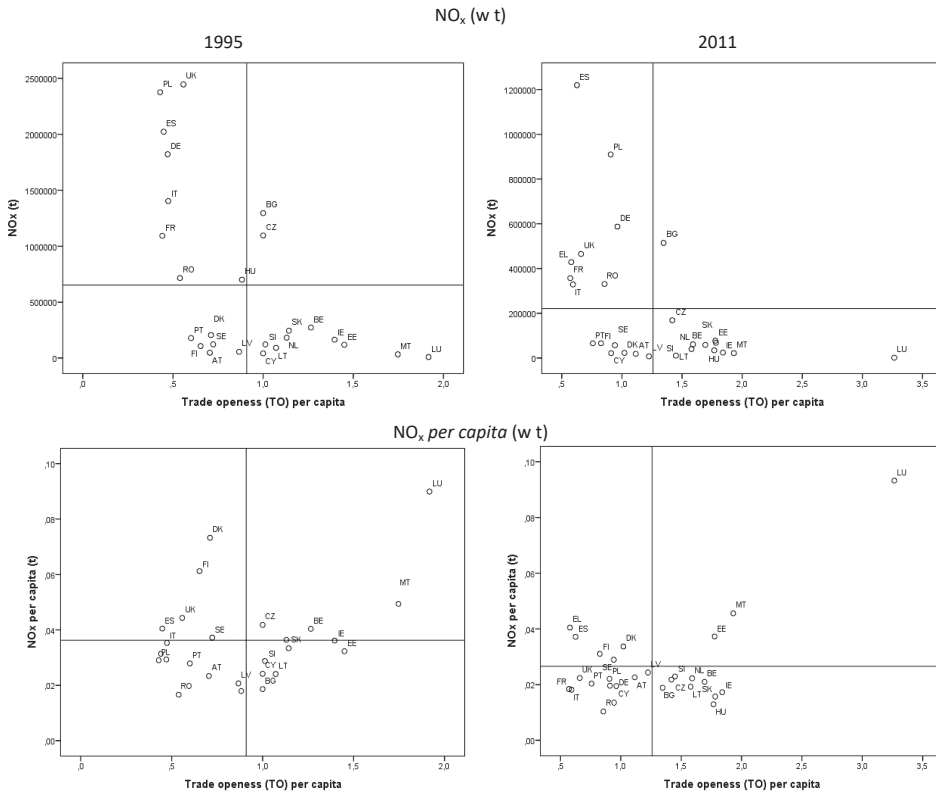
- Polska, Hiszpania i Wielka Brytania – kraje o relatywnie niskiej otwartości handlowej i wysokiej emisji SO_x w ujęciu absolutnym (ogółem),
- Malta, Bułgaria i Estonia – kraje o przeciętnej otwartości handlowej i wysokiej emisji SO_x *per capita*.

6.2.2. Otwartość handlowa a emisja NO_x

Emisja NO_x również pozostaje w związku z otwartością handlową (rys. 6.3). W 2011 r. w najlepszej grupie (wysokie TO przy jednoczesnej niskiej emisji NO_x) znalazły się (utrzymując swoją pozycję) Luksemburg, Malta, Estonia, Irlandia, Belgia, Słowacja, Holandia, Litwa i Szwecja, a także (w wyniku znacznego ograniczenia emisji NO_x przy niewielkim wzroście TO) Czechy i Węgry. Z kolei wysoką emisję NO_x przy niewielkiej otwartości handlowej, odnotowuje się zwłaszcza w Hiszpanii, Polsce i w Niemczech. Poprawiła się nieco sytuacja w Wielkiej Brytanii i we Włoszech, wyższe od średniej zanieczyszczenie NO_x , przy niskiej otwartości handlowej, odnotowano również w Grecji, Francji i Rumunii.

W przeliczeniu na mieszkańca mniej optymistycznie wygląda sytuacja zarówno dla Luksemburga, jak i Malty. Generalnie należy podkreślić dość duże zmiany w składzie poszczególnych grup. Obecnie wysokiemu TO towarzyszy niska emisja NO_x *per capita* w Irlandii, Belgii i Holandii oraz w takich nowych krajach członkowskich UE, jak Węgry, Litwa, Czechy, Bułgaria, Słowacja i Słowenia. Istotne jest to, że kraje o niskiej emisji NO_x *per capita* są mniej więcej równomiernie rozłożone po obu stronach średniej TO, tzn. niewielkiej otwartości handlowej towarzyszy niska emisja NO_x *per capita* we Francji, Włoszech, w Wielkiej Brytanii, Portugalii, Rumunii, Polsce, Austrii, Danii, Portugalii, na Łotwie i Cyprze. Rysunek 6.4 ponownie wskazuje na znaczne odstępstwa przebiegu relacji między emisją zanieczyszczeń a otwartością handlową w przypadku Luksemburga.

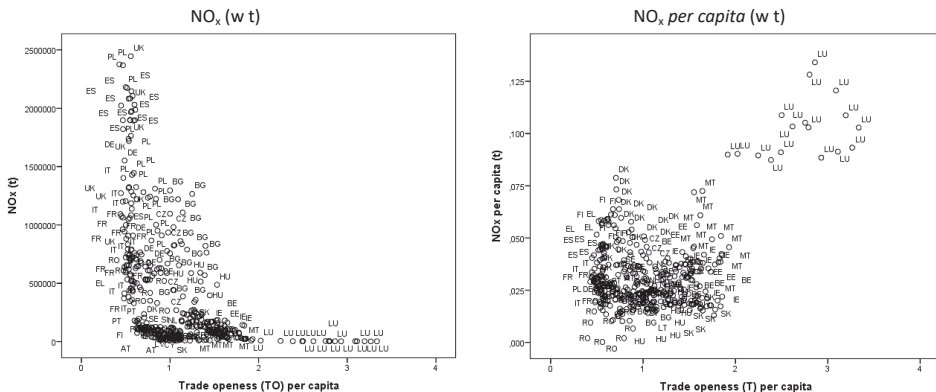
Podobnie jak miało to miejsce w przypadku emisji SO_x , wysoka emisja NO_x przy niskiej wartości TO zaznacza się w większych krajach – w Wielkiej Brytanii, Polsce i Hiszpanii, zaś w przeliczeniu na mieszkańca większość krajów w badanym okresie nie wyróżnia się znacząco spośród pozostałych członków UE.



Rysunek 6.3. Wskaźnik TO a emisja NO_x (ogółem i *per capita*) w krajach UE-27 w latach 1995 i 2011*

* Linie podziału – średnia arytmetyczna zmiennej w danym roku dla $n = 27$.

Źródło: jak do rys. 6.1.



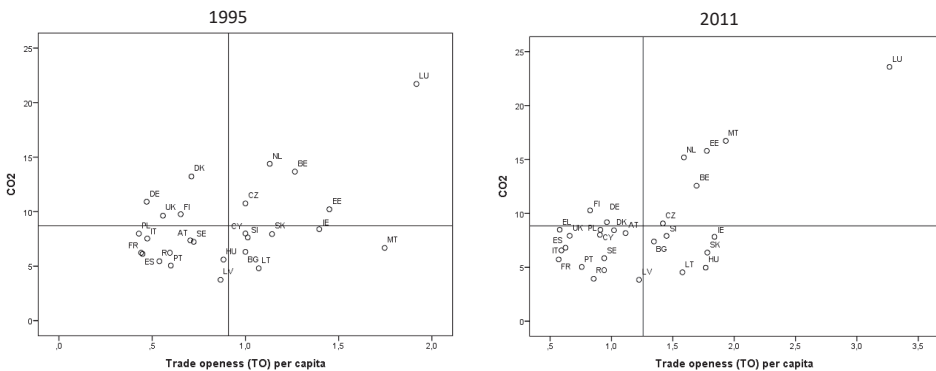
Rysunek 6.4. Wskaźnik TO a emisja NO_x (ogółem i *per capita*) w krajach UE-27 w latach 1995–2011*

* Badaniem objęto 27 krajów UE w okresie 17 lat ($n = 27 \times 17 = 459$).

Źródło: jak do rys. 6.1.

6.2.3. Otwartość handlowa a emisja CO₂ na skutek konsumpcji energii

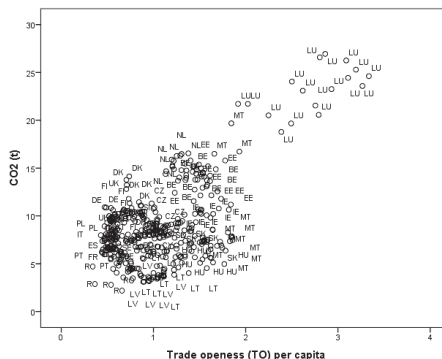
Większa (powyżej średniej) otwartość handlowa przy jednoczesnym niskim poziomie emisji CO₂ na skutek konsumpcji energii (*per capita*) charakteryzuje gospodarki Irlandii oraz kilku krajów UE-12 – Węgier, Słowacji, Słowenii, Litwy i Bułgarii. Większość państw UE skupiona jest w grupie tych o niskiej wartości TO, ale też niskiej emisji CO₂ (*per capita*) – znalazły się tu Grecja, Hiszpania, Wielka Brytania, Polska, Dania, Austria, Cypr, Portugalia, Rumunia, Francja, Włochy, Hiszpania, Szwecja i Łotwa. Oznacza to jakościowo korzystne zmiany w porównaniu z 1995 r. w przypadku Danii i Wielkiej Brytanii (rys. 6.5). Natomiast rys. 6.6 potwierdza dotychczasowe wnioski dotyczące pozycji Luksemburga.



Rysunek 6.5. Wskaźnik TO a emisja CO₂ na skutek konsumpcji energii (*per capita*) w krajach UE-27 w latach 1995 i 2011*

* Linie podziału – średnia arytmetyczna zmiennej w danym roku dla $n = 27$.

Źródło: jak do rys. 6.1.



Rysunek 6.6. Wskaźnik TO a emisja CO₂ na skutek konsumpcji energii (*per capita*) w krajach UE-27 w latach 1995–2011*

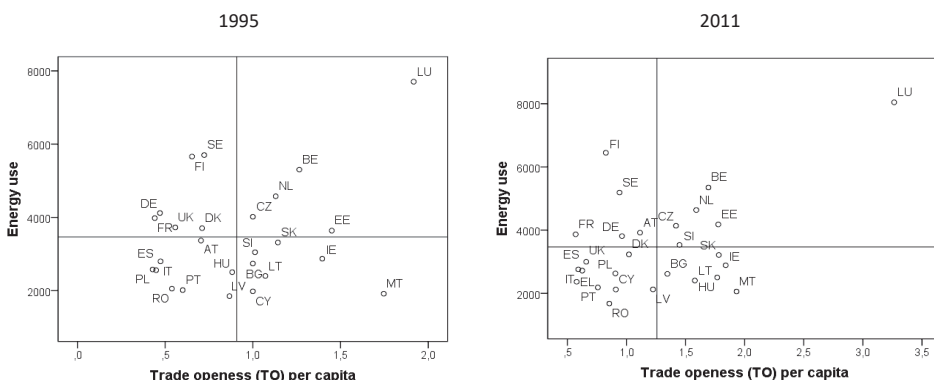
* Badaniem objęto 27 krajów UE w okresie 17 lat ($n = 27 \times 17 = 459$).

Źródło: jak do rys. 6.1.

W całym badanym okresie można wyróżnić dodatkowo grupę krajów o relatywnie wysokiej otwartości handlowej i emisji CO₂ na skutek konsumpcji energii – obejmuje ona Holandię, Belgię i Estonię. Pozostałe kraje tworzą względnie jednorodną grupę z punktu widzenia omawianych relacji (rys. 6.6).

6.2.4. Otwartość handlowa a zużycie energii

Chociaż w porównaniu z 1995 r. wskaźnik TO w krajach Unii Europejskiej wzrósł, co przesunęło linię podziału do jego wyższych wartości (rys. 6.7), to w 2011 r. skład poszczególnych grup niewiele się zmienił. W grupie charakteryzującej się wysoką otwartością handlową, a jednocześnie wysokim zużyciem energii, znalazły się przede wszystkim kraje Beneluksu (uwagę zwraca przy tym zwiększenie dystansu Luksemburga pod względem obu parametrów) oraz Estonia i Czechy, zaś na pograniczu były – i pozostają – Słowenia oraz Słowacja. Natomiast w grupie krajów o niskiej wartości TO i wysokim zużyciu energii znalazły się głównie kraje skandynawskie (choć należy podkreślić spadek zużycia energii przy niemal takiej samej wartości wskaźnika TO w Szwecji). W tej grupie znajdują się też duże gospodarki europejskie – Niemcy, Francja. W 2011 r. do tego grona dołączyła również Austria, zaś „wypadła” z niej Wielka Brytania. Na drugim biegunie znalazła się zwłaszcza Malta, choć w ciągu badanego okresu dołączyły do niej Irlandia, Litwa i Węgry (które przesunęły się wyraźnie „w górę” pod względem wielkości TO). Polska, podobnie jak Hiszpania, Włochy, Rumunia, właściwie nie zmieniły swojej pozycji w grupie, choć i w ich przypadku należy podkreślić przesunięcie do wyższych poziomów TO (rys. 6.7). Natomiast kolejny wykres (rys. 6.8) potwierdza dotychczasowe wnioski dotyczące przypadku Luksemburga.



Rysunek 6.7. Wskaźnik TO a zużycie energii (*per capita*) w krajach UE-27 w latach 1995 i 2011*

* Linie podziału – średnia arytmetyczna zmiennej w danym roku dla $n = 27$.

Źródło: jak do rys. 6.1.

- pierwsza cyfra oznacza numer analizowanej zmiennej objaśnianej,
- druga cyfra odpowiada postaci modelu – 1 dotyczy modelu postaci (5.7), zaś 2 – modelu postaci (5.8),
- litera odnosi się do wariantów a–c (wariant a – kraje UE-27, $n = 459$; wariant b – kraje UE-15, $n = 255$; wariant c – kraje UE-12, $n = 204$).

6.3.1. Liberalizacja handlu a wielkość emisji SO_x

Zgodnie z przesłankami teoretycznymi, w UE-27 polutogenność mierzona emisją SO_x (w ujęciu bezwzględnym) jest istotnie powiązana z otwartością handlową oraz swobodą handlową, jak również z takimi podstawowymi wielkościami makroekonomicznymi, jak PKB czy import (w przeliczeniu na mieszkańca – tab. 6.3). Nie ma natomiast istotnego znaczenia dynamika PKB oraz eksport, a także gęstość zaludnienia. Znaczenie ostatniej z omawianych zmiennych jest przy tym istotne w krajach UE-15, zaś nieistotne w UE-12 – w krajach Piętnastki o większej gęstości zaludnienia emisja SO_x jest istotnie niższa. Wniosek ten jest zaskakujący, chociaż z drugiej strony należy wziąć pod uwagę znaczną redukcję emisji SO_x w krajach silnie zurbanizowanych, takich jak Niemcy i Francja, przy znacznej emisji w takich krajach jak Grecja czy Włochy. Zaskakujący jest też znak parametru stojącego przy zmiennej TO (*per capita*) – zarówno w UE-27, jak i przy dezagregacji na „starą” i „nową” UE łączna emisja SO_x jest na ogół tym wyższa, im niższa jest otwartość handlowa. Zwróćmy jednak uwagę, że TO jest wyższe w mniejszych państwach członkowskich UE (ranking otwierają Luksemburg, Malta, Irlandia i Słowacja). A zatem relatywnie niższa całkowita emisja SO_x jest w tym przypadku dość oczywista. Ponadto należy zauważyć, że relacja ta zaznacza się silniej w krajach UE-12 niż UE-15 – wzrost TO o jednostkę skutkuje spadkiem emisji SO_x średnio o 836 t w UE-12 i o 557 t w UE-15.

Z drugiej strony, warto podkreślić rozbieżne wyniki dla „starej” i „nowej” Unii odnośnie wskaźnika swobody handlowej (TF): w UE-15 kraje o większym poziomie tego wskaźnika charakteryzują się większą emisją SO_x , podczas gdy kraje UE-12 – niższą. Podobne jak w przypadku TO, prawidłowość odnotowuje się w przypadku PKB – relacja względem emisji SO_x jest istotna statystycznie, lecz ujemna: wzrostowi PKB *per capita* o 1 tys. euro towarzyszy spadek emisji SO_x średnio o 90 t w UE-12 i o 32 t w UE-15. Oszacowane modele mają dobre własności prognostyczne (pozwalają na wyjaśnienie ok. 90% zmienności emisji SO_x), a wyniki testu F potwierdzają istotność efektów grupowych (różnic między krajami UE).

Tabela 6.3. Wyniki estymacji modeli panelowych z dekompozycją wyrazu wolnego (*fixed effect model*) – zmienna objaśniana: SO_x ogółem (w tys. t)

Zmienne objaśniające	UE-27			UE-15			UE-12		
	<i>b</i>	<i>t</i>	<i>p</i>	<i>b</i>	<i>t</i>	<i>p</i>	<i>b</i>	<i>t</i>	<i>p</i>
	Model 1.1a			Model 1.1b			Model 1.1c		
const	1560,88	8,5974	< 0,00001**	3584,65	7,1078	< 0,00001**	1885,33	7,7809	< 0,00001**
PKB p.c. (w tys.)	-34,3402	-7,3093	< 0,00001**	-31,811	-5,5366	< 0,00001**	-90,0486	-5,6734	< 0,00001**
Ex p.c. (w tys.)	-5,69968	-0,4353	0,66356	9,16106	0,6141	0,53974	-46,5663	-1,4800	0,14056
lm p.c. (w tys.)	34,8908	1,9687	0,04964**	21,2695	1,0444	0,29737	177,78	4,4073	0,00002**
TO p.c.	-500,522	-5,3825	< 0,00001**	-556,747	-3,5741	0,00043**	-835,993	-6,3992	< 0,00001**
Δ PKB	4,4794	1,5867	0,11332	7,00611	1,3303	0,18471	-1,38538	-0,4524	0,65153
TF	-4,67814	-2,6607	0,00809**	8,64383	2,0447	0,04201**	-7,17255	-3,9810	0,00010**
Pop	0,393592	0,4561	0,64854	-18,1102	-4,7933	< 0,00001**	0,150945	0,1858	0,85282
Test F	$F(26, 425) = 72,2884; p < 0,00001**$			$F(14, 233) = 76,2714; p < 0,00001**$			$F(11, 185) = 77,8404; p < 0,00001**$		
R^2	0,888575			0,897685			0,905087		
R^2_{sk}	0,879924			0,888463			0,895853		
AIC	6100,545			3408,311			2638,009		

	Model 1.2a			Model 1.2b			Model 1.2c		
const	1646,24	8,8416	< 0,00001**	3569,19	7,1014	< 0,00001**	1969,24	8,1575	< 0,00001**
PKB p.c. (w tys.)	-27,0881	-4,5274	< 0,00001**	-21,4344	-2,5097	0,01277**	-111,699	-6,2288	< 0,00001**
PKB p.c. ² (w tys.)	-0,22869	-1,9473	0,05216*	-0,29711	-1,6373	0,10293	1,22082	2,4760	0,01419**
Ex p.c. (w tys.)	7,93213	0,5356	0,59251	24,301	1,3882	0,16641	-36,3075	-1,1596	0,24772
Im p.c. (w tys.)	29,7005	1,6625	0,09715*	17,4228	0,8529	0,39458	163,593	4,0695	0,00007**
TO p.c.	-594,961	-5,6875	< 0,00001**	-693,029	-3,9349	0,00011**	-770,905	-5,8615	< 0,00001**
ΔPKB	5,21843	1,8379	0,06677*	8,05666	1,5240	0,12888	-1,2533	-0,4148	0,67876
TF	-5,46263	-3,0379	0,00253**	9,03834	2,1422	0,03322**	-6,77884	-3,7991	0,00020**
Pop	0,157555	0,1814	0,85615	-18,7557	-4,9550	< 0,00001**	-0,41007	-0,4924	0,62304
Test F	$F(26, 424) = 72,1488; p < 0,00001**$			$F(14, 232) = 71,0833; p < 0,00001**$			$F(11, 184) = 80,524; p < 0,00001**$		
R ²	0,889563			0,898853			0,908148		
R ² _{sk}	0,880707			0,889262			0,898663		
AIC	6098,458			3407,381			2633,323		

Objaśnienia: b – współczynnik regresji; t – wartość statystyki t-Studenta; p – prawdopodobieństwo w teście t-Studenta; Δ PKB – wzrost PKB, R^2 – współczynnik determinacji; R^2_{sk} – skorygowany współczynnik determinacji, AIC – kryterium Akaike'a; test F służy ocenie istotności efektów grupowych; * zależność istotna statystycznie ($\alpha = 0,10$); ** zależność istotna statystycznie ($\alpha = 0,05$). Pozostałe objaśnienia jak do tab. 6.1. Objasnienia dotyczące oznaczeń modeli podano na wstępie podrozdziału 6.3: np. 1.1a oznacza, że analizowaną zmienną objaśnianą jest SO_x ogółem dla modelu (5.7) w wariancie a, czyli dla UE-27.

Źródło: jak do tab. 6.1.

Tabela 6.4. Wyniki estymacji modeli panelowych z dekompozycją wyrazu wolnego (*fixed effect model*) – zmienna objaśniana: SO_x per capita (wt)

Zmienne objaśniające	UE-27			UE-15			UE-12		
	b	t	p	b	t	p	b	t	p
	Model 2.1a			Model 2.1b			Model 2.1c		
const	0,14899	13,1497	< 0,00001**	0,07651	6,3344	< 0,00001**	0,14763	6,1015	< 0,00001**
PKB p.c. (w tys.)	-0,00132	-4,4882	< 0,00001**	-0,00123	-8,9171	< 0,00001**	-0,00142	-0,8983	0,37018
Ex p.c. (w tys.)	0,00162	1,9819	0,04813**	0,00075	2,0921	0,03751**	0,00195	0,6197	0,53624
lm p.c. (w tys.)	-0,00086	-0,7787	0,43658	-0,00016	-0,3266	0,74429	-0,00361	-0,8972	0,37077
TO p.c.	-0,03037	-5,2332	< 0,00001**	-0,01167	-3,1301	0,00197**	-0,02402	-1,8420	0,06708*
Δ PKB	0,00037	2,1219	0,03443**	0,00092	7,2874	< 0,00001**	0,00021	0,6794	0,49777
TF	-0,00048	-4,4075	0,00001**	0,00022	2,2210	0,02731**	-0,00037	-2,0577	0,04102**
Pop	-0,00020	-3,7735	0,00018**	-0,00027	-2,9622	0,00337**	-0,00016	-1,9224	0,05610**
Test F	$F(26, 425) = 53,3924; p < 0,00001**$			$F(14, 233) = 119,341; p < 0,00001**$			$F(11, 185) = 38,6076; p < 0,00001**$		
R^2	0,856167			0,932944			0,828091		
R^2_{sk}	0,844999			0,926900			0,811364		
AIC	-2787,393			-2017,851			-1120,403		

	Model 2.2a			Model 2.2b			Model 2.2c		
	const	0,13614	11,9771	< 0,00001**	0,07697	6,4138	< 0,00001**	0,14644	5,9783
PKB p.c. (w tys.)	-0,00241	-6,5904	< 0,00001**	-0,00153	-7,5245	< 0,00001**	-0,00112	-0,6143	0,53977
PKB p.c. ² (w tys.)	0,00003	4,8000	< 0,00001**	0,00001	2,0311	0,04338**	-0,00002	-0,3448	0,73065
Ex p.c. (w tys.)	-0,00043	-0,4777	0,63308	0,00030	0,7154	0,47507	0,00180	0,5671	0,57132
Im p.c. (w tys.)	-0,00008	-0,0736	0,94138	-0,00004	-0,0930	0,92602	-0,00341	-0,8368	0,40379
TO p.c.	-0,01616	-2,5301	0,01176**	-0,00764	-1,8170	0,07050*	-0,02495	-1,8694	0,06315*
ΔPKB	0,00026	1,5150	0,13051	0,00089	7,0353	< 0,00001**	0,00021	0,6715	0,50272
TF	-0,00037	-3,3300	0,00094**	0,00021	2,1162	0,03539**	-0,00038	-2,0754	0,03934**
Pop	-0,00017	-3,1624	0,00168**	-0,00025	-2,7542	0,00635**	-0,00015	-1,7516	0,08150*
Test F	F(26, 424) = 54,0; p < 0,00001**			F(14, 232) = 117,206; p < 0,00001**			F(11, 184) = 36,5852; p < 0,00001**		
R ²	0,863580			0,934116			0,828202		
R ² _{sk}	0,852641			0,927868			0,810461		
AIC	-2809,680			-2020,346			-1118,535		

Objaśnienia: jak w tab. 6.3.

Objaśnienia dotyczące oznaczeń modeli podano na wstępie podrozdziału 6.3: np. 2.1a oznacza, że analizowaną zmienną objaśnianą jest SO_x per capita dla modelu (5.7) w wariancie a, czyli dla UE-27.

Źródło: jak do tab. 6.1.

Zgodnie z krzywą Kuznetsa, która w modelu zanieczyszczenia środowiska włącza dochód narodowy w sposób potęgowy (tj. oprócz PKB, również kwadrat PKB), dokonano estymacji parametrów modeli 1.2a–1.2c. W przypadku UE-27 odnotowuje się ujemne (a przy tym istotne) parametry przy PKB i PKB². W UE-15 parametr stojący przy PKB² nie różni się istotnie od zera (w teście $t, p > 0,05$), a ujemna wartość parametru stojącego przy PKB wskazuje na spadkowy trend liniowy emisji SO_x względem PKB *per capita*. Sytuacja odnotowywana w UE-12 wskazuje na „odwrócony”, aczkolwiek U-kształtny przebieg krzywej Kuznetsa. W porównaniu z poprzednio omawianym modelem (1.1a) dla UE-27 zaznacza się istotny wpływ dynamiki PKB – im jest ona większa, tym średnio większa emisja SO_x. Zwróćmy jednak uwagę, że dla poszczególnych podgrup krajów (UE-15 i UE-12) dynamika PKB nie ma istotnego wpływu na emisję tych związków. Warto też podkreślić, że kierunek jego oddziaływania jest przeciwny: dla UE-15 wzrost dynamiki PKB rzutuje na wzrost emisji SO_x ($p = 0,129$), podczas gdy dla UE-12 – na jej spadek ($p = 0,679$). Również modele 1.2a–1.2c charakteryzują się dobrymi własnościami prognostycznymi, a wyniki testu F potwierdzają istotność efektów grupowych.

