



Kalina Piwońska

Zrównoważony rozwój rybołówstwa w wybranych krajach
Unii Europejskiej i jego determinanty

Sustainable development of fisheries in selected countries
of the European Union and its determinants

Praca doktorska

Promotor: Prof. dr hab. Anna Matuszczak

Promotor pomocniczy: Dr Łukasz Kryszak

Pracę przyjęto dnia:

Podpisy Promotorów

Poznań 2025

Spis treści

Wstęp.....	5
Rozdział I.....	14
Propedeutyka zrównoważonego rozwoju rybołówstwa	14
1. Teoretyczne podstawy koncepcji zrównoważonego rozwoju.....	14
1.1 Dotychczasowy paradygmat i jego podstawy	14
1.2 Przesłanki ku zmianie paradygmatu.....	16
1.3 Przegląd teorii alternatywnych dla podejścia neoklasycznego.....	18
1.4 Koncepcja ekonomii zrównoważonego rozwoju.....	22
2. Cele zrównoważonego rozwoju według ONZ.....	24
3. Idea zrównoważonego rozwoju rybołówstwa.....	27
3.1 Droga do zrównoważonego rybołówstwa	27
3.2 Cele zrównoważonego rozwoju a cele zrównoważonego rybołówstwa	29
3.3 Zrównoważona eksploatacja zasobów morskich Unii Europejskiej.....	31
4. Polityka zrównoważonego rybołówstwa i jej instrumentarium	33
4.1. Europejski Fundusz Rybacki	36
4.2. Europejski Fundusz Morski i Rybacki	39
Rozdział II.....	43
Efektywność ekologiczna w literaturze i metodyka jej badań	43
1. Sposoby pomiaru poziomu zrównoważenia.....	43
2. Ekoefektywność w literaturze przedmiotu	49
2.1 Ekoefektywność jako miara poziomu zrównoważenia	49
2.2 Idea ekoefektywności w rybołówstwie	52
3. Metodyka prowadzonych badań.....	55
3.1 DEA i jej procedura.....	56
3.2 Efekty i nakłady w DEA	60
3.3 Ocena wpływu determinant na poziom efektywności	63
3.4 Zakres przestrzenny, czasowy i rzeczowy badania	64

Rozdział III.....	66
Rybołówstwo w liczbach. Stan badań nad aspektami społecznymi i środowiskowymi.....	66
1. Analiza ilościowa rybołówstwa UE	66
1.1 Połowy	66
1.2 Liczba i wiek łodzi	70
1.3 Praca nieodpłatna	74
1.4 Obecne potrzeby sektora rybołówstwa krajów UE na tle Europejskiego Funduszu Morskiego, Rybackiego i Akwakultury	76
2. Porównanie wielkości i specyfiki połowów w UE z wybranymi światowymi producentami ryb i owoców morza.....	92
3. Presje środowiskowe – analiza jakościowa rybołówstwa pod kątem czynników związanych z otoczeniem przyrodniczym i społeczno-gospodarczym	94
3.1 Oddziaływanie ogólne	94
3.2 Wpływ na środowisko	96
4. Wnioskowanie statystyczne na podstawie wybranych czynników produkcyjnych, społecznych, środowiskowych i ekonomicznych	98
Rozdział IV.....	102
Poziom i dynamika ekoefektywności rybołówstwa oraz jej uwarunkowania w wybranych krajach UE w latach 2009-2020	102
1. Obwiedniowa analiza danych	102
1.1 Model radialny	102
1.2 Hybrydowy model z superefektywnością	109
2. Analiza różnic w średnim poziomie ekoefektywności pomiędzy poszczególnymi grupami państw oraz dwoma okresami finansowania	114
3. Wpływ wybranych czynników na poziom ekoefektywności zrównoważonego rybołówstwa	120
3.1 Efekt szypra	121
3.2 Poziom zanieczyszczenia środowiska	123
3.3 Realny PKB per capita.....	125
3.4 Dominująca partia polityczna.....	127
4. Ocena wpływu determinant na kształtowanie się źródeł nieefektywności	131

Podsumowanie	137
Bibliografia.....	143
A. Książki i artykuły.....	143
B. Materiały źródłowe i statystyczne	152
C. Akty prawne i strony internetowe	154
Spis tabel i rysunków	158
A. Tabele	158
B. Rysunki.....	160
Załączniki	161

Wstęp

Koncepcja zrównoważonego rozwoju, w tym zrównoważonego rybołówstwa, opiera się na założeniach ekonomii ekologicznej, będącej w opozycji do ekonomii neoklasycznej (Kułyk, Michałowska i Roszkowska-Hołyś, 2019). Chociaż zrównoważony rozwój czerpie z różnych teorii, na przykład takich jak ekonomia dobrobytu czy wybór publiczny, zarządzanie sektorem rolnym ewoluowało, początkowo bazując na podejściu neoklasycznym. Teoria neoklasyczna, rozwijana przez szkoły anglo-amerykańską, lozańską i austriacką, zakładała pełne wykorzystanie zasobów oraz dążenie do maksymalizacji użyteczności i zysków. Jednakże w rzeczywistości doskonała konkurencja niemal nie występuje, a podejście neoklasyczne pomijało kwestie środowiskowe, co miało wpływ na degradację ekosystemów. Podejście neoklasyczne we wszystkich sektorach rolnictwa, w tym i rybołówstwa, z czasem straciło na znaczeniu.

Główna krytyka wyżej przedstawionego podejścia dotyczy ignorowania wpływu społecznego i środowiskowego, co długofalowo prowadzi do strat ekonomicznych (Komisja Europejska, 2019). Neoklasyczna teoria skupia się na maksymalizacji zysku i użyteczności, pomijając organizację procesów produkcji. W rybołówstwie intensyfikacja połowów powoduje przetłowień i degradację ekosystemu, co skutkuje spadkiem wielkości zasobów i zysków (FAO, 2013). Skupianie się jedynie na efektywności mikroekonomicznej z góry zakłada pominięcie wpływu efektów zewnętrznych, które, jak wiadomo, mogą obniżać dobrobyt całej populacji, na przykład poprzez degradację i utratę kluczowych dóbr publicznych. Ostatecznie koszty tych zjawisk ponosi całe społeczeństwo (Grzelak i Matuszczak, 2011). Ponadto, w sektorze występują problemy o charakterze społecznym, takie jak niskie płace i mobilność pracowników, co wpływa na globalne bezpieczeństwo żywnościowe. Ekonomiczne i środowiskowe koszty ignorowania tych problemów są znaczące, co uzasadnia odejście od neoklasycznych założeń. W sytuacji, gdy podejście neoklasyczne nie odpowiada na współczesne wyzwania w różnych sektorach rolnictwa, w tym również w rybołówstwie, należy szukać teorii lepiej wyjaśniających zachodzące tam procesy. Jako alternatywne teorie do neoklasycznego podejścia można wymienić: nową ekonomię instytucjonalną (NEI), ekonomię dobrobytu, teorię wyboru publicznego, teorię dóbr publicznych oraz ekonomię sektora publicznego. NEI, skupiająca się na aspektach społecznych, prawnych i kulturowych, podkreśla wzajemny wpływ instytucji na jednostki.

Teoria ekonomii dobrobytu analizuje efektywność alokacji zasobów, choć nie w pełni odpowiada specyfice sektora rybołówstwa. Również inne teorie, jak teoria wyboru publicznego i dóbr publicznych, przyczyniają się do lepszego rozumienia mechanizmów gospodarczych, zwłaszcza w kontekście zrównoważonego rozwoju (Kargol-Wasiluk, 2008). Pośród teorii alternatywnych wyróżnia się również koncepcję ekonomii zrównoważonego rozwoju. Jest ona złożona i interdyscyplinarna, obejmując wymiar ekologiczny, społeczny, przestrzenny i polityczny. Definiuje się ją jako rozwój zaspokajający potrzeby obecnych pokoleń bez ograniczania możliwości przyszłych pokoleń (ONZ, 2015; Rogall 2010; Wilkin 2004). Wyróżnia się dbałością o równowagę między ekologią, ekonomią i społeczeństwem, z naciskiem na zasady sprawiedliwości wewnątrz- i międzypokoleniowej.

Niektórzy badacze używają terminu „rozwój trwały” jako synonimu „zrównoważonego rozwoju” (Majewski, 2008). Zrównoważony rozwój to koncepcja postępu, która łączy cele społeczne, środowiskowe i gospodarcze zarówno w perspektywie krótkoterminowej, jak i długoterminowej (Rising i Rehmer, 2009). Teoria zrównoważonego rozwoju kładzie nacisk na ochronę środowiska, wzrost gospodarczy i inkluzję społeczną, co jest niezbędne do osiągnięcia globalnego dobrobytu. Podkreśla również znaczenie walki z ubóstwem oraz zrównoważonego zarządzania zasobami. Doktryna zrównoważonego rozwoju przeciwstawia się żelaznej regule ekonomii Thomasa Malthusa (Abec, 2013). Zamiast koncentrować się wyłącznie na udzielaniu pomocy materialnej najuboższym, kładzie się nacisk na osiągnięcie sprawiedliwości społecznej, wyrównanie jakości życia oraz troskę o środowisko naturalne.

Zrównoważony rozwój znajduje odzwierciedlenie w gospodarowaniu zasobami naturalnymi, również w sektorze rybołówstwa. Odpowiedzialne zarządzanie połowami jest kluczowe dla zachowania równowagi między eksploatacją zasobów morskich, a ochroną ekosystemów wodnych. Rybołówstwo, podobnie jak łowiectwo i zbieractwo, odgrywało kluczową rolę w utrzymaniu społeczeństw. Obecnie, zgodnie z FAO, rybołówstwo dzieli się na cztery sekcje: akwakulturę lądową, morską, połowy lądowe i morskie. Znaczenie akwakultury, czyli hodowli organizmów wodnych, w ostatnich latach gwałtownie rośnie, szczególnie w Azji. Jednakże rybołówstwo komercyjne, zwłaszcza połowy morskie dziko żyjących ryb, wciąż ma największy udział w wielkości globalnych połowów. **Dlatego też niniejsza rozprawa koncentruje się na wielkościach połowów morskich.**

Obecne wyzwania stojące przed rolnictwem i jego sektorami są bezprecedensowe i wymagają nowatorskich rozwiązań, by sprostać problemom związanym z produkcją żywności i zrównoważonym rozwojem (Foley i in., 2011). Problemem pozostaje m.in. przetłóczenie i negatywny wpływ rybołówstwa na środowisko. Ważne jest także zrozumienie, że rolnictwo i rybołówstwo mają funkcje wykraczające poza tradycyjne ekonomiczne aspekty produkcji, dystrybucji, użytkowania i konsumpcji. Te sektory są silnie powiązane z procesami przyrodniczymi, społecznymi, kulturowymi, religijnymi i politycznymi (Wilkin, 2007). Holistyczne podejście, traktujące rolnictwo jako złożony system, odsłania pełnię jego pozaekonomicznych funkcji. W rolnictwie konieczne jest bardziej elastyczne podejście, uwzględniające dynamiczne zmiany wewnętrzne i zewnętrzne, które uniemożliwiają osiągnięcie doskonałej równowagi (Maciejczak i Hofreiter, 2013). Zrównoważone rybołówstwo ma na celu minimalizację szkód ekologicznych i ochronę ekosystemów morskich, a także wsparcie dla lokalnych społeczności rybackich. Koncepcja zrównoważonego rybołówstwa jest bezpośrednio związana z zasadami zrównoważonego rozwoju. Taki rodzaj rybołówstwa dąży do minimalizowania wpływu na ekosystem morski, koncentrując się na utrzymaniu odpowiedniej liczby ryb w oceanach oraz na ochronie innych morskich organizmów, co pozwala zachować naturalną równowagę ekosystemu. W sytuacji, gdy morza i oceany są bogate w ryby, zapewniona jest stabilna przyszłość dla społeczności rybackich i pracowników przemysłu rybnego na całym świecie.

W 2018 roku Unia Europejska zobowiązała się, że do końca 2020 roku wszystkie łowiska będą zarządzane w sposób zrównoważony. Choć trudno jednoznacznie stwierdzić, czy ten cel został w pełni osiągnięty, nastąpiła znacząca poprawa w metodach i jakości połowów. W praktyce oznacza to, że możliwe jest podtrzymywanie wielkości połowów, jednocześnie dbając o długoterminową produktywność łowisk. Kluczowym narzędziem w tym procesie jest poziom maksymalnego podtrzymywalnego połowu (MSY), który określa optymalną wielkość połowów, aby nie zagrozić długoterminowej stabilności populacji ryb. Jednakże, niektórzy badacze zauważają, że MSY bywa traktowane jako cel do osiągnięcia, a nie wartość graniczna, co może wpływać na efektywność zrównoważonych metod połowu (Worm i in., 2009). Efektywność zarządzania rybołówstwem często wymaga zastosowania różnych narzędzi, takich jak kwoty połowowe, zarządzanie wspólnotowe, zamknięcia połowów oraz selektywne narzędzia połowowe. Całkowite dopuszczalne połowy (TACs),

ustalane przez Komisję Europejską na podstawie opinii naukowych, są kluczowym mechanizmem regulującym limity połowów. Każdemu krajowi UE przydzielany jest indywidualny współczynnik procentowy, który może być wymieniany z innymi krajami członkowskimi (Komisja Europejska, 2019).

W 2007 roku Unia Europejska wprowadziła zintegrowaną politykę morską, znaną jako Błękitna Księga, której celem było stworzenie spójnego i zrównoważonego systemu zarządzania zasobami morskimi. Polityka ta podkreśla konieczność współpracy i unifikacji działań dotyczących wszystkich aspektów morskich, takich jak turystyka, transport, handel i rybołówstwo, aby osiągnąć zamierzone cele i skutecznie chronić morza i oceany (Adamczak-Retecka, 2014).

W Unii Europejskiej głównym narzędziem zarządzania rybołówstwem jest Wspólna Polityka Rybołówstwa (WPRyb), która obejmuje przepisy dotyczące zarządzania flotami rybackimi i ochrony zasobów morskich. WPRyb, wywodząca się z Wspólnej Polityki Rolnej, ma na celu zwiększenie efektywności sektora, stabilizację rynków i zapewnienie przystępnych cen żywności. Jej głównym celem jest zapewnienie równych warunków dla unijnych rybaków i uczciwej konkurencji w ramach zrównoważonego rybołówstwa (Unia Europejska, 2020). WPRyb jest rozwijana od lat 70. XX wieku i opiera się na zasadzie ostrożności oraz zrównoważonego zarządzania zasobami. Obejmuje zarówno zarządzanie rybołówstwem krajowym, jak i międzynarodowym, oraz politykę rynku, obejmującą na przykład sposoby rewitalizacji obszarów morskich, finansowania zmian strukturalnych czy ustalanie zasad wymiany handlowej z krajami spoza Unii. Finansowanie odbywa się poprzez różne fundusze, m.in. Europejski Fundusz Rybacki i Europejski Fundusz Morski, Rybacki i Akwakultury. Ponadto, kluczowym narzędziem są plany wieloletnie, które obejmują limity połowowe i wskaźniki śmiertelności połowowej. Plany te są dostosowane do różnych regionów i gatunków, a ich celem jest długotrwałe zrównoważenie. W latach 2007–2013 używano Europejskiego Funduszu Rybackiego (EFR), który zastąpił Finansowy Instrument Orientacji Rybołówstwa (FIOR). EFR koncentrował się na zwiększeniu konkurencyjności sektora rybackiego oraz promowaniu zrównoważonego rozwoju. W latach 2014–2020 fundusze pochodziły z Europejskiego Funduszu Morskiego i Rybackiego, a od 2021 roku z Europejskiego Funduszu Morskiego, Rybackiego i Akwakultury.

Celem niniejszej pracy jest określenie poziomu zrównoważenia rybołówstwa morskiego w krajach Unii Europejskiej oraz wskazanie na jego wybrane determinanty. Poza głównym celem pracy, sformułowano dodatkowo poniższe cele szczegółowe:

- operacjonalizację pojęcia "ekoefektywność" oraz identyfikację i uporządkowanie potencjalnych determinant ekoefektywności rybołówstwa na podstawie przeglądu literatury,
- zbadanie zmian poziomu zrównoważenia rybołówstwa w krajach UE za pomocą skonstruowanych wskaźników ekoefektywności,
- ocenę wpływu wybranych determinant na poziom ekoefektywności rybołówstwa Unii Europejskiej.

Ponadto, wyróżniono poniższe pytania badawcze:

- Jakie są podobieństwa i różnice pomiędzy działaniami krajów Unii Europejskiej na rzecz zrównoważonego rozwoju rybołówstwa?
- W jaki sposób badany jest poziom zrównoważenia rybołówstwa w literaturze przedmiotu?
- Jak kształtują się wyniki ekonomiczne sektora rybołówstwa w krajach UE?
- Jaki jest poziom ekoefektywności rybołówstwa i jakie są jego zmiany w czasie?
- Jaki jest kierunek i siła oddziaływania wybranych determinant na poziom ekoefektywności rybołówstwa?

W pracy sformułowano cztery hipotezy badawcze. **Pierwszą hipotezą jest założenie, że poziom zrównoważenia rybołówstwa (wyrażony poziomem ekoefektywności) w większości krajów Unii Europejskiej ulega poprawie.** Kolejne dwie hipotezy są ściśle powiązane z wybranymi na podstawie przeprowadzonego przeglądu literatury determinantami. **Druga hipoteza brzmi: wzrost wielkości funduszy przekazywanych na rybołówstwo prowadzi do ograniczenia wielkości luzów i tym samym poprawy ekoefektywności rybołówstwa.** Trzecia hipoteza zakłada, że wzrost wielkości PKB per capita badanego kraju prowadzi do ograniczenia wielkości luzów i tym samym poprawy ekoefektywności rybołówstwa. Ostatnia, czwarta hipoteza brzmi: istnieją istotne statystycznie różnice w poziomach efektywności dla krajów poławiających jedynie na Morzu Bałtyckim, a pozostałymi badanymi krajami.

Mianem luzów (ang. slack) określa się potencjał w zakresie zwiększenia pozytywnych efektów produkcyjnych (tu: połówów) oraz potencjał w zakresie zmniejszenia nakładów i negatywnych efektów. Po odejściu od neoklasycznego podejścia w analizie rozwoju pojawiły się pytania dotyczące nie tylko sposobów mierzenia poziomu ekoefektywności, ale i wyboru odpowiednich wskaźników poziomu ekoefektywności. Nowe paradygmaty rozwoju, takie jak zrównoważony rozwój czy ekorozwój, nie zawsze można zmierzyć za pomocą tradycyjnych narzędzi matematycznych i statystycznych. Kluczowe jest zatem określenie, co i jak mierzyć, aby ocenić poziom wdrożenia tych paradygmatów. W tym kontekście pomiar zrównoważonego rozwoju powinien opierać się na cechach rozwoju, zasadach, celach i ładach społecznych, środowiskowych oraz ekonomicznych (Borys, 2014). Mierzenie zrównoważonego rozwoju w skali makro wymaga uwzględnienia aspektów społecznych, ekonomicznych i środowiskowych, co może być osiągnięte za pomocą interdyscyplinarnych wskaźników i indeksów. Wskaźniki zrównoważonego rozwoju, takie jak Human Development Index (HDI) i jego warianty, oraz wskaźniki kapitału społecznego (Human Capital Index) są powszechnie stosowane. Inne wskaźniki, takie jak Better Life Index OECD, starają się obejmować szersze aspekty dobrobytu i jakości życia, a wskaźniki środowiskowe, jak ślad ekologiczny i ślad węglowy, koncentrują się na konsumpcji zasobów i emisjach gazów cieplarnianych. Badanie zrównoważonego rozwoju napotyka trudności związane z brakiem uniwersalności wskaźników, dostępnością danych i obiektywnością oceny, zwłaszcza w przypadku badania większych jednostek (sektorów gospodarki, miast, regionów czy całych krajów). W literaturze wyróżnia się podział na wskaźniki twardego i miękkiego zrównoważenia, z różnymi podejściami do substytucyjności i ochrony ekologicznej. Istnieją również wskaźniki odnoszące się do różnych ładów zrównoważonego rozwoju, takich jak społeczny, środowiskowy, gospodarczy i instytucjonalno-polityczny. Pomiar zrównoważonego rozwoju wymaga holistycznego podejścia, które łączy różne aspekty rozwoju i dostosowuje wskaźniki do specyficznych potrzeb i kontekstów, przy jednoczesnym uwzględnieniu trudności związanych z ich implementacją i interpretacją (Urbaniec, 2015). Dotychczasowe metody pomiaru zrównoważonego rozwoju nie zawsze zapewniają praktyczne, wymierne i porównywalne oceny zmian w poziomie zrównoważenia w czasie i między jednostkami. Dlatego proponowana w pracy metoda pomiaru powinna być w stanie uwzględnić jak najwięcej wymiarów zrównoważonego rozwoju. Ekoefektywność, jako metoda uwzględniająca te płaszczyzny, wydaje się odpowiednią propozycją.

Ekoefektywność, początkowo stosowana w kontekście przedsiębiorstw, została rozszerzona przez OECD i Europejską Agencję Środowiska na sektory, regiony i kraje. W literaturze można ją rozumieć na trzy sposoby, jako:

- strategię operacyjną organizacji skupioną na efektywnym wykorzystaniu zasobów,
- cechę jednostek gospodarczych odróżniającą efektywne od nieefektywnych,
- wskaźnik oceniający stopień spełnienia założeń określonego modelu efektywności.

Pomimo trudności w uchwyceniu wszystkich wymiarów zrównoważonego rozwoju w jednym wskaźniku, ekoefektywność jest używana jako narzędzie do syntetycznego wyrażania zmian w poziomie zrównoważenia z praktycznych względów.

Metody oceny efektywności dzielą się na parametryczne i nieparametryczne. Parametryczne metody, takie jak stochastyczna analiza graniczna (SFA), opierają się na ściśle określonej postaci funkcji produkcji, w której granice efektywności są wyznaczane przez wzorce najlepszych jednostek, a także uwzględniają czynnik losowy. W przeciwieństwie do nich, metody nieparametryczne, jak obwiedniowa analiza danych (DEA), nie wymagają precyzyjnego określenia funkcji produkcji i są często wybierane z uwagi na trudności związane z parametrycznymi metodami. W DEA, szczególnie w kontekście ekoefektywności, stosuje się programowanie liniowe do obliczania efektywności jednostki w odniesieniu do ustalonej granicy efektywności, uwzględniając zmienne środowiskowe jako dodatkowe nakłady lub niepożądane efekty. Ekoefektywność w DEA może być mierzona za pomocą modeli radialnych lub nieradialnych, a jej poziom często analizuje się również w kontekście czynników społeczno-ekonomicznych i instytucjonalnych. **Na podstawie przeprowadzonego przeglądu literatury przyjęto założenie, że poziom zrównoważenia może być mierzony poziomem ekoefektywności.** Indeksy ekoefektywności wyrażające przy tym założeniu poziom zrównoważenia, są ilorazem efektów rybołówstwa w liczniku oraz jego nakładów w mianowniku. Za dobry efekt rybołówstwa przyjęto wielkości połowów w tonach, a za niepożądany efekt wielkość emisji gazów cieplarnianych powstałych podczas połowów (wyrażone w ekwiwalencie CO₂). Natomiast jako nakłady, na podstawie przeglądu literatury oraz dostępności danych, wybrano przeciętną wielkość tonażu brutto GT, przeciętną liczbę

pracowników w sektorze (wyrażoną w liczbie pracowników zatrudnionych w pełnowymiarowym wymiarze pracy, tzw. full time equivalent, FTE), wielkość kosztów zużytej energii w tysiącach € oraz wielkość zużycia energii w litrach paliwa w sektorze w danym roku w danym kraju. Badanym okresem są lata 2009-2020 dla 19 krajów UE-28 i lata 2009-2019 dla Wielkiej Brytanii. Z grupy krajów UE-28 wykluczono Austrię, Czechy, Luksemburg, Słowację oraz Węgry na podstawie niepoławiania przez te kraje ryb morskich oraz nieuczestniczenia w Finansowym Instrumencie Orientacji Rybołówstwa, Europejskiego Funduszu Rybackiego ani Europejskiego Funduszu Morskiego i Rybackiego.

Na potrzeby realizacji celu pracy oraz weryfikacji prawdziwości hipotez, użyto różnorodnych metod badawczych – techniczna analiza tekstów i artykułów naukowych, głównie dostępnych za pomocą bazy SCOPUS, jak również opracowań i raportów udostępnionych w Eurostacie oraz na stronach Unii Europejskiej oraz Komisji Europejskiej. W rozdziale III przeanalizowano dane udostępnione w bazie Komitetu Naukowo-Technicznego i Ekonomicznego ds. Rybołówstwa (STECF) oraz Eurostatu. Również na bazie tych danych w rozdziale IV przeprowadzono obwiedniową analizę danych (DEA). W pracy zastosowano dwa modele oparte na DEA – zarówno model radialny, jak i hybrydowy z uwzględnieniem superefektywności. W niniejszej pracy wykorzystuje się zmodyfikowaną, sekwencyjną wersję indeksu Malmquista (Alene, 2010). Podejście to zakłada, że przeszłe technologie produkcji są zawsze dostępne, stąd nie jest możliwa regresja technologiczna. Następnie przeprowadzono wielopoziomową analizę tobitową wykorzystując uprzednio uzyskane wielkości luzów efektów i nakładów, i na nowo wyliczone wyniki luzów, tym razem z uwzględnieniem wybranych determinant. Ostatnim zrealizowanym etapem badań jest sprawdzenie siły i kierunku wpływu wybranych determinant na podstawie wcześniej przeprowadzonego przeglądu literatury. Oceniany jest wpływ wybranych determinant na luzy.

Pierwszą determinantą (D1) jest wielkość środków przekazywanych na rybołówstwo. Jest ona wyrażona wielkościami przekazanych funduszy na ten sektor – środkami pochodzącymi z funduszy strukturalnych i inwestycyjnych Unii Europejskiej, a dokładniej z Europejskiego Funduszu Rybackiego lub Europejskiego Funduszu Morskiego i Rybackiego. Drugą determinantą (D2) jest wielkość PKB per capita danego kraju. W tym badaniu przyjęto,

że wielkość ta będzie wyrażona jako wielkość realnego PKB w parytecie siły nabywczej na mieszkańca danego kraju.

Konstrukcja pracy ma na celu stopniowe przybliżenie odpowiedzi na postawione pytania badawcze. Na początku pracy zostało przedstawione pojęcie zrównoważonego rybołówstwa. Zarysowano teoretyczne podstawy koncepcji zrównoważonego rozwoju, dotychczasowy paradygmat i przesłanki ku jego zmianie, teorie alternatywne do podejścia neoklasycznego i koncepcję ekonomii zrównoważonego rozwoju. Dodatkowo przedstawiono politykę zrównoważonego rybołówstwa oraz jej instrumentarium. W drugim rozdziale przedstawiono ekoefektywność w literaturze i metodykę zastosowanych badań w pracy. W trzecim rozdziale dokonano analizy ilościowej rybołówstwa w krajach Unii Europejskiej. W czwartym rozdziale przeprowadzono obwiedniową analizę danych na podstawie dwóch modeli – modelu radialnego i modelu hybrydowego z superefektywnością. Dodatkowo przeanalizowano różnice w poziomie ekoefektywności dla poszczególnych grup państw (poławiających wyłącznie na Bałtyku, poławiających wyłącznie na Morzu Czarnym i Śródziemnym) oraz różnych okresów, ze względu na funkcjonowanie poszczególnych funduszy. Pod koniec tego rozdziału na podstawie przeglądu literatury wybrano determinanty i przeanalizowano ich wpływ na luzu efektów i nakładów, a więc pośrednio na poziom ekoefektywności.

Rozdział I

Propedeutyka zrównoważonego rozwoju rybołówstwa

1. Teoretyczne podstawy koncepcji zrównoważonego rozwoju

1.1 Dotychczasowy paradygmat i jego podstawy

Konsensus naukowy lokalizuje rdzeń koncepcji zrównoważonego rozwoju, a więc i zrównoważonego rybołówstwa, w założeniach ekonomii ekologicznej, czyli jednego z nurtów ekonomii heterodoksyjnej, w kontrze do podejścia neoklasycznego (Kułyk, Michałowska i Roszkowska-Hołyś, 2019). Ponadto koncepcja zrównoważonego rozwoju czerpie z teorii ekonomii dobrobytu (funkcjonowanie gospodarki), teorii wyboru publicznego (kształtowanie instytucji w sferze polityki) czy ekonomii sektora publicznego. Jednakże, podobnie jak w przypadku rolnictwa, idee, którymi kierowano się przy zarządzaniu tymi sektorami, znacząco ewoluowały. Ich pierwotnym punktem wyjścia jest szkoła neoklasyczna. Nurt subiektywno-marginalistyczny szkoły neoklasycznej oparł swoje podstawy na pracach Williama Jevonsa i Leona Walrasa, a umocnił się i zaczął dominować po publikacji Alfreda Marshalla, *Zasady ekonomiki*, w 1890 roku. Dorobek teorii neoklasycznej rozwijał się równolegle w trzech szkołach: anglo-amerykańskiej, lozańskiej (matematycznej) i austriackiej (psychologicznej). Według ekonomii klasycznej istnieją trzy czynniki produkcji: ziemia, praca i kapitał, które zaadoptowała również szkoła neoklasyczna (choć Marshall wprowadził do wspomnianej triady również organizację). Różne kombinacje relacji wejściowych wspomnianych czynników pozwalają osiągać odmienne efekty. Formuły funkcji produkcji domyślnie były aplikowane bez ograniczeń w aspekcie społecznym i środowiskowym, w wyniku czego racjonalna jednostka produkcyjna miała wykorzystywać dane zasoby w pełni. W wyniku rewolucji jevonsowskiej zmieniono perspektywę i powrócono niejako do rozpatrywania zjawisk w skali jednostkowej, w ujęciu poszczególnych podmiotów gospodarujących. Niewątpliwym sukcesem teorii neoklasycznej są próby zmatematyzowania metodologii badań ekonomicznych. Carl Menger w *Principles of Economics* (1871) zawarł trzy główne tezy tego nurtu: teorię potrzeb (ostatecznym celem ludzkiego działania jest zaspokajanie potrzeb, przy czym indywidualne potrzeby są tożsame z potrzebami ogólnospołecznymi), teorię dóbr ekonomicznych (dobro jako wartość i dostępność do danej rzeczy) oraz ekonomiczną teorię instytucji społecznych (instytucje społeczne powstają

w wyniku ludzkiego działania i interpersonalnych interakcji). Modele szkoły neoklasycznej zakładają istnienie konkurencji doskonałej. Choć konstrukt ten znacznie ułatwia rachunek matematyczny, tak w rzeczywistości gospodarczej konkurencja doskonała nie występuje. Psychologiczne pobudki zostały z modelu *homo oeconomicus* usunięte, a uwagę skupiono jedynie na maksymalizacji celów gospodarczych przy danych nakładach.

Podstawowe założenia szkoły (bądź też standardowego modelu) opartej na teorii neoklasycznej prezentują się w następujący sposób:

- racjonalność w działaniu aktorów gospodarczych,
- nieograniczoność i pełna dostępność informacji,
- maksymalna użyteczność dla konsumentów i maksymalny zysk dla przedsiębiorców jako cel działania,
- brak uwzględniania użyteczności otoczenia,
- spójność preferencji i proces podejmowania decyzji oparte na regule wnioskowania bayesowskiego,
- nieokreśloność zarówno źródeł, jak i celu dochodów i zasobów zmiennych.

Powyższe założenia przez wiele lat były implementowane w rolnictwie – z co do zasady akceptowalnymi efektami. Dopóki zasoby życia pod wodą wydawały się nieograniczone, zakładano, że spuszczone z rzekami nawozy, nieczystości i wycieki paliw na morzu nie mają wpływu na środowisko. Coraz uboższa w gatunki nieprzynoszące zysku flora i fauna nie wzbudzała kontrowersji i zdawało się, że taki model działania się sprawdza. Jednakże już przy budowie podstaw teorii neoklasycznej pojawiały się osobliwe spostrzeżenia. Na przykład Walras z jednej strony uważał, że wolna konkurencja doprowadzi do najwyższego możliwego zaspokojenia potrzeb jednostek (czyli maksymalizacji użyteczności w danych warunkach), zaś z drugiej nie tylko dostrzegał niesprawiedliwość takiego systemu, ale i wspominał o potrzebie nacjonalizacji jednego z czynników wytwórczych: ziemi.

Podsumowując, analiza neoklasyczna opiera się na założeniu o równości sił między jednostkami gospodarującymi. Co do zasady ci ekonomiści neoklasyczni, którzy opowiadają się po stronie ograniczonej interwencji państwa w gospodarkę, uważają, że większość gospodarek rynkowych spontanicznie dąży do równowagi popytu i podaży – pod warunkiem istnienia prawdziwej konkurencji.

1.2 Przestanki ku zmianie paradygmatu

Solidne podstawy podejścia neoklasycznego w rolnictwie (a więc i w rybołówstwie) zaczęły jednak z czasem kruszeć. Pod względem ekonomicznym jednym z najpoważniejszych argumentów stojących w kontrze do dalszej aplikacji założeń neoklasycznych, w szczególności w sektorach rolniczych jest specyficzny sposób ujmowania maksymalizacji zysku. Podejście to nie bierze pod uwagę interesów środowiskowego ani społecznego, a ostatecznie w dłuższej perspektywie i tak mają one wpływ na wysokość zysku ekonomicznego. Jednostki w ujęciu neoklasycznym kierują się maksymalizacją użyteczności, zwykle w czysto materialnych kategoriach, a punkt ciężkości (względem ekonomii klasycznej) przeniesiono z produkcji na konsumpcję i wymianę handlową. System gospodarczy przybiera postać sieci wymiany niezależnych jednostek, przy czym sama organizacja ani tego procesu, ani sposobu produkcji nie jest uważana za szczególnie istotną. Racjonalni aktorzy gospodarczy kierowani własnym interesem ostatecznie samoistnie, poprzez konkurencję, dążą do osiągnięcia stanu równowagi. Za podstawę wszelkich ocen postępów społecznych przyjęto kryterium Vilfreda Pareto. Przy uszanowaniu prawa każdej suwerennej jednostki za postęp powinniśmy uważać daną zmianę społeczną tylko wtedy, gdy przy poprawie sytuacji jednej grupy nie pogarsza się stan innych grup. Zgodnie z zasadami ekonomii neoklasycznej osiągnięcie nowego wyższego poziomu równowagi, zwłaszcza w ujęciu dynamicznym, wymusza przesunięcie czynników produkcji z mniej do bardziej efektywnych zastosowań. Zasada Pareto w rzeczywistości gospodarczej występuje z reguły rzadko – mało jest bowiem zmian, które nikomu nie szkodzą, a utrzymanie *status quo* trudno nazwać postępem (Chang, 2015). Nieco mniej incydentalnym charakterem odznaczać się może rozwinięcie i uogólnienie efektywności Pareto, czyli efektywność Kaldora-Hicksa. Stanowi ona, że dane rozwiązanie można uznać za efektywne (dążące do wzrostu efektywności), gdy w wyniku jego podjęcia dany podmiot zyskuje więcej, niż traci inny podmiot. Dodatkowym założeniem jest istnienie kompensacji strat podmiotu tracącego kosztem podmiotu zyskującego. Gdy przy określonej alokacji zasobów dalsze wprowadzanie zmian będzie dążyć do zmniejszenia zysków poniżej poziomu strat, dana kombinacja jest efektywna w sensie Kaldora-Hicksa. W ujęciu globalnym i rozdzieleniu aktorów rzeczywistości gospodarczej na trzy rywalizujące w tym ujęciu aspekty (gospodarka, środowisko, społeczeństwo) ponownie rzadkie jest jednakże ustanawianie zmian efektywnych w sensie Kaldora-Hicksa w ujęciu

długookresowym. W takim układzie im bardziej intensyfikowano połowy, tym z czasem okazywały się one mniej obfite – przełowione populacje nie były w stanie odradzać się w tempie zadowalającym rybaków. Popyt na produkty spożywcze pochodzenia morskiego stale rośnie, i to w tempie przewyższającym tempo przyrostu naturalnego (FAO, 2020). Utrzymanie trendu stałego zwiększania połowów mogłoby ostatecznie spowodować nie tylko wymarcie poławianych docelowo gatunków, ale i wyjałowienie morskiego ekosystemu.