Analogicznie, biorąc pod uwagę emisję SO_x w przeliczeniu na mieszkańca (tab. 6.4), odnotowuje się istotną ujemną relację między TO a emisją tych związków. Podobnie jak w ocenie całkowitej emisji SO_x w przypadku wskaźnika TF zależność jest statystycznie istotna i ujemna w UE-12 oraz średnio w całej UE, a dodatnia – w UE-15. Natomiast zarówno poziom, jak i dynamika PKB odgrywają istotną rolę z punktu widzenia skali zanieczyszczeń tylko w krajach UE-15 (a tym samym w UE-27). Omawiana relacja nie jest natomiast statystycznie istotna w przypadku nowych krajów członkowskich UE. W ujęciu *per capita* dla emisji SO_x osłabia się znaczenie importu, a w UE-15 zaznacza się stymulujące poluto-genność znaczenie eksportu.

Uzyskane wyniki potwierdzają istotność efektów grupowych, a także wskazują na dość dobre własności prognostyczne skonstruowanych modeli. Należy jednak podkreślić, że wybrane czynniki wyraźnie lepiej wyjaśniają emisję SO_x *per capita* w przypadku „starych” krajów członkowskich UE niż „nowych” (różnica między wartościami współczynników determinacji sięga ok. 10 pkt proc.). Może to oznaczać, że w krajach UE-12 o emisji zanieczyszczeń decydują w większej mierze niż w UE-15 inne czynniki, nieuwzględnione w modelu.

6.3.2. Liberalizacja handlu a wielkość emisji NO_x

Podobnie jak w przypadku emisji SO_x, również emisja NO_x jest istotnie, aczkolwiek ujemnie powiązana z otwartością handlową – dotyczy to całej Unii Europejskiej, również przy jej podziale na „starych” i „nowych” członków (tab. 6.5).

Ograniczenie emisji NO_x ogółem pod wpływem zwiększenia otwartości handlowej jest przy tym większe w krajach Piętnastki niż Dwunastki. Z kolei TF

Tabela 6.5. Wyniki estymacji modeli panelowych z dekompozycją wyrazu wolnego (*fixed effect model*) – zmienna objaśniana: NO_x ogółem (w tys. t)

Zmienne objaśniające	UE-27			UE-15			UE-12		
	b	t	p	b	t	p	b	t	p
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
	Model 3.1a			Model 3.1b			Model 3.1c		
const	982,246	9,2484	< 0,00001**	2730,63	7,8283	< 0,00001**	502,192	8,0225	< 0,00001**
PKB p.c. (w tys.)	-16,3609	-5,9528	< 0,00001**	-13,1024	-3,2971	0,00113**	-24,7315	-6,0314	< 0,00001**
Ex p.c. (w tys.)	-0,373955	-0,0488	0,96108	5,77131	0,5594	0,57645	-17,5603	-2,1604	0,03203
lm p.c. (w tys.)	12,901	1,2443	0,21407	10,1139	0,7181	0,47344	52,9052	5,0768	< 0,00001**
TO p.c.	-199,674	-3,6705	0,00027**	-402,772	-3,7384	0,00023**	-180,214	-5,3396	< 0,00001**
ΔPKB	3,08018	1,8651	0,06286*	5,38123	1,4773	0,14094	-0,31053	-0,3925	0,69515
TF	-0,222105	-0,2159	0,82914	-0,00931	-0,0032	0,99746	-1,04036	-2,2351	0,02661**
Pop	-0,382191	-0,7571	0,44942	-9,06083	-3,4674	0,00063**	-0,04948	-0,2357	0,81390
Test F	$F(26, 425) = 322,654; p < 0,00001**$			$F(14, 233) = 254,958; p < 0,00001**$			$F(11, 185) = 397,62; p < 0,00001**$		
R^2	0,975428			0,972262			0,977128		
R^2_{sk}	0,973520			0,969762			0,974902		
AIC	5608,366			3220,283			2085,799		

Tab. 6.5 (cd.)

1	2	Model 3.2a			5	Model 3.2b			7	8	Model 3.2c		
		3	4			6		9			10		
const	1099,98	10,3111	< 0,00001**	2711,56	7,9005	< 0,00001**	514,733	8,1636	< 0,00001**				
PKB p.c. (w tys.)	-6,35864	-1,8549	0,06431*	-0,29962	-0,0514	0,95907	-27,9675	-5,9710	< 0,00001**				
PKB p.c. ² (w tys.)	-0,31542	-4,6875	< 0,00001**	-0,36656	-2,9582	0,00342**	0,18247	1,4168	0,15822				
Ex p.c. (w tys.)	18,4272	2,1717	0,03043**	24,4506	2,0454	0,04195**	-16,027	-1,9597	0,05154*				
Im p.c. (w tys.)	5,74256	0,5610	0,57507	5,36799	0,3848	0,70072	50,7848	4,8367	< 0,00001**				
TO p.c.	-329,925	-5,5047	< 0,00001**	-570,913	-4,7469	< 0,00001**	-170,485	-4,9629	< 0,00001**				
ΔPKB	4,09947	2,5200	0,01210**	6,67737	1,8496	0,06564*	-0,29079	-0,3685	0,71294				
TF	-1,30408	-1,2658	0,20629	0,47743	0,1657	0,86853	-0,98152	-2,1060	0,03656**				
Pop	-0,70774	-1,4221	0,15574	-9,8572	-3,8135	0,00018**	-0,13333	-0,6129	0,54069				
Test F	F(26, 424) = 334,947; p < 0,00001*			F(14, 232) = 224,617; p < 0,00001*			F(11, 184) = 374,545; p < 0,00001**						
R ²	0,976638			0,973270			0,977375						
R ² _{sk}	0,974765			0,970735			0,975038						
AIC	5587,176			3212,841			2085,585						

Objaśnienia: jak w tab. 6.3.

Objaśnienia dotyczące oznaczeń modeli podano na wstępie podrozdziału 6.3: np. 3.1a oznacza, że analizowaną zmienną objaśnianą jest NO_x ogółem dla modelu (5.7) w wariancie a, czyli dla UE-27.

Źródło: jak do tab. 6.1.

Tabela 6.6. Wyniki estymacji modeli panelowych z dekompozycją wyrazu wolnego (fixed effect model) – zmienna objaśniana: NO_x per capita (w t)

Zmienne objaśniające	UE-27			UE-15			UE-12		
	b	t	p	b	t	p	b	t	p
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
	Model 4.1a			Model 4.1b			Model 4.1c		
const	0,07321	14,1079	< 0,00001**	0,11180	7,8416	< 0,00001**	0,05695	8,0049	< 0,00001**
PKB p.c. (w tys.)	-0,00102	-7,6298	< 0,00001**	-0,00062	-3,8201	0,00017**	-0,00144	-3,0901	0,00231**
Ex p.c. (w tys.)	-0,00013	-0,3538	0,72363	0,00042	0,9842	0,32602	-0,00211	-2,2883	0,02325**
Im p.c. (w tys.)	0,00103	2,0424	0,04173**	0,00024	0,4148	0,67868	0,00382	3,2212	0,00151**
TO p.c.	-0,01111	-4,1785	0,00004**	-0,01094	-2,4843	0,01369**	-0,01184	-3,0863	0,00234**
ΔPKB	0,00028	3,4187	0,00069**	0,00071	4,7742	< 0,00001**	< 0,00001	-0,0034	0,99727
TF	-0,000001	-0,0216	0,98277	-0,00032	-2,7123	0,00718**	0,00003	0,6349	0,52627
Pop	-0,00011	-4,5994	< 0,00001**	-0,00019	-1,8094	0,07167*	-0,00010	-4,1854	0,00004**
Test F	$F(26, 425) = 94,7453; p < 0,00001**$			$F(14, 233) = 84,6442; p < 0,00001**$			$F(11, 185) = 39,1723; p < 0,00001**$		
R^2	0,926969			0,940828			0,836330		
R^2_{sk}	0,921299			0,935494			0,820406		
AIC	-3504,240			-1933,263			-1619,810		

Tab. 6.6 (cd.)

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
		Model 4.2a			Model 4.2b			Model 4.2c		
const	0,08053	15,7035	< 0,00001**	0,11032	8,2865	< 0,00001**	0,05577	7,7688	< 0,00001**	
PKB p.c. (w tys.)	-0,00040	-2,4443	0,01492**	0,00038	1,6687	0,09652*	-0,00113	-2,1279	0,03468**	
PKB p.c. ² (w tys.)	-0,00002	-6,0619	< 0,00001**	-0,00003	-5,9450	< 0,00001**	-0,00002	-1,1745	0,24173	
Ex p.c. (w tys.)	0,00104	2,5408	0,01142**	0,00187	4,0355	0,00007**	-0,00226	-2,4259	0,01624**	
Im p.c. (w tys.)	0,00059	1,1984	0,23144	-0,00013	-0,2424	0,80868	0,00402	3,3590	0,00095**	
TO p.c.	-0,01920	-6,6653	< 0,00001**	-0,02405	-5,1547	< 0,00001**	-0,01276	-3,2618	0,00132**	
ΔPKB	0,00034	4,3379	0,00002**	0,00081	5,7977	< 0,00001**	-0,00000	-0,0242	0,98075	
TF	-0,00007	-1,3800	0,16830	-0,00029	-2,5611	0,01107**	0,00003	0,5284	0,59787	
Pop	-0,00013	-5,5880	< 0,00001**	-0,00026	-2,5468	0,01152**	-0,00009	-3,7121	0,00027**	
Test F	$F(26, 424) = 100,818; p < 0,00001**$			$F(14, 232) = 97,111; p < 0,00001**$			$F(11, 184) = 37,7237; p < 0,00001**$			
R ²	0,932794			0,948650			0,837548			
R ² _{sk}	0,927405			0,943781			0,820773			
AIC	-3540,391			-1967,421			-1619,334			

Objaśnienia: jak w tab. 6.3.

Objaśnienia dotyczące oznaczeń modeli podano na wstępie podrozdziału 6.3: np. 4.1a oznacza, że analizowaną zmienną objaśnianą jest NO_x per capita dla modelu (5.7) w wariancie a, czyli dla UE-27.

Źródło: jak do tab. 6.1.

jest istotnym czynnikiem zmian emisji NO_x (a konkretnie jej ograniczenia) tylko w krajach UE-12. Również poziom wzrostu gospodarczego mierzony PKB *per capita* stanowi istotną determinantę wielkości emisji NO_x , przy czym większe znaczenie ma – ponownie – w nowych krajach członkowskich UE. W krajach Piętnastki istotną rolę odgrywa z kolei gęstość zaludnienia – całkowita emisja NO_x jest większa w krajach mniej zurbanizowanych, o niższej gęstości zaludnienia (dla nowych krajów członkowskich relacja ta nie jest statystycznie istotna). Oszacowane równania mają bardzo dobre własności prognostyczne (pozwalają na wyjaśnienie ponad 97% zmienności emisji NO_x), wyniki potwierdzają też istotność efektów grupowych.

Analiza potencjalnych czynników emisji NO_x w przeliczeniu na mieszkańca potwierdza wcześniejsze wnioski co do istotności i kierunku oddziaływania poszczególnych makrocharakterystyk, ale też wskazuje na istotny, a przy tym dodatni, wpływ tempa wzrostu gospodarczego i ujemny TF w krajach UE-15 (a tym samym również w UE-27) – emisja NO_x *per capita* jest większa w krajach o wyższym poziomie PKB oraz tych o mniejszej TF. W krajach UE-12 ostatnie dwie zmienne nie stanowią istotnych determinant emisji NO_x *per capita*, natomiast zaznacza się istotny ujemny wpływ eksportu i dodatni importu (ten ostatni jest na tyle silny, że przekłada się także na całą UE-27). Krzywa Kuzneta ma „standardowy” przebieg U-kształtny w krajach UE-15 ($b_1 > 0$, $b_2 < 0$).

Równania mają całkiem dobre własności prognostyczne, przy czym – podobnie jak to miało miejsce w przypadku modeli szacowanych dla SO_x *per capita* – wyraźnie lepsze są one dla UE-15 niż UE-12. Wyniki potwierdzają istotność efektów grupowych we wszystkich branżach pod uwagę grupach państw (tab. 6.6).

6.3.3. Liberalizacja handlu a wielkość emisji CO_2

Wyniki zaprezentowane w tab. 6.7 wskazują, że otwartość handlowa jest istotnie ujemnie skorelowana z emisją CO_2 *per capita* na skutek konsumpcji energii. Ponadto, w krajach UE-15 zaznacza się istotny i ujemny wpływ TF na emisję CO_2 oraz dodatni wpływ wartości eksportu i dynamiki wzrostu gospodarczego (czego nie zauważa się w krajach Dwunastki). W krajach UE-12 obserwuje się natomiast – obok wskaźnika TO – istotny, ujemny wpływ poziomu PKB oraz dodatni wpływ importu i gęstości zaludnienia.

W modelu tym wprowadzono również zmienną zero-jedynkową $u0812$, której zadaniem jest wyróżnienie okresu obowiązywania protokołu z Kyoto (zmienna ta przyjmuje wartość 1 dla lat 2008–2012). Postanowienia tej umowy są znaczące (statystycznie istotne) jedynie w krajach UE-12, zaś kraje UE-15 i bez jej ustaleń ograniczały poziom emisji CO_2 .

Tabela 6.7. Wyniki estymacji modeli panelowych z dekompozycją wyrazu wolnego (*fixed effect model*) – zmienna objaśniana: CO₂ na skutek konsumpcji energii (w t)

Zmienne objaśniające	UE-27			UE-15			UE-12		
	<i>b</i>	<i>t</i>	<i>p</i>	<i>b</i>	<i>t</i>	<i>p</i>	<i>b</i>	<i>t</i>	<i>p</i>
	Model 5.1a			Model 5.1b			Model 5.1c		
const	2,95537	2,8300	0,00488**	14,8297	6,4199	< 0,00001**	1,84898	1,0279	0,30536
PKB p.c. (w tys.)	-0,00250	-0,0866	0,93104	0,02130	0,6980	0,48587	-0,25849	-2,1097	0,03624**
Ex p.c. (w tys.)	0,02147	0,2908	0,77133	0,12070	1,7726	0,07761*	-0,11760	-0,5179	0,60515
lm p.c. (w tys.)	0,03215	0,3223	0,74740	-0,05845	-0,6324	0,52774	0,67107	2,2710	0,02431**
TO p.c.	-1,05855	-1,9501	0,05183**	-2,76596	-3,6077	0,00038**	-2,04082	-2,0941	0,03763**
ΔPKB	0,06084	3,8279	0,00015**	0,08912	3,7278	0,00024**	0,02793	1,2570	0,21034
TF	-0,00731	-0,7382	0,46082	-0,03986	-2,0254	0,04397**	-0,00199	-0,1530	0,87860
Pop	0,04199	8,6215	< 0,00001**	-0,00469	-0,2723	0,78567	0,04121	6,9482	< 0,00001**
U0812	-0,20955	-1,2813	0,20078	0,22016	1,1019	0,27164	-0,54372	-2,1425	0,03346**
Test F	F(26, 424) = 81,8553; <i>p</i> < 0,00001*			F(14, 232) = 60,3128; <i>p</i> < 0,00001*			F(11, 184) = 83,5766; <i>p</i> < 0,00001*		
R ²	0,943418			0,966588			0,878152		
R ² _{sk}	0,938881			0,963419			0,865569		
AIC	1346,209			657,605			626,8223		

	Model 5.2a			Model 5.2b			Model 5.2c		
const	4,03082	3,9055	0,00011**	14,2696	6,3658	< 0,00001**	1,55338	0,8473	0,39796
PKB p.c. (w tys.)	0,12057	3,3245	0,00096**	0,15894	3,5238	0,00051**	-0,19455	-1,3528	0,17779
PKB p.c. ² (w tys.)	-0,00349	-5,3265	< 0,00001**	-0,00339	-4,0389	0,00007**	-0,00315	-0,8510	0,39585
Ex p.c. (w tys.)	0,22513	2,7752	0,00576**	0,28426	3,6729	0,00030**	-0,14309	-0,6243	0,53320
lm p.c. (w tys.)	-0,04876	-0,4982	0,61861	-0,10448	-1,1578	0,24814	0,69803	2,3470	0,01999**
TO p.c.	-2,3488	-4,0553	0,00006**	-3,95667	-4,9524	< 0,00001**	-2,16208	-2,1935	0,02953**
ΔPKB	0,07255	4,6625	< 0,00001**	0,10187	4,3591	0,00002**	0,02803	1,2606	0,20907
TF	-0,01953	-1,9800	0,04836**	-0,04074	-2,1371	0,03364**	-0,00287	-0,2196	0,82641
Pop	0,03876	8,1454	< 0,00001**	-0,01012	-0,6046	0,54603	0,04282	6,8726	< 0,00001**
U0812	-0,38317	-2,3678	0,01834**	-0,02404	-0,1186	0,90573	-0,59130	-2,2738	0,02414**
Test F	F(26, 423) = 81,8405; p < 0,00001**			F(14, 231) = 60,94; p < 0,00001**			F(11, 183) = 83,267; p < 0,00001**		
R ²	0,946975			0,968791			0,878632		
R ² _{sk}	0,942587			0,965684			0,865368		
AIC	1318,412			642,2060			628,0165		

Objaśnienia: u0812 – zmienna zero-jedynkowa dla lat 2008–2012, tj. okresu obowiązywania protokołu z Kyoto. Pozostałe objaśnienia jak do tab. 6.3. Objasnienia dotyczące oznaczeń modeli podano na wstępie podrozdziału 6.3: np. 5.1a oznacza, że analizowaną zmienną objaśnianą jest CO₂ na skutek konsumpcji energii dla modelu (5.7) w wariancie a, czyli dla UE-27.

Źródło: jak do tab. 6.1.

Estymując krzywą Kuznetsa, obserwuje się, że dla UE-27, podobnie jak ma to miejsce w krajach Piętnastki, krzywa ta jest U-kształtna, a jej przebieg jest typowy ($b_1 > 0$, $b_2 < 0$). Wielkość emisji CO₂ na skutek konsumpcji energii kształtowana jest również przez TO i TF (emisja jest na ogół tym większa, im niższa jest wartość TO i TF) oraz eksport i dynamikę PKB (emitowane zanieczyszczenia rosną wraz ze zwiększaniem obu makrowielkości). Natomiast w krajach UE-12 ograniczaniu polutogenności gospodarek sprzyjają wyższe wartości TF i TO oraz mniejszy import. Wszystkie skonstruowane dla emisji CO₂ na skutek konsumpcji energii modele mają dobre własności prognostyczne, choć należy podkreślić, iż wyraźnie lepsze są dla krajów UE-15 niż UE-12. Efekty grupowe są tu istotne statystycznie.

6.3.4. Liberalizacja handlu a wielkość zużycia energii

Zużycie energii pozostaje, na tle innych czynników, w istotnym związku z tempem wzrostu PKB – zarówno w przypadku nowych, jak i starych krajów członkowskich zużycie energii jest na ogół tym większe, im wyższe tempo wzrostu gospodarczego, przy czym znacznie większy zakres zmian zużycia energii obserwuje się w krajach Piętnastki (tab. 6.8).

Sam poziom wzrostu gospodarczego jest też istotny, ale dotyczy to tylko UE-15 – więcej energii zużywają kraje o wyższym poziomie rozwoju i taka tendencja utrzymuje się w całym badanym okresie. Zużycie energii nie ma natomiast związku ze wskaźnikiem TO ani z innymi makrowielkościami charakteryzującymi wymianę handlową. Zastosowanie krzywej Kuznetsa uwypukla dodatkowo dodatnie znaczenie eksportu i ujemne TO w krajach Piętnastki. Oszacowane modele mają bardzo dobre własności prognostyczne (pozwalają na wyjaśnienie 97–98% zmienności zużycia energii) i potwierdzają istnienie statystycznie istotnych efektów grupowych.

Analizując zużycie energii pierwotnej (tab. 6.9), zauważa się znacznie lepszy stopień wyjaśnienia jej zmienności w krajach Piętnastki niż Dwunastki – różnica sięga ponad 20 pkt. proc. Ma to też swoje przełożenie na istotność poszczególnych parametrów strukturalnych. W UE-15 istotny, a przy tym dodatni wpływ na zużycie energii pierwotnej ma zarówno poziom, jak i dynamika PKB, a ujemny – TO i TF. Natomiast w UE-12 zużycie energii pierwotnej jest na ogół tym większe, im większy import i gęstość zaludnienia oraz im mniejszy poziom PKB. Różnice między obiema grupami krajów UE są na tyle duże, że uśredniając wyniki dla UE-27, większość z tych prawidłowości zaciera się – istotny pozostaje dodatni wpływ dynamiki PKB i gęstości zaludnienia.

Estymacja krzywej Kuznetsa potwierdza znany z literatury przedmiotu jej przebieg ($b_1 > 0$, $b_2 < 0$). Poza tym wnioski są analogiczne do przytaczanych powyżej. Wyniki testu *F* potwierdzają – w obu wersjach modeli – istotność efektów grupowych.

Tabela 6.8. Wyniki estymacji modeli panelowych z dekompozycją wyrazu wolnego (*fixed effect model*) – zmienna objaśniana: zużycie energii

Zmienne objaśniające	UE-27			UE-15			UE-12		
	b	t	p	b	t	p	b	t	p
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
	Model 6.1a			Model 6.1b			Model 6.1c		
const	3621,39	16,8782	< 0,00001**	5935,62	9,0634	< 0,00001**	2830,14	11,6828	< 0,00001**
PKB p.c. (w tys.)	16,8544	3,0355	0,00255**	27,9742	3,7493	0,00022**	6,26415	0,3948	0,69348
Ex p.c. (w tys.)	10,9236	0,7059	0,48062	24,3566	1,2573	0,20989	-30,9174	-0,9829	0,32695
Im p.c. (w tys.)	-5,7618	-0,2751	0,78338	-21,0061	-0,7943	0,42781	63,1062	1,5648	0,11934
TO p.c.	-135,526	-1,2332	0,21818	-275,981	-1,3643	0,17378	-127,462	-0,9759	0,33039
ΔPKB	14,1624	4,2448	0,00003**	25,2353	3,6900	0,00028**	6,18091	2,0187	0,04496**
TF	-2,62553	-1,2635	0,20709	-8,8667	-1,6152	0,10763	-2,37686	-1,3195	0,18863
Pop	-0,69575	-0,6822	0,49547	-10,1643	-2,0717	0,03940**	-0,05612	-0,0691	0,94499
Test F	$F(26, 425) = 288,153; p < 0,00001**$			$F(14, 233) = 300,64; p < 0,00001**$			$F(11, 185) = 272,506; p < 0,00001**$		
R ²	0,981230			0,978734			0,966011		
R ² _{sk}	0,979772			0,976817			0,962704		
AIC	6253,903			3541,556			2637,918		

Tab. 6.8 (cd.)

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
		Model 6.2a			Model 6.2b			Model 6.2c		
const	3899,83	18,2716	< 0,00001**	5875,84	9,4421	< 0,00001**	2853,25	11,6442	< 0,00001**	
PKB p.c. (w tys.)	40,508	5,9061	< 0,00001**	68,0972	6,4396	< 0,00001**	0,30343	0,0167	0,98672	
PKB p.c. ² (w tys.)	-0,74590	-5,5405	< 0,00001**	-1,14878	-5,1130	< 0,00001**	0,33611	0,6716	0,50270	
Ex p.c. (w tys.)	55,3853	3,2624	0,00119**	82,8962	3,8246	0,00017**	-28,093	-0,8839	0,37789	
Im p.c. (w tys.)	-22,6903	-1,1080	0,26850	-35,8796	-1,4186	0,15735	59,2005	1,4508	0,14853	
TO p.c.	-443,548	-3,6989	0,00025**	-802,922	-3,6820	0,00029**	-109,542	-0,8205	0,41297	
ΔPKB	16,5728	5,0918	< 0,00001**	29,2973	4,4758	0,00001**	6,21728	2,0273	0,04408**	
TF	-5,18423	-2,5150	0,01227**	-7,34129	-1,4053	0,16127	-2,26846	-1,2525	0,21199	
Pop	-1,46561	-1,4719	0,14178	-12,66	-2,7013	0,00742**	-0,21058	-0,2491	0,80357	
Test F	$F(26, 424) = 299,126; p < 0,00001**$									
R^2	$F(14, 232) = 305,078; p < 0,00001**$									
R^2_{sk}	0,982497	0,980887								
AIC	0,981094	0,979075								
	6223,820	3516,329								
		$F(11, 184) = 266,2; p < 0,00001**$								
		0,966094								
		0,962593								
		2639,419								

Objaśnienia: jak w tab. 6.3.

Objaśnienia dotyczące oznaczeń modeli podano na wstępie podrozdziału 6.3: np. 6.1a oznacza, że analizowaną zmienną objaśnianą jest zużycie energii dla modelu (5.7) w wariancie a, czyli dla UE-27.

Źródło: jak do tab. 6.1.

Tabela 6.9. Wyniki estymacji modeli panelowych z dekompozycją wyrazu wolnego (*fixed effect model*) – zmienna objaśniana: zużycie energii pierwotnej

Zmienne objaśniające	UE-27			UE-15			UE-12		
	<i>b</i>	<i>t</i>	<i>p</i>	<i>b</i>	<i>t</i>	<i>p</i>	<i>b</i>	<i>t</i>	<i>p</i>
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
	Model 7.1a			Model 7.1b			Model 7.1c		
const	63,7484	4,5395	< 0,00001**	204,526	7,0999	< 0,00001**	12,5268	0,4680	0,64033
PKB p.c. (w tys.)	0,19483	0,5361	0,59215	1,1066	3,3718	0,00087**	-2,92225	-1,6667	0,09727*
Ex p.c. (w tys.)	-0,19273	-0,1903	0,84916	0,80405	0,9436	0,34634	-5,01621	-1,4433	0,15064
lm p.c. (w tys.)	0,98608	0,7193	0,47235	-0,32091	-0,2759	0,78289	10,162	2,2805	0,02372**
TO p.c.	-8,8537	-1,2309	0,21904	-15,7348	-1,7684	0,07830*	-12,9979	-0,9007	0,36894
ΔPKB	0,67514	3,0918	0,00212**	1,26219	4,1958	0,00004**	0,07685	0,2272	0,82054
TF	-0,09107	-0,6696	0,50344	-0,55857	-2,3132	0,02158**	0,04593	0,2308	0,81773
Pop	0,56521	8,4678	< 0,00001**	0,02711	0,1256	0,90013	0,60206	6,7081	< 0,00001**
Test <i>F</i>	$F(26, 425) = 106,89; p < 0,00001**$			$F(14, 233) = 239,538; p < 0,00001**$			$F(11, 185) = 30,4528; p < 0,00001**$		
R^2	0,961840			0,979771			0,778647		
R^2_{sk}	0,958877			0,977948			0,757110		
AIC	3751,00			1948,382			1739,170		

Tab. 6.9 (cd.)