Pod względem przesłanek społecznych, podobnie jak w innych sektorach rolnictwa, także w rybołówstwie głównym problemem są deprywacja ekonomiczna i niska mobilność względem czynnika produkcji – tu: morza. Dalsze pogłębianie się różnic płacowych może decydować o nieatrakcyjności pracy w rybołówstwie, a co za tym idzie – zmniejszeniu wielkości zatrudnienia i poziomu produkcji. W sytuacji, gdy w ujęciu globalnym ryby dostarczają wielu ludziom (ponad 3,3 miliarda osób) 20% średniego dziennego spożycia białka zwierzęcego na osobę, a w krajach takich jak Bangladesz ta wartość osiąga 50%, brak rybaków oznaczałby wybuch klęski głodu. Innym, powszechnym w rybołówstwie zjawiskiem jest niewynagradzanie za wykonaną pracę. Wartość nieopłaconej pracy w UE spadała do 2015 roku do poziomu 232 milionów euro, jednakże w ostatnich latach ponownie zaczęła wzrastać – rok 2018 to niewypłacone 272 miliony euro w sektorze rybołówstwa. To jest 107% wartości z 2008 roku (Komisja Europejska, 2019). Rybołówstwo jest silnie zmaskulinizowanym sektorem (poza przetwórstwem), zaś bycie rybakiem jest wciąż ryzykownym i fizycznie wyczerpującym zawodem. Ewentualna utrata pracy dla przeciętnego rybaka wiąże się albo ze zmianą miejsca zamieszkania, albo z całkowitym przekwalifikowaniem, co oznacza, że w rybołówstwie występują wysokie bariery wejścia na rynek i wyjścia z niego. Natomiast ignorowanie społecznych aspektów tego sektora jest zwyczajnie niebezpieczne dla światowego bezpieczeństwa żywnościowego.

Ostatnimi argumentami za odejściem od neoklasycznego ujęcia są te związane ze środowiskiem naturalnym. Przeplatają się one z aspektami zarówno ekonomicznymi, jak i społecznymi. Jak już wspomniano, dalsze zwiększanie wielkości połowów spowodowałoby wyjałowienie środowiska morskiego, a więc całkowitą utratę przychodów z sektora. Przełowienie stanowi poważny problem dla światowej gospodarki morskiej. Obecnie prawie 90% światowych dzikich siedlisk rybnych jest przełowionych lub zagrożonych wyginięciem. (FAO, 2016). Ponad 30% światowych zasobów rybnych jest przełowionych. Tylko 10%

światowych akwenów jest eksploatowanych w sposób zrównoważony. W wyniku niekontrolowanych połowów używane są narzędzia, które uszkadzają ekosystem – na przykład do sieci niespełniających odpowiednich warunków wpadają nie tylko ryby gotowe do połowu, ale również niedojrzałe osobniki, żółwie, ptaki, ssaki morskie i inne przypadkowe organizmy (FAO, 2020).

Dodatkowo w klasycznym paradygmacie dominuje kierowanie się wyłącznie efektywnością mikroekonomiczną, co z założenia nakazuje pomijać w rachunku siłę wpływu efektów zewnętrznych. Część z nich, jak wiadomo, jest w stanie zmniejszać dobrobyt ogółu ludzkości, choćby poprzez degradację i utratę wysoce istotnych dóbr publicznych. Finalnie kosztami tych zjawisk obciążone jest całe społeczeństwo (Grzelak i Matuszczak, 2011). Efekty zewnętrzne są ogólnie uważane za trudno mieralne, nie oznacza to jednak, że należy je ignorować. Biorąc pod uwagę tę ograniczoność rachunku szkoły neoklasycznej, a także jej nieaplikowane w dłuższej perspektywie założenia, pozostanie przy prowadzeniu życia gospodarczego w warunkach neoklasycznych jest wysoce nieracjonalne w ujęciu długookresowym. Za ostatecznym odejściem od tak drobiazgowego wdrażania zasad szkoły neoklasycznej może przemawiać fakt, że odrzucenie aspektów społecznych z nauki społecznej, jaką jest ekonomia, obdziera ją z aplikacyjności.

1.3 Przegląd teorii alternatywnych dla podejścia neoklasycznego

W sytuacji, gdy podejście neoklasyczne nie jest w stanie sprostać obecnym wyzwaniom w rolnictwie, obligatoryjna jest próba odnalezienia teorii lepiej wyjaśniającej istniejące w nim zjawiska. Pomiedzy odejściem od założeń szkoły neoklasycznej a przyjęciem założeń teorii ekonomii zrównoważonego rozwoju istotny wkład można przypisać następującym teoriom:

- nowej ekonomii instytucjonalnej,
- ekonomii dobrobytu,
- wyboru publicznego,
- dóbr publicznych,
- ekonomii sektora publicznego.

Wcześniej wspomniane aspekty oraz lekceważenie przez szkołę neoklasyczną społecznej natury jednostek poskutkowało ukształtowaniem się zbioru idei, na których wyrosły założenia szkoły instytucjonalnej. Thorstein Veblen podważył racjonalność jednostki,

przedkładając nad rozum siły instynktów, nawyków, motywacji, wiary, i nałożył ramy działania – instytucji formalnych (na przykład prawo) i nieformalnych (zwyczaje społeczne). Nie tylko instytucje mają wpływ na zachowanie jednostek, ale również jednostki mają do pewnego stopnia wpływ na instytucje. Douglass North, Ronald Coase, Elinor Ostrom, Olivier Williamson i inni w latach 80. XX wieku, dodając do powyższych pewne założenia szkoły neoklasycznej, utworzyli szkołę ekonomii instytucjonalnej nazwaną nową ekonomią instytucjonalną (NEI). Nurt nowej ekonomii instytucjonalnej uwzględnia instytucjonalne uwarunkowania zawierające aspekty społeczne, prawne, historyczne i kulturowe mające wpływ na sposób zawiązywanych transakcji i dobrobytu społecznego. Wprowadzono ideę kosztów transakcyjnych – całą grupę obciążeń związanych z organizowaniem działalności gospodarczej. Przy takim ujęciu efekty środowiskowe mogą już wpływać pośrednio i bezpośrednio na jakość życia społecznego i nie można ani rozważać ich w wąskim znaczeniu, ani przekładać ich w sposób prosty na efekty ekonomiczne. Można przez to stwierdzić konieczność łączenia efektów środowiskowych ze społecznymi i nieprzekładalność tych zasobów do czysto ekonomicznego wymiaru (Kułyk, Michałowska i Roszkowska-Hołyś, 2019). Jest to podejście o wiele bardziej odpowiadające sektorowi rybołówstwa, w którym wszystkie te elementy są ściśle powiązane. Ponadto NEI działa głównie w ujęciu makroekonomicznym, świat i zdarzenia w nim uważa za niepewne, zaś procesy zachodzące w społeczeństwie za złożone i wielowątkowe. W przypadku poszukiwań powiązań teorii zrównoważonego rozwoju ze szkołami ekonomicznymi, powiązanie z NEI wydaje się jednym z silniejszych i racjonalniejszych.

Przechodząc dalej, należy wspomnieć o teorii ekonomii dobrobytu, której główne rozważania dotyczą organizacji gospodarki, konstrukcji sprawnego systemu podatkowego czy zróżnicowania dochodów w sposób optymalny. Arthur Pigou i Nicolas Kaldor, ojcowie nurtu, określili *welfare economics* jako ekonomię ściśle pozytywną i osobną względem polityki (Pigou, 1906; Kaldor, 1939). Teoria ta, podobnie jak neoklasyczna, operuje pojęciem konkurencji doskonałej i opiera na nim swoje dwa podstawowe twierdzenia:

- każda gospodarka, w której istnieje konkurencja rynkowa, jest efektywna w rozumieniu Pareto,
- dzięki konkurencji rynkowej poprzez odpowiednią redystrybucję dochodów można uzyskać każdą efektywną (w sensie Pareto) alokację zasobów.

Założeniami tych twierdzeń są: kompletność rynku (informacja doskonała i brak kosztów transakcji) oraz brak kontroli cen (brak wysokich barier wejścia i wyjścia oraz brak monopolii). Założenia te są częścią modelu równowagi ogólnej Kennetha Arrowa i Gerarda Debreu. W przypadku rybołówstwa trudne byłoby jednakże spełnienie powyższych założeń, choćby przez wzgląd na bariery związane z rozpoczęciem działalności w sektorze (na przykład nabycie licencji połowowych, narzędzi czy kutra z załogą), przez co teorii ekonomii dobrobytu, podobnie jak neoklasycznej, nie da się w pełni aplikować.

Przez wzgląd na wspólne obszary zainteresowań (na przykład paradoksy wyboru społecznego, koncepcje instytucji czy zasady optymalizacji) kolejną wartą wspomnienia teorią jest teoria wyboru publicznego. James Buchanan czy Gordon Tullock poddają analizie kwestie wyboru politycznego (publicznego). Istniejące mankamenty w funkcjonowaniu państwa, przez które kraj nie jest w stanie osiągnąć dobra społecznego, powinny razem z niedoskonałościami rynku być włączone do analizy polityki gospodarczej. Teoria wyboru publicznego zakłada poziom racjonalności jednostek w relacjach z rządem proporcjonalny do poziomu racjonalności w swoich prywatnych sprawach gospodarczych. Warta wspomnienia jest teoria podziału oparta na produktywności krańcowej, modyfikowana przez „pogoń za rentą” (Księżyk, 2012), przez wzgląd na przedstawienie zasobów morskich jako czynnika produkcji, a dalej, według Clarka – jako dobra kapitałowego (Tokarski, 2006).

Następną teorią, którą można wymienić jako kluczową w zmianie paradygmatu, jest teoria dóbr publicznych. Postuluje ona, że większość podstawowych dylematów gospodarczych powinna być pozostawiona do rozwiązania w obszarze społecznym. Ponadto istnieje ścisła korelacja pomiędzy wzrostem ekonomicznym a rozwojem społeczeństwa. Powiązania te jednakże nie zawsze przyjmują postać pełnej współpracy, zwłaszcza w świetle niewystarczającego wzrostu instytucji infrastruktury społecznej. Ostatecznie zawodność systemu rynkowego skutkuje pogłębiającym się bezrobociem, wzrostem inflacji oraz napędzaniem koła cykli koniunkturalnych (Wesołowska, 2005). niesprawność rynku w dziedzinie sektora publicznego objawia się podziałem dóbr na prywatne i publiczne. Gdy te prywatne, ograniczone podlegają regule wykluczenia (wyłączna i całkowita konsumpcja przez nabywcę), dobra publiczne potencjalnie mogą być konsumowane przez wszystkich zainteresowanych. Za Paulem Samuelsonem (1989) wymienić można trzy główne cechy dóbr publicznych: podlegają one zasadzie niewykluczalności, są potencjalnie ogólnodostępne oraz

podlegają zasadzie korzystania niezależnie od partycypacji w kosztach. W tej teorii uwzględniona jest obecność efektów zewnętrznych, które zostały ledwie wspomniane, lecz nieuwjęte przez Marshalla w teorii neoklasycznej. Efekty zewnętrzne powodują, że określone dobra i usługi są wykorzystywane nie tylko przez ich nabywców. W literaturze jako przykład negatywnych efektów zewnętrznych najczęściej podawana jest degradacja środowiska (Wesołowska, 2005), tak powszechna w przypadku produkcji żywności pochodzenia morskiego. W rzeczywistości gospodarczej niezmiernie rzadko spełnione są jednocześnie założenia doskonale konkurencyjnego modelu. Ze względu na cechy dóbr publicznych, wolny rynek zwykle nie jest w stanie dostarczyć optymalnej ilości tego typu dobra (Kargol-Wasiluk, 2008).

Wychodząc od teorii dóbr publicznych, można przejść płynnie do ostatniej teorii: teorii ekonomii sektora publicznego, w której Joseph Stiglitz (2004) stara się odnaleźć odpowiedzi na wcześniej już zadane pytania: w jaki sposób podejmowane są wybory w ramach sektora publicznego, jaka jest rola państwa w gospodarce i jakie metody są dopuszczalne w procesie podejmowania decyzji w sektorze prywatnym. Teoria ta zakłada tak zwaną ekonomizację działań państwa i sfery publicznej pod względem dostarczania dóbr publicznych. Jak twierdzi Jerzy Wilkin (2005): „ekonomizacja działania polega na tym, że mając określone preferencje, dokonujemy racjonalnego wyboru, dotyczącego zastosowania dostępnych środków, aby preferowane wartości, czy cele osiągnąć w jak najwyższym stopniu, czyli je maksymalizować”. Istotne jest więc poszukiwanie alternatywnych systemów dostarczania dóbr publicznych, zwłaszcza poprzez pracę w zakresie działań państwa. W tym ujęciu rolę dostawcy dóbr publicznych pełniłyby organizacje i instytucje zajmujące się monitorowaniem, kontrolą i ochroną zasobów morskich, które co prawda już istnieją i są dobrem publicznym, ale potrzebne są działania podtrzymujące ich dotychczasowe właściwości.

Powyższe dyskusje pomiędzy stronnikami poglądów neoliberalnych a przedstawicielami bardziej interwencjonistycznych nurtów ostatecznie usankcjonowały funkcje regulacyjne państwa na pewnych warunkach. Po stronie interwencjonizmu państwowego wymienia się tworzenie niezbędnych regulacji prawnych, obecność efektów zewnętrznych oraz redystrybucję dochodów przez państwo (Żmija, 2016). W świetle powyższych warto wspomnieć dodatkowo, że z jednej strony krystalizują się poglądy wskazujące na istnienie efektu synergii między państwem a rynkiem (Stiglitz, 2004; Wojtyła, 1990), a z drugiej

podmioty gospodarcze i społeczeństwo dopasowują swoje działania i oczekiwania do danej polityki państwa. Można więc wnioskować, że polityka faktycznie jest istotnym symulatorem rozwoju zrównoważonego – może ona minimalizować niekorzystne efekty zewnętrzne poszczególnych sektorów, w tym rybołówstwa, na środowisko.

1.4 Koncepcja ekonomii zrównoważonego rozwoju

Koncepcja ekonomii zrównoważonego rozwoju, choć niejednokrotnie czerpie z założeń teorii wymienionych powyżej, nie jest tak jak one homogeniczna i jednoznaczna. Złożony, interdyscyplinarny charakter tej koncepcji wpisuje się w system wartości oparty na antropocentrycznych założeniach jednocześnie wymiarów ekologicznych, społecznych, przestrzennych i politycznych. W podstawowym rozumieniu za rozwój zrównoważony można uznać każdy rozwój, który jest w stanie zaspokoić potrzeby ludzi obecnie, ale jednocześnie nie ogranicza możliwości zaspokojenia potrzeb ludzi w przyszłości (ONZ, 2015). Z wielu szerszych definicji można przytoczyć choćby tę Holgera Rogalla (2010), iż rozwój zrównoważony to: „mające zapewnić wszystkim żyjącym obecnie ludziom i przyszłym pokoleniom dostatecznie wysokie standardy ekologiczne, ekonomiczne i społeczno-kulturowe w granicach tolerancji natury przez wprowadzanie w życie zasady sprawiedliwości wewnątrzpokoleniowej i międzypokoleniowej”, czy Wilkina (2004): „rozwój zrównoważony polega na takim wykorzystaniu i konserwacji zasobów naturalnych i takim zorientowaniu technologii i instytucji, aby osiągnąć i utrzymać zaspokajanie ludzkich potrzeb obecnego i przyszłych pokoleń. Taki rodzaj rozwoju (w rolnictwie, leśnictwie i rybołówstwie) konserwując glebę, zasoby wodne, rośliny oraz genetyczne zasoby zwierząt nie degraduje środowiska, wykorzystuje odpowiednie technologie, jest żywotny ekologicznie i akceptowany społecznie”. Jak zauważa autor cytatu, równowaga powinna mieć charakter wielowymiarowy, uwzględniający zdrowe środowisko i zrównoważoną produkcję. Nastąpiło przewartościowanie, od ilości ważniejsza jest jakość. Postęp doprowadził do wyłonienia się nowej gospodarki opartej na wiedzy, pozwalającej zaspokajać potrzeby zwiększenia produktywności przy jednoczesnym zmniejszaniu szkodliwego oddziaływania na środowisko. Teoria ta kontynuuje ideę, według której, społeczeństwa pragnące realizacji koncepcji ekorozwoju muszą uwzględnić w swoich działaniach pierwszeństwo wymogów ekologicznych, które jednak nie mogą być zakłócane przez wzrost gospodarczy dokonujący się w cywilizacji.

Jak zauważa Tadeusz Borys, ten paradygmat rozwoju może wpłynąć na rozwój nauk ekonomicznych. Podkreślona jest w nim dualistyczna rola człowieka jako jednostki zarówno gospodarującej, jak i funkcjonującej aktywnie w sferach pozaekonomicznych (Borys, 2016). Niektórzy autorzy stosują zamiennie wobec nazwy „zrównoważony rozwój” pojęcie „rozwój trwały” (Majewski, 2008). Rozwój zrównoważony stanowi pewną wizję postępu, integrującą natychmiastowo i długotrwale cele społeczne, środowiskowe i gospodarcze (Rising i Rehmer, 2009). Obecnie świadomość postrzegania rozwoju zrównoważonego jako ładu zintegrowanego i układu docelowego nowego paradygmatu rozwoju wzrasta (Borys, 2016). To, w jakim stopniu należy rozumieć pojęcie zrównoważonego rozwoju, jest ściśle związane ze stanem gospodarki, intensywnością rolnictwa, poziomem konsumpcji oraz samowystarczalnością żywnościową netto danego kraju (Runowski, 2000), przy czym w krajach bogatych, zaawansowanych technologicznie, o wysokim poziomie konsumpcji najistotniejsze są: ochrona środowiska, przywrócenie równowagi przy racjonalizacji struktury produkcji i poziomu konsumpcji. Można odnaleźć w tym nawiązanie do koncepcji tak zwanej środowiskowej krzywej Kuznetsa. Na wyższych poziomach rozwoju społeczeństwo jest uzbrojone nie tylko w chęci, ale też w środki do podejmowania prób ograniczania degradacji środowiska. Z tej teorii wynika, że wraz ze wzrostem zamożności społeczeństwa zapotrzebowanie na ochronę środowiska wzrasta. Polityka gospodarcza, tylko od pewnego poziomu ukierunkowana na wzrost gospodarczy, będzie również korzystna dla środowiska. W przypadku spowolnienia globalnego wzrostu gospodarczego skutkiem może być jednak zmniejszony popyt na dobra ekologiczne (Grzelak i Matuszczak, 2011). Działanie na rzecz rozwoju można uznać za zrównoważone, gdy wprowadza się jednocześnie trzy elementy.