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
	Model 7.2a			Model 7.2b			Model 7.2c		
const	77,0998	5,4289	< 0,00001**	201,162	7,6276	< 0,00001**	12,8734	0,4749	0,63541
PKB p.c. (w tys.)	1,32908	2,9123	0,00378**	3,36436	7,5071	< 0,00001**	-3,01166	-1,4956	0,13647
PKB p.c. ² (w tys.)	-0,03577	-3,9929	0,00008**	-0,06464	-6,7889	< 0,00001**	0,00504	0,0911	0,92754
Ex p.c. (w tys.)	1,93931	1,7168	0,08674*	4,09813	4,4615	0,00001**	-4,97384	-1,4147	0,15885
lm p.c. (w tys.)	0,17431	0,1279	0,89827	-1,15785	-1,0802	0,28116	10,1034	2,2382	0,02640**
TO p.c.	-23,6241	-2,9608	0,00324**	-45,3862	-4,9110	< 0,00001**	-12,7291	-0,8619	0,38985
ΔPKB	0,79073	3,6512	0,00029**	1,49076	5,3740	< 0,00001**	0,07740	0,2281	0,81979
TF	-0,21377	-1,5586	0,11984	-0,47274	-2,1353	0,03378**	0,04756	0,2374	0,81263
Pop	0,52829	7,9739	< 0,00001**	-0,11333	-0,5706	0,56885	0,59974	6,4130	< 0,00001**
Test F	$F(26, 424) = 104,491; p < 0,00001**$			$F(14, 232) = 265,045; p < 0,00001**$			$F(11, 184) = 30,0974; p < 0,00001**$		
R ²	0,963223			0,983124			0,778657		
R ² _{sk}	0,960274			0,981523			0,755801		
AIC	3736,062			1904,174			1741,161		

Objaśnienia: jak w tab. 6.3.

Objaśnienia dotyczące oznaczeń modeli podano na wstępie podrozdziału 6.3: np. 7.1a oznacza, że analizowaną zmienną objaśnianą jest zużycie energii pierwotnej dla modelu (5.7) w wariancie a, czyli dla UE-27.

Źródło: jak do tab. 6.1.

6.4. Ocena relacji między zanieczyszczeniem środowiska a liberalizacją handlu w poszczególnych grupach krajów

Oceniając relację między zanieczyszczeniem środowiska a liberalizacją handlu, warto wziąć pod uwagę zróżnicowanie krajów UE-27 pod względem udziału eksportu w PKB. W literaturze przedmiotu na temat polutogenności handlu zagranicznego najczęściej zakłada się bowiem, że wzrost eksportu (i tym samym produkcji) wskutek otwartości rynków i liberalizacji handlu może wpłynąć negatywnie na pogarszanie się jakości środowiska przyrodniczego.

Pomiar wskaźnika udziału eksportu w PKB dokonano w tab. 5.7. Oszacowanie jego wielkości jest przydatne w dalszej analizie. Poniżej przeprowadzono ocenę relacji między wskaźnikami TO i TF a zanieczyszczeniem środowiska przyrodniczego na przykładzie czterech grup krajów, wyodrębnionych z wykorzystaniem metody odchyłeń standardowych, należącej do metod grupowania obiektów uporządkowanych liniowo. Zbiór obiektów dzielony jest na cztery klasy na podstawie wartości średniej arytmetycznej i odchylenia standardowego zmiennej (Panek, Zwierzchowski 2013, s. 118):

- $G_1 : s_i < \bar{s} - S(s)$,
- $G_2 : \bar{s} > s_i \geq s_i - S(s)$,
- $G_3 : \bar{s} + S(s) > s_i \geq \bar{s}$,
- $G_4 : s_i \geq \bar{s} + S(s)$,

gdzie: \bar{s} , $S(s)$ – odpowiednio wartość średniej arytmetycznej i odchylenia standardowego zmiennej syntetycznie mierzącej badane zjawisko.

Analizując procentowy udział eksportu w PKB w analizowanych krajach w latach 1995–2012 (por. tab. 5.7), wyodrębniono w efekcie cztery grupy krajów:

- grupa I – kraje o bardzo wysokim udziale eksportu w PKB (powyżej 82%),
- grupa II – kraje o wysokim udziale eksportu w PKB (55–82%),
- grupa III – kraje o przeciętnym udziale eksportu w PKB (28–55%),
- grupa IV – kraje o niskim udziale eksportu w PKB (28% lub mniej).

Poniżej skoncentrowano się na opisie występujących związków między poszczególnymi zmiennymi, które wynikają z analizy przedstawionej w rozdziałach 5 i 6, a także z informacji zawartych w aneksie do niniejszej książki.

Grupa I – kraje o bardzo wysokim udziale eksportu w PKB (powyżej 82%)

Jak podkreślano w poprzednim rozdziale, największym udziałem eksportu w PKB charakteryzowały się w ostatnich latach trzy kraje: przede wszystkim Luksemburg, a w dalszej kolejności Malta i Irlandia. Przynależność do tej samej grupy nie oznacza wcale takiego samego przebiegu relacji między emisją szkodliwych związków i zużyciem energii a wskaźnikami TO i TF. Dokonując

oceny szczegółowych danych dotyczących wartości analizowanych zmiennych², zauważa się, iż relacje obserwowane dla Luksemburga i Malty są analogiczne (wyjątek stanowi zużycie energii pierwotnej). Emisja SO_x (całkowita i *per capita*) jest na ogół tym mniejsza, im większa wartość TO i TF, a także im większy import, eksport i PKB *per capita* oraz gęstość zaludnienia, natomiast dla emisji NO_x ogółem omawiane wielkości pozostają w relacji o przeciwnym kierunku oddziaływania. TF wykazuje z kolei dość wyraźną dodatnią korelację względem zużycia energii i emisji CO_2 na skutek konsumpcji energii. Pozostałe relacje są słabe lub bardzo słabe. W przypadku Malty dodatkowo zaznacza się rosnąca tendencja emisji CO_2 na skutek konsumpcji energii i zużycia energii pierwotnej wraz ze wzrostem TF, PKB, eksportu i importu *per capita* oraz gęstości zaludnienia.

Zależności obserwowane dla Irlandii mają inny przebieg, nawet o innym kierunku. Zgodność z tym, co obserwuje się dla Luksemburga i Irlandii ma miejsce jedynie w przypadku tempa wzrostu PKB (w relacji do wszystkich badanych parametrów polutogenności). TF, podobnie jak eksport i import *per capita*, wykazuje wyraźną ujemną korelację względem emisji SO_x i NO_x (w obu ujęciach).

Analizując związek między poszczególnymi wskaźnikami zanieczyszczeń i podstawowymi makrowielkościami przy zastosowaniu modeli regresji liniowej, uwzględniając równocześnie wszystkie omawiane makrowielkości (a tym samym pokazując, czy – a jeśli tak, to w jaki sposób – dany czynnik oddziałuje na wzrost emisji szkodliwych substancji do środowiska przyrodniczego i zużycie energii)³, można wskazać na istotność TO dla Luksemburga. Dla większości parametrów zanieczyszczeń jest to jedyny (dla SO_x) lub jeden z czynników polutogenności, przy czym emisja zanieczyszczeń, zużycie energii i zużycie energii pierwotnej malały wraz ze wzrostem TO. Dla emisji NO_x , emisji CO_2 na skutek konsumpcji energii, zużycia energii i zużycia energii pierwotnej istotne znaczenie mają w Luksemburgu także TF (osłabia polutogenność) i poziom wzrostu gospodarczego mierzony PKB *per capita* (zwiększa polutogenność). Wyniki estymacji dla SO_x nie są satysfakcjonujące – stopień dopasowania jest słaby (rzędu ok. 60%), w modelu pojawia się też problem z autokorelacją składnika losowego.

W przypadku Malty relacje są dużo mniej jednoznaczne niż dla Luksemburga. Po pierwsze, stopień dopasowania modelu jest niski (40–60%), a więc znaczna część zmienności polutogenności nie została wyjaśniona. Czynnikiem, który pojawia się w większości modeli jest TF, choć raz jest to czynnik stymulujący wzrost zanieczyszczeń (dla NO_x *per capita* i zużycia energii pierwotnej), zaś innym razem – osłabiający (dla emisji CO_2 na skutek konsumpcji energii), a jeszcze innym – nieistotny (dla SO_x i ogólnej emisji NO_x). Dla emisji SO_x istotne znaczenie odgrywiają

2 W oparciu o szeregi czasowe zbudowane na podstawie danych Eurostatu, World Bank data, International Energy Statistics data oraz OECDstat.

3 Zastosowano funkcję liniową (własności modelu nie poprawiały się po zastosowaniu funkcji nieliniowej). W modelach pominięto gęstość zaludnienia.

natomiast import i eksport – emisja na ogół rosła wraz ze zwiększaniem eksportu i zmniejszaniem importu.

Tabela 6.10. Wyniki estymacji modeli polutogenności handlu zagranicznego Luksemburga, Malty i Irlandii

Wyszczególnienie		Zmienna objaśniana						
		SO _x	SO _x per capita	NO _x	NO _x per capita	CO ₂	EC	PEC
Luksemburg	X_i	TO (-)	TO (-)	PKB p.c. (+) TF (-) TO (-)	brak	PKB p.c. (+) TF (-) TO (-)	PKB p.c. (+) TF (-) TO (-)	PKB p.c. (+) TF (-) TO (-)
	R_{sk}^2	0,595	0,632	0,889		0,853	0,816	0,891
	DW	0,761	0,754	1,750		1,915	1,791	1,835
Malta	X_i	Im p.c. (-) Ex p.c. (+)	Im p.c. (-) Ex p.c. (+)	brak	PKB p.c. (-) TF (+)	TF (-)	brak	TF (+)
	R_{sk}^2	0,571	0,593		0,428	0,475		0,481
	DW	2,183	2,118		2,525	0,861		0,733
Irlandia	X_i	TF (-) PKB p.c. (-)	TF (-) PKB p.c. (-)	PKB p.c. (+) Ex p.c. (-) TF (-) TO (+)	TF (-) PKB p.c. (+)	brak	brak	Im p.c. (+) Ex p.c. (-) TF (-) PKB p.c. (+)
	R_{sk}^2	0,903	0,916	0,898	0,880			0,923
	DW	1,123	1,137	1,778	1,623			1,785

Objaśnienia: X_i – zmienne objaśniające istotnie powiązane ze zmienną objaśnianą (w teście t-Studenta, $p < 0,05$; zmienne wymienione według ważności dla zmienności y , na podstawie standaryzowanych współczynników regresji); R_{sk}^2 – skorygowany współczynnik determinacji;

DW – statystyka Durбина-Watsona; (-) – zależność ujemna (ujemna wartość estymatora parametru strukturalnego); (+) – zależność dodatnia (dodatnia wartość estymatora parametru strukturalnego); brak – żadna z przyjętych zmiennych objaśniających nie jest istotnie powiązana z polutogennością handlu zagranicznego.

Źródło: jak do tab. 6.1.

W Irlandii relacje te miały inny przebieg. Po pierwsze, emisja SO_x jest w znacznym stopniu (ponad 90%) wyjaśniana zmiennością TF i PKB *per capita* – wzrost poziomu tych makrowielkości rzutował na zmniejszenie polutogenności. Analogiczne wnioski dla TF dotyczą również emisji NO_x (w obu ujęciach) i zużycia energii pierwotnej. Natomiast jeśli chodzi o wielkość PKB, to wraz z jej wzrostem w Irlandii rosła na ogół emisja NO_x oraz zużycie energii pierwotnej. Wskaźnik TO jest istotnie i dodatnio powiązany jedynie z emisją NO_x ogółem.

Grupa II – kraje o wysokim udziale eksportu w PKB (55–82%)

Do grupy II, ze wskaźnikiem udziału eksportu w PKB w latach 1995–2012 oraz 2002–2011 na poziomie 55–82%, należą Słowacja, Belgia, Węgry, Estonia, Holandia, Słowenia, Litwa i Czechy. Spośród tych krajów najkorzystniejsze zmiany – zarówno pod względem przyspieszenia procesu liberalizacji handlu, jak i emisji zanieczyszczeń oraz zużycia energii – miały miejsce w krajach Europy Środkowej i Wschodniej, w tym zwłaszcza na Słowacji, Węgrzech, Litwie i w Estonii. Z tego powodu wymienione kraje zostaną w dalszej części rozdziału poddane analogicznej jak w poprzednim punkcie analizie, w celu oceny relacji między emisją szkodliwych związków i zużyciem energii a wskaźnikami TO i TF.

W przypadku Słowacji relacja między emisją SO_x i NO_x (całkowitą i *per capita*) a badanymi makrowielkościami (w tym TO) jest ujemna (wyjątek stanowi tempo wzrostu PKB, choć w tym przypadku trudno o wskazanie wyraźnej tendencji). Słabo zarysowują się z kolei związki dla emisji CO_2 na skutek konsumpcji energii oraz zużycia energii. Nieco inaczej jest w przypadku Węgier, gdzie kierunek zależności między emisją SO_x i NO_x (całkowitą i *per capita*) a TF jest przeciwny do obserwowanego na Słowacji, zaś dla TO rozrzut punktów jest dużo mniej „ustabilizowany”, co świadczy o słabszej prawidłowości⁴. Dość duże podobieństwo między analizowanymi zmiennymi występuje w dwóch badanych krajach nadbałtyckich – Litwie i Estonii. Po przeliczeniu mierników polutogenności na mieszkańca relacje obserwowane w tych krajach znacznie się osłabiają (o czym świadczy pozbawiony „trendu” wykres rozrzutu korelacyjnego dla tych par zmiennych), a dla TO i TF są równie słabe i przy tym raczej charakteryzujące się korelacją ujemną.

Zestawiając wszystkie omawiane makrowielkości w modelu regresji liniowej z wieloma zmiennymi objaśniającymi, można potwierdzić wcześniejsze wnioski dotyczące zróżnicowania charakteru zależności dla polutogenności handlu, wypuklając równocześnie różnice między Estonią i Litwą (tab. 6.11).

Podobnie jak w pierwszej grupie krajów UE, wskaźnik TO pozostaje w ujemnej korelacji z parametrami emisji i zużycia energii, przy czym na Węgrzech i Litwie związki te są nieistotne (dla Litwy inny jest też ich kierunek). Wskaźnik TO dość dobrze wyjaśnia zmienność emisji NO_x (całkowitego i *per capita*) na Słowacji, stanowi też (obok poziomu i tempa wzrostu PKB oraz ewentualnie eksportu) jeden z istotnych czynników wielkości emisji SO_x i NO_x w Estonii. Ponadto, w przypadku Estonii polutogenność zmieniała się w dużym stopniu (rosła) wraz ze wzrostem poziomu i dynamiki PKB (dotyczy to emisji SO_x i NO_x) oraz importu (odnosi się to do emisji CO_2 na skutek konsumpcji energii i zużycia energii). Na Węgrzech natomiast wzrost PKB *per capita* sprzyjał ograniczaniu emisji SO_x , lecz z kolei nie przyczyniał się do redukcji zużycia energii i zużycia energii pierwotnej. W przypadku Słowacji wzrost PKB *per capita* stanowił destymulantę zarówno emisji SO_x (całkowitej i *per capita*), jak

4 Zob. aneks.

i emisji CO₂ na skutek konsumpcji energii, zużycia energii i zużycia energii pierwotnej⁵.

Tabela 6.11. Wyniki estymacji modeli polutogenności handlu zagranicznego Słowacji, Węgry, Litwy i Estonii

Wyszczególnienie		Zmienna objaśniana							
		SO _x	SO _x per capita	NO _x	NO _x per capita	CO ₂	EC	PEC	
Słowacja	X_i	Im p.c. (+) PKB p.c. (-) TO (-)	Im p.c. (+) PKB p.c. (-) TO (-)	TO (-)	TO (-)	PKB p.c. (-)	brak	PKB p.c. (-) TO (+)	
	R_{sk}^2	0,829	0,964	0,645	0,642	0,524		0,572	
	DW	2,363	2,234	1,433	1,422	0,852		1,507	
Węgry	X_i	PKB p.c. (-)	PKB p.c. (-)	Ex p.c. (-) Im p.c. (+)	brak	brak	PKB p.c. (+) TF (-) R_PKB (+)	PKB p.c. (+) Ex p.c. (-) R_PKB (+)	
	R_{sk}^2	0,965	0,965	0,826				0,601	0,668
	DW	1,673	1,689	2,063				1,387	1,724
Litwa	X_i	PKB p.c. (-) Im p.c. (+)	PKB p.c. (-) Im p.c. (+)	brak	brak	brak	brak	brak	
	R_{sk}^2	0,612	0,588						
	DW	1,001	1,081						
Estonia	X_i	PKB p.c. (-) Ex p.c. (+) TO (-) R_PKB (+)	R_PKB (+) PKB p.c. (-) TO (-)	PKB p.c. (+) R_PKB (+) TO (-)	PKB p.c. (+) R_PKB (+) TO (-)	Im p.c. (+)	Im p.c. (+) TF (-)	brak	
	R_{sk}^2	0,868	0,828	0,692	0,756	0,589	0,485		
	DW	2,307	1,728	1,493	1,371	1,767	2,349		

Objaśnienia: jak do tab. 6.10.

Źródło: jak do tab. 6.1.

5 Oszacowane modele mają przeważnie przeciętne własności prognostyczne i w niektórych przypadkach niesatysfakcjonujące wartości statystyki Durбина-Watsona, co – biorąc pod uwagę fakt, że zmiana postaci analitycznej modelu nie zmienia wiele w tej kwestii – wskazuje na potrzebę uwzględnienia zmiennych spoza przyjętego wstępnie katalogu makrowielkości.

Grupa III – kraje o przeciętnym udziale eksportu w PKB (28–55%)

Polska należy do krajów o relatywnie niskim poziomie wskaźnika udziału eksportu w PKB (39%), zbliżonym do Finlandii (42%) i Niemiec (44%). Do grupy tej należą także: Bułgaria, Austria, Dania, Szwecja, Łotwa, Cypr, Rumunia i Portugalia. Znalazły się więc tutaj kraje o dużej dynamice liberalizacji handlu i emisji zanieczyszczeń, zarówno *in plus* (na plan pierwszy wysuwają się Rumunia i Łotwa, a kolejno sytuują się Niemcy i Polska), jak i *in minus* (przede wszystkim Cypr, dalej Portugalia i Austria). Poniżej poddano pogłębionej analizie polutogenność w kontekście liberalizacji handlu czterech z tych krajów: Rumunii, Niemiec, Polski i Cypru.

Wskaźnik TO w przypadku Niemiec wykazuje silnie zaznaczoną, ujemną relację względem większości parametrów zanieczyszczenia środowiska. Analogiczne wnioski dotyczą TF, a także importu, eksportu, PKB *per capita* i gęstości zaludnienia. Słabiej zaznaczają się jedynie związki dla zużycia energii pierwotnej (rozrzut punktów jest znacznie mniej „regularny”) – potwierdzają to zresztą wartości współczynnika rho Spearmana. Relacje zachodzące w dwóch kolejnych dużych krajach – Polsce i Rumunii – mają nieco inny przebieg, przy czym te obserwowane dla Polski (choć słabsze) są podobne do prawidłowości niemieckich. Emisja SO_x (w obu ujęciach) jest na ogół tym większa, im wyższy wskaźnik TO na Cyprze i im niższe TO w Polsce, natomiast w Rumunii związek ten jest słaby. Z kolei dla TF relacja jest ujemna we wszystkich omawianych krajach, jednak w Polsce i na Cyprze taka prawidłowość dotyczy tylko emisji SO_x , zaś w Rumunii – wszystkich parametrów zanieczyszczeń.

W analizowanej grupie krajów, na tle innych czynników, liberalizacja handlu mierzona wskaźnikiem TO jest istotnie powiązana z emisją SO_x (w obu ujęciach). Z drugiej strony, warto zauważyć, że przynależność do jednej grupy nie oznacza ścisłych analogii w przebiegu omawianych relacji w poszczególnych państwach. Wspólne dla większości krajów jest stymulujące skalę zanieczyszczeń związkami siarki i azotu znaczenie tempa wzrostu PKB (podobne relacje odnotowuje się dla Rumunii i Cypru dla zużycia energii pierwotnej i emisji CO_2 na skutek konsumpcji energii; brak ich dla Polski i Niemiec). W badanej grupie krajów, zużycie energii i zużycie energii pierwotnej jest z kolei istotnie powiązane z TF jedynie w Niemczech (tab. 6.12).

Dla Polski zaznacza się przede wszystkim istotna rola TF i tempa wzrostu PKB, przy czym dotyczy to emisji SO_x i NO_x (w ujęciu absolutnym oraz w przeliczeniu na mieszkańca), a nie zużycia energii, zużycia energii pierwotnej i emisji CO_2 na skutek konsumpcji energii. Emisja SO_x i NO_x rosła na ogół w badanym okresie wraz ze wzrostem dynamiki PKB, malała zaś – wraz ze wzrostem TF. Dla emisji SO_x znaczenie miał także wskaźnik TO (korelacja również ujemna). Niemniej jednak, zwłaszcza w przypadku emisji NO_x , jej zmienność wyjaśniono tylko w ok. 70%.

Podobne konkluzje dotyczące emisji NO_x i SO_x można sformułować dla Rumunii – kraju podobnego do Polski pod względem obszaru i populacji, ale również bliższego co do poziomu PKB naszemu krajowi niż np. Niemcy. W przypadku emisji

NO_x zaznacza się ujemny wpływ eksportu, dotyczy to również emisji CO_2 na skutek konsumpcji energii i zużycia energii pierwotnej. Warto zaznaczyć, że wzrost zużycia energii i emisji CO_2 towarzyszył ograniczeniu eksportu Rumunii, podczas gdy w przypadku Cypru – wzrosł eksport. Wzrost eksportu miał też znaczenie dla pozostałych badanych charakterystyk polutogenności Cypru (za wyjątkiem emisji NO_x). W przypadku tego kraju obserwuje się ponadto, że poprawa sytuacji gospodarczej przyczynia się do ograniczenia emisji SO_x i NO_x (PKB *per capita* jest ujemnie skorelowany z ich emisją, choć dla NO_x ogółem nie jest to relacja statystycznie istotna). Dodatkowo, emisja SO_x jest dodatnio powiązana z poziomem importu.

Tabela 6.12. Wyniki estymacji modeli polutogenności handlu zagranicznego Rumunii, Niemiec, Polski i Cypru

Wyszczególnienie		Zmienna objaśniana						
		SO_x	SO_x <i>per capita</i>	NO_x	NO_x <i>per capita</i>	CO_2	EC	PEC
Rumunia	X_i	TF (-) TO (-) R_PKB (+)	TF (-) R_PKB (+) TO (-)	Ex p.c. (-) R_PKB (+) TF (-)	Ex p.c. (-) TF (-) R_PKB (+)	Ex p.c. (-) R_PKB (+)	R_PKB (+) TO (-)	Ex p.c. (-) R_PKB (+)
	R_{sk}^2	0,714	0,674	0,856	0,850	0,682	0,662	0,616
	DW	1,993	1,868	1,214	1,274	1,477	1,583	1,237
Niemcy	X_i	TO (-) Ex p.c. (+) R_PKB (+)	TO (-) Ex p.c. (+) R_PKB (+)	TO (-) R_PKB (+)	TO (-) R_PKB (+)	PKB p.c. (-)	TF (-)	TF (-)
	R_{sk}^2	0,878	0,876	0,957	0,957	0,753	0,558	0,331
	DW	1,488	1,487	1,107	1,126	1,630	2,793	1,579
Polska	X_i	TF (-) R_PKB (+) TO (-)	TF (-) R_PKB (+) TO (-)	TF (-) Ex p.c. (+) R_PKB (+)	TF (-) Ex p.c. (+) R_PKB (+)	brak	brak	brak
	R_{sk}^2	0,894	0,895	0,682	0,681			
	DW	1,490	1,497	1,677	1,678			
Cypr	X_i	PKB p.c. (-) Ex p.c. (+) TO (-) Im p.c. (+)	PKB p.c. (-) Ex p.c. (+) Im p.c. (+) TO (-)	brak	brak	PKB p.c. (-) Ex p.c. (+)	Ex p.c. (+) R_PKB (+)	Ex p.c. (+) R_PKB (+)
	R_{sk}^2	0,949	0,968			0,929	0,637	0,663
	DW	0,959	0,887			2,761	2,621	1,959

Objaśnienia: jak do tab. 6.10.

Źródło: jak do tab. 6.1.

Grupa IV – kraje o niskim udziale eksportu w PKB (poniżej 28%)

Ostatnia grupa obejmuje kraje o niewielkim udziale eksportu w PKB (nie przekracza on 28%). W grupie tej znajdują się: Grecja, Francja, Hiszpania, Włochy i Wielka Brytania. Poniżej odniesiono się do trzech z wymienionych krajów (pominięto Włochy), w których dynamika zmian była największa.

Zależność między wskaźnikiem TO a parametrami zanieczyszczenia środowiska przyrodniczego zaznacza się wyraźnie właściwie tylko w Wielkiej Brytanii (TO wpływa na ogół na zmniejszenie zużycia energii i zużycia energii pierwotnej), natomiast w pozostałych krajach trudno mówić o wyraźnej prawidłowości. Jeśli chodzi o TF, to dość duże podobieństwo obserwuje się dla Wielkiej Brytanii (zależność jest ujemna), podczas gdy dla krajów śródziemnomorskich relacja ta ma zupełnie inny przebieg i jest słabiej zaznaczona. Podobne wnioski można wyciągnąć, analizując zależność między emisją zanieczyszczeń a eksportem i importem.

Dla Grecji związku te generalnie są bardzo słabe – na tle innych czynników najbardziej zaznacza się ujemny wpływ TF, jednak zależność ta jest i tak słaba (stąd pominięcie tego kraju w tab. 6.13).