Pierwszym z nich jest wzrost gospodarczy, drugim inkluzja społeczna, a trzecim – ochrona środowiska. Odpowiednie wdrożenie tych trzech składowych jest kluczowe w osiągnięciu dobrobytu zarówno pojedynczych jednostek, jak i całych społeczeństw (ONZ, 2015). Za warunek niezbędny do osiągania rozwoju w sposób zrównoważony uznano zlikwidowanie ubóstwa we wszelkich jego formach. Jak podaje United Nations – Information Centre Warsaw (2021), aby spełnić ten warunek, potrzeba:

- promowania zrównoważonego, inkluzywnego i równego wzrostu ekonomicznego,
- kreacji większych szans dla wszystkich ludzi i redukcji nierówności społecznych,
- umożliwienia osiągnięcia podstawowego standardu życia,

- budowy sprawiedliwego rozwoju społecznego i społeczeństwa inkluzywnego,
- promowania zintegrowanego i zrównoważonego zarządzania surowcami naturalnymi i ekosystemami.

2. Cele zrównoważonego rozwoju według ONZ

Jednym z ważniejszych działań zmierzających do osiągnięcia wspólnego dobrobytu było ustanowienie milenijnych celów rozwoju w 2000 roku. Zostały one przyjęte w Deklaracji milenijnej podczas szczytu ONZ. Jest to forma zobowiązania społeczeństw do próby redukcji skrajnego ubóstwa, głodu, umieralności dzieci i analfabetyzmu oraz wyrównania szans, podniesienia jakości opieki zdrowotnej i zwiększenia poziomu partnerstwa na rzecz stosowania zrównoważonych metod gospodarowania naturalnymi zasobami (Polska Pomoc, 2020). ONZ twierdzi, że milenijne cele rozwoju udowodniły, że taka forma walki z ubóstwem przynosi oczekiwane rezultaty (ONZ, 2015). W 2015 roku milenijne cele rozwoju zastąpiono celami zrównoważonego rozwoju, które odznaczają się znacznie szerszym zasięgiem zaplanowanych działań. Rysunek 1 przedstawia zestawienie wszystkich celów zrównoważonego rozwoju.



Rysunek 1. Graficzne zestawienie celów zrównoważonego rozwoju

Źródło: platforma Organizacji Narodów Zjednoczonych: <http://www.un.org.pl>

Cele zrównoważonego rozwoju uchwalone w Agendzie na rzecz zrównoważonego rozwoju 2030 w 2015 roku zostały przyjęte przez wszystkie członkowskie państwa Organizacji Narodów Zjednoczonych. Stanowią główny filar akcji podejmowanych w celu

dążenia do wdrażania idei zrównoważonego rozwoju, a tym samym zrównoważonego rybołówstwa. Przyjmując zapisy i deklaracje wynikające z agendy, wszystkie 193 kraje dobrowolnie zobowiązały się do próby osiągnięcia 17 celów przed 2030 rokiem. Te cele to: walka z ubóstwem, zero głodu, dobre zdrowie i jakość życia, dobra jakość edukacji, równość płci, czysta woda i warunki sanitarne, czysta i dostępna energia, wzrost gospodarczy i godna praca, innowacyjność, przemysł, infrastruktura, mniej nierówności, zrównoważone miasta i społeczności, odpowiedzialna konsumpcja i produkcja, działania w dziedzinie klimatu, życie pod wodą, życie na lądzie, pokój, sprawiedliwość i silne instytucje, partnerstwa na rzecz celów.

System wskaźników umożliwia porównywanie postępów w osiąganiu celów – w przestrzeni zarówno czasowej, jak i geograficznej.

Przyjęło się, że fundamentami celów zrównoważonego rozwoju są:

- ludzie – jako zobowiązanie społeczności do próby eliminacji ubóstwa i głodu na wszelkich płaszczyznach, wykorzystania pełni potencjału ludzkiego w sposób godny, w środowisku zdrowym i na zasadach równości,
- nasza planeta – ochrona środowiska przed nieograniczoną produkcją i konsumpcją, eksploatacją zasobów naturalnych w sposób zrównoważony i próba przeciwdziałania zmianom klimatycznym,
- dobrobyt – ponowne wspomnienie o prowadzeniu godnego i satysfakcjonującego życia w zgodzie z otoczeniem,
- pokój na świecie – jako próba budowy pokojowych i inkluzyjnych społeczeństw, wolnych od wszelkich form przemocy i strachu – pokój jest uznany za niezbędny,
- partnerstwo – mobilizacja środków potrzebnych do wdrażania agendy o zrównoważonym rozwoju poprzez aktywację globalnego partnerstwa w formie solidarności i współpracy wszystkich stron.

Za kluczowe kwestie w sposobie wdrażania agendy uznano przede wszystkim sposób implementacji na poziomie krajowych strategii, planów i programów dotyczących zrównoważonego rozwoju. Na poziomie krajowym zostały wyznaczone własne wskaźniki monitorujące postęp w realizacji celów, jednakże istnieją również globalne wskaźniki ustanowione przez Międzyagendową i Ekspercką Grupę ds. Wskaźników Zrównoważonych

Celów Rozwoju (Inter-Agency and Expert Group on SDG Indicators), a następnie zaakceptowane przez Komisję Statystyczną ONZ (UN Statistical Commission). Więcej informacji o sposobie pomiaru wdrażania zasad zrównoważonego rozwoju znajduje się w II rozdziale.

Doktryna zrównoważonego rozwoju stoi w kontrze do żelaznej reguły ekonomii Thomasa Malthusa (Abec, 2013). W przeciwieństwie do udzielania wszelkiej pomocy materialnej bardziej potrzebującym idea ta skupia się właśnie na dążeniu do sprawiedliwości społecznej, wyrównania jakości życia oraz dbałości o środowisko naturalne. Pojawia się jednak pytanie: Jeśli podjęcie próby zmian społeczno-ekonomicznych wydaje się nie tyle racjonalne, ile wręcz naturalne dla polepszenia ogólnego poziomu rozwoju (wspominana na pierwszym miejscu walka z ubóstwem), skąd tak duży nacisk w celach zrównoważonego rozwoju na środowisko naturalne? Poza tym w najnowszym raporcie Międzynarodowego Zespołu ds. Zmian Klimatu (The Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC) (IPCC, 2021a) po raz kolejny uznano konsensus w sprawie wpływu człowieka na zmiany klimatu – przeprowadzona analiza 88 tysięcy recenzowanych artykułów naukowych (z lat 2012–2020) wykazała, iż 99,9% z nich jasno wskazuje na aktywność człowieka jako jedną ze zmiennych wpływających w sposób istotny na zachodzące zmiany klimatu (IPCC, 2021b). Bardziej obrazowe są jednak dane Światowej Organizacji Zdrowia (WHO), 24% (niemal ¼) wszystkich zgonów na świecie, czyli około 13,7 miliona rocznie, jest związane ze środowiskiem – z powodu takich zagrożeń jak zanieczyszczenie powietrza i narażenie na działanie substancji chemicznych (ONZ, 2021a). Ten i inne fakty stały się podwaliną do przegłosowania rezolucji Rady Praw Człowieka ONZ, w której uznano dostęp do czystego, zdrowego i zrównoważonego środowiska za prawo człowieka. Chociaż rezolucja ta nie jest prawnie wiążąca, została uznana za ważny polityczny głos mogący realnie kształtować globalne standardy. Za przykład takiego działania można uznać choćby podobną rezolucję – o prawie do dostępu do wody: od 2010 roku jest to swego rodzaju katalizator dla rządów na całym świecie, które dodały prawo do wody do swoich konstytucji, na przykład Meksyk (za Davidem Boydem, specjalnym sprawozdawcą ONZ ds. praw człowieka i środowiska) (ONZ, 2021b). Stąd też wzrastająca potrzeba podkreślania istotności wpływu zachodzących zmian klimatycznych.

3. Idea zrównoważonego rozwoju rybołówstwa

3.1 Droga do zrównoważonego rybołówstwa

Rybołówstwo, obok zbieractwa i łowiectwa, od mezolitu stanowiło podstawę utrzymywania się społeczeństw. Obecnie, za FAO, rybołówstwo, jako gałąź rolnictwa, można podzielić na cztery sekcje: akwakulturę lądową, akwakulturę morską, połowy lądowe oraz połowy morskie (w tym na przykład przybrzeżne bądź dalekomorskie).

Akwakultura polega na hodowli bądź uprawie organizmów morskich w pełni bądź częściowo kontrolowanych warunkach. Można w ten sposób pozyskiwać ryby zarówno słodkowodne, słonowodne, jak i dwuśrodowiskowe. Poza nimi powszechne w hodowli są mięczaki i skorupiaki, w uprawie zaś glony czy inne rośliny wodne jako produkt ostateczny bądź dodatek do hodowli ryb – na przykład lotos (Kwei i Yang, 2003). Udział akwakultury w ogólnej wielkości połowów od dwóch dekad stale wzrasta – w 2000 roku stanowiła ona 26% całej produkcji, zaś w 2019 roku niemal 48%. Ponadto akwakultura w znamienitej części odpowiada za wzrost wielkości globalnych połowów, przy średnim wzroście o 5,2% rocznie w latach 2000–2019. Należy jednakże pamiętać, że obecnie akwakultura dużą popularnością cieszy się jedynie w Azji, a w szczególności w Chinach (FAO, 2022).

Rybołówstwo komercyjne to odławianie dziko żyjących ryb. Dla odmiany, po gwałtownym wzroście połowów komercyjnych w ubiegłym wieku, od początku XXI wieku produkcja ryb dziko żyjących utrzymuje się na raczej stabilnym poziomie: około 90 milionów ton rocznie. Morskie połowy komercyjne w 2018 roku wynosiły 58 milionów ton na 178 milionów ton ogółu złowionych ryb – stanowi to największą (47%) część całego rybołówstwa. Kontrolowane w mniejszym bądź większym stopniu warunki uprawy/hodowli w akwakulturze pozwalają na ściślejszy monitoring zużywanych nakładów oraz osiągniętych efektów. Jest to niewątpliwie przyszłość sektora rybołówstwa. Wciąż jednak to połowy morskie dominują w udziale produkcji, ich wielkość od ponad 20 lat nie ulega większym wahaniom i obecnie nic nie wskazuje na to, aby ten stan miał ulec zmianie, choć wpływ tychże połowów na środowisko jest oceniany przez badaczy jako o wiele bardziej degenerujący niż reszta rodzajów rybołówstwa. Z tych powodów niniejsza praca koncentruje się głównie na komercyjnych połowach morskich. Zwyczajowo w literaturze przedmiotu z badań dotyczących połowów wyklucza się wielkości połowów ssaków morskich, a także

krokodyli, aligatorów, kajmanów oraz wodorostów (FAO, 2022). Jeszcze do niedawna zasoby morskie uważano albo za niewyczerpalne, albo co najmniej za na tyle bogate, że możliwe do nieograniczonej eksploatacji w dłuższej perspektywie. Pomijając mniejsze w skali światowej konflikty między sąsiadującymi krajami, rybołówstwo przez długi czas było pozostawione samo sobie, z dala od polityki. Co do zasady niezrzeszony kuter mógł łowić tak dużo i tak długo, dopóki nie został przegoniony z danego terenu przez innych rybaków. Biorąc również pod uwagę fakt, że przez większość czasu w przeważającej części cywilizacji ryby i owoce morza były podstawą diety niższych warstw społecznych, nie były one zwykle obiektem zainteresowania prawodawców, handlowców czy elit społeczno-gospodarczych. Można powiedzieć, że rybołówstwo pod wieloma względami dość długo cechowało się niskimi barierami wejścia, wolnością w obrębie przekroju gatunków i ilości połowionych organizmów oraz niewielką, w porównaniu z innymi gałęziami rolnictwa, liczbą kontroli czy obciążeń podatkowych. Bardziej rygorystyczne regulacje rybołówstwa morskiego zaczęto wprowadzać dopiero po drugiej wojnie światowej, jednakże były one związane w głównej mierze z redefinicją granic i układów międzynarodowych. Jedną z istotniejszych regulacji w tym aspekcie było wprowadzenie art. 87, ust. 1, pkt e Konwencji o prawie morza z 1982 roku (UNCLOS) deklarującego „wolność rybołówstwa” na morzu pełnym. Wolność ta jednak kończyła się wraz z regulacjami wewnętrznymi poszczególnych krajów (na przykład wyłącznych stref ekonomicznych i terenów do nich przylegających). W związku z zagrożeniami związanymi z przełowieniem przez człowieka i kwestiami środowiskowymi pojawiła się potrzeba zwiększenia regulacji rybołówstwa, aby zapobiec konfliktom i zwiększyć rentowność tej działalności.

Wyzwania stojące obecnie przed rolnictwem i jego poszczególnymi sektorami nie przypominają niczego, z czym mieliśmy do czynienia dotychczas, i wymagają rewolucyjnego podejścia do rozwiązywania problemów związanych z produkcją żywności i zrównoważonym rozwojem (Foley i in., 2011). Warto również zwrócić uwagę na fakt, że działania rolnictwa oraz rybołówstwa wykraczają poza klasyczne ekonomiczne funkcje produkcji, dystrybucji, użyteczności czy konsumpcji. Wynika to głównie ze zjawisk przyrodniczych, życia społecznego, wartości społeczno-kulturowych, religii oraz mechanizmów politycznych (Wilkin, 2007). Dopiero ujęcie holistyczne, przedstawiające rolnictwo jako złożony system, ukazuje szersze spektrum jego pozaekonomicznych funkcji. W przypadku rolnictwa należy

zakładać dynamiczniejsze podejście, ze względu na burzliwe zmiany endo- i egzogeniczne, które uniemożliwiają osiągnięcie optimum w sensie Pareto (Maciejczak i Hofreiter, 2013). W rybołówstwie od wielu lat dominowało podejście ilościowe, polegające na maksymalizacji nadwyżek ekonomicznych. Sukces rolnictwa (w tym rybołówstwa) industrialnego osiągnano poprzez nieograniczone wykorzystywanie nieodnawialnych zasobów naturalnych, co doprowadziło do wystąpienia negatywnych skutków dla środowiska (Zegar, 2012). Ponadto, pomimo osiągnięcia stanu nadprodukcji, problem głodu na świecie w dalszym ciągu nie został rozwiązany. Model zarówno rolnictwa, jak i rybołówstwa industrialnego przyczynił się między innymi do spadku bioróżnorodności, zanieczyszczenia wód i powietrza, degradacji i spadku żyzności gleb. Jak zauważają badacze, istnieje wyraźna bariera ciągłego rozwoju rolnictwa intensywnego: brak możliwości permanentnego zwiększania poziomu wydajności, wzrost wykorzystania środków produkcji pochodzenia przemysłowego i podnoszenie skali produkcji (Borychowski, 2016). Wobec powyższych zaczęto rozważać zmianę podejścia na takie, które dostarcza skuteczne rozwiązania wielowymiarowych problemów.

Idea zrównoważonego rybołówstwa wynika wprost z idei zrównoważonego rozwoju. Zrównoważone rybołówstwo to takie, które minimalizuje swój wpływ na ekosystem morski. Połowy przeprowadzane w takim systemie mają na celu pozostawienie większej liczby ryb w morzach i oceanach oraz nie mają wpływu na inne zwierzęta morskie, a więc nie naruszają naturalnej równowagi ekosystemu morskiego. Morza i oceny pełne ryb zapewniają bezpieczną przyszłość społecznościom rybackim, a także ludziom zatrudnionym bezpośrednio lub pośrednio w przemyśle rybnym na całym świecie. To, czy rybołówstwo na danym terenie można uznać za zrównoważone, ocenia się niezależnie od jego wielkości, położenia geograficznego czy wykorzystywanej metody połowowej. Widać więc wyraźnie, jak z niemal w pełni neoklasycznego modelu, w którym rybołówstwo trwało wyjątkowo długo, nastąpił gwałtowny zwrot w kierunku bardziej holistycznego podejścia, rozumiejącego powiązania pomiędzy aspektami nie tylko ekonomicznymi, ale również środowiskowymi i społecznymi.

3.2 Cele zrównoważonego rozwoju a cele zrównoważonego rybołówstwa

Z wcześniej wspomnianych 17 celów głównych i 169 celów podrzędnych, dotyczących głównie – ponownie – kwestii: głodu, niedożywienia, ubóstwa, poprawie warunków socjalnych, równościowych i bytowych, stabilizacji i rozwoju, ekologii i odnawialnych źródeł

energii, szczególnie istotne we wdrażaniu idei zrównoważonego rybołówstwa są cele 14. i 13.: życie pod wodą oraz działania w dziedzinie klimatu.