Tabela 6.13. Wyniki estymacji modeli polutogenności handlu zagranicznego Wielkiej Brytanii, Hiszpanii i Francji

Wyszczególnienie		Zmienna objaśniana						
		SO _x	SO _x per capita	NO _x	NO _x per capita	CO ₂	EC	PEC
Wielka Brytania	X_i	Ex p.c. (-) R_PKB (+)	Ex p.c. (-) R_PKB (+)	Im p.c. (-) TF (-) R_PKB (+)	Im p.c. (-) TF (-) R_PKB (+)	TF (-)	TF (-) TO (-) R_PKB (+)	TF (-) TO (-) R_PKB (+)
	R_{sk}^2	0,902	0,903	0,847	0,868	0,619	0,896	0,869
	DW	1,369	1,367	0,639	0,650	1,017	1,886	1,781
Hiszpania	X_i	TF (-) Im p.c. (+)	TF (-)	Im p.c. (+) TF (-)	TF (-) Im p.c. (+)	Im p.c. (+) TF (-)	brak	Im p.c. (+) TF (-)
	R_{sk}^2	0,761	0,829	0,782	0,793	0,807		0,845
	DW	2,118	1,827	1,705	1,835	1,777		1,378
Francja	X_i	PKB p.c. (-)	PKB p.c. (-)	PKB p.c. (-) R_PKB (+) Ex p.c. (+)	PKB p.c. (-) R_PKB (+) Ex p.c. (+)	R_PKB (+)	R_PKB (+)	R_PKB (+) Ex p.c. (+)
	R_{sk}^2	0,923	0,931	0,978	0,984	0,727	0,639	0,778
	DW	1,074	1,066	2,357	2,370	2,320	1,859	2,284

Objaśnienia: jak do tab. 6.10.

Źródło: jak do tab. 6.1.

Z kolei w Wielkiej Brytanii zaznacza się istotne znaczenie TF, przy czym parametry zanieczyszczeń na ogół malały wraz ze wzrostem tego wskaźnika. Dla zużycia energii oraz zużycia energii pierwotnej znaczenie ma również wskaźnik TO. Z kolei emisja SO_x pozostaje w związku z eksportem (w badanym okresie malała wraz ze zwiększaniem skali eksportu) i tempem wzrostu PKB (szybsza dynamika PKB rzutowała na zwiększenie emisji SO_x). Ograniczeniu emisji NO_x sprzyjało zwiększenie importu i wzrost TF, zaś równoległe szybsza dynamika wzrostu gospodarczego na ogół zwiększała emisję NO_x . Również w Hiszpanii wzrost TF przyczyniał się do ograniczenia polutogenności (zarówno emisji szkodliwych związków, jak i zużycia energii). Co ciekawe, skala zanieczyszczeń jest tutaj dodatnio skorelowana z importem.

We Francji zmienność poziomu zanieczyszczeń związkami SO_x można w dużym stopniu wyjaśnić wartością PKB *per capita* – jego wzrost wpłynął istotnie na spadek emisji tych substancji. Jeśli chodzi o emisję NO_x , to istotną, korzystną rolę odegrał wzrost gospodarczy mierzony wartością PKB na mieszkańca, natomiast wzrost dynamiki PKB oraz eksportu rzutował na zwiększenie tych zanieczyszczeń. Zużycie energii, zużycie energii pierwotnej i emisja CO_2 na skutek konsumpcji energii pozostawały głównie w związku z dynamiką PKB (korelacja dodatnia).

6.5. Podsumowanie

W niniejszym rozdziale podjęto próbę zidentyfikowania zależności między liberalizacją handlu, mierzoną wskaźnikami TO i TF a skalą zanieczyszczeń Unii Europejskiej jako całości (z wyłączeniem Chorwacji), a także w odniesieniu do podziału na „stare” i „nowe” kraje członkowskie. Poddając wielowymiarowej analizie emisję szkodliwych związków uwzględniono – poza liberalizacją handlu – również inne czynniki determinujące (w świetle dotychczasowych badań) polutogenność. Proponowane w literaturze rozwiązania opierają się na środowiskowej krzywej Kuznetsa i takie też podejście przyjęto w niniejszych badaniach. Zanieczyszczenie środowiska mierzono, wykorzystując emisję SO_x i NO_x (w ujęciu absolutnym i *per capita*), emisję CO_2 na skutek zużycia energii oraz zużycie energii (*per capita*, w tym zużycie energii pierwotnej). Do zbioru zmiennych objaśnianych włączono PKB *per capita*, tempo wzrostu PKB, gęstość zaludnienia oraz eksport i import *per capita*, TO i TF.

Ocena związków między poziomem zanieczyszczeń a wskaźnikami TO, TF i innymi wybranymi makrokategoriami dla całej UE w latach 1995–2011 dowodzi, że w przypadku większości zmiennych korelacja nie jest zbyt silna, jednak dla niektórych par zmiennych zaznacza się ich istotny wpływ. Na przykład emisja SO_x

w krajach UE-27 jest dość silnie powiązana z TO (przeważnie im większa otwartość handlowa, tym niższa całkowita emisja SO_x). W wynikach estymacji modeli panelowych dla UE-27 zaznacza się dodatkowo istotny wpływ dynamiki PKB – im jest ona większa, tym średnio większa jest emisja SO_x . Jednak dla poszczególnych podgrup krajów (UE-15 i UE-12) dynamika PKB nie ma istotnego wpływu na emisję tych związków. Tym samym kierunkiem, choć słabszą siłą, charakteryzuje się też związek między emisją SO_x i TF dla UE-27. Natomiast zarówno poziom, jak i dynamika PKB odgrywają istotną rolę w przypadku skali zanieczyszczeń tylko w krajach UE-15.

Analizując emisję NO_x , widzimy, że jest ona istotnie ujemnie powiązana z TO – dotyczy to UE-27, jak też jej podziału na „starych” i „nowych” członków. Ograniczenie emisji NO_x (w ujęciu absolutnym) pod wpływem zwiększenia otwartości handlowej jest przy tym większe w krajach UE-15 niż UE-12. Wyniki estymacji modeli panelowych pokazują, że również poziom wzrostu gospodarczego mierzony PKB *per capita* stanowi istotną determinantę wielkości emisji NO_x , przy czym większe znaczenie ma ten czynnik dla UE-12. Z kolei wskaźnik TF jest ujemnie powiązany z NO_x *per capita* w przypadku UE-15, zaś z NO_x ogółem w przypadku UE-12.

Z przeprowadzonych badań wynika, iż otwartość handlowa jest istotnie ujemnie skorelowana z emisją CO_2 *per capita* na skutek konsumpcji energii. W UE-15 widać także istotny i ujemny wpływ TF na emisję CO_2 oraz dodatni wpływ wartości eksportu i dynamiki wzrostu gospodarczego. Natomiast w krajach UE-12 na ogół ograniczaniu zanieczyszczeń sprzyja wyższa wartość TF, TO oraz mniejszy import.

Z kolei zużycie energii ma istotny związek z tempem wzrostu PKB, ponieważ zarówno w przypadku nowych, jak i „starych” krajów członkowskich zużycie energii jest średnio tym większe, im wyższe tempo wzrostu gospodarczego. Zużycie energii nie jest powiązane z TO ani z innymi makrowielkościami charakteryzującymi wymianę handlową.

Należy podkreślić, że siła związków korelacyjnych między skalą zanieczyszczeń i zużyciem energii a TO, TF i innymi wybranymi makrokategoriami dla UE-15 jest wyższa niż dla UE-12. Różnice dotyczą głównie emisji skażeń w przeliczeniu na mieszkańca. Kierunek zależności jest zgodny w obu grupach krajów, a tym samym analogiczny do obserwowanego dla UE-27. Można zatem przypuszczać, iż otwartość handlowa ma większe znaczenie dla emisji zanieczyszczeń w „starych” krajach członkowskich (wyjątek stanowi emisja NO_x *per capita*). Natomiast w krajach UE-12 siła oddziaływania otwartości handlowej jest słaba lub bardzo słaba. Takie wnioski potwierdzają hipotezę, że środowiskowe implikacje liberalizacji handlu są bardziej jednoznaczne i silniejsze w „starych” niż „nowych” krajach członkowskich UE.

Dokonując prostej klasyfikacji krajów UE z punktu widzenia otwartości handlowej i poszczególnych parametrów zanieczyszczeń, należy podkreślić, że wysoka emisja SO_x występowała głównie w krajach o niskiej wartości TO (np. Wielka

Brytania, Polska, Hiszpania). Z kolei wysoka otwartość handlowa towarzyszy na ogół niskiej emisji SO_x (np. w Luksemburgu). Również emisja NO_x pozostaje w związku z TO. Jednakże w przeliczeniu na jednego mieszkańca wyraźnie widać dość duże zmiany w składzie poszczególnych grup. Trudno więc w tym przypadku mówić o wyraźnej tendencji. Co więcej, nie można też stwierdzić zauważalnego trendu w czasie dla emisji obu związków. Niską emisję CO_2 (*per capita* na skutek zużycia energii) zaobserwowano w krajach, gdzie otwartość handlowa jest na niższym niż przeciętny poziomie. Jednak w przypadku niektórych państw UE-12 na ogół niskiej emisji towarzyszy wyższa wielkość TO. Dotyczy to m.in. Węgier, Słowacji, Słowenii, Litwy czy Bułgarii (wśród krajów UE-15 jedynie Irlandii).

Jak podkreślano, na przestrzeni omawianego okresu wzrosło średnie zużycie energii w krajach Unii Europejskiej. Wysoka otwartość handlowa, a jednocześnie wysokie zużycie energii odnotowano przede wszystkim w małych gospodarkach (kraje Beneluksu, Estonia, Czechy, Słowenia i Słowacja). Natomiast w segmencie krajów o niskiej otwartości handlowej i wysokim zużyciu energii znalazły się głównie kraje skandynawskie.

Analizując związki między emisją zanieczyszczeń a otwartością handlową, zdecydowano o podziale krajów na cztery grupy. Kryterium wyboru była wielkość udziału eksportu w PKB. W krajach, gdzie był on najwyższy (powyżej 82% – Luksemburg, Malta, Irlandia), wyniki badania nie pozwalają na jednoznaczne określenie, czy przy takiej specyfice wymiany handlowej TO lub TF wpływają na emisję zanieczyszczeń. Wyniki w tej grupie krajów są bowiem zróżnicowane – w przypadku Luksemburga wzrost TO i TF powodują zmniejszenie emisji SO_x , w Irlandii – NO_x (jedynie TO), zaś przyczyny zmienności polutogenności Malty nie zostały jednoznacznie wyjaśnione liberalizacją handlu (w obu ujęciach – TO i TF).

W krajach, gdzie intensywność eksportu była dość wysoka (w przedziale 55–82%: Słowacja, Belgia, Węgry, Estonia, Holandia, Słowenia, Litwa i Czechy), w większości przypadków otwartość handlowa jest ujemnie skorelowana z wielkościami SO_x i NO_x . Jednakże na Węgrzech i na Litwie związki te są nieistotne, silniej zaznacza się natomiast ujemny wpływ PKB *per capita* (za zwiększaniem zamożności społeczeństwa idzie bowiem lepsza świadomość znaczenia ochrony środowiska i na Węgrzech wpływ ten jest wyraźniejszy w przypadku emisji związków siarki i azotu; z drugiej strony jednak szybszy wzrost gospodarczy, ale również wzrost PKB *per capita* stymulują zużycie energii).

Z kolei w państwach, gdzie intensywność eksportu jest umiarkowana (wskaźnik wynosił od 28% do 55% – Polska, Finlandia, Niemcy, Bułgaria, Austria, Dania, Szwecja, Łotwa, Cypr, Rumunia i Portugalia), wskaźnik TO istotnie obniża emisję, a w niektórych krajach (w Polsce i Rumunii) rolę taką pełni też TF. W przypadku większych krajów z tej grupy istotne znaczenie ma także tempo wzrostu PKB – na tle innych czynników należy wnioskować o jego stymulującej roli dla skali zanieczyszczeń. Potwierdza to wyniki dotychczasowych badań prowadzonych w skali międzynarodowej, a tym samym uwzględniających również gospodarki „tygrysów” azjatyckich i kraje najuboższe. Wykazanie istotności

oddziaływania otwartości handlowej na tym tle stanowi istotny wniosek, zwłaszcza biorąc pod uwagę obiekt badań, czyli kraje, których gospodarki są znacznie bardziej jednorodne.

Ostatnia grupa krajów UE obejmuje te o niskim udziale eksportu w PKB (wskaźnik nie przekracza 28% – Grecja, Francja, Hiszpania, Włochy i Wielka Brytania). W tym przypadku tylko w jednym kraju zaznacza się wyraźnie zależność między TF i zanieczyszczeniem środowiska (Wielka Brytania), natomiast w pozostałych państwach trudno mówić o wyraźnej prawidłowości.

Reasumując, z badań wynika, że istnieje związek między liberalizacją handlu (mierzoną wielkością TO) a zanieczyszczeniem środowiska. Wielkość emisji zanieczyszczeń (SO_x , NO_x czy CO_2 *per capita* na skutek konsumpcji energii) na ogół maleje wraz ze wzrostem TO. Widać to na przykładzie zarówno UE-27, jak i przy dezagregacji na UE-15 i UE-12, przy czym dla krajów „starej” UE zależności są silniejsze. Jednak dokładniejsza analiza poszczególnych komponentów wskaźnika TO (eksport, import i PKB) oraz ich wpływu na emisję zanieczyszczeń prowadzi do stwierdzenia, że taki wniosek wydaje się zbyt uproszczony. Z badań wynika, iż najsilniejszy związek z emisją zanieczyszczeń ma przede wszystkim PKB. Z większości analizowanych wariantów modeli wyraźnie wynika, że wzrost PKB powoduje obniżanie poziomu emisji zanieczyszczeń. W niewielu przypadkach można dostrzec istotny związek między eksportem lub importem a wielkością emisji zanieczyszczeń. Dotyczy to (1) w przypadku eksportu: emisji SO_x *per capita* w UE-27 i UE-15 oraz CO_2 w UE-27 (zależność dodatnia), NO_x ogółem i *per capita* dla UE-12 (zależność ujemna), zaś (2) w przypadku importu emisji SO_x ogółem dla UE-27 i UE-12 (zależność dodatnia), NO_x ogółem i *per capita* dla UE-12 (zależność dodatnia) oraz CO_2 w UE-12 (zależność dodatnia).

PKB, a przede wszystkim tempo jego wzrostu, okazało się czynnikiem stymulującym skalę zanieczyszczeń w krajach, gdzie intensywność eksportu jest umiarkowana (wskaźnik wynosił 28–55%, w tej grupie jest m.in. Polska). Potwierdza to tym samym, że ekologiczna krzywa Kuzneta powinna być ujmowana w modelach na temat liberalizacji handlu i środowiska przyrodniczego. W odniesieniu do pozostałych parametrów zanieczyszczenia środowiska charakter związków jest zróżnicowany.

Zakończenie

Środowisko oraz jego zasoby stanowią główne determinanty działalności gospodarczej człowieka. Traktowane jako zbiór elementów zarówno przyrodniczych, jak i przyrodniczo-antropogenicznych środowisko jest powiązane bezpośrednio ze wzrostem gospodarczym krajów i regionów. Zatem istotne znaczenie ma efektywne wykorzystanie jego zasobów oraz uwzględnienie ograniczeń związanych z możliwością ich eksploatacji. Zdegradowana przyroda nie spełnia swoich podstawowych funkcji i nie przyczynia się do powstania spodziewanych korzyści ekonomicznych.

Ze wzrostem gospodarczym, który wpływa znacząco na stan środowiska, nieuchronnie wiąże się także problematyka liberalizacji handlu. Jej skutkiem jest większa wymiana międzynarodowa, a pośrednio – produkcja i konsumpcja. Tym samym można powiedzieć, że handel międzynarodowy potęguje zapotrzebowanie na funkcje środowiska, m.in. poprzez wzrost popytu na zasoby naturalne, koncentrację produkcji czy nadmierne wykorzystywanie pojemności asymilacyjnej środowiska. Biorąc powyższe pod uwagę, wydaje się oczywiste, że liberalizacja handlu może być odpowiedzialna za oddziaływanie na środowisko; co więcej – można wręcz przypuszczać, że handel międzynarodowy źle mu służy.

Wśród najczęściej wymienianych niekorzystnych skutków liberalizacji handlu w kontekście przyrody pojawiają się: rabunkowa eksploatacja zasobów surowców, deforestacja i gwałtowne pustoszczenie znacznych obszarów na wszystkich kontynentach, zanieczyszczenie wód, nadmierne rybołówstwo, postępująca degradacja gleby, składowanie odpadów, emisja zanieczyszczeń i wiele innych. Poza tym podkreśla się, że ukierunkowana na globalny popyt ekspansja handlowa może zmieniać skalę działania przedsiębiorstw, sposób organizacji produkcji czy kierunki dostaw.

Ponadto negatywny wpływ liberalizacji handlu może wiązać się również ze wzrostem wolumenu handlu, który jest podstawowym czynnikiem determinującym wzrost transportu międzynarodowego. Działalność transportowa oddziałuje na wszystkie elementy środowiska, np. jakość powietrza, stan wód i gleby czy bioróżnorodność, a jej polutogenność jest odczuwalna w skali lokalnej (hałas, smog) i globalnej (efekt cieplarniany, perturbacje klimatyczne i meteorologiczne).

Trudno kwestionować istnienie wymienionych wyżej zagrożeń ekologicznych, jednak przypisywanie ich występowania liberalizacji handlu nie jest w pełni

uzasadnione. Należy bowiem podkreślić, że oddziaływanie wymiany międzynarodowej na jakość środowiska przyrodniczego i jego poszczególnych komponentów ma charakter pośredni. Z tego powodu wpływ ten niełatwo zidentyfikować i szczegółowo oszacować.

Zależności między handlem i jego liberalizacją a zanieczyszczeniem środowiska przyrodniczego są przedmiotem intensywnych analiz od czterech dekad. Przegląd i ocena literatury przedmiotu pokazuje zarówno różnorodność badań w tym zakresie, jak i sposobów ujęcia tematu, nie przybliżyła wszakże do udzielenia jednoznacznej odpowiedzi na pytanie, czy wolny handel powoduje degradację przyrody. Opinie badaczy są podzielone, co wynika z wielu przyczyn. Po pierwsze, trudność polega na właściwym ujęciu w modelach ekonomicznych środowiska i jego zasobów. Może ono być taktowane jako czynnik produkcji, dobro konsumpcyjne czy „dostawca” usług. W zależności od podejścia wyniki analiz przynoszą odmienne wnioski. Po drugie, w tle dyskusji pojawia się najczęściej wątek wzrostu gospodarczego, na który z jednej strony oddziałuje międzynarodowa wymiana towarów i usług, zaś z drugiej – on sam wpływa na stan przyrody. Trudno jest zatem traktować te zagadnienia zupełnie rozdzielnie, dlatego do modelowania liberalizacji handlu i środowiska włącza się zazwyczaj ekologiczną krzywą Kuznetsa (zarówno w modelach teoretycznych, jak i empirycznych). Po trzecie, badacze zmagają się z problemem dostępności i porównywalności danych źródłowych (dotyczy to szczególnie analiz w skali regionalnej lub globalnej), co stanowi przeszkodę w konstruowaniu modeli. Ostateczne wyniki nie zawsze są przekonujące, a przy tym wrażliwe na zmiany poszczególnych parametrów. Wszystkie wspomniane trudności ograniczają możliwości np. formułowania rekomendacji dla odpowiednich instytucji odpowiedzialnych za prowadzenie polityki ochrony środowiska czy też zajmujących się wymianą handlową.

Autorzy posługują się w analizach empirycznych różnymi metodami statystycznymi i ekonometrycznymi, wśród których za najczęściej spotykane można uznać modele równowagi ogólnej, modele regresji i modele oparte na tablicach *input-output*. Zdecydowana większość badań ukazuje wpływ liberalizacji handlu na zanieczyszczenie powietrza i emisję szkodliwych dla środowiska gazów cieplarnianych. Znacznie rzadziej pojawia się ocena oddziaływania wolnego handlu na inne elementy przyrody. W wielu modelach wpływ liberalizacji handlu na środowisko ukazany jest w postaci trzech powiązanych ze sobą efektów: kompozycji, skali i technicznego.

W literaturze przedmiotu intensywnie bada się także wątek dotyczący istnienia tzw. rajów emisyjnych, czyli zjawiska mającego związek z liberalizacją handlu i zagranicznymi inwestycjami bezpośrednimi. Zainteresowanie tą problematyką wynika z przekonania, że niskie standardy ochrony środowiska, obowiązujące w poszczególnych krajach, mogą być skutkiem nacisku lobby związanego z eksportem. Od wielu lat problem migracji „brudnych” przemysłów jest jednym z podstawowych argumentów, np. ekologów, przeciwko liberalizacji światowego handlu. Co ciekawe, o ile jeszcze w latach 90. XX w. większość badaczy kwestionowała

istnienie rajów emisyjnych (modele podawały w wątpliwość ich występowanie) i nie uznawano łagodnych przepisów ochrony środowiska jako istotnej determinanty dokonywania inwestycji, to w ostatnich latach pojawiają się analizy przeczące takim tezom. Niemniej jednak większość autorów stwierdza, że założenie o przewadze komparatywnej wynikającej z braku lub nieprzestrzegania zasad polityki ekologicznej wydaje się przynajmniej dyskusyjne, ponieważ ewentualna migracja „brudnych” przemysłów powodowana jest raczej poszukiwaniem bliskości zasobów naturalnych czy mniejszych kosztów pracy, a nie niskich standardów ochrony przyrody.

Omówione powyżej wątki stanowią kluczową część badań podjętych w niniejszej pracy. Monografia porusza zatem istotną, aktualną i interesującą problematykę zależności między liberalizacją handlu a zanieczyszczeniem środowiska. Analiza zebranego materiału badawczego, przeprowadzenie analizy statystycznej oraz modelowania ekonometrycznego pozwoliły autorce na zweryfikowanie postawionych we wstępie hipotez badawczych i wyciągnięcie kluczowych wniosków.

Po pierwsze, liberalizacja handlu, a przede wszystkim będąca jej skutkiem intensyfikacja handlu międzynarodowego nie ma jednoznacznie negatywnego wpływu na środowisko przyrodnicze. Jego stan, w miarę znoszenia barier handlowych, nie musi ulec pogorszeniu, wręcz przeciwnie – może niekiedy się poprawić. Po drugie, środowiskowa krzywa Kuznetsa może stanowić podstawę modelowania wpływu handlu zagranicznego na emisję zanieczyszczeń. Z przeprowadzonej analizy wynika, iż środowiskowe implikacje liberalizacji handlu są silniejsze w „starych” niż w „nowych” krajach członkowskich UE. Poza tym wyniki badań potwierdziły istotną zależność między PKB i wielkością emisji SO_x , NO_x , CO_2 na skutek konsumpcji energii oraz zużycia energii i zużycia energii pierwotnej. Zatem w budowie i weryfikacji modeli polutogenności handlu zagranicznego dla poszczególnych państw należy uwzględnić poziom ich rozwoju gospodarczego, bowiem ocena zależności na podstawie tego kryterium ułatwia uchwycenie wielu prawidłowości.

Do badania, jako miarę liberalizacji handlu, przyjęto dwa wskaźniki: otwartość handlową i swobodę handlową oraz dokonano wyboru kilku rodzajów zanieczyszczeń: SO_x , NO_x , emisja CO_2 w wyniku konsumpcji energii *per capita*, a także wielkość zużycia energii i zużycia energii pierwotnej. Poza tym w analizie wzięto pod uwagę również tempo wzrostu gospodarczego i gęstość zaludnienia, których znaczenie potwierdzają liczne wcześniejsze badania. Wybór zmiennych był zgodny z dotychczasowym kierunkiem badań nad polutogennością liberalizacji handlu zagranicznego, które szczegółowo przedstawiono w trzech pierwszych rozdziałach książki.

Z analizy wynika, że wielkość emisji SO_x (w ujęciu bezwzględnym *per capita*) jest istotnie powiązana z otwartością handlową oraz PKB, czyli podstawową wielkością makroekonomiczną. Innymi słowy, łączna emisja SO_x jest na ogół tym wyższa, im niższa jest otwartość handlowa. W przeliczeniu na jednego mieszkańca zaznacza się dodatkowo istotny wpływ dynamiki PKB – im jest ona większa, tym średnio większa jest emisja SO_x . W przypadku krajów „starej” UE zaobserwowano stymulujące emisję SO_x znaczenie eksportu.

Podobnie jak w przypadku SO_x , również emisja NO_x jest istotnie powiązana z otwartością handlową, co widać na przykładzie UE-27, jak i przy dezagregacji na UE-15 i UE-12. Ograniczenie emisji NO_x ogółem na skutek większej otwartości handlowej jest przy tym większe w krajach UE-15. W przeliczeniu na jednego mieszkańca siła tych zależności jest już znacznie mniejsza. Z analiz wynika dodatkowo, że wzrost gospodarczy i jego dynamika silnie oddziałują na wielkość emisji zanieczyszczeń NO_x .

Z kolei emisja CO_2 na skutek konsumpcji energii zależy od otwartości handlowej, ale też od wskaźnika swobody handlowej (emisja jest na ogół tym większa, im niższa jest wartość obu czynników). Poza tym, podobnie jak w przypadku SO_x i NO_x , wyższa dynamika wzrostu PKB oddziałuje istotnie na wielkość zanieczyszczeń.

Przedstawione badanie akcentuje zatem istnienie ujemnej zależności w obszarze liberalizacja handlu–środowisko, choć jego wyniki nie są w pełni zadowalające. Mierzona w różny sposób liberalizacja handlu (wskaźnikami TO i TF) często daje bowiem odmienne rezultaty. Są one widoczne przy dezagregacji krajów na UE-15 i UE-12, a jeszcze silniej wspomniane różnice zaznaczają się przy ocenie grup krajów lub pojedynczych państw. O ile bowiem w przypadku UE-15 widać wyraźny związek między wielkością emisji SO_x (ogółem), NO_x , CO_2 na skutek konsumpcji energii, zużyciem energii a wskaźnikiem TO (zależność ujemna), to wskaźnik TF jest istotny jedynie dla CO_2 i NO_x *per capita* (w obu przypadkach zależność ujemna) i dla emisji SO_x (zależność dodatnia). Z kolei dla UE-12 wskaźnik TF kształtuje się zgoła odwrotnie – jest nieistotny zarówno dla wielkości emisji CO_2 i NO_x *per capita*, zaś dla emisji SO_x wykazana zależność ma charakter ujemny. Rezultaty analizy nie są więc przekonujące. Z pewnością badanie warto powtórzyć, koncentrując się głównie na grupie nowych krajów członkowskich, którą charakteryzuje zróżnicowany poziom wzrostu gospodarczego oraz jego dynamiki w ostatnich dwóch dekadach, co mogło mieć decydujący wpływ na rezultaty badania.