Cel 14.: życie pod wodą to ochrona mórz i ich zasobów oraz eksploatacja tychże w zrównoważony sposób. Cel ten zawiera 10 zadań. Pierwszym jest zapobieganie tworzeniu nowych zanieczyszczeń mórz oraz redukcja tych obecnie występujących do 2025 roku. W tym zadaniu zwrócono również uwagę na zanieczyszczenia powstałe nie tylko w wyniku działalności *stricte* rybackiej, ale również powstające podczas działalności produkcyjnej i zanieczyszczania lądu odpadkami. Drugie zadanie porusza kwestię zrównoważonego zarządzania oraz ochrony morskich zasobów i przybrzeżnych ekosystemów. Rekomendowane działania mają skutkować wzmocnieniem odporności i wzrostem zdolności odtwarzania się tych zasobów. Trzecie zadanie uwzględnia kwestię nadmiernego zakwaszenia oceanów. Jest to proces zwiększania się kwasowości wód w morzach i oceanach w wyniku naturalnych i sztucznych procesów. Spadek pH wód skutkuje przede wszystkim tworzeniem się szkodliwych dla bioróżnorodności flory i fauny morskiej substancji chemicznych w wodzie. W wyniku zakwaszania się wód oceanicznych utrudniony jest proces tworzenia i utrzymywania się szkieletów i skorupki koralowców i małży, co skutkuje ich obumieraniem (Waldbusser i in., 2014). Czwarte zadanie dotyczy zastosowania odpowiednich regulacji prawnych w związku z nadmiernymi połowami ryb i owoców morza, a także połowami nielegalnymi lub nierejestrowanymi. Te zadania tworzą fundament pomocy w odbudowie populacji gatunków ryb. Szczególnie istotnym poruszonym w tym zadaniu elementem jest maksymalizacja liczby zrównoważonych połowów, które nie oddziałują w istotny sposób na środowisko naturalne. Zadanie piąte skupia się na zwiększaniu wielkości obszarów ochronnych na wybrzeżach i morzach. W tym celu zadaniem najbardziej wartym wspomnienia jest wycofanie wybranych form subwencji na rybołówstwo, które mogłyby skutkować przeławianiem ryb lub zachęcałyby do nierejestrowanych lub nieregulowanych form rybołówstwa. W tym punkcie rozróżniono jednak sygnatariuszy na kraje rozwinięte i rozwijające się, ponieważ całkowite wdrożenie tego działania mogłoby stać w sprzeczności z celami społecznymi (ONZ, 2015). Szóste zadanie koncentruje się na eliminacji wyselekcjonowanych form subwencji rybołówstwa, które mogą przyczyniać się do nadmiernego zwiększania zdolności połowowych. W zadaniu siódmym podniesiono kwestie ekonomiczne wyspiarskich krajów rozwijających się, aby już podczas początkowych faz

rozwoju rybołówstwa, akwakultury i turystyki stosowały idee rozwoju zrównoważonego. Ósme zadanie ma na celu promocję wiedzy i badań w zakresie technologii morskich, w tym rybołówstwa i transportu morskiego. Przedostatnie zadanie poświęcono kwestii udostępniania rynków zbytu małym, lokalnym i prywatnym przedsiębiorstwom połowowym, również pojedynczym rybakom. Ostatnie zadanie to zwiększanie ochrony mórz i oceanów oraz ich zasobów za pomocą wdrażania prawa międzynarodowego zgodnego z Konwencją Narodów Zjednoczonych o prawie morza (United Nations Convention on the Law of the Sea, UNCLOS), które stanowi prawną podstawę ochrony i zrównoważonej eksploatacji morskich zasobów.

Cel 14. wprost porusza problematykę nadmiernej eksploatacji zasobów morskich oraz mobilizuje do zapobiegania narastającej degradacji mórz i oceanów, co bezpośrednio dotyczy kwestii związanych z eksploatacją mórz i oceanów. Cel 13. natomiast dotyczy eksploatacji środowiska w znacznie szerszym stopniu, ponieważ odwołuje się do działania w dziedzinie klimatu, a dokładniej podejmowania pilnych akcji w celu przeciwdziałania zmianom klimatu i ich skutkom. Powyższe cele nawiązują do idei zrównoważonego rybołówstwa, wdrażając mechanizmy tak zwanych zrównoważonych połowów. Połów ryb i owoców morza można uznać za zrównoważony, gdy jego oddziaływanie na ekosystem morski jest niski, niewpływający w znaczący sposób na równowagę danego ekosystemu.

3.3 Zrównoważona eksploatacja zasobów morskich Unii Europejskiej

Unia Europejska w 2018 roku zadeklarowała, że do roku 2020 wszystkie łowiska będą wykorzystywane w zrównoważony sposób (Komisja Europejska, 2019). Pomimo iż nie można jednoznacznie stwierdzić, że powyższa deklaracja została wypełniona, faktem jest wciąż następująca znacząca poprawa jakości połowów i ich metod. Teoretycznie oznacza to dalsze ograniczanie wielkości połowów ryb, w praktyce jednak jest to zwiększanie możliwej wielkości połowów w czasie bez szkodliwego wpływu na długoterminową produktywność łowisk. Jednym z takich sposobów jest ustalenie tak zwanego poziomu maksymalnego podtrzymywalnego połowu (*maximum sustainable yield*, MSY). MSY to największy długoterminowy średni połów lub odłów, jaki można uzyskać ze stada lub zespołu stad w panujących warunkach ekologicznych i środowiskowych. Niestety część badaczy zwraca uwagę na fakt wykorzystania MSY nie jako wartości granicznej, ale swego rodzaju celu do wypełnienia przez rybaków (Worm i in., 2009). Ten sam zespół badaczy zaznaczył dodatkowo

w swojej pracy, że skuteczność wykorzystywanych narzędzi zrównoważonego połowu zależy w dużej mierze od regionu stosowania, jednakże zazwyczaj najwyższą skutecznością cechowało się jednocześnie zastosowanie paru narzędzi. Najczęściej były to, poza MSY, kwoty połowowe, zarządzanie wspólnotowe w połączeniu ze strategicznie rozmieszczonymi zamknięciami połowów (w czasie i przestrzeni), bardziej selektywnymi narzędziami połowowymi i podziałem na strefy oceaniczne. Całkowite dopuszczalne połowy (Total Allowable Catches, TACs) to limity połowowe ujmowane w tonażu bądź liczbowo (głównie dla łososi, liczonych w połowionych sztukach), które są stosowane w przypadku zdecydowanej większości poławianych przemysłowo zasobów ryb. TACs są opracowywane przez Komisję Europejską na podstawie opinii naukowych (głównie Międzynarodowej Rady Badań Morza – International Council for the Exploration of the Sea, ICES, czy Scientific, Technical and Economic Committee for Fisheries, STECF) dotyczących stanu zasobów. Limity ustanawia Rada Ministrów Rybołówstwa. Co roku ustalone są limity dotyczące znacznej części zasobów, zaś co dwa lata – zasobów głębokowodnych. Uzgodnione limity dzielone są między kraje UE – każdy kraj ma przyznawany indywidualny współczynnik procentowy na podstawie dostępnych stad. Państwa członkowskie mają możliwość wymiany kwot z innymi krajami UE. W interesie państwa leżą: dalszy podział przysługującej krajowej kwoty pomiędzy krajowych rybaków oraz kontrola ilości połowionych ryb, aby nie przekroczyć dozwolonych kwot (Komisja Europejska, 2019). Wszelkie polityki w krajach Europy, w tym rybackie, zanim Unia Europejska nie dokonała ich unifikacji, opierały się wyłącznie na krajowych konstytucjach i prawach. Obecnie jednak, w procesie wykonywania uprawnień UE, skutki wprowadzania tych polityk są takie same, jakby były wprowadzone przez prawa krajowe (Borchardt, 2017). Na regulacje nałożone przez Unię Europejską składa się szereg organizacji i planów. Komisja Europejska, po przeprowadzeniu konsultacji i analiz, opracowała w 2007 roku wzór zintegrowanej polityki morskiej o nazwie Błękitna księga (Adamczak-Retecka, 2014). Integrated Maritime Policy (IMP) miała na celu opracowanie i wprowadzenie spójnego, przejrzystego, wielowymiarowego i zgodnego z zasadami zrównoważonego rozwoju systemu procesów podejmowania decyzji dotyczących zarządzania zasobami morskimi. Strategiczne cele IMP oparto głównie na zintegrowanym administrowaniu sprawami morskimi na poziomie wszystkich szczebli zarządzania. Główna myśl IMP zakłada, iż wszystkie działania związane z morzami i oceanami – od turystyki poprzez transport i handel, na rybołówstwie kończąc – są ze sobą ściśle powiązane, a jedyną drogą

gwarantującą osiągnięcie założonych celów jest unifikacja i współpraca między wszystkimi zainteresowanymi tymi kwestiami podmiotami. Błękitna księga stanowi podstawę do wdrażania dalszych działań Unii Europejskiej i innych organizacji międzynarodowych na rzecz mórz i oceanów (Adamczak-Retecka, 2014).

4. Polityka zrównoważonego rybołówstwa i jej instrumentarium

W zarządzaniu rybołówstwem w Unii Europejskiej prym wiedzie Wspólna Polityka Rybołówstwa (WPRyb). WPRyb to zbiór praw i zasad odnoszących się do zarządzania europejskimi flotami rybackimi i ochrony zasobów morskich. WPRyb wywodzi się ze Wspólnej Polityki Rolnej (WPR), dlatego też ich pierwotne cele są takie same: zwiększenie wydajności sektora, stabilizacja rynków, zapewnienie źródła zdrowej żywności oraz przystępności cen dla konsumentów (Unia Europejska, 2021a). Głównym celem WPRyb jest umożliwienie wszystkim unijnym flotom równego dostępu do wód i łowisk oraz zapewnienie uczciwej konkurencji europejskim rybakom w ramach zrównoważonego rybołówstwa. Historia WPRyb sięga lat 70. ubiegłego wieku (Komisja Europejska, 2019). Polityka kieruje się ostrożnością we wdrażaniu wszelkich mechanizmów regulujących rybołówstwo, na przykład na podstawie jej postulatów postanowiono wdrożyć taki poziom limitów połowowych, aby móc w sposób ciągły i trwały chronić zasoby ryb i owoców morza. WPRyb umożliwia państwom członkowskim wprowadzanie większej kontroli, zarówno na poziomie regionalnym, jak i krajowym. Działalność Wspólnej Polityki Rybołówstwa obejmuje przede wszystkim obszary związane z zarządzaniem rybołówstwem krajowym i międzynarodowym i politykę rynku. W latach 2007–2013 opierała się ona na Europejskim Funduszu Rybackim, w latach 2014–2020 na Europejskim Funduszu Morskim i Rybackim, zaś w latach 2021–2027 na Europejskim Funduszu Morskim, Rybackim i Akwakultury.

W celu ułatwienia zarządzania zasobami rybnymi wprowadzane są tak zwane plany wieloletnie, zazwyczaj wyrażone w formie wskaźnika śmiertelności połowowej bądź planowanych wielkości stad. Niekiedy plany zawierają również wyspecjalizowane strategie działania, mające za zadanie spełnienie oczekiwanych celów. Głównymi narzędziami wieloletnich planów zarządzania rybołówstwem są przede wszystkim ograniczenia nakładu połowowego w formie całkowitych dopuszczalnych połowów. Plany można podzielić pod względem wyspecjalizowania na obszary geograficzne bądź gatunkowe (Komisja Europejska, 2019). Wraz z wprowadzeniem w życie nowej polityki rybołówstwa zostały wprowadzone

nowe wieloletnie plany zarządzania połowami. Najważniejszym narzędziem wieloletnich planów jest maksymalny połów podtrzymywany, czyli największy odłów, jaki można uzyskać z danego stada danego gatunku ryb i owoców morza, aby nie zachwiać wielkością populacji tego stada. Celem wieloletnich planów wprowadzanych od 1 stycznia 2014 roku jest zapewnienie podtrzymalności długoterminowych połowów wszystkich stad na terenie połowów Unii Europejskiej. W każdym z wieloletnich planów określa się cel gospodarowania zasobami morskimi oraz szczegółowe zasady ochrony tych zasobów. Dzięki długim okresom ujętym w takich planach zapewniona jest większa stabilność działania oraz długoterminowa przewidywalność, nie tylko dla instytucji Unii Europejskiej, naukowców, ale również rybaków. Najnowszymi czterema planami wieloletnimi w kolejności wprowadzania są plany: Morze Bałtyckie, Morze Północne, zachodnie Morze Śródziemne, wody zachodnie. W fazie projektowej znajduje się plan Morze Adriatyckie. Powstał on w 2017 roku dla małych gatunków pelagicznych w Adriatyku – jest to pierwszy tego rodzaju plan w regionie Morza Śródziemnego (Rada Unii Europejskiej, 2020). Bierze on pod uwagę, że w połowach adriatyckich największymi graczami są członkowie Unii Europejskiej: Włochy oraz Chorwacja – państwa, które odpowiadają niemal za wszystkie połowy małych gatunków ryb pelagicznych, czyli sardeli, sardynek, makreli i ostroboków. Dla odmiany Słowenia, Albania, Czarnogóra oraz Bośnia i Hercegowina mają marginalne znaczenie w tych połowach (Parlament Europejski, 2018). Stada sardeli i sardynek w Adriatyku są stale przeławiane, a ten stan jest daleki od zrównoważonego poziomu połowów. Dotychczas wdrażane rozwiązania Generalnej Komisji Rybołówstwa Morza Śródziemnego (GFCM) zostały przez Parlament Europejski ocenione jako nieskuteczne. Plan wieloletni zakłada modyfikację systemu obecnie opierającego się na nakładach połowowych poprzez uzupełnienie o całkowite dopuszczalne połowy. Ponadto przewiduje się ustalanie uprawnień połowowych na podstawie ustalonych przedziałów śmiertelności połowowej i przewidywaniu poziomów biomasy stada tarłowego, które należy otoczyć szczególną ochroną. Finalnie plan przewiduje wzmocnienie współpracy międzyregionalnej zainteresowanych państw członkowskich (Unia Europejska, 2020).

Plan wieloletni dotyczący połowów na Morzu Bałtyckim został przyjęty przez Radę Unii Europejskiej w 2016 roku. Dotyczy on gospodarowania zasobami stad dorszy, śledzi i szprotów w Bałtyku. Był to pierwszy wdrożony plan wieloletni przyjęty w zreformowanej

Wspólnej Polityce Rybołówstwa. Plan niejako przyczynił się do przetarcia szlaków kolejnym planom wieloletnim dotyczącym rybołówstwa. Innowacją w tym planie jest podejście wielogatunkowe, bowiem dotychczas regulacjom podlegał jedynie dorsz. Plan zakłada stabilizację uprawnień połowowych, zwiększenie zrównoważenia w eksploatacji stad, a także – przede wszystkim – gospodarkę rybną kreowaną na podstawie bieżących danych naukowych. Na nich oparto docelowy zakres wskaźnika śmiertelności połowowej dla dorsza, śledzia i szprota. Wieloletni plan dla Morza Bałtyckiego został przyjęty niemal jednogłośnie (Unia Europejska, 2020), podobnie jak wieloletni plan dla Morza Północnego, w 2018 roku. Plan ten dotyczy stad dennych, czyli ryb, które żyją blisko dna morskiego. Zakłada zwiększenie zrównoważenia eksploatacji, opieranie ilości połowowych (TAC) na najnowszych i najlepszych odkryciach naukowych (Unia Europejska, 2020). Wieloletni plan gospodarowania zasobami Zachodniego Morza Śródziemnego został przyjęty przez Radę w 2019 roku. Ponownie dotyczy on ochrony stad dennych. Przede wszystkim wprowadzone przepisy mają pomóc w odbudowie zdziesiątkowanych stad, a także zapewnić zrównoważone rozwiązania w kwestiach ekologicznych, społecznych i gospodarczych. Plan obejmujący akweny francuskie, włoskie oraz hiszpańskie przewiduje przede wszystkim wprowadzenie wymiernych wskaźników nakładu połowowego w przypadku sześciu najważniejszych stad, a ponadto wprowadzenie elastycznych rozwiązań, aby móc uwzględnić połowy wielogatunkowe. Dodatkowo wprowadzono kwartalny okres zamknięcia połowów w przypadku osobników niedojrzałych oraz połowów rekreacyjnych (na szczeblu regionalnym). Obowiązek wyładunkowy czy ochrona techniczna również będą funkcjonować na zasadach współpracy regionalnej. Pomimo znacznego zmniejszenia połowów w sektorze zachodnim Morza Śródziemnego problem przełowienia w tym rejonie wciąż jest poważny. Szacunki mówią o 90% przełowionych stad w 2025 roku, przy założeniu obecnego trendu eksploatacji (Unia Europejska, 2020). W 2019 roku Rada przyjęła rozporządzenie, które ustanawia wieloletni plan połowów w wodach zachodnich, północno-zachodnich, południowo-zachodnich, wokół Madery i Wysp Kanaryjskich. Ten plan wieloletni dotyczy gospodarowania zasobami wszystkich istotnych stad ryb, w tym dennych i głębinowych, ustanawia cele połowowe dla najważniejszych gatunków, osadza zasady eksploatacyjne na maksymalnym podtrzymywalnym poziomie oraz zmniejszaniu roli przyłowów. Zwrócono również uwagę na fakt, że gatunki denne są poławiane w połowach wielogatunkowych (Unia Europejska, 2020). W 2023 roku Parlament Europejski i Rada przyjęły rozporządzenia (UE)

2023/2053 ustanawiające wieloletni plan zarządzania zasobami tuńczyka błękitnopłetwego we wschodnim Atlantyku i w Morzu Śródziemnym. Plan ten ma na celu utrzymanie biomasy tuńczyka błękitnopłetwego powyżej poziomów umożliwiających uzyskanie MSY. Wszystkie wymienione plany są kompatybilne ze strategią niebieskiego wzrostu, która ma za zadanie wspieranie zrównoważonego wzrostu w sektorze morskim (Unia Europejska, 2020).

4.1. Europejski Fundusz Rybacki

Jak już wspomniano, w latach 2007–2013 swoje działanie WPRyb opierała na Europejskim Funduszu Rybackim, w latach 2014–2020 na Europejskim Funduszu Morskim i Rybackim, a w latach 2021–2027 na Europejskim Funduszu Morskim, Rybackim i Akwakultury. Pierwszym funduszem wspierającym restrukturyzację rybołówstwa państw członkowskich Unii Europejskiej był Finansowy Instrument Orientacji Rybołówstwa (FIOR), utworzony w 1993 roku i funkcjonujący do 2007 roku. Swoje działanie koncentrował on na rozwoju hodowli ryb, rozwoju i modernizacji infrastruktury portów oraz zwiększaniu konkurencyjności i promowaniu produktów rybołówstwa. Instrument ten jednak wykazywał niższą elastyczność oraz niższy poziom dopasowania względem zmieniających się warunków rynkowych Unii Europejskiej (Unia Europejska, 2020). Znaczną zmianą w zakresie zarządzania polityką rybołówstwa okazało się wprowadzenie na jego miejsce Europejskiego Funduszu Rybackiego (EFR). EFR zaczął obowiązywać z początkiem 2007 roku. Wymienia się jego dwa główne zadania: wzrost konkurencyjności sektora rybactwa i rybołówstwa oraz umożliwianie przekształcenia sektora w stronę bardziej zrównoważoną w zakresie wpływu na środowisko, ekonomię i społeczeństwo.