Wyniki analizy są jednak w pełni jednoznaczne dla wielkości emisji SO_x w przypadku UE-27. Z badania wynika bowiem, że zarówno wzrost TO, jak i TF obniża emisję SO_x (ogółem i *per capita*) we wszystkich objętych badaniem krajach członkowskich. Poza tym warto podkreślić, iż w większości pozostałych wariantów badania, jeśli zaobserwowano zależność między liberalizacją handlu a zanieczyszczeniem środowiska przyrodniczego, to miała ona na ogół charakter ujemny. Świadczy to o tym, że wolny handel może prowadzić do poprawy stanu środowiska przyrodniczego.

Na podstawie analizy literatury przedmiotu oraz przeprowadzonego badania pozytywnie zweryfikowano postawioną we wstępie hipotezę badawczą. Prawdą jest zatem, że liberalizacja handlu mierzona wskaźnikami otwartości handlowej i swobody handlowej, a przede wszystkim będąca jej skutkiem intensyfikacja handlu międzynarodowego nie zawsze oddziałuje negatywnie na środowisko przyrodnicze. W miarę znoszenia barier handlowych jego stan może niekiedy się poprawić. Taki wniosek wydaje się interesujący w świetle dotychczasowych badań w tej dziedzinie. Podjęte w niniejszej książce zagadnienia mogą zatem stać się impulsem do dalszych analiz w tym zakresie.

Bibliografia

- Abdulai A., Ramcke L. (2009), *The impact of trade and economic growth on the environment: Revisiting the cross-country evidence*, "Kiel Working Paper", no. 1491, Kiel Institute for the World Economy, s. 1–28.
- Abimanyu A. (1996), *Impact of free trade on industrial pollution: Do pollution havens exist?*, "ASEAN Economic Bulletin", vol. 13 (1), s. 39–51.
- Abler D. G., Rodriguez A. G., Shortle J. S. (1999), *Trade liberalization and the environment in Costa Rica*, "Environment and Development Economics", vol. 4 (3), s. 357–373.
- Ackerman F., Ishikawa M., Suga M. (2007), *The carbon content of Japan-US trade*, "Energy Policy", vol. 35 (9), s. 4455–4462.
- Ahmad N., Wyckoff A. (2003), *Carbon dioxide emissions embodied in international trade of goods*, "OECD Science, Technology and Industry Working Papers", no. 15, OECD Publishing, s. 1–65.
- Ahuja G., Hart S. L. (1996), *Does it pay to be green? An empirical examination of the relationship between emission reduction and firm performance*, "Business Strategy and the Environment", vol. 5 (1), s. 30–37.
- Aichele R., Felbermayr G. (2010), *Kyoto and the carbon content of trade*, "FZID Discussion Paper", no. 10, s. 1–63.
- Akbostanci E., Tunç G. I., Türüt-Asik S. (2007), *Pollution haven hypothesis and the role of dirty industries in Turkey's exports*, "Environment and Development Economics", vol. 12 (2), s. 297–322.
- Alcala F., Ciccone A. (2004), *Trade and productivity*, "Quarterly Journal of Economics", vol. 119 (2), s. 613–646.
- Alonso G., Benito A., Lonza L., Kousoulidou M. (2014), *Investigations on the distribution of air transport traffic and CO₂ emissions within the European Union*, "Journal of Air Transport Management", vol. 36, s. 85–93.
- Altunina L. K., Svarovskaya L. I., Polishchuk Yu. M., Tokareva O. S. (2011), *Remediation of the damaged environment of oil producing areas*, "Petroleum Chemistry", vol. 51 (5), s. 381–385.
- Aminu A. M. (2005), *Foreign Direct Investment and the environment: Pollution haven hypothesis revisited*, Paper prepared for the Eight Annual Conference on Global Economic Analysis, Lübeck, Germany, June 9–11, <https://www.gtap.agecon.purdue.edu/resources/download/2131.pdf> (dostęp: 10.10.2015).
- Andrew R., Forgie V. (2008), *A three-perspective view of greenhouse gas emission responsibilities in New Zealand*, "Ecological Economics", vol. 68 (17), s. 194–204.

- Angelsen A. (1999), *Agricultural expansion and deforestation. Modelling the impact of population, market forces and property rights*, "Journal of Development Economics", vol. 58 (1), s. 185–218.
- Anríquez G. (2002), *Trade and the Environment: An Economic Literature Survey*, WP 02–16, Department of Agricultural and Resource Economics, The University of Maryland, College Park.
- Antweiler W. (1996), *The pollution terms of trade*, "Economic Systems Research", vol. 8 (4), s. 361–365.
- Antweiler W., Copeland B. R., Taylor M. S. (2001), *Is free trade good for the environment?*, "American Economic Review", vol. 91 (4), s. 877–908.
- Arroyo-Mora J. P., Sánchez-Azofeifa G. A., Rivard B., Calvo J. C., Janzen D. H. (2005), *Dynamics in landscape structure and composition for the Chorotega region, Costa Rica from 1960 to 2000*, "Agriculture, Ecosystems and Environment", vol. 106 (1), s. 27–39.
- Asako K. (1979), *Environmental pollution in an open economy*, "Economic Record", vol. 55 (4), s. 359–367.
- Asghari M. (2013), *Does FDI Promote MENA Region's Environment Quality? Pollution Halo or Pollution Haven Hypothesis*, "International Journal of Scientific Research in Environmental Sciences", vol. 1 (6), s. 92–100.
- ATAG (Air Transport Action Group) (2012), *Aviation Benefits Beyond Borders* (EU), October, Geneva.
- Badyda A. J. (2010), *Zagrożenia środowiskowe ze strony transportu*, „Nauka” nr 4, s. 115–125.
- Baker D. C., Donnet T. (2012), *Regional and remote airports under stress in Australia*, "Research in Transportation Business and Management", vol. 4, s. 37–43.
- Baksi S., Chaudhuri A. R. (2009), *On trade liberalization and transboundary pollution*, "Economics Bulletin", vol. 29, s. 2605–2612.
- Baldwin R., Seghezza E. (1996), *Trade-Induced Investment-Led Growth*, NBER Working Paper no. 5582, Cambridge, s. 1–20.
- Bandara J. S., Coxhead I. (1999), *Can trade liberalization have environmental benefits in developing country agriculture? A Sri Lankan case study*, "Journal of Policy Modeling", vol. 21 (3), s. 349–374.
- Banister D., Berechman J. (2000), *Transport Investment and Economic Development*, UCL Press, London.
- Barbier E. (2001), *The economics of tropical deforestation and land use: An introduction to the special issue*, "Land Economics", vol. 77 (2), s. 155–171.
- Barbier E., Rauscher M. (1994), *Trade, tropical deforestation and policy interventions*, "Environmental and Resource Economics", vol. 4 (1), s. 75–90.
- Barbier E., Schulz C. E. (1997), *Wildlife, biodiversity and trade*, "Environment and Development Economics", vol. 2, s. 145–172.
- Barde J. P. (1996), *Polityka ochrony środowiska i jej instrumenty*, [w:] H. Folmer, L. Gabel, H. Opschoor, *Ekonomia środowiska i zasobów naturalnych*, Wyd. Krupski i S-ka, Warszawa.
- Barona E., Ramankutty N., Hyman G., Coomes O. T. (2010), *The role of pasture and soybean in deforestation of the Brazilian Amazon*, "Environmental Research Letters" 5, s. 1–9, http://iopscience.iop.org/1748-9326/5/2/024002/pdf/1748-9326_5_2_024002.pdf (dostęp: 25.02.2014).
- Barro R. J. (1996), *Determinants of economic growth: A cross-country empirical study*, NBER Working Paper, no. 5698, s. 1–118.

- Bartik T. J. (1988), *The effects of environmental regulation on business location in the United States*, "Growth and Change", vol. 19 (3), s. 22–44.
- Bartik T. J. (1989), *Small business start-ups in the United States: Estimates of the effects of characteristics of States*, "Southern Economic Journal", vol. 55 (4), s. 1004–1010.
- Bartz S., Kelly D. L. (2008), *Economic growth and the environment: Theory and facts*, "Resource and Energy Economics", vol. 30 (2), s. 115–149.
- Batrakova S. (2012), *Does industry concentration matter for pollution haven effects?*, Centre for Climate Change Economics and Policy Working Paper no. 106, Grantham Research Institute on Climate Change and the Environment Working Paper no. 90, September, s. 1–29.
- Battacharya D., Rahman M., Khatun F. A. (1999), *Environmental Impacts of Trade Liberalization and Policies for the Sustainable Management of Natural Resources. A Case Study on Bangladesh's Shrimp Farming Industry*, United Nations Environment Programme, New York.
- Baumol W. J., Oates W. E. (1988), *The Theory of Environmental Policy*, Cambridge University Press, Cambridge.
- Becla A., Czaja S., Poskrobko T. (2014), *Międzynarodowa ochrona środowiska*, Wyd. Uniwersytetu Ekonomicznego we Wrocławiu, Wrocław.
- Beckerman W. (1992), *Economic development and the environment. Conflict or complementarity?*, "The World Bank Working Papers", WPS 961, Background Paper for World Development Report, s. 1–42.
- Beghin J. (2002), *Trade and environmental policy instruments and reforms*, [w:] J. Beghin et al. (eds.), *Trade and the Environment in General Equilibrium: Evidence from Developing Economies*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, s. 17–30.
- Beghin J., Potier M. (1997), *Effects of trade liberalization on the environment in the manufacturing sector*, "World Economy", vol. 20 (4), s. 435–456.
- Beghin J., Roland-Holst D., van der Mensbrugge D. (1994), *A Survey of the Trade and Environment Nexus: Global Dimensions*, "OECD Economic Studies", no. 23, s. 167–192.
- Beghin J., Roland-Holst D., van der Mensbrugge D. (1995), *Trade liberalization and the environment in the Pacific basin: Coordinated approaches to Mexican trade and environment policy*, "American Journal of Agricultural Economics", vol. 77 (3), s. 778–785.
- Beghin J., Roland-Holst D., van der Mensbrugge D. (1997), *Trade and pollution linkages: Piecemeal reform and optimal intervention*, "Canadian Journal of Economics", vol. 30 (2), s. 442–455.
- Beghin J., Bowland B., Dessus S., Roland-Holst D., van der Mensbrugge D. (2002), *Trade integration, environmental degradation and public health in Chile: assessing the linkages*, "Environment and Development Economics", vol. 7 (2), s. 241–267.
- Ben Kheder S. (2010), *French FDI and pollution emissions: An empirical investigation*, November, s. 1–44, <http://cerdi.org/uploads/sfCmsContent/html/323/BenKheder.pdf> (dostęp: 15.12.2015).
- Benarroch M., Thille H. (1998), *Transboundary Pollution and the Gains from Trade*, Paper for presentation at the World Congress of Environmental and Resource Economists, Venice, Italy.
- Bernauer T., Koubi V. (2009), *Effects of Political Institutions on Air Quality*, "Ecological Economics", vol. 68 (5), s. 1355–1365.
- Biała Księga. Plan utworzenia jednolitego europejskiego obszaru transportu – dążenie do osiągnięcia konkurencyjnego i zasobooszczędnego systemu transportu* (2011), Bruksela, 28.03.2011 KOM(2011) 144.

- Bielecki R. (2010), *Jezioro Aralskie – największa katastrofa ekologiczna minionego stulecia*, „Annales Universitatis Paedagogicae Cracoviensis. Studia Geographica” I, *Przyrodnicze skutki antropopresji*, „Folia” nr 93, s. 6–13.
- Birdsall N., Wheeler D. (1993), *Trade policy and industrial pollution in Latin America: Where are the pollution havens?*, “Journal of Environment and Development”, vol. 2 (1), s. 137–147.
- Bourgeois L. (2012), *A discounted threat: Environmental impacts of the livestock industry*, “Earth Common Journal”, vol. 2 (1), September, s. 1–8.
- BP, *BP Energy Outlook 2035* (2014), January.
- Brack D., Bailey R. (2013), *Ending Global Deforestation: Policy Options for Consumer Countries*, Chatham House, London.
- Brander J. A., Taylor M. S. (1997a), *International trade and open access renewable resources: The small open economy case*, “Canadian Journal of Economics”, vol. 30 (3), s. 526–552.
- Brander J. A., Taylor M. S. (1997b), *Trade between consumer and conservationist countries*, “Resource and Energy Economics”, vol. 19 (4), s. 267–297.
- Brander J. A., Taylor M. S. (1998), *Open access renewable resources: Trade and trade policy in a two-country model*, “Journal of International Economics”, vol. 44 (2), s. 181–209.
- Brock W. A., Taylor M. S. (2005), *Economic growth and the environment: A review of theory and empirics*, [w:] P. Aghion, S. N. Durlauf, *Handbook of Economic Growth*, vol. 1, part B, s. 1749–1821.
- Broner F., Bustos P., Carvalho V. M. (2012), *Sources of comparative advantage in polluting industries*, “NBER Working Paper Series”, Working Paper no. 18337, s. 1–51.
- Brown S. (2003), *Finalizing avoided deforestation project baselines. Final report to US Agency for International Development*, <https://www.winrock.org/ecosystems/files/Deforestation-baselines-Report-ENG.pdf> (dostęp: 15.09.2015).
- Brundtland G. H. (1987), *Our Common Future*, World Commission on Environment and Development, Oxford University Press, Oxford–New York.
- Budnikowski A. (1998), *Ochrona środowiska jako problem globalny*, PWE, Warszawa.
- Bukowski S. I., Garlińska-Bielawska J. (2014), *Eksport do Niemiec jako czynnik wzrostu gospodarczego w Polsce w latach 2000–2012*, „Acta Universitatis Lodzianensis. Folia Oeconomica”, nr 3 (303), s. 45–60.
- Burchard-Dziubińska M. (2006), *Instytucjonalne aspekty międzynarodowej współpracy w dziedzinie ochrony środowiska przyrodniczego*, Wyd. Uniwersytetu Łódzkiego, Łódź.
- Busse M., Königer J. (2012), *Trade and economic growth: A re-examination of the empirical evidence*, Hamburg Institute of International Economics, “HWWI Research Paper”, no. 123, s. 1–24.
- Cai B., Yang W., Cao D., Liu L., Zhou Y., Zhang Z. (2012), *Estimates of China’s national and regional transport sector CO₂ emissions in 2007*, “Energy Policy”, vol. 41, s. 474–483.
- Carisch E., Rickard-Martin L. (2013), *Sanctions and the Effort to Globalize Natural Resources Governance*, International Policy Analysis, FES, New York.
- Chakraborty D. (2010), *Does pollution haven hypothesis holds good for India? Evidences from cross-state FDI inflow patterns*, Paper presented at 6th 2010 APEA Conference, 8–9 July, Hong Kong Baptist University, s. 1–30.
- Chang R., Kaltani L., Loayza N. V. (2009), *Openness can be good for growth: The role of policy complementarities*, “Journal of Development Economics”, vol. 90, s. 33–49.

- Characteristics and Changes in Freight Transportation Demand. A Guidebook for Planners and Policy Analysts* (1995), Appendix A: *Factors Influencing Freight Demand*, Cambridge Systematic Inc., Washington D.C., s. A1–A38.
- Chichilnisky G. (1993), *North-South trade and the dynamics of renewable resources*, “Structural Change and Economic Dynamics”, vol. 4, s. 219–248.
- Chichilnisky G. (1994), *North-South trade and the global environment*, “American Economic Review”, vol. 84 (4), s. 851–874.
- Chodyński A. (2011), *Odpowiedzialność ekologiczna w proaktywnym rozwoju przedsiębiorstw*, Krakowska Akademia im. Andrzeja Frycza Modrzewskiego, Kraków.
- Clark C. W. (1976), *Mathematical Bioeconomics: The Optimal Management of Renewable Resources*, John Wiley & Sons, New York.
- Clark C.W. (1990), *Mathematical Bioeconomics: The Optimal Management of Renewable Resources*, 2nd ed., Wiley-Intersciences, New York.
- Coase R. H. (1960), *The problem of social cost*, “Journal of Law and Economics”, vol. 3, s. 1–44.
- Cole M. A. (2000), *Trade liberalisation, economic growth and the environment*, Edward Elgar Publishing Ltd., Cheltenham–Northampton 2000.
- Cole M. A. (2004), *Trade, the pollution haven hypothesis and the environmental Kuznets curve: Examining the linkages*, “Ecological Economics”, vol. 48 (1), s. 71–81.
- Cole M. A., Elliott R. J. R. (2005), *FDI and the capital intensity of “dirty” sectors: A missing piece of the pollution haven puzzle*, “Review of Development Economics”, vol. 9 (4), s. 530–548.
- Cole M. A., Fredriksson P. G. (2009), *Institutionalized pollution havens*, “Ecological Economics”, vol. 68 (4), s. 1239–1256.
- Cole M. A., Rayner A. J. (2000), *The Uruguay Round and air pollution: Estimating the composition, scale and technique effects of trade liberalization*, “Journal of International Trade and Economic Development”, vol. 9 (3), s. 339–354.
- Cole M. A., Elliott R. J. R., Fredriksson P. G. (2006), *Endogenous pollution havens: Does FDI influence environmental regulations?*, “Scandinavian Journal of Economics”, vol. 108 (1), s. 157–178.
- Cole M. A., Rayner A. J., Bates J. M. (1998), *Trade liberalisation and the environment: The case of the Uruguay Round*, “World Economy”, vol. 21 (3), s. 337–347.
- Cooley S. R., Doney S. C. (2009), *Anticipating ocean acidification’s economic consequences for commercial fisheries*, “Environmental Research Letters”, vol. 4, s. 1–8.
- Copeland B. (1994), *International trade and the environment: Policy reform in a polluted small open economy*, “Journal of Environmental Economics and Management”, vol. 26 (1), s. 44–65.
- Copeland B. (1996), *Pollution content tariffs, environmental rent shifting, and the control of cross-border pollution*, “Journal of International Economics”, vol. 40 (3–4), s. 459–476.
- Copeland B., Taylor S. (1994), *North-South trade and the environment*, “Quarterly Journal of Economics”, vol. 109 (3), August, s. 755–787.
- Copeland B., Taylor S. (1995), *Trade and transboundary pollution*, “American Economic Review”, vol. 85 (4), s. 716–737.
- Cordano M., Frieze I. (2000), *Pollution reduction preferences of U.S. environmental managers: Applying Ajzen’s theory of planned behavior*, “Academy of Management Journal”, vol. 43 (4), s. 627–641.

- Cordato R. E. (1997), *Market-based environmentalism and the free market: They're not the same*, "The Independent Review", vol. 1 (3), Winter, s. 371–386.
- Costales A., Gerber P., Steinfeld H. (2006), *Underneath the Livestock Revolution*, [w:] A. McLeod (ed.), *Livestock Report*, FAO, Rome.
- Cristea A., Hummels D., Puzello L., Avetisyan M. (2013), *Trade and the greenhouse gas emissions from international freight transport*, "Journal of Environmental Economics and Management", vol. 65 (1), s. 153–173.
- Culas R. J. (2007), *Deforestation and the environmental Kuznets curve: An institutional perspective*, "Ecological Economics", vol. 61 (2–3), s. 429–437.
- Cumberland J. H. (1966), *A regional inter-industry model for the analysis of development objectives*, "Papers in Regional Science Association", no. 17, s. 64–94.
- Czaja S. (2004), *Wpływ współczesnego neokolonializmu ekologicznego na globalizację problemów środowiskowych*, [w:] A. Budnikowski, M. Cygler (red.), *Ochrona środowiska a procesy integracji i globalizacji*, Oficyna Wydawnicza SGH, Warszawa.
- Czaja S., Becla A. (2007), *Ekologiczne podstawy procesów gospodarowania*, Wyd. Akademii Ekonomicznej im. Oskara Langego we Wrocławiu, Wrocław.
- Czaja S., Fiedor B., Graczyk A. (1994), *Handel a środowisko w okresie transformacji systemu gospodarczego (Zarys podstawowych problemów)*, Konferencja „Transformacja systemu gospodarczego w Polsce a środowisko przyrodnicze”, Biblioteka „Ekonomia i Środowisko” nr 16, Wrocław, s. 155–181.
- Damania R. (2000), *Trade and the political economy of renewable resource management*, "CIES Discussion Paper", no. 0046, November, s. 1–28.
- D'Arge R. C., Kneese A. V. (1972), *Environmental quality and international trade*, "International Organization", vol. 26 (2), s. 419–465.
- Dasgupta S., Laplante B., Wang H., Wheeler D. (2002), *Confronting the environmental Kuznets curve*, "Journal of Economic Perspectives", vol. 16 (1), s. 147–168.
- Davies A., Titterton A. J., Cochrane C. (1995), *Who buys organic food? A profile of the purchasers of organic food in Northern Ireland*, "British Food Journal", vol. 97 (10), s. 17–23.
- Davis S. J., Caldeira K. (2010), *Consumption-based accounting of CO₂ emissions*, Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America (PNAS), vol. 107, no. 12, s. 5687–5692.
- Deacon R. T., Norman C. S. (2006), *Does the environmental Kuznets curve describe how individual countries behave?*, "Land Economics", no. 82, May, s. 291–315.
- Dean J. M. (1992), *Trade and the environment: A survey of the literature*, [w:] P. Low (ed.), *International Trade and the Environment*, World Bank Discussion Papers no. 159, Washington D.C., s. 15–28.
- Dean J. M. (2002), *Does trade liberalization harm the environment? A new test*, "Canadian Journal of Economics", vol. 35, no. 4, s. 819–842.
- Dean J. M., Gangopadhyay S. (1997), *Export bans, environmental protection, and unemployment*, "Review of Development Economics", vol. 1 (3), s. 324–36.
- Dean J. M., Lovely M. E. (2008), *Trade growth, production fragmentation, and China's environment*, "NBER Working Paper", no. 13860, s. 1–47.

- Dean J. M., Lovely M. E., Wang H. (2009), *Are foreign investors attracted to weak environmental regulations? Evaluating the evidence from China*, "Journal of Development Economics", vol. 90, s. 1–13.
- Delgado Ch. L., Wada N., Rosegrant M. W., Meijer S., Ahmed M. (2003), *Fish to 2020. Supply and demand. Changing global markets*, International Food Policy Research Institute, Washington D.C.–WorldFish Center, Penang.
- Demir E., Bektas T., Laporte G. (2013), *A review of recent research on green road freight transportation*, "Beta Working Paper Series", no. 428, August, s. 1–40.
- Dessus S., Bussolo M. (1998), *Is there a trade-off between trade liberalization and pollution abatement? A CGE assessment applied to Costa Rica*, "Journal of Policy Modelling", vol. 20 (1), s. 11–31.
- Dietzenbacher E., Mukhopadhyay K. (2007), *An empirical examination of the pollution haven hypothesis for India: Towards a green Leontief paradox?*, "Environmental & Resource Economics", vol. 36 (4), s. 427–449.
- Dollar D., Kraay A. (2002), *Growth is good for the poor*, "Journal of Economic Growth", vol. 7 (3), s. 195–225.
- Dubiel S., Matyasik A., Ziaja J. (2010), *Systematyka wpływów górnictwa ropy naftowej i gazu ziemnego na środowisko naturalne*, "Wiertnictwo – Nafta – Gaz", t. 27, z. 3, s. 571–582.
- Dudziński J. (2013), *Kryzys surowcowy, paliwowy i żywnościowy lat 70. XX wieku a boom surowcowy XXI wieku – podobieństwa i różnice*, "Studia i Prace Wydziału Nauk Ekonomicznych i Zarządzania", nr 33, s. 19–33.
- Dugiel W. (2009), *Zmiany w światowym systemie handlu. Perspektywa dla Unii Europejskiej*, Centrum Europejskie Natolin, Warszawa.
- Dyrekcja Generalna ds. Polityki Wewnętrznej Unii Europejskiej (2011), *Wpływ wydobycia gazu łupkowego i ropy łupkowej na środowisko naturalne i zdrowie ludzi*, Ekspertyza, Departament Tematyczny A: Polityka Gospodarcza i Naukowa, Bruksela.
- Ebegbulem J. C., Ekpe D., Adejumo T. O. (2013), *Oil exploration and poverty in the Niger Delta region of Nigeria: A critical analysis*, "International Journal of Business and Social Science", vol. 4 (3), March, s. 279–287.
- Ederington J., Minier J. (2003), *Is environmental policy a secondary trade barrier? An empirical analysis*, "Canadian Journal of Economics", vol. 36 (1), s. 137–154.
- Ederington J., Levinson A., Minier J. (2005), *Footloose and pollution-free*, "The Review of Economics and Statistics", vol. 87 (1), s. 92–99.
- Effects of Oil and Gas Activities in the Arctic Ocean* (2013), Supplemental Draft Environmental Impact Statement, U.S. Department of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration, National Marine Fisheries Service, Office of Protected Resources, Washington D.C.
- Egri C., Herman S. (2000), *Leadership in the North American environmental sector: Values, leadership styles, and contexts of environmental leaders and their organizations*, "Academy of Management Journal", vol. 43 (4), s. 571–604.
- Ekins P. (2000), *Economic Growth and Environmental Sustainability: The Prospects for Green Growth*, Routledge, London.
- Emami A., Johnston R. S. (2000), *Unilateral resource management in a two-country general equilibrium model of trade in a renewable fishery resource*, "American Journal of Agricultural Economics", vol. 82 (1), s. 161–172.

- Energy and Air Pollution* (2015), World Energy Outlook Special Report, OECD/IEA, Paris.
- Energy Sector Strategy* (2013), Document of The European Bank for Reconstruction and Development, <http://www.ebrd.com> (dostęp: 10.10.2016).
- Energy, Transport and Environment Indicators* (2013), Eurostat, Luxembourg.
- Environmental Benefits of Removing Trade Restrictions and Distortions* (1997), WT/CTE/W/67, WTO, Geneva.
- Eskeland G., Harrison A. (2002), *Moving to greener pastures? Multinationals and the pollution haven hypothesis*, "NBER Working Paper", no. 8888, s. 1–38.
- EU Energy, *Transport and GHG Emissions Trends to 2050* (2014), Reference Scenario 2013, European Commission, European Union.
- Europa 2020. Strategia na rzecz inteligentnego i zrównoważonego rozwoju sprzyjającego włączeniu społecznemu* (2010), Komisja Europejska, Ministerstwo Gospodarki, Warszawa.
- European Transport in Figures. Statistical Pocketbook* (2014), European Commission, Luxembourg.
- External Costs of Transport – Update Study. Final Report* (2004), IWW Universität Karlsruhe, INFRAS, Zurich/Karlsruhe.
- External Costs of Transport in Europe. Update Study for 2008* (2011), Committed to the Environment, Delft.
- Eyring V., Isaksen I. S. A., Berntsen T., Collins W. J., Corbett J. J., Endresen O., Grainger R. G., Moldanov J., Schlager H., Stevenson D. S. (2010), *Transport impacts on atmosphere and climate: Shipping*, "Atmospheric Environment", vol. 44 (37), s. 4735–4771.
- Fankhauser S. (1995), *Valuing Climate Change: The Economics of the Greenhouse*, Earthscan, London.
- FAO (2009), *The State of Food and Agriculture: Livestock in the Balance*, Rome, <http://www.fao.org/docrep/012/i0680e/i0680e.pdf> (dostęp: 15.10.2015).
- FAO (2012), *Fishery and Aquaculture Statistics 2010*, Rome.
- FAO (2013), *World Livestock 2013 – Changing Disease Landscapes*, Rome.
- FAO (2014a), *Global Aquaculture Production 1950–2011*, <http://www.fao.org> (dostęp: 15.10.2015).
- FAO (2014b), *The State of World Fisheries and Aquaculture*, Rome.
- Ferrantino M. J., Linkins L. A. (1998), *The effect of global trade liberalization on toxic emissions in industry*, "Office of Economics Working Paper U.S. International Trade Commission", no. 96–11-A, s. 1–42.
- Fiedor B. (2002), *Ochrona i zanieczyszczenie środowiska a wzrost gospodarczy*, [w:] B. Fiedor (red.), *Podstawy ekonomii środowiska i zasobów naturalnych*, C.H. Beck, Warszawa, s. 197–224.
- Fox G. (2007), *The real Coase theorems*, "The Cato Journal: An Interdisciplinary Journal of Public Policy Analysis", vol. 27 (3), Fall, s. 373–396.
- Frajtag-Mika E. (red.) (2009), *Wpływ bezpośrednich inwestycji zagranicznych na konkurencyjność polskiej gospodarki*, PWE, Warszawa.
- Frankel J. (2000), *Assessing the efficiency gains from further liberalization*, "Harvard KSG Faculty Research Working Paper", no. RWP01–030.
- Frankel J. A., Romer D. (1999), *Does trade cause growth?*, "American Economic Review", vol. 89 (3), s. 379–399.
- Frankel J. A., Rose A. K. (2002), *An estimate of the effect of common currencies on trade and income*, "The Quarterly Journal of Economics", vol. 117 (2), s. 437–466.

- Frankel J. A., Rose A. K. (2005), *Is trade good or bad for the environment? Sorting out the causality*, "The Review of Economics and Statistics", vol. 87, s. 85–91.
- Franzen A., Meyer R. (2010), *Environmental attitudes in cross-national perspective: A multilevel analysis of the ISSP 1993 and 2000*, "European Sociological Review", vol. 26 (2), s. 219–234.
- Fredriksson P. G. (1999), *Trade, global policy, and the environment*, World Bank Discussion Papers no. 402, Washington D.C.
- Freestone R. (2009), *Planning, sustainability and airport-led urban development*, "International Planning Studies", vol. 14 (2), s. 161–176.
- Freight Transportation Demand. Energy-Efficient Scenarios for a Low-Carbon Future* (2013), Cambridge Systematics, Cambridge, <http://www.nrel.gov> (dostęp: 10.10.2016).
- Friedman J., Gerlowski D. A., Silberman J. (1992), *What attracts foreign multinational corporations? Evidence from branch plant location in the United States*, „Journal of Regional Science”, vol. 32 (4), s. 403–418.
- Fuglestad J., Berntsen T., Myhre G., Rypdal K., Skeie R. B. (2008), *Climate forcing from the transport sectors*, "Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America", vol. 105, issue 2, s. 454–458.
- Gabel H. L., Röller L.-H. (1992), *Trade Liberalization, Transportation, and the Environment*, "The Energy Journal", vol. 13 (3) (special issue on European energy markets), s. 185–206.
- Gajda J. B. (1998), *Ekometria praktyczna*, Wyd. Absolwent, Łódź.
- Gallagher K., Zarsky L. (2007), *The Enclave Economy: Foreign Investment and Sustainable Development in Mexico's Silicon Valley*, MIT Press, Cambridge.
- Galor O., Mountford A. (2008), *Trading population for productivity: Theory and evidence*, „Review of Economic Studies”, vol. 75 (4), s. 1143–1179.
- Gamper-Rabindran S., Jha S. (2004), *Environmental Impact of India's Trade Liberalization*, Working Paper, University of North Carolina at Chapel Hill, Department of Public Policy, s. 1–40.
- Giljum S., Hubacek K. (2001), *International Trade, Material Flows and Land Use: Developing a Physical Trade Balance for the European Union*, Interim Report IR-01-059, International Institute for Applied Systems Analysis, Laxenburg.
- Global Economic Prospects, Commodities and Crossroads* (2009), The World Bank, Washington D.C.
- Głowacki P., Szczeciński S. (2011), *Zagrożenia ekologiczne wokół lotnisk i możliwości ich ograniczenia*, „Prace Instytutu Lotnictwa”, nr 213, s. 7–10.
- Golub S., Varma A. (2014), *Fishing Exports and Economic Development of Least Developed Countries: Bangladesh, Cambodia, Comoros, Sierra Leone and Uganda*, Paper prepared for the United Nations Conference on Trade and Development (UNCTAD), Swarthmore College, Swarthmore.
- Goodstein E. B. (1994), *Jobs and the Environment. The Myth of a National Trade-Off*, Economic Policy Institute, Washington D.C.
- Goryl A., Jędrzejczyk Z., Kukuła K., Osiewalski J., Walkosz A. (1996), *Wprowadzenie do ekonometrii w przykładach i zadaniach*, Wyd. Naukowe PWN, Warszawa.
- Górka K. (2014), *Zasoby naturalne jako czynnik rozwoju społeczno-gospodarczego*, „Gospodarka w Praktyce i Teorii”, nr 3 (36), s. 34–50.
- Graczyk A. (2002), *Możliwości i ograniczenia zastosowania rozwiązań rynkowych (ryнку uprawnień do emisji) w ochronie środowiska* (podrozdz. 4.6), [w:] B. Fiedor, S. Czaja, A. Graczyk,

- Z. Jakubczyk, *Podstawy ekonomii środowiska i zasobów naturalnych*, C.H. Beck, Warszawa, s. 94–102.
- Greene Ch. H., Pershing A. J., Cronin T. M., Ceci N. (2008), *Arctic climate change and its impacts on the ecology of the North Atlantic*, "Ecology", vol. 89 (11), s. 24–338.
- Greene W. H. (2008), *Econometric analysis*, 6th ed., Prentice Hall, Upper Saddle River.
- Grether J.-M., Mathys N. A. (2013), *The pollution terms of trade and its five components*, "Journal of Development Economics", vol. 100 (1), s. 19–31.
- Grossman G. M., Helpman E. (1995), *Technology and trade*, [w:] G. M. Grossman, Rogoff K. (eds.), *Handbook of International Economics*, vol. 3, Elsevier Science Publishers, Amsterdam, s. 1279–133.
- Grossman G. M., Krueger A. B. (1991), *Environmental impacts of a North American Free Trade Agreement*, "NBER Working Paper", no. 3914, s. 1–56.
- Grossman G. M., Krueger A. B. (1993), *Pollution and growth: What do we know?*, [w:] I. Goldin, L. Winters (eds.), *The Economics of Sustainable Development*, MIT Press, Cambridge.
- Grossman G. M., Krueger A. B. (1995), *Economic Growth and the Environment*, "Quarterly Journal of Economics", vol. 110, s. 353–378.
- Grzelakowski A. S. (2012), *Globalizacja i jej wpływ na rozwój transportu morskiego i globalnych łańcuchów dostaw*, „Prace i Materiały Instytutu Handlu Zagranicznego Uniwersytetu Gdańskiego”, nr 31 (*Wyzwania gospodarki globalnej*, red. U. Mrzygłód), s. 768–785.
- Guo J., Zhang Z., Meng L. (2012), *China's provincial CO₂ emissions embodied in international and interprovincial trade*, "Energy Policy", vol. 42, s. 486–497.
- Guo J., Zou L.-L., Wei Y.-M. (2010), *Impact of inter-sectoral trade on national and global CO₂ emissions: An empirical analysis of China and US*, "Energy Policy", vol. 38 (3), s. 1389–1397.
- Haggarty D. R., McCorquodale B., Johannessen D. I., Levings C. D., Ross P. S. (2003), *Marine Environmental Quality in the Central Coast of British Columbia, Canada: A Review of Contaminant Sources, Types and Risks*, Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences no. 2507, Sydney.
- Handel surowcami i produktami podstawowymi*, Rezolucja Parlamentu Europejskiego z dnia 20.05.2008 w sprawie handlu surowcami i produktami podstawowymi (2008/2051 (INI)) 19.11.2009, Dz. Urz. UE C 279 E/9.
- Hannesson R. (2000), *Renewable resources and the gains from trade*, "Canadian Journal of Economics", vol. 33 (1), s. 122–132.
- Hayami H., Kiji T. (1997), *An input-output analysis on Japan-China environmental problem: Compilation of the input-output table for the analysis of energy and air pollutants*, "Journal of Applied Input-Output Analysis", vol. 4, s. 23–47.
- Harrison A. (1996), *Openness and growth: A time series, cross-country analysis for developing countries*, „Journal of Development Economics”, vol. 48, s. 419–447.
- Heil M. T., Selden T. M. (2001), *International trade intensity and carbon emissions: A cross-country econometric analysis*, "The Journal of Environment & Development", vol. 10 (1), s. 35–49.
- Hoffman E., Spitzer M. L. (1982), *The Coase theorem: Some experimental tests*, "Journal of Law and Economics", vol. 25 (1), s. 73–98.
- Hsiao C. (1986), *Analysis of Panel Data*, Cambridge University Press, Cambridge.

- Hubacek K., Giljum S. (2003), *Applying physical input-output analysis to estimate land appropriation (ecological footprints) of international trade activities*, „Ecological Economics”, vol. 44 (1), s. 137–151.
- ICAO Information Paper (2009), *Global Aviation CO₂ Emissions Projections to 2050*, GIACC/4-IP/1 z dn. 20.05.2009.
- Inoni O. E., Omotor D. O., Adun F. N. (2006), *The effect of oil spillage on crop yield and farm income in Delta State, Nigeria*, „Journal of Central European Agriculture”, vol. 7 (1), s. 41–48.
- IATA (International Air Transport Association) (2011), *Understanding air cargo markets and their importance*, http://www.aci.aero/Media/aci/file/2011%20Events/WAGA2011/presentations/Brian_Pearce_IATA.pdf (dostęp: 10.11.2015).
- IATA (International Air Transport Association) (2015), *Annual Review 2015*, Cape Town.
- Irwin D. A., Tervio M. (2002), *Does trade raise income? Evidence from the twentieth century*, „Journal of International Economics”, vol. 58, s. 1–18.
- Jacobsen H. K. (2000), *Energy demand, structural change and trade: A decomposition analysis of the Danish manufacturing industry*, „Economic Systems Research” vol. 12 (3), s. 319–343.
- Jakubczyk Z. (2002), *Teoretyczne podstawy gospodarowania zasobami naturalnymi*, [w:] B. Fiedor, S. Czaja, A. Graczyk, Z. Jakubczyk, *Podstawy ekonomii środowiska i zasobów naturalnych*, C.H. Beck, Warszawa, s. 120–169.
- Jarecki W., Bobrecka-Jamro D. (2011), *Sprzedaż środków ochrony roślin oraz kwalifikowanego materiału siewnego zbóż i ziemniaka w Polsce w latach 2000–2009*, „Fragmenta Agronomica”, vol. 28 (4), s. 33–38.
- Jayanthakumaran K., Liu Y. (2012), *Openness and the environmental Kuznets curve: Evidence from China*, „Economic Modelling”, vol. 29 (3), s. 566–576.
- Jena P. R., Sahu N. C., Rath B. (2005), *Does Trade Liberalisation Create Pollution Haven? An Indian Experience*, Paper presented at the “International Conference on Environment and Development: Developing Countries Perspective”, 7–8 April, International Trade and Development Division, Jawaharlal Nehru University, New Delhi.
- Jiang L., Lin Ch., Lin P. (2014), *The determinants of pollution levels: Firm-level evidence from Chinese manufacturing*, „Journal of Comparative Economics”, vol. 42 (1), s. 118–142.
- Jiang Q., Chen Q., Zhu K., Yang C. (2015), *Revisit the global net CO₂ emissions transfers: The impact of heterogeneity of trade mode*, 23rd International Input-Output Conference & 5th Edition of the International School of I-O Analysis, 22–26 June, Mexico, Mexico City, <https://www.iioa.org> (dostęp: 20.12.2015).
- Jinji N. (2006), *International trade and terrestrial open-access renewable resources in a small open economy*, „Canadian Journal of Economics”, vol. 39 (3), s. 790–808.
- Jinji N. (2007), *International trade and renewable resources under asymmetries of resource abundance and resource management*, European Association of Environmental and Resource Economists, „Environmental & Resource Economics”, vol. 37 (4), s. 621–642.
- Junaedi S. (2012), *The Role of Income Level in Green Consumer Behavior: Multigroup Structural Equation Model Analysis*, The 2012 International Conference on Business and Management, Phuket (Thailand), s. 372–382.
- Kaimowitz D., Mertens B., Wunder S., Pacheco P. (2004), *Hamburger connection fuels Amazon destruction: Cattle ranching and deforestation in Brazil's Amazon*, Center for International

- Forestry Research, http://www.cifor.cgiar.org/publications/pdf_files/media/Amazon.pdf (dostęp: 10.10.2015).
- Kalt J. P. (1988), *The impact of domestic environmental regulatory policies on U.S. international competitiveness*, [w:] A. M. Spence, H. A. Hazard (eds.), *International Competitiveness*, Ballinger, Cambridge, s. 221–262.
- Karp L., Sacheti S., Zhao J. (2001), *Common ground between free-traders and environmentalists*, “International Economic Review”, vol. 42 (3), s. 617–47.
- Kasprzak-Czelej A. (2013), *Determinanty wzrostu gospodarczego*, „Prace Naukowe Uniwersytetu Ekonomicznego we Wrocławiu”, nr 305, s. 323–333.
- Kellogg R. (2006), *The Pollution Haven Hypothesis: Significance and Insignificance*, Selected paper prepared for presentation at the American Agricultural Economics Association Annual Meeting, Long Beach, California, 23–26 July, s. 1–30, <http://ageconsearch.umn.edu> (dostęp: 25.08.2015).
- Kennedy P. W. (1994), *Equilibrium pollution taxes in open economies with imperfect competition*, “Journal of Environmental Economics and Management”, vol. 27 (1), s. 49–63.
- Kil J., Podciborski T. (2008), *Wpływ hałasu lotniczego na sposób zagospodarowania przestrzeni. Dźwięk w krajobrazie jako przedmiot badań interdyscyplinarnych*, Prace Komisji Krajobrazu Kulturowego, t. XI, Instytut Nauk o Ziemi UMCS, Komisja Krajobrazu Kulturowego PTG, Lublin, s. 228–238.
- King A. A., Shaver J. M. (2001), *Are aliens green? Assessing foreign establishments' environmental conduct in the United States*, “Strategic Management Journal”, vol. 22 (11), s. 1069–1086.
- Kirkpatrick C., Shimamoto K. (2008), *The effect of environmental regulation on the locational choice of Japanese foreign direct investment*, “Applied Economics”, vol. 40 (11), s. 1399–1409.
- Komisja Europejska (2009), Commission Decision of 24 December 2009 determining, pursuant to Directive 2003/87/EC of the European Parliament and of the Council, a list of sectors and subsectors which are deemed to be exposed to a significant risk of carbon leakage (notified under document C(2009) 10251).
- Koopman R., Wang Z., Wei S.-J. (2008), *How Much of Chinese Exports is Really Made in China? Assessing Foreign and Domestic Value-Added in Gross Exports*, Office of Economics Working Paper U.S. International Trade Commission, no. 2008–03-B, s. 1–38.
- Korves N., Martinez-Zarzoso I., Voicu A. M. (2011), *Is free trade good or bad for the environment? New empirical evidence*, [w:] H. Kheradmand (ed.), *Climate Change – Socioeconomic Effects*, <http://www.intechopen.com/books/climate-change-socioeconomic-effects/is-free-trade-good-or-bad-for-theenvironment-new-empirical-evidence> (dostęp: 10.01.2015).
- Kośmicki E. (2009), *Główne zagadnienia ekologizacji społeczeństwa i gospodarki*, Ekopress, Białystok.
- Kratena K., Meyer I. (2010), *CO₂ Emissions Embodied in Austrian International Trade*, “FIW Research Reports” 2009/2010, no. 2, January, Austrian Institute of Economic Research, s. 1–24.
- Laurance W. F. (2010), *Habitat destruction: Death by a thousand cuts*, [w:] N. S. Sodhi, P. R. Ehrlich, *Conservation Biology For All*, Oxford University Press, Oxford–New York, s. 73–87.
- Lee H., Roland-Holst D. (1997), *The environment and welfare implications of trade and tax policy*, “Journal of Development Economics”, vol. 52 (1), s. 65–82.

- Leger L. A. (1995), *Environmental Degradation as an Incentive for Trade*, "Review of International Economics", vol. 3 (3), s. 307–18.
- Leontief W. (1970), *Environmental repercussions and the economic structure: An input-output approach*, "The Review of Economics and Statistics", vol. 52 (3), MIT Press, Cambridge, s. 262–271.
- Levinson A. (1996), *Environmental regulations and manufacturers' location choices: Evidence from the Census of Manufactures*, "Journal of Public Economics", vol. 61 (1), s. 5–29.
- Levinson A., Taylor M. S. (2003), *Trade and the environment: Unmasking the pollution haven hypothesis*, (Georgetown University Working Paper), University of Georgetown, Washington D.C.
- Li K., Morck R., Yang F., Yeung B. (2004), *Firm-Specific Variation and Openness in Emerging Markets*, "The Review of Economics and Statistics", vol. 86, s. 658–669.
- Liang F. H. (2008), *Does Foreign Direct Investment harm the host country's environment? Evidence from China*, SSRN Working Paper, http://www.papers.ssrn.com/sol3/papers.cfm?abstract_id=1479864 (dostęp: 15.02.2015).
- Limnuechokchai B., Suksuntornsiri P. (2007), *Embedded energy and total greenhouse gas emissions in final consumptions within Thailand*, "Renewable and Sustainable Energy Reviews", vol. 11 (2), s. 259–281.
- List J., Gallet C. (1999), *The environmental Kuznets curve: Does one size fit all*, "Ecological Economics", vol. 31 (3), s. 409–423.
- Litman T. (2010), *Evaluating Transportation Economic Development Impacts. Understanding How Transport Policy and Planning Decisions Affect Employment, Incomes, Productivity, Competitiveness, Property Values and Tax Revenues*, Victoria Transport Policy Institute, Victoria.
- Loo B. P. Y., Li L., Psaraki V., Pagoni I. (2014), *CO₂ emissions associated with hubbing activities in air transport: an international comparison*, "Journal of Transport Geography", no. 34, s. 185–193.
- Love P., Lattimore R. (2009), *Trade and growth*, [w:] *International Trade: Free, Fair and Open?*, OECD Publishing, Paris.
- Low P., Yeats A. (1992), *Do "Dirty" Industry Migrate?*, [w:] P. Low (ed.), *International Trade and the Environment*, World Bank Discussion Papers no. 159, Washington D.C., s. 89–103.
- Lucas R. E. B., Wheeler D., Hettige H. (1992), *Economic Development, Environmental Regulation and the International Migration of Toxic Industrial Pollution: 1960–1988*, World Bank Discussion Papers no. 159, Washington D.C.
- Ludema R., Wooton I. (1994), *Cross-border externalities and trade liberalization: The strategic control of pollution*, "Canadian Journal of Economics", vol. 27 (4), s. 950–966.
- Ludema R., Wooton I. (1997), *International trade rules and environmental cooperation under asymmetric information*, "International Economic Review", vol. 38 (3), s. 605–625.
- Lun Y. H. V., Lai K.-H., Cheng T. C. E. (2010), *Shipping and Logistics Management*, Springer, London.
- Ma H., Wang Z., Zhu K. (2015), *Domestic content in China's exports and its distribution by firm ownership*, "Journal of Comparative Economics", vol. 43 (1), s. 3–18.
- Machado G., Schaeffer R., Worrell E. (2001), *Energy and carbon embodied in the international trade of Brazil: An input-output approach*, "Ecological Economics", vol. 39 (3), s. 409–424.
- Macintosh A., Wallace L. (2009), *International aviation emissions to 2025: Can emissions be stabilised without restricting demand?*, "Energy Policy", vol. 37 (1), s. 264–273.

- Madej T. (1993), *Polityka ekologiczna a polityka ekonomiczna*, [w:] S. L. Bagdziński, M. Marszałkowska (red.), *Rola polityki ekonomicznej w procesie transformacji systemowej*, Wyd. Salus, Toruń.
- Maestad O. (2001), *Timber Trade Restrictions and Tropical Deforestation: A Forest Mining Approach*, "Resource and Energy Economics", vol. 23 (2), s. 111–132.
- Mahadevan R., Asafu-Adjaye J. (2007), *Energy consumption, economic growth and prices: A reassessment using panel VECM for developed and developing countries*, "Energy Policy", vol. 35 (4), s. 2481–2490.
- Malaga K. (2009), *O niektórych dylematach teorii wzrostu gospodarczego i ekonomii*, ZK PTE, Warszawa, http://www.pte.pl:80/250_artykuly_i_opinie.html (dostęp: 1.10.2016).
- Mani M. S., Wheeler D. (1998), *In search of pollution havens? Dirty industry in the world economy 1960–1995*, "The Journal of Environment and Development", vol. 7 (3), s. 215–247.
- Margulis S. (2004), *Causes of deforestation of the Brazilian Amazon*, World Bank Working Paper no. 22, <http://www.wds.worldbank.org> (dostęp: 20.03.2015).
- Markusen J. R. (1975), *International externalities and optimal tax structures*, "Journal of International Economics", vol. 5 (1), s. 15–29.
- Markusen J. R., Maskus K. E. (2001), *Multinational firms: Reconciling theory and evidence*, [w:] M. Blomstrom, L. Goldberg (eds.), *Topics in Empirical International Economics: A Festschrift in Honor of Robert Lipsey*, University of Chicago Press for National Bureau of Economic Research, Chicago.
- Maseland R. (2009), *Trade in a world with recyclable resources*, DEGIT Conference Papers, no. c014_008, s. 1–12.
- Mazur E. (2008), *Gospodarka a środowisko przyrodnicze*, Zachodniopomorska Szkoła Biznesu, Szczecin.
- Mazur E. (2010), *Terenochłonność transportu drogowego i kolejowego w XX wieku*, „Problemy Transportu i Logistyki”, nr 11, „Zeszyty Naukowe”, nr 601, s. 135–144.
- Mäenpää I., Siikavirta H. (2007), *Greenhouse gases embodied in the international trade and final consumption of Finland: An input-output analysis*, "Energy Policy", vol. 35 (1), s. 128–143.
- McAlpine C., Etter A., Fearnside P., Seabrook L., Laurance W. (2009), *Increasing world consumption of beef as a driver of regional and global change: A call for policy action based on evidence from Queensland (Australia), Colombia and Brazil*, "Global Environmental Change", vol. 19 (1), s. 21–33.
- McGregor P. G., Swales J. K., Turne K. (2008), *The CO₂ 'trade balance' between Scotland and the rest of the UK: Performing a multi-region environmental input-output analysis with limited data*, "Ecological Economics", vol. 66 (4), s. 662–673.
- McGuire M. C. (1982), *Regulation, Factor Rewards, and International Trade*, "Journal of Public Economics", vol. 17 (3), s. 335–354.
- McPeak Ch., Devirian J., Seaman S. (2010), *Do environmentally friendly companies outperform the market?*, "The Journal of Global Business Issues", vol. 4 (1), s. 61–66.
- Melitz M. J. (2003), *The impact of trade on intra-industry reallocations and aggregate industry productivity*, „Econometrica”, vol. 71, no. 6, s. 1695–1725.
- Melitz M. J., Ottaviano G. (2008), *Market size, trade, and productivity*, „Review of Economic Studies”, vol. 75 (1), s. 295–316.

- Menes M. (2011), *Zagrożenia generowane przez rozwój i funkcjonowanie unijnego systemu transportu samochodowego*, „Transport Samochodowy”, nr 3, s. 13–32.
- Meric I., Watson C. D., Meric G. (2012), *Company green score and stock price*, “International Research Journal of Finance and Economics”, issue 82, s. 15–23.
- Merlevde B., Verbeke T., deClercq M. (2006), *The EKC for SO₂: Does firm size matter?*, “Ecological Economics”, vol. 59 (4), s. 451–461.
- Michaelides E. E. (2012), *Alternative Energy Sources, Green Energy and Technology*, Springer-Verlag, Berlin–Heidelberg.
- Milner Ch., Xu F. (2009), *On the pollution content of China’s trade: Clearing the air?*, “Research Paper Series China and the World Economy”, University of Nottingham, Research Paper no. 19, s. 1–32.
- Ministerstwo Transportu, Budownictwa i Gospodarki Morskiej (2013), *Strategia Rozwoju Transportu do 2020 roku (z perspektywą do 2030 roku)*, Warszawa.
- Mirabelli M. C., Wing S., Marshall S. W., Wilcosky T. C. (2006), *Race, poverty and potential exposure of middle-school students to air emissions from confined swine feeding operations*, “Environmental Health Perspectives”, vol. 114 (4), s. 591–596.
- Misala J. (2003), *Współczesne teorie wymiany międzynarodowej i zagranicznej polityki ekonomicznej*, Oficyna Wydawnicza SGH, Warszawa.
- Mongelli I., Tassielli G., Notarnicola B. (2006), *Global warming agreements, international trade and energy/carbon embodiments: An input-output approach to the Italian case*, “Energy Policy”, vol. 34 (1), s. 88–100.
- Morton D., DeFries R., Shimabukuro Y., Anderson L., Arai E., del Bon Espirito-Santo F., Freitas R., Morissette J. (2006), *Cropland expansion changes deforestation dynamics in the southern Brazilian Amazon*, “Proceedings of the National Academy of Sciences of USA”, no. 103 (39), s. 14637–14641.
- Mukhopadhyay K. (2006), *Impact on the environment of Thailand’s trade with OECD countries*, “Asia-Pacific Trade and Investment Review”, vol. 2, s. 25–46.
- Mukhopadhyay K., Chakraborty D. (2005), *Is liberalization of trade good for the environment? Evidence from India*, “Asia-Pacific Development Journal”, vol. 12 (1), s. 109–136.
- Muldoon A. (2006), *Where the green is: Examining the paradox of environmentally conscious consumption*, “Electronic Green Journal”, issue 23, April, s. 1–15.
- Mundell R. (1957), *International trade and factor mobility*, „The American Economic Review”, vol. 47, s. 321–335.
- Munksgaard J., Pedersen K. A. (2001), *CO₂ accounts for open economies: Producer or consumer responsibility?*, “Energy Policy”, vol. 29 (4), s. 327–334.
- Munro G. R., Scott A. D. (1985), *The economics of fisheries management*, [w:] A. V. Kneese, J. L. Sweeney (eds.), *Handbook in Natural Resource and Energy Economics*, vol. 2, Elsevier, Amsterdam, s. 623–676.
- Namini J. E. (2006), *Trade, neoclassical growth and heterogeneous firms*, <https://editorialexpress.com> (dostęp: 10.07.2016).
- Neher P. (1990), *Natural Resource Economics: Conservation and Exploitation*, Cambridge University Press, Cambridge.