Na spełnienie obu powyższych celów w latach funkcjonowania funduszu (2007–2013) przeznaczono w sumie niemalże 4,3 miliarda euro. Środki te rozdyskrebowano między rybołówstwo morskie, rybołówstwo śródlądowe, akwakulturę, przetwórstwo oraz handel. Znaczna ich część została przeznaczona na wyrównanie szans społecznościom rybackim, które w czasie jego trwania mocno odczuwały skutki transformacji rybołówstwa z industrialnego w zrównoważone. Spośród sfinansowanych narzędzi warto wyróżnić: projekty pilotażowe dotyczące zmiany sposobu połowów, wdrażanie zasad zrównoważonego rybołówstwa, finansowanie strategii lokalnego rozwoju czy wsparcie projektów mających na celu ochronę środowiska. Oba fundusze, FIG i EFR, charakteryzują się podobieństwami

w sposobie korzystania z nich, bowiem w obu przypadkach zarówno nie przewidziano, jak i nie zastosowano dofinansowania do budowy nowych łodzi lub zwiększania ładowności tych istniejących.

Tabela 1. Zestawienie wielkości i rozdziału dotacji EFR na cele konwergencyjne dla poszczególnych państw w latach 2007 i 2013 (w tys. €)

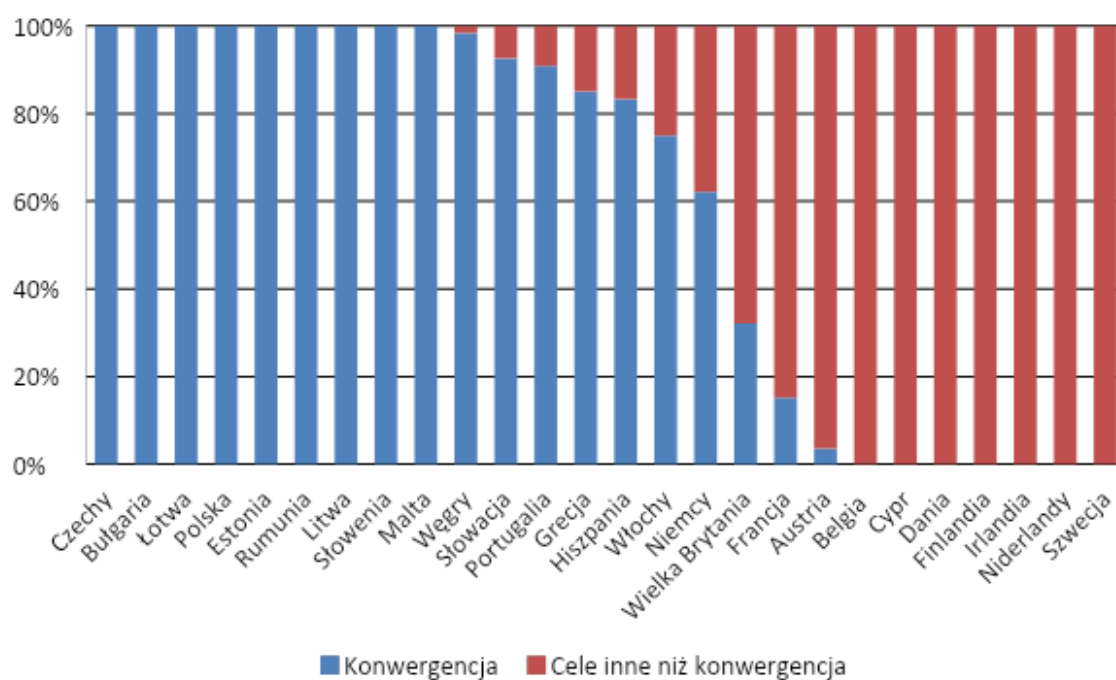
Państwo członkowskie	Kwoty przeznaczone na konwergencję (tys. €)		Suma kwot przeznaczonych na konwergencję w okresie 2007–2013 (tys. €)	Suma kwot przeznaczonych na cele inne niż konwergencja w okresie 2007–2013 (tys. €)	Razem (mln €)	Udział kwoty z przeznaczeniem na konwergencję w sumie całkowitej w okresie 2007–2013	Zmiana kwoty całkowitej w roku 2013 względem 2007
	2007	2013					
Austria	31	22	187	5 072	526	4%	108,90%
Belgia	-	-	-	26 262	2 626	-	108,95%
Bułgaria	5 819	14 817	80 010	-	8 001	100%	173,96%
Chorwacja	-	-	-	-	-	-	-
Cypr	-	-	-	19 670	1 967	-	110,41%
Czechy	3 360	4 396	27 107	-	2 711	100%	124,65%
Dania	-	-	-	133 675	13 368	-	110,41%
Estonia	9 130	15 488	84 568	-	8 457	100%	155,32%
Finlandia	-	-	-	39 449	3 945	-	110,41%
Francja	4 607	518	32 580	181 803	21 438	15%	94,65%
Grecja	26 091	24 326	176 837	30 996	20 783	85%	96,41%
Hiszpania	133 846	136 163	930 803	186 198	111 700	83%	102,81%
Holandia	-	-	-	45 578	4 227	-	110,41%
Irlandia	-	-	-	42 267	5 471	100%	108,95%
Litwa	6 937	9 332	54 713	-	12 502	100%	133,73%
Łotwa	13 598	22 451	125 016	-	837	100%	150,80%
Malta	-	1 645	8 372	-	4 558	-	115,67%
Niemcy	13 802	13 847	96 861	59 004	15 587	62%	103,96%
Polska	-	126 330	734 093	-	73 409	100%	105,27%
Portugalia	30 520	33 499	220 809	22 128	24 294	91%	108,29%
Rumunia	15 128	45 362	230 914	-	23 091	100%	204,73%
Słowacja	1 849	2 357	12 681	1 007	1 369	93%	132,67%
Słowenia	-	3 072	21 640	-	2 164	100%	74,73%
Szwecja	-	-	-	54 665	5 466	-	110,41%
Węgry	-	6 435	34 291	560	13 420	32%	117,95%
Wielka Brytania	-	7 246	43 151	91 051	42 434	75%	106,59%
Włochy	43 318	47 674	318 282	106 061	427 836	76%	108,83%
UE 28	308 036	514 980	3 232 915	1 045 446	3 485	98%	118,84%

Źródło: Opracowanie własne na podstawie raportów krajowych (Unia Europejska, 2013)

Dodatkowo, podobnie jak w przypadku innych europejskich funduszy strukturalnych, środki unijne nie mogły stanowić całości finansowania danego przedsięwzięcia, a powinny

wynosić zaledwie częściowe wsparcie dla wydatków lokalnych, regionalnych czy też krajowych. Tabela 1 przedstawia rozdział dotacji Europejskiego Funduszu Rybackiego na cele konwergencyjne z podziałem na poszczególne państwa podczas trwania funduszu. Cele konwergencyjne związane są z poprawą poziomu ogólnego dobrobytu społecznego.

Jeżeli w danym kraju ogólny poziom dobrobytu społecznego w okresie wchodzenia tego funduszu w życie był poniżej średniej unijnej, środki mogły zostać przeznaczone na wyrównanie szans i poziomu krajowego sektora rybołówstwa. Krajami, które skorzystały ze środków przeznaczonych na cele związane z wyrównaniem szans, są: Bułgaria, Czechy, Niemcy, Estonia, Grecja, Hiszpania, Francja, Włochy, Łotwa, Litwa, Węgry, Malta, Austria, Polska, Portugalia, Rumunia, Słowenia, Słowacja i Wielka Brytania, przy czym tylko z funduszu konwergencji skorzystały: Bułgaria, Czechy, Estonia, Łotwa, Litwa, Malta, Polska, Rumunia i Słowenia (Komisja Europejska, 2020).



Rysunek 2. Udział procentowy rozdziału dotacji EFR na cele konwergencyjne i inne niż konwergencyjne w poszczególnych państwach w sumie z lat 2007–2013

Źródło: Opracowanie własne na podstawie raportów krajowych (Unia Europejska, 2013)

Po zsumowaniu w całym okresie finansowania na cele konwergencyjne najwięcej otrzymały: Hiszpania (930,8 miliona euro), Polska (734,1 mln euro), Włochy (318,3 miliona euro), Rumunia i Portugalia (230,9 i 220,9 miliona euro). Na cele inne niż konwergencja

najwięcej środków uzyskały: Hiszpania (186,2 miliona euro), Francja (181,8 miliona euro), Dania (133,7 miliona euro), Włochy i Wielka Brytania (106,1 i 91,1 miliona euro).

W zdecydowanej większości przypadków, kiedy suma na cele konwergencyjne dominowała nad sumą na inne cele, mówimy o krajach, które dokonały akcesji do Unii Europejskiej po 2003 roku. W sumie na cele konwergencyjne przeznaczono 3,25 miliarda euro, zaś na cele pozakonwergencyjne 1,05 miliarda euro. Cały fundusz wyniósł 4 304 949 019 euro. Po przyrównaniu wysokości przekazanych środków do wielkości połowów w poszczególnych krajach można przyjąć, że przyznawana wielkość finansowania w dużym stopniu zależała od wielkości połowów – im państwo łowiło więcej, tym większe uzyskiwało finansowanie. Udział procentowy rozdziału dotacji EFR na cele konwergencyjne i inne niż konwergencyjne w poszczególnych państwach w sumie z lat 2007–2013 przedstawiono na Rysunku 2.

4.2. Europejski Fundusz Morski i Rybacki

Jeden z pięciu europejskich funduszy strukturalnych i inwestycyjnych w latach 2014–2020 poświęcono unijnej polityce morskiej i rybołówstwa. Europejski Fundusz Morski i Rybacki (EFMR) działał, podobnie jak dwa poprzednie fundusze (FIOR i EFR), na zasadzie współfinansowania przy jednoczesnym wykorzystaniu krajowych źródeł. Odpowiednią część ogólnej wielkości budżetu przydzielano na podstawie rozliczenia wielkości sektora rybackiego danego państwa. Każde z państw w funduszu miało za zadanie przedstawić własny program operacyjny wraz z konkretnym celem, na który w zamierzeniu zostawały przeznaczone środki finansowe z EFMR. W momencie zatwierdzenia planu przez Komisję Europejską władze kraju odpowiedzialne za sektor rybołówstwa miały wykonać ustalenia zawarte w danym projekcie w terminie i sposobie wcześniej ustalonym przez obie strony umowy. Odpowiedzialność za program była dzielona między dany kraj a Komisję Europejską. Za główne cele funduszu można uznać wspieranie transformacji działalności rybaków do działalności zgodnej z ideą rybołówstwa zrównoważonego oraz pomoc społecznościom nadmorskim w dywersyfikacji lokalnych działalności gospodarczych, ponadto wymienia się wsparcie rynku pracy i podnoszenie jakości życia społeczności nadmorskich w Europie (Unia Europejska, 2021b).

W związku z powyższymi dofinansowanie mogło objąć między innymi takie przedsięwzięcia i inwestycje jak:

- trwałe zaprzestanie działalności połowowej poprzez złomowanie statków rybackich, które przestały spełniać kryteria uprawnień połowowych floty,
- wprowadzanie zrównoważonego rybołówstwa,
- zminimalizowanie wpływu rybołówstwa na środowisko,
- ochrona i odbudowa bioróżnorodności i ekosystemów związanych z morzem poprzez zmianę używanych narzędzi połowowych,
- działania mające na celu zwiększenie efektywności energetycznej – zmniejszenie emisji substancji szkodliwych i gazów cieplarnianych,
- wsparcie akwakultur świadczących usługi w głównej mierze środowiskowe,
- wsparcie i pomoc przy wchodzeniu młodych rybaków do sektora i rozpoczynających działalność, na przykład poprzez pomoc w zakupie używanego statku rybackiego,
- różnicowanie dochodów rybaków poprzez dywersyfikację źródeł utrzymania, na przykład powiązanie działalności rybackiej wraz z turystyką bądź restauratorstwem (Europejska Partia Ludowa, 2014).

Sumując kwoty z lat 2014–2020, najwięcej środków z EFMR otrzymała Hiszpania (1 161 milionów euro), następnie: Francja (587 milionów euro), Włochy (537 milionów euro), Polska (531 milionów euro) i Portugalia (392 miliony euro), natomiast najmniej środków uzyskały: Czechy (31 milionów euro), Słowenia (24 miliony euro) i Malta (22 miliony euro). Wartości te pokrywają się z przyznaniem środków w poprzednim funduszu. Warte zaznaczenia jest fakt, że w niniejszym dokumencie środki wyznaczone na 2020 rok wynoszą w przypadku każdego kraju około 108,93% środków przeznaczonych w 2014 roku. Oznacza to równy wzrost finansowania dla wszystkich krajów, bez względu na osiąganego poziomu połowu. Najwięcej środków funduszu dla całej UE, aż ⅓, zostało przeznaczonych na wsparcie rybołówstwa i rybactwa w Hiszpanii, następnie ponad 10% na wsparcie rybołówstwa Francji, po ponad 9% dla Polski i Włoch, z kolei najmniej, bo 0,1%, zostało przeznaczonych na wsparcie tego sektora w Austrii. Tabela 2 zestawia wielkości przekazanych środków EFMR w wybranych latach – początek funduszu (2014), środek okresu finansowania (2017) oraz ostatni rok funduszu (2020).

Tabela 2. Zestawienie wielkości przekazanych środków EFMR w latach 2014, 2017 i 2020 (tys. €)

Państwo członkowskie	Wielkość przekazanych środków (tys. €) w:			Suma (lata 2014-2020)	Udział kwoty kraju przez cały badany okres w całej kwocie EFMR
	2014	2017	2020		
Austria	955	992	1 040	6 965	0,1%
Belgia	5 722	5 943	6 233	41 746	0,7%
Bułgaria	12 071	12 537	13 150	88 067	1,5%
Chorwacja	34 630	35 966	37 724	252 643	4,4%
Cypr	5 444	5 654	5 930	39 715	0,7%
Czechy	4 264	4 429	4 645	31 108	0,5%
Dania	28 559	29 662	31 111	208 355	3,6%
Estonia	13 840	14 374	15 077	100 970	1,8%
Finlandia	10 197	10 591	11 108	74 393	1,3%
Francja	80 594	83 705	87 795	587 980	10,2%
Grecja	53 290	55 347	58 051	388 778	6,8%
Hiszpania	159 223	165 369	173 449	1 161 621	20,2%
Irlandia	20 232	21 013	22 039	147 602	2,6%
Litwa	8 695	9 030	9 471	63 432	1,1%
Łotwa	19 167	19 907	20 879	139 834	2,4%
Malta	3 102	3 221	3 379	22 627	0,4%
Holandia	13 916	14 453	15 159	101 523	1,8%
Niemcy	30 100	31 262	32 789	219 596	3,8%
Polska	72 814	75 625	79 320	531 219	9,2%
Portugalia	53 798	55 874	58 604	392 485	6,8%
Rumunia	23 086	23 977	25 148	168 421	2,9%
Słowacja	2 164	2 247	2 357	15 785	0,3%
Słowenia	3 401	3 532	3 704	24 809	0,4%
Szwecja	16 470	17 105	17 941	120 156	2,1%
Węgry	5 359	5 566	5 838	39 096	0,7%
Wielka Brytania	33 327	34 613	36 305	243 139	4,2%
Włochy	73 643	76 485	80 222	537 263	9,3%
UE-28	788 061	818 478	858 468	5 749 332	100,0%

Źródło: Opracowanie na podstawie danych udostępnionych przez Radę Unii Europejskiej (2020).

W latach 2021–2027 obowiązuje Europejski Fundusz Morski, Rybacki i Akwakultury (EFMRA). Przez wzgląd na ramy czasowe tej pracy (2009–2020) EFMRA czy jego kwoty nie są traktowane jako ewentualna przyczyna zmian w poziomie zrównoważenia sektora rybołówstwa morskiego w krajach Unii Europejskiej. Jego cele są w tym ujęciu traktowane bardziej jako skutek zarządzania poprzednimi, wymienionymi wyżej funduszami, dlatego szczegóły programu EFMRA zostają rozwinięte w rozdziale III.

Celem powyższego rozdziału było umiejscowienie strategii zrównoważonego rybołówstwa pośród teorii ekonomicznych. Koncepcja zrównoważonego rozwoju wyrasta z założeń ekonomii ekologicznej i stoi w kontrze do teorii ekonomii neoklasycznej. Najściślej można powiązać ją z teorią instytucjonalizmu. Głównym celem idei zrównoważonego rozwoju jest podniesienie jakości życia zarówno obecnych, jak i przyszłych pokoleń przy

jednoczesnym zachowaniu zdolności środowiska do dalszego trwania w nienaruszonej formie. Wszystkie trzy aspekty: gospodarka, społeczeństwo i środowisko powinny rozwijać się w sposób równomierny. Ku lepszemu wdrażaniu tej idei w 2015 roku ustanowiono cele zrównoważonego rozwoju. Stanowią one podstawę akcji podejmowanych do wdrażania idei zrównoważonego rozwoju, a tym samym – zrównoważonego rybołówstwa. System wskaźników umożliwia porównywanie postępów w osiąganiu celów – w przestrzeni zarówno czasowej, jak i geograficznej. Za filary celów przyjmuje się działanie w pięciu aspektach: społeczeństwo, nasza planeta, dobrobyt, pokój na świecie i partnerstwo. Jeszcze do niedawna stosowany model nieregulowanego rybołówstwa przyczynił się do degradacji środowiska, a w żadnym stopniu nie poprawił sytuacji choćby głodu i niedożywienia na świecie. W związku z powyższym, podobnie jak w przypadku rolnictwa, sektor ten zaczęto ściśle regulować za pomocą szeregu instytucji i narzędzi. Idea zrównoważonego rybołówstwa wynika wprost z idei zrównoważonego rozwoju. Do zrównoważonego rybołówstwa w sposób bezpośredni nawiązuje cel 14., a w sposób pośredni – cel 13. Zarządzaniu rybołówstwem w Unii Europejskiej służy Wspólna Polityka Rybołówstwa, której głównym zadaniem jest zapewnienie wszystkim unijnym flotom równego dostępu do wód i łowisk oraz uczciwej konkurencji europejskim rybakom w ramach zrównoważonego rybołówstwa. Jedne z najczęściej używanych narzędzi zrównoważonego rybołówstwa to MSY (największy długoterminowy średni połów lub odłów, jaki można uzyskać ze stada) i TAC (kwotowe limity połowowe). W celu ułatwienia zarządzania zasobami rybnymi wprowadzane są plany wieloletnie, zazwyczaj wyrażone w formie wskaźnika śmiertelności połowowej bądź planowanych wielkości stad. Na rzecz rybołówstwa wyróżnia się cztery główne fundusze UE: Finansowy Instrument Odbudowy Rybołówstwa, Europejski Fundusz Rybacki, Europejski Fundusz Morski i Rybacki i Europejski Fundusz Morski, Rybacki i Akwakultury.