- Neumayer E. (2001), *Pollution havens: An analysis of policy options for dealing with an elusive phenomenon*, "Journal of Environment and Development", vol. 10 (2), s. 147–177.
- Nguyen Duy L. (2012), *The Impact of Trade Liberalization on the Environment in GMS and South-east Asian Countries: An Empirical Study*, Conference Proceedings, International Conference on GMS 2020: "Balancing Economic Growth and Environmental Sustainability. Focusing on Food-Water-Energy Nexus", 20–21 February 2012, Asian Development Bank, Bangkok, s. 101–111.
- Nietrzeba-Marcinonis J. (2007), *Wpływ rekultywacji leśnej terenów pokopalnianych na wybrane właściwości gleb inicjalnych na przykładzie zwałowiska nadkładu Kopalni Węgla Brunatnego Turów S.A.*, praca doktorska, Uniwersytet Zielonogórski, Zielona Góra, http://zbc.uz.zgora.pl/Content/10046/Nietrzeba_Marcinonis.pdf (dostęp: 10.10.2014).
- Oddekalk K. (ed.) (2011), *Report on the Environmental Impact of farming of North Atlantic Salmon in Norway*, Green Warriors of Norway, Bergen.
- OECD (1999), *Foreign Direct Investment and the Environment*, OECD Proceedings, Paris.
- OECD (2002), *Guidelines Towards Environmentally Sustainable Transport*, OECD Publishing, Paris.
- OECD (2004), *Agriculture, Trade and the Environment: The Pig Sector*, OECD Publishing, Paris.
- OECD (2008), *Wpływ rolnictwa na środowisko naturalne od 1990 r.*, raport główny, Paryż.
- Oyamada K. (2003), *Dynamic Impacts of Trade Liberalization on Foreign Direct Investment*, Institute of Developing Economies, Japan External Trade Organization, s. 1–15, <https://www.gtap.agecon.purdue.edu> (dostęp: 10.10.2016).
- Pacheco P. (2006), *Agricultural expansion and deforestation in lowland Bolivia: The import substitution versus the structural adjustment model*, "Land Use Policy", vol. 23 (3), s. 205–225.
- Paczuski R. (2008), *Ochrona środowiska. Zarys wykładu*, Oficyna Wydawnicza Branta, Bydgoszcz.
- Page S. (1999), *Environment benefits from removing trade restrictions and distortions: Background for WTO negotiations*, Overseas Development Institute, <https://www.odi.org> (dostęp: 01.07.2016).
- Panagariya A., Palmer K., Oates W. E., Krupnick A. J. (1993), *Toward an integrated theory of open economy environmental and trade policy*, University of Maryland, "Working Paper", no. 93–98.
- Panayotou T. (1997), *Demystifying the environmental Kuznets curve: Turning a black box into a policy tool*, "Environment and Development Economics", vol. 2 (4), s. 465–484.
- Panek T., Zwierzchowski J. (2013), *Statystyczne metody wielowymiarowej analizy porównawczej. Teoria i zastosowania*, Oficyna Wydawnicza SGH, Warszawa.
- Patel P., Centner T. J. (2010), *Air pollution by concentrated animal feeding operations*, "Desalination and Water Treatment", vol. 19 (1–3), s. 12–16.
- Paudel K. P., Zapata H., Susanto D. (2005), *An empirical test of environmental Kuznets curve for water pollution*, "Environmental and Resource Economics", vol. 31 (3), s. 325–348.
- Pearce D. (1993), *Blueprint 3: Measuring Sustainable Development*, Earthscan, London.
- Pearson Ch. S. (2000), *Economics and the global environment*, Cambridge University Press, Cambridge.
- Peretto P. F., Valente S. (2011), *Resources, innovation and growth in the global economy*, "Journal of Monetary Economics", vol. 58 (4), s. 387–399.
- Perroni C., Wagle R. M. (1994), *International trade and environmental quality: How important are the linkages?*, "Canadian Journal of Economics", vol. 27 (3), s. 551–567.

- Pestemon J. (2000), *Public open access and private timber harvests: Theory and application to the effects of trade liberalization in Mexico*, "Environmental and Resource Economics", vol. 17 (4), s. 311–334.
- Peters G. P., Hertwich E. G. (2006), *Pollution embodied in trade: The Norwegian case*, "Global Environmental Change", vol. 16 (4), s. 379–387.
- Peters G. P., Hertwich E. G. (2008), *CO₂ embodied in international trade with implications for global climate policy*, "Environmental Science & Technology", vol. 42 (5), s. 1401–1407.
- Peters G. P., Andrew R., Lennox J. (2011), *Constructing an environmental-extended multi-regional input-output table using the GTAP database*, "Economic Systems Research", vol. 23 (2), s. 131–152.
- Peters G. P., Minx J. C., Weber C. L., Edenhofer O. (2011), *Growth in emission transfers via international trade from 1990 to 2008*, "Proceedings of the National Academy of Sciences", no. 108, s. 8903–8908.
- Pethig R. (1976), *Pollution, welfare and environmental policy in the theory of comparative advantage*, "Journal of Environmental Economics and Management", vol. 2 (3), s. 160–169.
- Pietrewicz J. W. (2011), *Ochrona środowiska w warunkach procesów globalizacji*, Oficyna Wydawnicza SGH, Warszawa.
- Pimentel D., Burgess M. (2013), *Soil erosion threatens food production*, "Agriculture", vol. 3, s. 443–463.
- Plich M. (2002), *Wykorzystanie modelu matematycznego do symulacji skutków wprowadzania podatku od emisji dwutlenku węgla*, [w:] S. Czaja (red.), *Instrumenty rynkowe w ochronie środowiska*, Europejskie Stowarzyszenie Ekonomistów Środowiska i Zasobów Naturalnych, Biblioteka „Ekonomia i Środowisko” nr 29, Katedra Ekonomii Ekologicznej AE we Wrocławiu, I-Bis, Wrocław.
- Plich M. (2003), *NAMEA for Poland: Problems of constructing and results of analysis based on pilot version*, [w:] W. Welfe (ed.), *Modelling Economies in Transition*, Wyd. Absolwent, Łódź, s. 193–210.
- Prasertsom N. (2011), *Asymmetric trade, growth and open access renewable resources*, [w:] N. Prasertsom, *Endogenous Growth, Trade, and the Environment*, praca doktorska, Duke University, Durham, https://dukespace.lib.duke.edu/dspace/bitstream/handle/10161/3907/Prasertsom_duke_0066D_10839.pdf?sequence=1 (dostęp: 01.04.2015), s. 47–78.
- Primavera J. H. (2006), *Overcoming the impacts of aquaculture on the coastal zone*, "Ocean & Coastal Management", vol. 49, s. 531–545.
- Prognoza oddziaływania na środowisko projektu master planu dla transportu kolejowego w Polsce do 2030 roku* (2008), Ministerstwo Infrastruktury, Warszawa.
- Proops J., Faber M., Wagenhals G. (1993), *Reducing CO₂ Emissions: A Comparative Input-Output Study for Germany and the UK*, Springer, Berlin.
- Przybyliński M. (2000), *Przykład zastosowania modeli input-output do analizy wpływu gospodarki na stan środowiska naturalnego. Bilans utajonego transferu zanieczyszczeń dla Polski*, [w:] H. Sasinowski (red.), *Ekorozwój w polityce regionalnej. Ekonomiczne aspekty ekorozwoju*, Wyd. Politechniki Białostockiej, Białystok, s. 67–86.
- Przybyliński M. (2004), *Handel zagraniczny a zanieczyszczenia powietrza w Polsce. Podejście input-output*, [w:] A. Budnikowski (red.), *Ochrona środowiska a procesy integracji i globalizacji*, Oficyna Wydawnicza SGH, Warszawa, s. 107–119.

- Przybyliński M. (2012), *Metody i tablice przepływów międzygałęziowych w analizach handlu zagranicznego Polski*, Wyd. Uniwersytetu Łódzkiego, Łódź.
- Raspiller S., Riedinger N. (2004), *Do environmental regulations influence the location behavior of French firms?*, Paper Presented at the Thirteenth Annual Conference of the EAERE, Budapest.
- Ratajczak M. (1999), *Infrastruktura w gospodarce rynkowej*, Wyd. Akademii Ekonomicznej w Poznaniu, Poznań.
- Rees W. (1992), *Ecological footprints and appropriated carrying capacity: What urban economics leaves out?*, "Environment and Urbanisation", vol. 4 (2), s. 121–130.
- Rees W., Wackernagel M. (1996), *Our ecological footprint: Reducing human impact on the Earth*, New Society Publishers, Vancouver, s. 1–178.
- Ren S., Yuan B., Ma X., Chen X. (2014), *International trade, FDI (foreign direct investment) and embodied CO₂ emissions: A case study of Chinas industrial sectors*, "China Economic Review", vol. 28, s. 123–134.
- Review of Maritime Transport 2015* (2015), United Nations Conference on Trade and Development (UNCTAD), United Nations, New York–Geneva.
- Rezza A. A. (2013), *FDI and pollution havens: Evidence from the Norwegian manufacturing sector*, "Ecological Economics", vol. 90, s. 140–149.
- Rietveld P. (1989), *Infrastructure and regional development*, "The Annals of Regional Science", vol. 23, s. 255–274.
- Ritz R. A. (2009), *Carbon leakage under incomplete environmental regulation: An industry-level approach*, "Economics Series Working Papers", no. 461, University of Oxford, Department of Economics, s. 1–33.
- Robalino J., Herrera L. D. (2010), *Trade and deforestation: A literature review*, World Trade Organization, Economic Research and Statistics Division, Staff Working Paper ERSD-2010–04.
- Robinson H. D. (1988), *Industrial pollution abatement: The impact on balance of trade*, "The Canadian Journal of Economics", vol. 21 (February), s. 187–199.
- Rock M. (1996), *Pollution intensity of GDP and trade policy: Can the World Bank be wrong?*, "World Development", vol. 24 (3), s. 471–479.
- Rodriguez F. R. (2007), *Openness and growth: What have we learned?*, Department of Economics and Social Affairs, "DESA Working Papers", no. 51, s. 1–25.
- Rodriguez F., Rodrik D. (2001), *Trade Policy and Economic Growth: A Skeptic's Guide to Cross-National Evidence*, [w:] B. S. Bernanke, K. Rogoff (eds.), *NBER Macroeconomics Annual 2000*, vol. 15, MIT Press, Cambridge, s. 261–338.
- Rodrik D. (2002), *Institutions, Integration and Geography: In Search of the Deep Determinants of Economic Growth*, <https://www.hks.harvard.edu> (dostęp: 30.09.2016).
- Rugman A. M. (1990), *Multinationals and Canada-United States free trade*, University of South Carolina Press, Columbia.
- Russo M. V., Fouts P. A. (1997), *A resource-based perspective on corporate environmental performance and profitability*, "Academy of Management Journal", vol. 40 (30), s. 534–559.
- Rutkowski G. (2011), *Problemy bezpieczeństwa w przemyśle off-shore, cz. 1: Rozlewy olejowe oraz inne rodzaje zagrożeń rejestrowane w sektorze off-shore*, „Prace Wydziału Nawigacyjnego Akademii Morskiej w Gdyni”, nr 26, s. 61–77.

- Salamaga M. (2013), *Modelowanie wpływu bezpośrednich inwestycji zagranicznych na handel zagraniczny w świetle wybranych teorii ekonomii na przykładzie krajów Europy Środkowo-Wschodniej*, Wyd. Uniwersytetu Ekonomicznego w Krakowie, Kraków.
- Samarasinghe R. (2012), *Green consumerism. Individual's ethics and politics as predictors of pro-environmental behavior*, "Delhi Business Review", vol. 13 (1), January–June, s. 41–48.
- Santos-Paulino A., Thirlwall A. P. (2004), *The impact of trade liberalisation on exports, imports, and the balance of payments of developing countries*, "Economic Journal", vol. 114 (1), s. F50–F72.
- Sánchez-Chóliz J., Duarte R. (2004), *CO₂ emissions embodied in international trade: Evidence for Spain*, "Energy Policy", vol. 32 (18), s. 1999–2005.
- Schäfer A. W., Waitz I. A. (2014), *Air transportation and the environment*, "Transport Policy", vol. 34, s. 1–4.
- Schatan C. (2000), *Mexico's Manufacturing Exports and the Environment Under NAFTA*, Paper prepared for the North American Symposium on Understanding the Linkages between Trade and Environment Commission for Environmental Cooperation, 11–12 October, Commission for Environmental Cooperation (CEC), Montreal.
- Selden T. M., Song D. (1994), *Environmental quality and development: Is there an environmental Kuznet's curve for air pollution?*, "Journal of Environmental Economics and Management", vol. 27 (2), s. 147–162.
- Shafik N. (1994), *Economic development and environmental quality: An econometric analysis*, "Oxford Economic Papers", vol. 46, s. 757–773.
- Shafik N., Bandyopadhyay S. (1992), *Economic growth and environmental quality: Time series and cross country evidence*, "World Development Working Paper WPS" no. 904, The World Bank, Washington D.C.
- Siebert H. (1974), *Environmental Protection and International Specialization*, "Weltwirtschaftliches Archiv", vol. 110, s. 494–508.
- Siebert H. (1977), *Environmental Quality and the Gains from Trade*, "Kykkos", vol. 30 (4), s. 657–673.
- Skok-Wódkowska M. (2012), *Ochrona środowiska w systemie prawnym Światowej Organizacji Handlu*, Instytut Wydawniczy Euro Prawo, Warszawa.
- Smarzynska B., Wei S.-J. (2000), *Corruption and composition of foreign direct investment: Firm level evidence*, "NBER Working Paper", no. 7969.
- Smarzynska B., Wei S.-J. (2001), *Pollution havens and foreign direct investment: Dirty secret or popular myth?*, "NBER Working Paper", no. 8465.
- Squalli J., Wilson K. (2011), *A new measure of trade openness*, "The World Economy", vol. 34 (10), s. 1745–1770.
- Stangel M. (2014), *Airport city. Strefa okołolotniskowa jako zagadnienie urbanistyczne*, Helion, Gliwice.
- Staniszewska M., Bistram K. (2006), *Transport morski jako źródło zagrożeń środowiska w polskim obszarze morskim*, „Journal of KONES Powertrain and Transport”, vol. 13 (3), s. 361–369.
- Starzyńska W. (red.) (2004), *Podstawy statystyki*, Difin, Warszawa.
- Steen-Olsen K., Weinzettel J., Cranston G., Ercin A. E., Hertwich E. G. (2012), *Carbon, land, and water footprint accounts for the European Union: Consumption, production, and displacements through international trade*, „Environmental Science Technology”, vol. 46 (20), s. 10883–10891.

- Stern D. I. (1998), *Progress on the environmental Kuznets curve?*, "Environment and Development Economics", vol. 3, s. 173–196.
- Stern D. I. (2004), *The rise and fall of the environmental Kuznets curve*, "World Development", vol. 32 (8), Working Paper Version, s. 1419–1439.
- Stern D. I. (2005), *Beyond the environmental Kuznets curve: Diffusion of sulfur-emissions-abating technology*, "Journal of Environment and Development", vol. 14 (1), Working Paper Version, s. 101–124.
- Straumann R. (2003), *Exporting Pollution? Calculating the Embodied Emissions in Trade for Norway*, Økonomisk institutt, Universitetet i Oslo, s. 1–58, <https://www.duo.uio.no> (dostęp: 01.10.2014).
- Strutt A., Anderson K. (2000), *Will trade liberalization harm the environment? The case of Indonesia to 2020*, "Environmental and Resource Economics", vol. 17 (3), s. 203–232.
- Sturm D. M. (2003), *Trade and the environment: A survey of the literature*, [w:] L. Marsiliani, M. Rauscher, C. Withagen (eds.), *Environmental Policy in an International Perspective*, Kluwer Academic Publisher, Dordrecht, s. 119–149.
- Su B., Ang B. W., Low M. (2013), *Input-output analysis of CO₂ emissions embodied in trade and the driving forces: Processing and normal exports*, "Ecological Economics", vol. 88, s. 119–125.
- Suchecky B. (2000), *Panel Data and Multivariate Models in the Economic Researches*, Wyd. Uniwersytetu Łódzkiego, Łódź.
- Szyszek J., Rylke J., Jeżewski P., Dymitryszyn I. (red.) (2013), *Ocena i wycena zasobów przyrodniczych*, Wyd. Szkoły Głównej Gospodarstwa Wiejskiego, Warszawa.
- Świerkocki J. (2004), *Zarys międzynarodowych stosunków gospodarczych*, PWE, Warszawa.
- Takarada Y. (2009), *Transboundary renewable resource and international trade*, The Research Institute of Economy, Trade and Industry, Tokyo, „RIETI Discussion Paper Series” 09-E-041.
- Tang H., Harrison A. (2005), *Liberalization of Trade: Why So Much Controversy?*, [w:] R. Zaghera (ed.), *Economic Growth in the 1990s: Learning from a Decade of Reform*, The World Bank, Washington D.C., s. 133–155.
- The Future of International Freight. A Range of Factors Point to Fundamental Change in the Freight Industry* (2009), A.T. Kearney Inc., Chicago.
- The Impact of EU Consumption on Deforestation: Comprehensive Analysis of the Impact of EU Consumption on Deforestation* (2013), European Commission, Final report, Brussels.
- Thompson A. (2014), *Environmental Kuznets curve for water pollution: The case of border countries*, "Modern Economy", vol. 5, s. 66–69.
- Thrane M. (2004), *Environmental Impacts from Danish Fish Product. Hot Spots and Environmental Policies*, Department of Development and Planning, Aalborg University, Aalborg.
- Tobey J. (1990), *The effects of domestic environmental policies on patterns of world trade*, "Kykkos", vol. 43 (2), s. 191–209.
- Trade and Environment* (1999), Special studies, no. 4, WTO, Geneva.
- Transport. Wyniki działalności w 2014* (2015), GUS, Warszawa.
- Trends in the Transport Sector 2012* (2012), OECD, ITF.
- Truong T. P. (2010), *A comparative study of selected Asian countries on carbon emissions with respect to different trade and climate changes mitigation policy scenarios*, "Asia-Pacific Research and Training Network on Trade Working Paper Series", no. 86, November, s. 1–42.

- Tunç G. I., Türüt-Asik S., Akbostancı E. (2007), *CO₂ emissions vs. CO₂ responsibility: An input-output approach for the Turkish economy*, "Energy Policy", vol. 35, s. 855–868.
- Turner K., Cui C. X., Ha S. J., Hewings G. (2012), *Input-output analyses of the pollution content of intra- and international trade flows*, "Contemporary Social Science", vol. 1, s. 1–31.
- Uherek E. et al. (2010), *Transport impacts on atmosphere and climate: Land transport*, "Atmospheric Environment", vol. 44 (37), s. 4772–4816.
- Unal A., Hu Y., Chang M. E., Odman M. T., Russell A. G. (2005), *Airport related emissions and impacts on air quality: Application to the Atlanta International Airport*, "Atmospheric Environment", vol. 39, s. 5787–5798.
- United Nations Department of Economic and Social Affairs (UN DESA) (2007), *The Adverse Impacts of Oil Pollution on the Environment and Wellbeing of a Local Indigenous Community: The Experience of the Ogoni People of Nigeria*, Khabarovsk (Russian Federation).
- UNECLAC (United Nations Economic Commission for Latin America and the Caribbean) (2011), *The Economics of Climate Change in the Caribbean – Summary Report 2011*, Port of Spain, http://unctad.org/meetings/en/Contribution/cimem7_2014_C1_ClimateChange_Caribbean_Summary_en.pdf (dostęp: 12.10.2014).
- Unteroberdoerster O. (2001), *Trade and transboundary pollution: Spatial separation reconsidered*, "Journal of Environmental Economics and Management", vol. 41 (3), s. 269–285.
- Upham P., Thomas C., Gillingwater D., Raper D. (2003), *Environmental capacity and airport operations: Current issues and future prospects*, "Journal of Air Transport Management", vol. 9 (3), s. 145–151.
- US Energy Information Administration (International Energy Statistics) (2013), "Oil and Gas Journal", <http://www.eia.gov> (dostęp: 15.10.2014).
- van Veen-Groot D. B., Nijkamp P. (1999), *Globalisation, transport and the environment: New perspectives for ecological economics*, "Ecological Economics", vol. 31 (3), s. 331–346.
- Vanderheiden S. (2008), *Green Consumerism: Saving the World at the Cash Register?*, Conference Papers – Western Political Science Association, Annual Meeting, San Diego, s. 1–19.
- Vickerman R. W. (2002), *Transport and economic development*, [w:] *Transport and Economic Development*, "Round Table" no. 119, European Conference of Ministers of Transport, OECD, Paris, s. 139–177.
- Wacziarg R., Welch K. H. (2008), *Trade Liberalization and Growth: New Evidence*, "World Bank Economic Review", vol. 22 (2), s. 187–231.
- Wagner U. J., Timmins C. (2009), *Agglomeration effects in foreign direct investment and the pollution haven hypothesis*, "Environmental and Resource Economics", vol. 43 (2), s. 2231–256.
- Waldkirch A., Gopinath M. (2004), *Pollution Haven or Hythe? New Evidence from Mexico*, International Trade 0412005, Economics Working Paper Archive at WUSTL, s. 1–34.
- Walley N., Whitehead B. (1994), *It's not easy being green*, "Harvard Business Review", vol. 72 (3), s. 2–7.
- Walter I. (1973), *The pollution content of American trade*, "Western Economic Journal", vol. 11 (1), s. 61–70.
- Walter I. (1974), *International trade and resource diversion: The case of environmental management*, "Weltwirtschaftliches Archiv", vol. 110 (3), s. 482–493.
- Walter I. (1975), *International Economics of Pollution*, Wiley, New York.

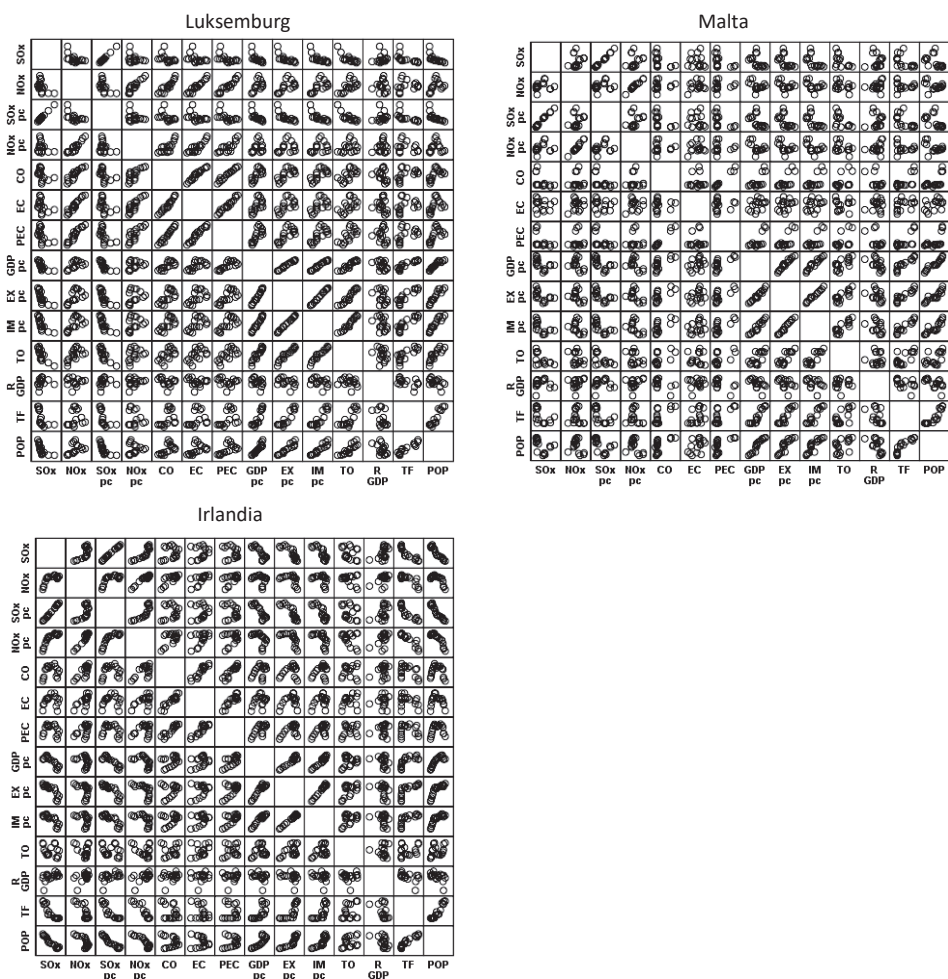
- Walter I., Ugelow J. (1979), *Environmental policies in developing countries*, "Ambio", no. 8, s. 102–109.
- Wang H., Jin Y. (2002), *Industrial ownership and environmental performance: Evidence from China*, "World Bank Policy Research Working Paper", no. 2936, s. 1–28.
- Wei S.-J. (1997), *Why is corruption so much more taxing than taxes? Arbitrariness kills*, "NBER Working Paper", no. 6255, November, s. 1–24.
- Wei S.-J. (2000a), *How taxing is corruption on international investors?*, "Review of Economics and Statistics", vol. 82 (1), February, s. 1–11.
- Wei S.-J. (2000b), *Local corruption and global capital flows*, "Brookings Papers on Economic Activity", no. 2, s. 303–354.
- Weitzel M., Ma T. (2014), *Emissions embodied in Chinese exports taking into account the special export structure of China*, "Energy Economics", vol. 45, s. 45–52.
- Welfe A. (2003), *Ekonometria*, PWE, Warszawa.
- Wheeler D. (2001), *Racing to the bottom? Foreign investment and air pollution in developing countries*, "Journal of Environment and Development", vol. 10 (3), s. 225–245.
- WHO (2001), *WHO global strategy for containment of antimicrobial resistance*, http://www.who.int/drugresistance/WHO_Global_Strategy_English.pdf (dostęp: 20.02.2015).
- Wilson E., von Quillfeldt C. H. (eds.) (2003), *Determining especially important areas in the waters around Lofoten islands in the Barents Sea*, Report to the Interdepartmental Committee for Management Planning for the Barents Sea, <https://www.worldwildlife.org> (dostęp: 20.10.2014).
- Winpenny J. (1995), *Wartość środowiska. Metody wyceny ekonomicznej*, PWE, Warszawa.
- World Trade Report 2011 (2011), *The WTO and preferential trade agreements: From co-existence to coherence*, Geneva.
- Wspólna polityka rybołówstwa w liczbach. Podstawowe dane statystyczne (2014), Unia Europejska, Belgia.
- Wu Y., Zeng L. (2008), *The impact of trade liberalization on the trade balance in developing countries*, "IMF Working Papers" WP 08/14, January, s. 1–19.
- Wyckoff A., Roop J. (1994), *The embodiment of carbon in imports of manufactured products. Implications for international agreements on greenhouse gas emissions*, "Energy Policy", vol. 22 (3), s. 187–194.
- Wysokińska Z. (2001), *Związki między liberalizacją handlu a ochroną środowiska w procesie globalizacji gospodarki i integracji europejskiej*, http://ce.uw.edu.pl/pliki/pw/3-2001_Wysokinska.pdf (dostęp: 10.10.2016).
- Xing Y., Kolstad Ch. D. (1996), *Environment and trade: A review of theory and issues*, "MPRA Paper", no. 27694, s. 1–42.
- Xing Y., Kolstad Ch. D. (2002), *Do lax environmental regulations attract foreign investment?*, "Environmental and Resource Economics", vol. 21 (1), s. 1–22.
- Xu Y., Dietzenbacher E. (2014), *A structural decomposition analysis of the emissions embodied in trade*, "Ecological Economics", vol. 101, s. 10–20.
- Yanase A. (2013), *Free trade may save a renewable resource from exhaustion*, "Economics Bulletin", vol. 33 (1), s. 226–233.