Rozdział II

Efektywność ekologiczna w literaturze i metodyka jej badań

1. Sposoby pomiaru poziomu zrównoważenia

W pierwszym rozdziale podjęto próbę przedstawienia teorii zrównoważonego rozwoju oraz dotychczasowej drogi jej implementacji do rzeczywistości gospodarczej. Drogi, podczas której zaczęły narastać kolejne dylematy i kwestie sporne. Poza pytaniami na temat tego, „jak zmierzyć”, podniesiono też kwestię tego, „co mierzyć”. O ile pierwotne czynniki produkcji jesteśmy w stanie policzyć, zmierzyć, wycenić, o tyle w nowym paradygmacie rozwoju nie zawsze nauki numeryczne – matematyka, statystyka, ekonometria – w pełni wyczerpują oceny czy szacunki zachodzących zmian. Czy w takim razie nowy paradygmat (ukryty pod nazwami trwałego, zrównoważonego, samopodtrzymującego się rozwoju bądź ekorozwoju) jest na tyle skonkretyzowanym, aby móc go w ogóle szacować? (Borys, 2014). W tym podrozdziale zostaną przybliżone najważniejsze próby mierzenia poziomu zrównoważonego rozwoju, w tym operacjonalizacji wskaźnikowej. Borys (2014) za fundamenty pomiaru nowego paradygmatu przyjął identyfikację cech rozwoju (trwałość, zrównoważoność, podtrzymywalność), zasad rozwoju (jako filtr służący wyborowi wskaźników) oraz celów (stanów docelowych rozwoju) i ładów (społecznych, środowiskowych oraz przestrzennych, ekonomicznych). W zdecydowanej większości przypadków oznacza to mierzenie stopnia realizacji założonych parametrów, spełnienia wzorców, dopasowania do benchmarków.

Przy próbie mierzenia zrównoważonego rozwoju należy zorientować jego kryteria wokół wszystkich jego aspektów: społecznego (w tym instytucjonalno-politycznego), ekonomicznego i środowiskowego (w tym przestrzennego). W takiej sytuacji niezbędna jest kreacja interdyscyplinarnego wskaźnika mogącego obrazować zachodzące procesy w sposób porównywalny wobec innych obiektów. Aby uchwycić zmiany w stanie danego zjawiska w czasie, należy natomiast posługiwać się indeksem. Borys (2014) wskazuje na dwa najważniejsze wymogi poprawności wskaźników. To kolejno konieczność występowania związku merytorycznego z opisywanym zjawiskiem oraz adekwatność formalna, którą można ocenić poprzez spełnienie ogółu podstawowych zasad poprawności budowy danego wskaźnika. W literaturze przedmiotu zaproponowano wiele klasyfikacji wskaźników według

najróżniejszych kryteriów, na przykład merytorycznego, przestrzennego (obszarowego) czy formalnego. Kryteria merytoryczne to kryteria realizacji danych cech i zasad, kryteria dziedzinowe (zwane również tematycznymi czy kryteriami łańdów) to przykład tak zwana piramida wskaźników ze strategii zrównoważonego rozwoju UE (GUS, 2024). Kolejnymi przykładami klasyfikacji kryteriów pod względem merytorycznym mogą być: realizacja celów (na przykład danej polityki), skuteczność, efektywność, ważność wskaźnika czy stopień powiązania wskaźnika z celami strategii zrównoważonego rozwoju. Z kolei w zbiorze kryteriów formalnych można wyodrębnić kryteria funkcji preferencji wartości wskaźnika (raz preferowanym wynikiem są skrajne wartości danego wskaźnika, innym razem wartości ze środka przedziału), kryteria skali pomiaru wartości wskaźnika¹ oraz kryteria stopnia agregacji, czyli stopnia kompleksowości wskaźnika (rodzaj wykorzystanych w nim informacji i wartości, jakie wskaźnik przekazuje).

Najpowszechniejszym sposobem opisu i pomiaru postępów w realizacji celów zrównoważonego rozwoju jest wykorzystanie zestawu wskaźników statystycznych. Wskaźniki te nie zawsze ujmują w sobie wszystkie aspekty rozwoju i zachodzących zmian, ale istotnie przyczyniają się do ich wyjaśnienia. Ponadto pozwalają na porównanie w określonym czasie wdrażania zrównoważonego rozwoju dla danych krajów i regionów, dzięki czemu ułatwiają ocenę postępów i dalsze procesy decyzyjne. Eurostat zdefiniował zestaw wskaźników zrównoważonego rozwoju, które służą do monitorowania realizacji celów strategii zrównoważonego rozwoju Unii Europejskiej (Borys, 2014).

Jednym z powszechniej stosowanych wskaźników poziomu zrównoważonego rozwoju jest wskaźnik rozwoju społecznego (Human Development Index, HDI), w ostatnich latach dodatkowo skorygowany o emisję gazów cieplarnianych. Ten wskaźnik skupia się najbardziej na łańdzie społecznym. Jest to statystyczny indeks oczekiwanej długości życia, edukacji (średnia lat nauki szkolnej i oczekiwanych lat nauki szkolnej po rozpoczęciu systemu edukacji) oraz dochodu na mieszkańca, które są wykorzystywane do podziału krajów na cztery poziomy rozwoju społecznego. Na jego podstawie powstało wiele innych wskaźników, na przykład wskaźnik zrównoważonego rozwoju (Sustainable Development Index, SDI), który mierzy ekologiczną efektywność rozwoju człowieka, uznając, że rozwój musi być osiągnięty

¹ Za teorią skalowania, wyróżnić można cztery główne skale pomiarowe: nominalną, interwałową (przedziałową), porządkową (rangową) i ilorazową (stosunkową).

w granicach planety. Obliczanie poziomu SDI rozpoczyna się od kalkulacji wyniku poziomu rozwoju ludzkiego każdego narodu (brane pod uwagę są takie czynniki jak oczekiwana długość życia, edukacja i dochód), następnie wynik ten jest dzielony przez tak zwane ekologiczne przekroczenie, czyli stopień, w jakim konsumpcyjne emisje CO₂ i ślad materialny przekraczają sprawiedliwe udziały w granicach planety. Takie przekroczenie granic ekologicznych grozi destabilizacją systemów podtrzymujących życie na Ziemi (np. zmiany klimatu, bioróżnorodność). Sprawiedliwe udziały oznaczają podział globalnych zasobów i emisji CO₂ w sposób proporcjonalny do historycznej odpowiedzialności i zdolności państw do transformacji. Wspierają one bardziej sprawiedliwe i ekologiczne modele rozwoju, respektujące ograniczenia planetarne. Kraje, które osiągają stosunkowo wysoki poziom rozwoju społecznego, pozostając jednocześnie w granicach lub w pobliżu granic planety, znajdują się na szczycie (Hickel, 2020).

Alternatywą dla HDI jest wskaźnik kapitału społecznego opracowany przez Bank Światowy (Human Capital Index, HCI). HCI zawiera nową definicję kapitału ludzkiego i określa wkład zdrowia i edukacji w wydajność następnego pokolenia pracowników. Państwa mogą wykorzystać go do oceny, ile dochodów tracą z powodu luk w kapitale ludzkim i o ile szybciej mogą zamienić te straty w zyski, jeśli podejmą natychmiastowe działania. Jednakże, podobnie jak HDI, wskaźnik ten upraszcza kwestie związane z nierównością, ubóstwem czy bezpieczeństwem (Stiglitz i in., 2010).

Kolejnym przykładem próby mierzenia stopnia wprowadzenia bądź poziomu zrównoważenia jest opracowany w 2011 roku przez Organizację Współpracy Gospodarczej i Rozwoju (OECD) wskaźnik lepszego życia (Better Life Index). Ma on za zadanie w sposób jak najbardziej kompleksowy odzwierciedlać wymiary zrównoważonego postępu gospodarczego i społecznego. Bazuje on na 11 obszarach zawierających takie kwestie jak: dobrobyt, jakość środowiska, jakość usług publicznych, przychody, zaangażowanie społeczne czy bezpieczeństwo.

Jednym z najpopularniejszych mierników środowiskowych jest ślad ekologiczny, który umożliwia oszacowanie zużycia zasobów naturalnych w stosunku do możliwości ich odtworzenia przez ekosystem. Jest to podstawa analizy ludzkiego zapotrzebowania na wykorzystanie zasobów naturalnych. Innymi słowy – to porównanie konsumpcji zasobów

naturalnych i zdolności odtwarzania tych zasób przez planetę. Wskaźnik ten wyraża się w szacowanej na osobę liczbie hektarów powierzchni lądu i morza, tak zwanych globalnych hektarów, potrzebnej do rekompensacji zasobów zużytych na konsumpcję i absorpcję odpadów. Im niższa jest wartość wskaźnika dla mierzonej jednostki (na przykład kraju), tym ta jednostka jest mniej inwazyjna dla Ziemi.

Obok śladu ekologicznego często wymienia się ślad węglowy (*carbon footprint*), który jest jednym z 6 głównych wskaźników w celu 13. Jest to wskaźnik dotyczący emisji gazów cieplarnianych powstałych w sposób pośredni bądź bezpośredni przez daną jednostkę. Może być obliczany dla danej osoby, kraju, wydarzenia, sektora czy produktu (Wernicka, 2014). Ponownie im niższy ślad węglowy danej jednostki, tym jest ona mniej inwazyjna dla środowiska. Do sumy gazów cieplarnianych w metodyce Eurostatu wlicza się roczne emisje dwutlenku węgla oraz ekwiwalenty innych związków chemicznych, takich jak: dwutlenek azotu – N_2O , metan, fluorowęglowodór – HFC, perfluorowęglowodór – PFC, heksafluorek siarki – SF_6 oraz trójfluorek azotu, a jednostką wyrażającą ślad węglowy jest tCO_2e – tona ekwiwalentu dwutlenku węgla. Na przykład dla mierzenia śladu węglowego danego kraju mierzy się nie tylko emisje wytworzone na jego terenie, ale również wyemitowaną ilość gazów cieplarnianych przy produkcji dóbr importowanych (The Ecologist, 2010). Zazwyczaj do obliczania śladu węglowego danych produktów stosuje się metodę „od kołyski po grób”, czyli obliczany jest ślad węglowy na każdym etapie istnienia tego produktu – od wydobycia surowców poprzez produkcję i użytkowanie, na utylizacji kończąc. Jednym z ciekawszych konceptów są negawaty, czyli zaoszczędzone jednostki mocy, które powstają dzięki systemom energooszczędnym (od współdzielenia transportu do pasywnych energetycznie budynków).

Tabela 3. Zestawienie najpopularniejszych mierników poszczególnych obszarów zrównoważonego rozwoju

Dominujący obszar		
gospodarka	społeczeństwo	środowisko
produkt krajowy brutto	wskaźnik rozwoju społecznego	ślad ekologiczny
	wskaźnik zrównoważonego rozwoju	ślad węglowy
	wskaźnik lepszego życia	negawaty

Źródło: opracowanie własne na podstawie Borys (2014) i Stiglitz i in. (2010)

Wszystkie wymienione wyżej wskaźniki rzadko kiedy ujmują na raz trzy podstawowe obszary zrównoważonego rozwoju, dlatego też w zbiorczym ujęciu ich największą wadą jest brak wszechstronności. Podejście holistyczne w przypadku prób mierzenia zrównoważonego rozwoju można uznać za kwestię podstawową. Z wyżej wymienionych najbardziej kompleksowym miernikiem pod względem liczby i zakresu badanych danych jest wskaźnik lepszego życia, jednakże nie obejmuje on wszystkich krajów. Ponadto jako kolejne obszary, w których powyższe mierniki nie mogą zostać uznane za kompletne pod względem wyrażania poziomu zrównoważenia, można wskazać dostępność i porównywalność danych oraz trudność w obiektywnym uszeregowaniu istotności ich zmiennych na wpływ poziomu zrównoważonego rozwoju.

Kwestia segregacji mierników zrównoważonego rozwoju jest szeroko poruszana w literaturze. Na przykład jednym z powszechniejszych podziałów mierników jest ten na zrównoważenie miękkie i twarde (*weak and strong sustainability*). Jak podają Pearce i inni (1996), twarde zrównoważenie:

- neguje w mniejszym lub większym stopniu substytucyjność między dobrami naturalnymi a innymi dobrami – ludzkimi i wytworzonymi,
- podkreśla „nieciągłość” i „niepłynność” w systemach ekologicznych, a tym samym w szkodach ekonomicznych, do których prowadzi ekologiczna degradacja.

W efekcie twarde zrównoważenie ma w punkcie wyjścia imperatywy ekologiczne, a to dyktuje późniejszą formę analizy ekonomicznej badanego obszaru. Miękkie zrównoważenie wychodzi natomiast od standardowych założeń w ekonomii, a to z kolei kształtuje formę, w jakiej oceniane są kwestie ekologiczne i środowiskowe. Twarde zrównoważenie dyktuje wskaźniki, które koncentrują się przede wszystkim na zespołach, funkcjach i procesach ekologicznych. Takie wskaźniki podkreślają z kolei zwykle „granice” degradacji walorów ekologicznych, czyli wszelkie miary odporności, różnorodności biologicznej czy zmienności plonów w przypadku rolnictwa. Ponadto do tej grupy można zaliczyć miary zdolności do przenoszenia, na przykład uwzględniające stosunek podaży do popytu na zasoby czy podejście „odległość do celu”, w którym odchylenia stężeń otoczenia od „celów” zrównoważonego rozwoju są sumowane, by uzyskać ogólny wskaźnik wydajności (Hammond i in., 1995). Natomiast miękkie zrównoważenie podkreśla substytucyjność wytworzonych

i naturalnych aktywów, a zatem koncentruje się na zagregowanych miarach takich jak „zielony” dochód narodowy czy rzeczywiste oszczędności. Wskaźniki te mają na celu przede wszystkim zmierzenie efektywności środowiskowej na poziomie krajowym.

Wskaźniki zrównoważonego rozwoju można też podzielić ze względu na to, co ma być „podtrzymane” (na przykład bioróżnorodność, kultura), a co dalej „rozwijane” (równość, bogactwo) (Parris i Kates, 2003). Inny podział dotyczy podanych poniżej ładów zrównoważonego rozwoju:

- ładu społecznego – w nim zawierają się wskaźniki dotyczące poprawy jakości życia społeczeństwa,
- ładu środowiskowego – w nim można znaleźć wskaźniki dotyczące ochrony środowiska naturalnego oraz zarządzania jego zasobami,
- ładu gospodarczego – czyli wskaźniki odnoszące się do rozwoju gospodarczego społeczeństw,
- ładu instytucjonalno-politycznego – zawierający wskaźniki dotyczące globalnego partnerstwa.

Dotychczas najwięcej wskaźników i mierników stworzono do oceny dwóch ostatnich ładów. Wynika to głównie z faktu łatwości pomiaru wielkości ekonomicznych i instytucjonalnych (np. wielkości produkcji, zużycia materiałowego, kosztochłonności, korupcji, wymiany handlowej, liczby podpisanych porozumień i umów handlowych, partnerskich, prawnych i tak dalej).

Jak można zauważyć, z jednej strony im bardziej dany wskaźnik jest skoncentrowany na jednym ładzie, tym jest łatwiej mierzalny i porównywalny. Z drugiej zaś strony zrównoważony rozwój jest pojęciem holistycznym, tak więc obiektywnie najlepsze jego wskaźniki powinny dotyczyć kwestii każdego z powyższych ładów. Niestety może to jednocześnie wpływać na jego użyteczność, porównywalność czy dostępność danych potrzebnych do skonstruowania i porównywania go. Z resztą, jak widać, szeroko stosowane wskaźniki nie zawsze zawierają wszystkie aspekty rozwoju i zmian, ale mogą istotnie przyczyniać się do ich wyjaśnienia i tym samym wspomagać ocenę postępów w zakresie rozwoju i procesie podejmowania decyzji (Urbaniec, 2015).

2. Ekoefektywność w literaturze przedmiotu

Wcześniej wymienione metody i miary nie są w stanie wyjaśnić w sposób praktyczny, wymierny i porównywalny zarówno w czasie, jak i między badanymi jednostkami zmian w poziomie zrównoważenia. Z tego względu zaproponowaną na potrzeby tej pracy metodą pomiaru poziomu zrównoważenia powinna być metoda uwzględniająca możliwie jak najszerszej poszczególne płaszczyzny łańcuchów zrównoważonego rozwoju, a taką metodą może być ekoefektywność.

Koncepcja ekoefektywności jest propozycją praktycznego podejścia do realizacji idei zrównoważonego rozwoju na poziomie przedsiębiorstwa, choć dalsze prace nad tą koncepcją podjęte przez OECD i Europejską Agencję Środowiska rozszerzyły jej zastosowanie na całe sektory, regiony czy kraje (Rybczewska-Błazejowska i Gierulski 2018; Caiado i in., 2017; Schaltegger i Burritt, 2000). Tak jak zrównoważony rozwój jest koncepcją holistyczną, tak ekoefektywność jest pojęciem wieloznacznym i na gruncie literatury może być interpretowana na trzy główne sposoby – jako:

- strategia operacyjna organizacji ukierunkowana na efektywne wykorzystanie danych zasobów,
- pewna cecha jednostek gospodarczych (jak organizacje czy procesy) odróżniająca jednostki efektywne od nieefektywnych,
- wskaźnik ujawniający stopień, w jakim poszczególne jednostki (organizacje, procesy) spełniają założenia określonego modelu efektywności.

Choć dążenie do wyrażenia wszystkich oddziaływań za pomocą jednego liczbowego, syntetycznego wskaźnika nie zawsze jest uzasadnione (gdyż zrównoważony rozwój ze swej natury ma charakter wielowymiarowy), ze względów praktycznych stale podejmowane są próby znalezienia miary pozwalającej na syntetyczne wyrażenie zmian w poziomie zrównoważenia (Sulewski i in., 2020).

2.1 Ekoefektywność jako miara poziomu zrównoważenia

Na początku należy przybliżyć zagadnienie efektywności. Ben Lockwood (Lockwood, 2018) twierdzi, że analiza mikroekonomiczna od początku swojego istnienia koncentrowała się na badaniu tak zwanej mikroekonomicznej efektywności alokacyjnej w sensie Pareto.