- Yeaple S. R. (2005), *A simple model of firm heterogeneity, international trade, and wages*, „Journal of International Economics”, vol. 65 (1), s. 1–20.
- Zarsky L. (1999), *Havens, halos and spaghetti: Untangling the relationship between FDI and the environment*, [w:] *Proceedings of OECD Foreign Direct Investment and the Environment Conference*, OECD, Paris, s. 47–73.
- Żylicz T. (2004), *Ekonomia środowiska i zasobów naturalnych*, PWE, Warszawa.

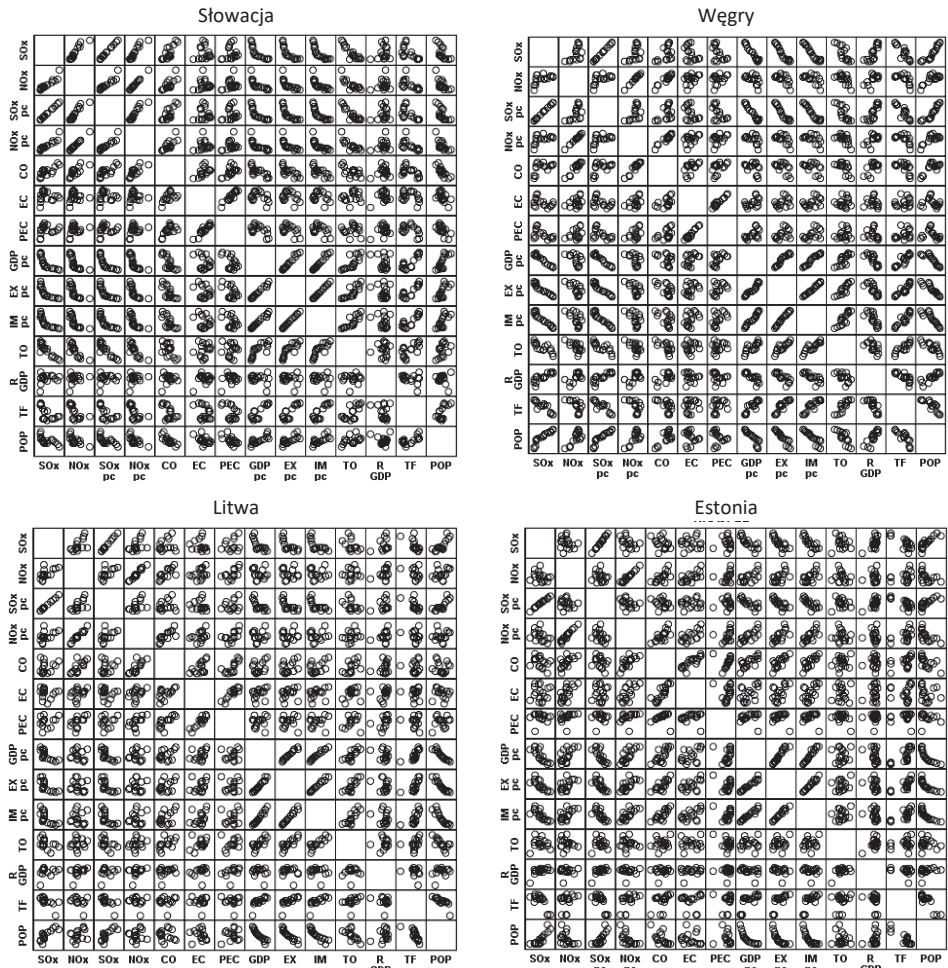
Strony internetowe

www.aci.areo.org
www.bts.gov
www.carbontrust.co.uk
www.comtrade.un.org
www.cottoninc.com
www.data.worldbank.org
www.ec.europa.eu
www.eia.gov
www.epi.yale.edu
www.fao.org
www.footprintnetwork.org
www.heritage.org
www.ics-shipping.org
www.oecd.org
www.soilassociation.org
www.stats.oecd.org
www.ulc.gov.pl
www.usda.gov
www.wto.org

Aneks

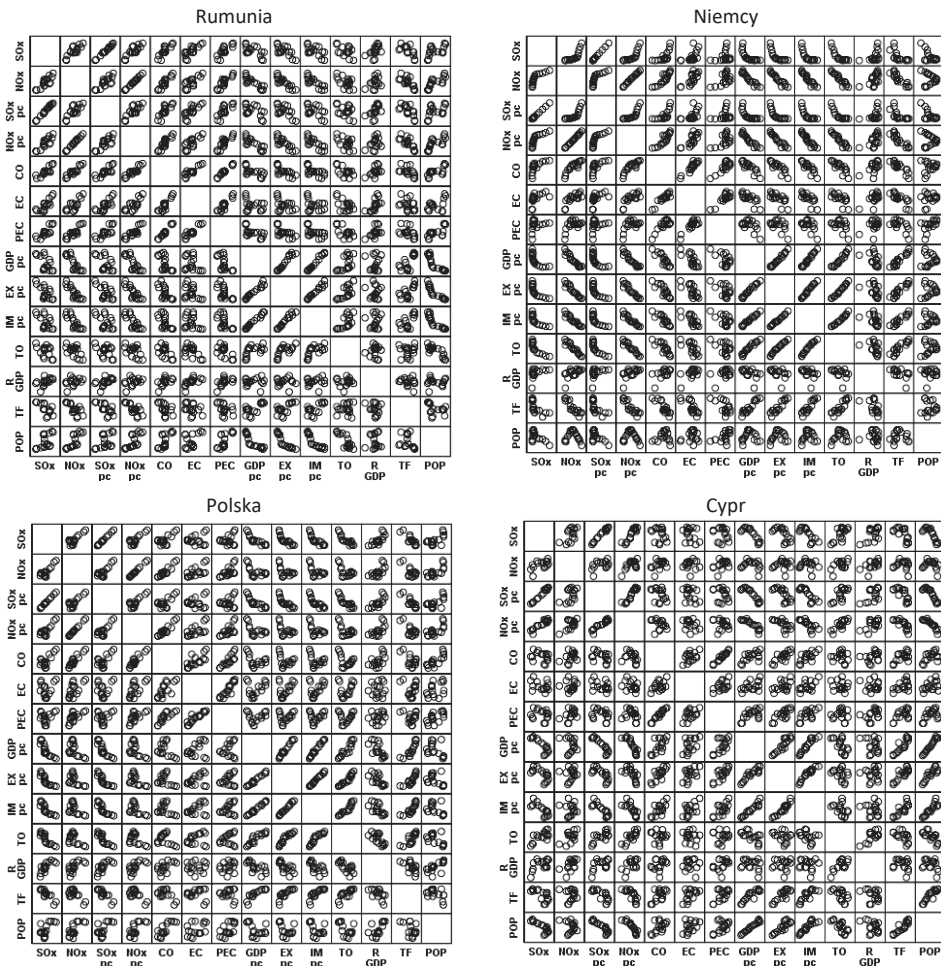


Rysunek A.1. Polutogenność handlu zagranicznego Luksemburga, Malty i Irlandii w relacji do wybranych wielkości makroekonomicznych w latach 1995–2011
Źródło: opracowanie własne.



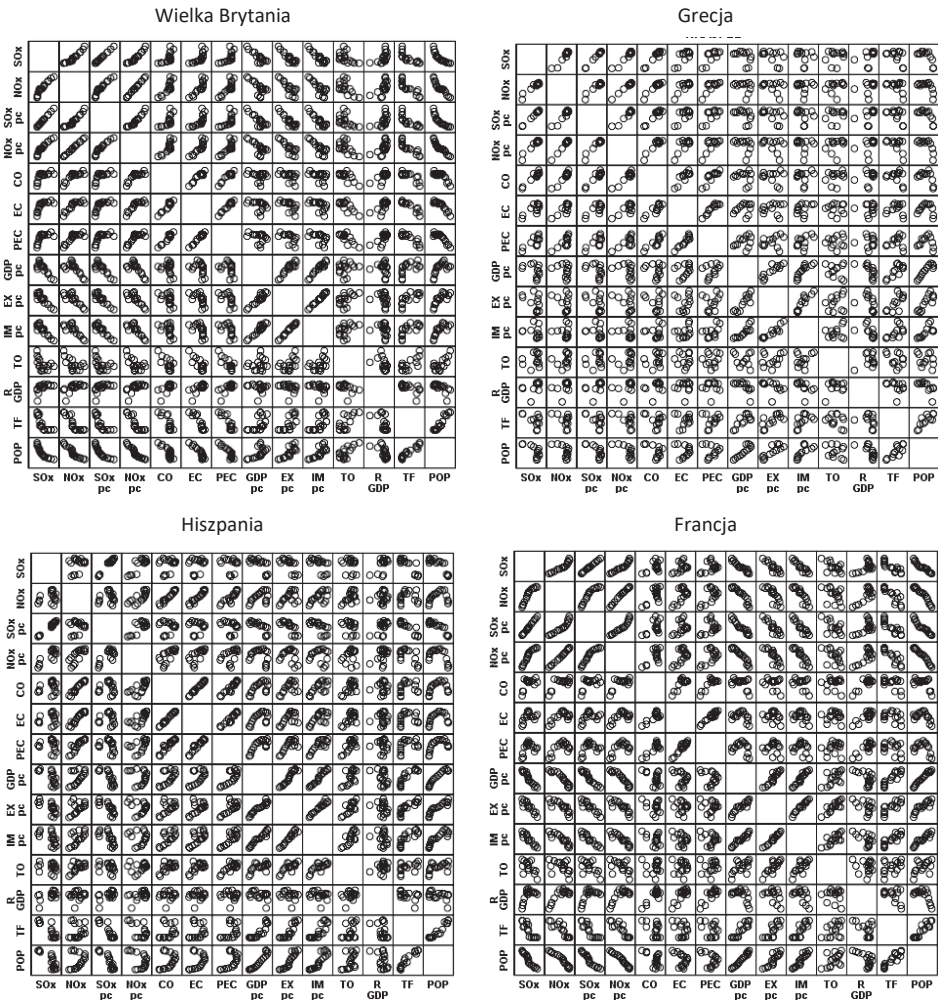
Rysunek A.2. Polutogenność handlu zagranicznego Słowacji, Węgier, Litwy i Estonii w relacji do wybranych wielkości makroekonomicznych w latach 1995–2011

Źródło: opracowanie własne.



Rysunek A.3. Polutogenność handlu zagranicznego Rumunii, Niemiec, Polski i Cypru w relacji do wybranych wielkości makroekonomicznych w latach 1995–2011

Źródło: opracowanie własne.



Rysunek A.4. Polutogenność handlu zagranicznego Wielkiej Brytanii, Grecji, Hiszpanii i Francji w relacji do wybranych wielkości makroekonomicznych w latach 1995–2011

Źródło: opracowanie własne.

International trade liberalisation and the environment

The case study of the European Union

(Summary)

The main objective of this monograph is to identify and assess environmental effects of international trade liberalisation presented as relations between trade liberalisation and the scale of environmental hazards in the EU Member States (both EU-27 and broken down into “old” and “new” Member States) for selected types of pollutions. The main objective shall be attained through the following detailed goals: (1) review and evaluation of theoretical and empirical studies on how international trade and its liberalisation effect the quality of the environment, (2) identification of potential environmental hazards resulting from trade liberalisation, (3) examining relations between contamination with selected pollutants and the degree of trade liberalisation (measured with the following indicators: trade openness and trade freedom) in the EU Member States over the period 1990–2012, (4) construction and empirical verification of models that demonstrate relationships between trade liberalisation and environmental pollution in the EU Member States.

The monograph puts forward the following main research hypothesis: trade liberalisation measured with trade openness (relation between the sum of exports and imports to GDP in nominal terms) and trade freedom (average tariff and non-tariff barriers) indicators and the intensification of trade in goods and services are not always detrimental to natural environment. The hypothesis was formulated based on the assumption that trade liberalisation impacts the environment only indirectly by influencing economic growth, which is considered a relevant factor of environmental changes.

The main hypothesis is accompanied by two more detailed ones. According to the first one the environmental Kuznets curve, which depicts the relationships between economic growth and the environment provides a basis for modelling the impact of international trade upon pollutants’

emissions. The second detailed hypothesis reads that relationships between trade liberalisation and environmental pollutions are stronger in the “old” EU Member States than in the “new” ones. To validate our hypotheses and draw conclusions within the research area covered by the study we had to conduct in-depth studies. In order to do so, we took advantage of interdisciplinary scientific achievements, mainly in international trade, environmental economics, natural resources, and macroeconomics. Moreover, our analyses were based on numerous statistical papers, reports from research, normative acts, and data from Eurostat and various international organisations. The last part of the monograph offers statistical conclusions and attempts to build an econometric model that describes relationships between trade liberalisation measured with trade openness and trade freedom and environmental pollution in the European Union.

The study encompasses six chapters. The first one reviews theoretical concepts developed over recent 40 years, which discuss environmental impact of trade liberalisation and highlights various approaches to the inclusion of environmental issues into trade theory. For reasons pertaining to the clarity of reasoning we focused our research on crucial problems and leading themes. Such approach has determined the structure of the chapter. Firstly, we revealed fundamental relationships among trade, its liberalisation, and demand for environmental functions. On top of that, we examined the issue of comparative advantage at environmental level and studied contributions on trade liberalisation against environmental regulations, ownership of environmental resources, recycling, and transboundary pollutions.

Theoretical studies did not produce any unambiguous answer to the question about the impact of trade liberalisation upon the environment and showed new ways of presenting both phenomena against the background of their mutual relations. Chapter two tries to organise the major findings of empirical studies, which, similarly to theoretical models, originate from economics and got enriched with environmental elements. Due to vast diversity of statistical and econometric methods used in multidimensional analyses, we decided to group them into general and partial equilibrium models, regression models, and *input-output* models. This approach helped us demonstrate difficulties in applying theoretical tools in building empirical models and restrictions in their direct application to formulate recommendations for bodies responsible for environmental policy or trade.

Relationships between trade and environment are also perceived in the light of the so called pollution haven concept. Subject matter literature stresses that trade liberalisation has not only fostered international trade but also boosted the role of foreign direct investment in contemporary economy. FDI may replace (horizontal investment) or generate (vertical investment) international flows of goods and services. Due to these links, chapter three discusses environmental

effects of international flows of foreign direct investment. These subjects are often combined in research to validate the pollution haven hypothesis.

Chapter four reveals major global environmental hazards resulting from intensification and liberalisation of international trade, as well as increasing global production and consumption. More intense business activity increases demand for natural resources, which leads to, inter alia, predatory mining of resource or reclamation of tropical forest. Other effects of growth and trade liberalisation include increasing demand for transport. In this case, intensifying environmental pressure results from growing volumes of transported goods, which may cause significant burden and problems visible not only in local or regional but also in global scale.

Last two chapters present results of our own empirical studies on relationships between trade liberalisation and the environment in the EU Member States (except Croatia). Due to significant diversity in economic and social development, we divided the sample into EU-15 (the so called “old” Member States) and EU-12 (the so called “new” Member States). Statistical reasoning and econometric modelling were conducted using secondary resources for the years 1990–2012, mainly based on data from Eurostat, the World Bank, International Energy Statistics, and OECDstat. The study covered three pollutants: SO_x , NO_x , CO_2 (as *per capita* emissions from energy consumption), we also considered energy consumption. Trade liberalisation is measured with two indicators: trade openness (TO) and trade freedom (TF).

Relationship between trade liberalisation and environmental pollution was evaluated at multiple levels. Firstly, we identified simple indicators of correlation between these phenomena for a cross-cut time sample. Secondly, we examined the relationship between environmental pollution and TO, the most often used indicator of trade liberalisation. Thirdly, besides trade liberalisation, multidimensional econometric analysis (regression and panel models) take account of other determinants (in the light of studies conducted so far) pollutogenity also considered in the environmental Kuznets curve hypothesis. The study was conducted on a cross-cut time sample covering data about 27 EU Member States for a period of 17 years (1995–2011). Panel models were estimated for individual measures of environmental pollution against the same set of explanatory variables.

Each chapter closes with major conclusions, which synthetically summarise key themes of the analysis. Final conclusions from research can be found at the end of the monograph.

Spis rysunków i tabel

Rysunki

1.1. Podstawowe funkcje środowiska i zagrożenia związane z rozwojem handlu międzynarodowego	19
4.1. Udział wybranych krajów i regionów w światowym eksporcie węgla w latach 2007–2012	104
5.1. Otwartość handlu w krajach UE-27 w 2012 r.	158
6.1. Wskaźnik TO a emisja SO _x (ogółem i <i>per capita</i>) w krajach UE-27 w latach 1995 i 2011	171
6.2. Wskaźnik TO a emisja SO _x (ogółem i <i>per capita</i>) w krajach UE-27 w latach 1995–2011	171
6.3. Wskaźnik TO a emisja NO _x (ogółem i <i>per capita</i>) w krajach UE-27 w latach 1995 i 2011	173
6.4. Wskaźnik TO a emisja NO _x (ogółem i <i>per capita</i>) w krajach UE-27 w latach 1995–2011	173
6.5. Wskaźnik TO a emisja CO ₂ na skutek konsumpcji energii (<i>per capita</i>) w krajach UE-27 w latach 1995 i 2011	174
6.6. Wskaźnik TO a emisja CO ₂ na skutek konsumpcji energii (<i>per capita</i>) w krajach UE-27 w latach 1995–2011	174
6.7. Wskaźnik TO a zużycie energii (<i>per capita</i>) w krajach UE-27 w latach 1995 i 2011	175
6.8. Wskaźnik TO a zużycie energii (<i>per capita</i>) w krajach UE-27 w latach 1995–2011	176

Tabele

1.1. Przykłady wybranych modeli teoretycznych odnoszących się do zależności między handlem (w tym jego liberalizacją) a środowiskiem przyrodniczym	44
2.1. Wymiar strat lub korzyści spowodowanych zmianami w jakości powietrza na skutek Rundy Urugwajskiej (w mln USD)	53
2.2. Lokalne zmiany emisji toksycznych substancji (z pominięciem efektu technicznego) (w %)	55
2.3. Wskaźniki intensywności emisji dla eksportu i importu dla wybranych rodzajów przemysłu/sektorów i krajów/regionów na świecie (z włączeniem emisji pochodzących z transportu) w 2005 r.	57

2.4. Wskaźniki intensywności emisji dla eksportu i importu dla wybranych sektorów i krajów Azji (z włączeniem emisji pochodzących z transportu) w 2005 r.	58
2.5. Zmiany w poziomie emisji wybranych toksycznych substancji w zależności od miejsca przeznaczenia dostaw – przykład Indonezji (w %)	60
2.6. Przykłady wybranych modeli empirycznych odnoszących się do zależności między liberalizacją handlu a środowiskiem przyrodniczym	76
4.1. Udział poszczególnych rodzajów transportu w handlu międzynarodowym w 2004 r. – ujęcie regionalne (w %)	111
4.2. Czołowi eksporterzy w światowym handlu towarami w 2013 r. (w mld USD)	115
4.3. Czołowi importerzy w światowym handlu towarami w 2013 r. (w mld USD)	115
4.4. Całkowite koszty zewnętrzne transportu w 2008 r. w UE-27 według kategorii kosztów i rodzajów transportu	119
4.5. Porównanie emisji CO ₂ z różnych gałęzi transportu na świecie w wybranych krajach i regionach (w %)	121
4.6. Wielkość przetransportowanych towarów drogą lotniczą w 2012 (w tys. ton)	122
5.1. Miary otwartości handlu	129
5.2. Emisja SO _x w krajach UE-27 w latach 1990–2011 (w tonach)	143
5.3. Emisja NO _x w krajach UE-27 w latach 1990–2011 (w tonach)	146
5.4. Emisja CO ₂ na jednego mieszkańca na skutek konsumpcji energii w krajach UE-27 w latach 1990–2011 (w tonach)	148
5.5. Zużycie energii w krajach UE-27 w latach 1990–2011	150
5.6. Ocena zależności między parametrami zanieczyszczeń w UE-27 w latach 1990–2011	152
5.7. Eksport i import w cenach bieżących w krajach UE-27 w latach 1995–2012 (w mln euro i w %)	154
5.8. Eksport i import per capita w krajach UE-27 w latach 1995–2012 (w euro i w %)	156
5.9. Wskaźniki TO i TF w krajach UE-27 w latach 1995–2012	159
6.1. Ocena zależności między zanieczyszczeniem środowiska a wybranymi makrowielkościami i wskaźnikami liberalizacji handlu w latach 1995–2011 w krajach UE-27	167
6.2. Ocena zależności między zanieczyszczeniem środowiska a wybranymi charakterystykami otwartości handlu i rozwoju gospodarczego w krajach UE-15 i UE-12 w latach 1995–2011	169
6.3. Wyniki estymacji modeli panelowych z dekompozycją wyrazu wolnego (<i>fixed effect model</i>) – zmienna objaśniana: SO _x ogółem (w tys. t)	178
6.4. Wyniki estymacji modeli panelowych z dekompozycją wyrazu wolnego (<i>fixed effect model</i>) – zmienna objaśniana: SO _x per capita (w t)	180
6.5. Wyniki estymacji modeli panelowych z dekompozycją wyrazu wolnego (<i>fixed effect model</i>) – zmienna objaśniana: NO _x ogółem (w tys. t)	183
6.6. Wyniki estymacji modeli panelowych z dekompozycją wyrazu wolnego (<i>fixed effect model</i>) – zmienna objaśniana: NO _x per capita (w t)	185
6.7. Wyniki estymacji modeli panelowych z dekompozycją wyrazu wolnego (<i>fixed effect model</i>) – zmienna objaśniana: CO ₂ na skutek konsumpcji energii (w t)	188
6.8. Wyniki estymacji modeli panelowych z dekompozycją wyrazu wolnego (<i>fixed effect model</i>) – zmienna objaśniana: zużycie energii	191

6.9. Wyniki estymacji modeli panelowych z dekompozycją wyrazu wolnego (<i>fixed effect model</i>) – zmienna objaśniana: zużycie energii pierwotnej	193
6.10. Wyniki estymacji modeli polutogenności handlu zagranicznego Luksemburga, Malty i Irlandii	197
6.11. Wyniki estymacji modeli polutogenności handlu zagranicznego Słowacji, Węgier, Litwy i Estonii	199
6.12. Wyniki estymacji modeli polutogenności handlu zagranicznego Rumunii, Niemiec, Polski i Cypru	201
6.13. Wyniki estymacji modeli polutogenności handlu zagranicznego Wielkiej Brytanii, Hiszpanii i Francji	202

Od Redakcji

Doktor Anetta Kuna-Marszałek jest pracownikiem Katedry Wymiany Międzynarodowej Uniwersytetu Łódzkiego. Swoją działalność naukową koncentruje na wielu aspektach ekonomii międzynarodowej, w tym na polityce handlowej i jej instrumentach, handlu międzynarodowym, internacjonalizacji przedsiębiorstw, atrakcyjności inwestycyjnej regionów, systemach zarządzania środowiskiem czy społecznej odpowiedzialności biznesu. Szczególne miejsce w jej badaniach zajmuje problematyka wpływu handlu światowego i jego liberalizacji na zanieczyszczenie środowiska przyrodniczego, która wymaga szerszego, interdyscyplinarnego ujęcia.

Jest autorką i współautorką ponad 70 publikacji krajowych i zagranicznych – zarówno monografii, podręczników, jak i artykułów naukowych. Uczestniczyła w wielu projektach naukowo-badawczych, również o charakterze międzynarodowym, realizowanych m.in. ze środków finansowych Narodowego Centrum Nauki, funduszy strukturalnych Unii Europejskiej czy Prezydenta Miasta Łodzi. Aktywnie bierze udział w krajowych i międzynarodowych konferencjach naukowych. Ponadto prowadziła wykłady na europejskich uczelniach, m.in. na Uniwersytecie w Jaen (Hiszpania), Politechnice w Porto (Portugalia), Instytucie Technologicznym w Prevezie (Grecja) czy Uniwersytecie w Oradei (Rumunia). Jest członkiem kilku organizacji międzynarodowych, np. Polish European Community Study Association oraz Association for the Study of East European Economies and Cultures.