Pareto zaproponował w swoich pracach *Course in Political Economy* i *Manual of Political Economy* następującą definicję: alokacja zasobów w gospodarce była optymalna, jeśli nie istniała żadna inna produktywnie wykonalna alokacja, która sprawiała, że wszystkie jednostki w gospodarce były co najmniej tak samo dobrze sytuowane, a co najmniej jedna ściśle lepiej, niż były na początku. Pomimo użycia w powyższej definicji słowa „optymalny” panuje konsensus, iż jest to tak naprawdę definicja efektywności, ponieważ paretooptymalna alokacja zasobów jest „dobra” tylko w ograniczonym sensie, to jest, że nie każdy może być lepiej usytuowany. W rzeczywistości taka zmiana może być nawet niepożądana. Tjalling Koopmans i Gerard Debreu (Lockwood, 2018) w swoich rozważaniach sprowadzają analizę efektywności do poziomu współdziałających ze sobą jednostek produkcyjnych. Zgodnie z definicją zaproponowaną przez powyższych autorów, „wektor wejścia-wyjścia jest technicznie efektywny wtedy i tylko wtedy, gdy zwiększenie jakiegokolwiek produkcji lub zmniejszenie jakiegokolwiek nakładu jest możliwe tylko poprzez zmniejszenie innej produkcji lub zwiększenie innego nakładu” (Modzelewski, 2011). Definicja ta jest tożsama z efektywnością techniczną. Definicje spełniające ten warunek nazywane są efektywnością Pareto-Koopmansa (Rutkowska, 2013). Jak więc widać, problematyka efektywności zajmuje poczesne miejsce we współczesnej myśli ekonomicznej. Paul Samuelson i William Nordhaus (Samuelson i Nordhaus, 1995) twierdzą, że efektywność może być głównym przedmiotem ekonomii i niejako jest najważniejszą rzeczą w całej ekonomii. Ponadto efektywność utożsamiają z brakiem marnotrawstwa.

Ekoefektywność w literaturze rozpatrywana jest w ujęciu tradycyjnym jako matematyczny stosunek nakładów do osiągniętych efektów, w ujęciu zasobowym jako najefektywniejsza alokacja dostępnych zasobów, a w ujęciu strategiczno-organizacyjnym jako ogólna ocena działalności organizacji, uwzględniająca wszystkie elementy wpływające na sprawność jej działania. Z jednej strony ekoefektywność jest najbardziej analitycznym i ilościowym podejściem dla przedsiębiorstw zainteresowanych praktycznymi sposobami uzyskania zrównoważonego rozwoju (Willison i Côté, 2009), z drugiej jest silnie związana z teorią zrównoważonego rozwoju (Matuszczak i in., 2020), a także ekonomią instytucjonalną Veblena i teorią dobra społecznego. Już w 1970 roku pojęcie ekoefektywności zostało zaprezentowane jako „efektywność środowiskowa” (Freeman, 1973), następnie Stefan Schaltegger i Andreas Sturm (1990) wprowadzili pojęcie

ekoefektywności jako „powiązanie biznesu ze zrównoważonym rozwojem”. Rodrigo Caiado i inni (2017) podają, że ekoefektywność to obiektywny pomiar osiągania celów ekonomicznych w sposób odpowiedzialny środowiskowo. Główną definicję stworzyli jednak Livio DeSimone i Frank Popoff (1997) oraz Światowa Rada Biznesu na rzecz Zrównoważonego Rozwoju (World Business Council for Sustainable Development, WBCSD). Przedstawiony przez nich opis ekoefektywności brzmi następująco: „Ekoefektywność osiąga się poprzez dostarczanie konkurencyjnych cenowo towarów i usług, które zaspokajają ludzkie potrzeby i podnoszą jakość życia, przy jednoczesnym stopniowym ograniczaniu oddziaływań ekologicznych i intensywności wykorzystania zasobów w całym cyklu życia do poziomu co najmniej zgodnego z szacowaną pojemnością Ziemi”. WBCSD definiuje ekoefektywność ilościowo jako „wartość produktu lub usługi” podzieloną przez „wpływ na środowisko”. Ekoefektywność to osiąganie wysokich wyników ekologicznych, co świadczy o niskim wpływie działalności przedsiębiorstwa lub sektora na środowisko naturalne (Repar i in., 2017). Pomiar poziomu ekoefektywności jest powszechny w innych gałęziach rolnictwa niż rybołówstwo, jak na przykład przemysł mleczarski (Basset-Mens i in., 2009) czy winiarski (Vázquez-Rowe i in., 2012). Analizy ekoefektywności mogą zapewnić nowy wgląd w proces generowania dobrobytu (Hoffren, 2006), a nawet dać odpowiedź na pytanie, jak długoterminowe preferencje polityczne wpływają na wyniki w zakresie ochrony środowiska (Matuszczak i in., 2020).

Koncepcja ekoefektywności jest postrzegana jako ilościowe narzędzie do jednoczesnej oceny ekonomicznych i środowiskowych aspektów systemów gospodarczych, a tym samym stanowi jeden z najważniejszych instrumentów wykorzystywanych w ich analizach pod kątem zrównoważonego rozwoju (Rybaczewska-Błażejowska i Gierulski, 2018; Hupples i Ishikawa, 2005; Caiado i in., 2017). Umożliwiając badanie zależności między ekonomicznymi i środowiskowymi aspektami zrównoważonego rozwoju (Hupples i Ishikawa, 2005), można je uznać za cenne narzędzie wspierające upowszechnianie koncepcji zrównoważonego rozwoju (Caiado i in., 2017). Poprawa ekoefektywności zwiększa zrównoważony rozwój jednostek niezależnie od rodzaju działalności czy wielkości ekonomicznej. Koncepcja ekoefektywności ściśle koresponduje z koncepcją zrównoważonego rozwoju, gdyż polepszenie wskaźników ekoefektywności poprawia trwałość procesów produkcyjnych i całych przedsiębiorstw (Gómez-Limón, Picazo-Tadeo

i Reig-Martínez, 2012). Podejście ekoefektywnościowe jest skutecznym sposobem oceny parametrów zrównoważonego rozwoju ukierunkowanego na ograniczenie zużycia zasobów i zmniejszenie szkodliwego wpływu procesów produkcyjnych na środowisko. Istnieje zatem konsensus pomiędzy aspektami środowiskowymi, społecznymi i ekonomicznymi, a poziom zrównoważenia sektora, obok wielu innych metod, można mierzyć za pomocą wskaźników ekoefektywności.

Metody pomiaru efektywności można podzielić na parametryczne i nieparametryczne. Jedną z najpopularniejszych metod parametrycznych jest stochastyczna analiza graniczna (Stochastic Frontier Analysis, SFA). Metody parametryczne bazują na ściśle określonej funkcji produkcji, gdzie granice efektywności wyznaczane są na podstawie wzorców najlepszych jednostek, a także uwzględniają wpływ czynnika losowego. Z kolei w metodach nieparametrycznych, np. obwiedniowa analiza danych (DEA), granica efektywności także wyznaczana jest przez najbardziej efektywne jednostki, ale nie wymaga się dokładnego określenia funkcji produkcji. Ponadto w SFA istnieje założenie o występowaniu czynnika losowego, który może wpływać na ostateczne wyniki pomiaru efektywności. Przez wzgląd na trudność w określeniu funkcji produkcji oraz prawidłowej identyfikacji czynnika losowego pod uwagę przy wyborze metody badania były brane głównie metody nieparametryczne. Obecnie jedną z najczęściej stosowanych nieparametrycznych metod pomiaru ekoefektywności w rolnictwie jest Data Envelopment Analysis (DEA) (Papież i in., 2019; Matuszczak i in., 2020). W DEA rozwiązywany jest problem programowania liniowego i obliczany jest poziom ekoefektywności dla danej jednostki decyzyjnej (DMU) w odniesieniu do wyznaczonej granicy efektywności. W przeciwieństwie do standardowego modelu efektywności DEA, w ramach ekoefektywności wykorzystywane są zmienne środowiskowe. Mogą być one traktowane jako dodatkowe nakłady lub częściej jako niepożądane (złe) efekty. Efektywność ekologiczna może być obliczana za pomocą modeli radialnych opartych na DEA lub modeli nieradialnych, w tym kierunkowych funkcji odległości lub modeli miar opartych na luzie (SBM) (Halkos i Petrou, 2019).

2.2 Idea ekoefektywności w rybołówstwie

Jak wynika z wcześniej przeprowadzonego przeglądu literatury (Piwońska, 2021), pojęcie ekoefektywności w rybołówstwie nie jest często badane. Spośród 980 artykułów, które wybrano na drodze wyszukiwania w bazie SCOPUS w tytułach artykułów, ich

abstraktach oraz słowach kluczowych haseł związanych albo z „fisheries”, albo „fishery”, albo „fishing” i „environmental efficiency”, albo „eco-efficiency”, albo „eco efficiency”, albo „ecoeficiency”, tylko 8 dokładnie zajmowało się wybranym zagadnieniem. Tak mała liczba wynika z przyjętych na potrzeby badania ram – za pomocą manualnej analizy treści odfiltrowano te artykuły, które istotnie dotyczyły definicji i sposobu pomiaru efektywności w rybołówstwie (w połowach morskich), a nie tylko umiejscawiały swoje badania w środowisku morskim, nawiązywały do przemysłu rybnego bądź wspominały o wpływie danego zjawiska na organizmy morskie. Tabela 4 przedstawia schemat selekcji wyników w bazie SCOPUS. Do 57 artykułów (5,82% całości) nie uzyskano dostępu. Największą grupę artykułów (198), które nie spełniały założeń, stanowiły teksty z dziedzin nauk poruszających kwestie związane z uprawą, utrzymaniem, użyźnianiem ziemi i uprawy roślin, grzybów czy bakterii, z czego można wyróżnić 3 dominujące grupy: 67 artykuły zajmujące się kwestiami biologicznymi, 58 procesami chemicznymi i 24 o rozwoju i zachowaniu zwierząt. Drugą, niewiele mniej liczną grupą artykułów niespełniających założeń były te związane z modelowaniem, technologią i elektroniką (187), z czego 42 dotyczyły syntetycznych modeli i wdrażania hipotetycznych wzorców, 84 zastosowania technologii i nowych rozwiązań, a 10 kolejnych zwiększania poziomu efektywności po zastosowaniu rozwiązań związanych z internetem rzeczy. Kolejne 87 artykułów traktowało o zarządzaniu odpadami, biodegradacji i zanieczyszczeniu środowiska, ponownie jednak żaden z nich nie odnosił się do badania poziomu efektywności w rybołówstwie. Kolejna grupa artykułów (73) dotyczyła efektywności w kwestiach związanych ze społeczeństwem, turystyką, konsumpcją czy procesem podejmowania decyzji. Następną grupą artykułów (72), które nie spełniały założeń, była ta związana z procesami urbanizacji, rozwoju, planowania i różnicami między regionami. 61 artykułów niespełniających założeń można zakwalifikować do grupy związanej z legislacją, polityką i certyfikacją. Kolejną grupę (49) stanowiły artykuły, które podjęły temat mierzenia efektywności w różnych ujęciach (na przykład technologicznym), jednakże wszystkie z nich dotyczyły akwakultury. Kolejne 50 zostało odrzuconych z podobnych przyczyn – ich badania dotyczyły połowów w zbiornikach słodkowodnych. Następną grupą artykułów (37) niespełniających założeń to te mierzące efektywność, ale nie konkretnie w sektorze rybołówstwa. 40 artykułów dotyczyło efektywności związanej z szeroko pojętą energetyką – od produkcji biodiesla poprzez emisje gazów cieplarnianych, kończąc na sposobie przechowywania energii. Ostatnia grupa

(45) niespełniająca założeń dotyczyła wdrożonych technologii w procesie produkcji żywności i zarządzania żywnością. Poza tym 1 artykuł dotyczył połowów morskich, ale nie wspominał o ekoefektywności, natomiast kolejny był przeglądem literatury traktującym o sposobie pomiaru ekoefektywności (Vásquez-Ibarra i in., 2020). W 14 artykułach poruszono kwestie rybołówstwa i wspomniano w nich o efektywności lub o ekoefektywności, jednakże albo nie traktowały one *stricte* o sposobach pomiaru ekoefektywności w rybołówstwie, albo nie zawierały żadnej definicji związanej z ekoefektywnością, albo powoływano się w nich na takie badania jedynie jako na przykład bądź wzorzec. Ostatecznie, jak wspomniano wyżej, z 980 artykułów jedynie 8 w pełni wpisywało się w założenia i traktowało o ekoefektywności w sektorze rybołówstwa. Tabela 4 przedstawia schemat selekcjonowania wybranych artykułów.

Tabela 4. Schemat selekcji wybranych artykułów

980 wszystkich artykułów					
brak dostępu	ziemia		technologia		
	198, w tym:		187, w tym:		
	67	kwestie biologiczne	42	syntetyczne modele i hipotetyczne wzorce	
57	58	procesy chemiczne	84	zastosowanie technologii	
	24	rozwój i zachowanie zwierząt	10	Internet rzeczy	
538 pozostałe artykuły					
zarządzanie odpadami	społeczeństwo	urbanizacja, regiony	legislacja, polityka	energetyka	produkcja żywności
87	73	72	61	40	45
160 pozostałe artykuły					
akwakultura	zbiorniki słodkowodne	ekoefektywność w innych sektorach	połowy morskie bez ekoefektywności	wyłącznie przegląd literatury	brak definicji
49	50	37	1	1	14
8 artykułów spełniających kryteria					

Źródło: opracowanie własne na podstawie wyników bazy SCOPUS

Główną definicją ekoefektywności, na którą powołują się autorzy badanych prac, jest ta zaproponowana przez WBCSD w 1992 roku. Można wskazać na znaczne podobieństwa w sposobie pomiaru poziomu ekoefektywności w sektorze rolniczym – najczęściej stosowaną metodą jest DEA, natomiast w jego podsektorze – rybołówstwie dominuje metoda DEA+LCA. W rolnictwie przyjętą jednostką jest jedno gospodarstwo, zaś w rybołówstwie funkcję gospodarstwa-jednostki pełni jeden statek. Istnieje jednakże istotna

różnica: pomiar szkodliwych nakładów jest znacznie łatwiejszy i wiarygodniejszy w ogólnie ujętym sektorze rolniczym niż w samym rybołówstwie, zwłaszcza na otwartym morzu. Dopóki istnieją praktyki przyłowu, badania w tym zakresie nie będą dokładne. W większości badań podkreśla się niepewność zebranych danych, potrzebę odtwarzania badań w szerszym ujęciu czasowym bądź przy uwzględnieniu większej liczby informacji związanych z czynnikami bioróżnorodności (w związku ze zjawiskiem przyłowu) czy aspektów społecznych sektora, zwłaszcza gdy jako jedną z głównych determinant poziomu ekoefektywności pojedynczej jednostki połowowej podaje się umiejętności i doświadczenie kapitana („efekt szypra”). Jak pokazało badanie Angela Avadíego i Ivonne Acosty-Alby (2021), warta uwagi jest również możliwa siła wpływu regulacji rządowych i umów międzynarodowych na ogólną regułę, w której największe statki z floty przemysłowej/ trawlerzy cechują się relatywnie ekoefektywnym zużyciem paliw. Zważywszy na dotychczasowe badania w tym zakresie, interesujące byłoby przeprowadzenie badań ekoefektywności w sektorze rybołówstwa za pomocą najpowszechniejszej z używanych metod (DEA+LCA), włączając jednak czynniki społeczne i, być może, te związane z bioróżnorodnością. Bez nich badanie poziomu ekoefektywności – miernika ściśle związanego z wdrażaniem idei zrównoważonego rozwoju – nigdy nie będzie pełne. Ponadto taka analiza powinna być prowadzona w dłuższym okresie badawczym, aby móc lepiej oszacować kierunek oraz siłę wpływu potencjalnych determinant na luzu, czyli bezpośrednie źródła nieefektywności w rybołówstwie. Na kanwie wniosków płynących przeglądu analizowanych artykułów postanowiono przeprowadzić w niniejszej pracy własne badanie poziomu ekoefektywności w rybołówstwie – w szerszym zakresie czasowym i dotyczące większej liczby państw.

3. Metodyka prowadzonych badań

Do przedstawionego w III rozdziale pomiaru zmian w zakresie wielkości połowów, struktury połowów lub dominujących sposobów połowów ryb i owoców morza została zastosowana analiza statystyczna. W IV rozdziale przedstawiono pomiar zrównoważenia rybołówstwa. Na podstawie przeglądu literatury przyjęto założenie, że poziom zrównoważenia może być aproksymowany poziomem ekoefektywności. Pomiar poziomu zrównoważenia poszczególnych krajów w sektorze rybołówstwa w okresie badawczym został dokonany za pomocą metod opartych na analizie obwiedni danych. W drugiej części IV rozdziału przedstawiono wyniki analizy panelowej (model tobitowy) w celu zbadania wpływu

wielkości realnego produktu krajowego brutto oraz wysokości funduszy wspólnej polityki rolnej na poziom tzw. luzów, stanowiących bezpośrednie źródła nieefektywności.

3.1 DEA i jej procedura

Data Envelopment Analysis to nieparametryczne podejście stosowane do oceny efektywności jednostek decyzyjnych z uwzględnieniem technik programowania liniowego (Boussofiane i in., 1991). DEA może być stosowana do obliczania poziomu efektywności (w tym ekoefektywności) dla danej jednostki decyzyjnej (DMU) w odniesieniu do wyznaczonej granicy efektywności. Gdy indeks ekoefektywności jest równy 1, dana DMU jest w pełni efektywna. Niższe wartości indeksu wskazują natomiast na stopień nieefektywności w stosunku do wartości wzorcowych. Jednostka jest w pełni efektywna, gdy znajduje się na wyznaczonej empirycznie granicy efektywności. W podstawowym modelu radialnym oznacza to, że w danych warunkach nie ma przestrzeni do proporcjonalnego ograniczenia nakładów przy danym efekcie lub do proporcjonalnego zwiększenia efektów przy danych nakładach – możliwe są jedynie redukcje tzw. „luzów” dla poszczególnych efektów i nakładów. Indeksy ekoefektywności przyjmują wartości w przedziale 0–1, chyba że zastosowany zostanie tak zwany model nadefektywności (inaczej superefektywności, *superefficiency*) – wówczas możliwe jest porównywanie i szeregowanie obiektów zidentyfikowanych jako w pełni efektywne. Obiekty leżące na wyznaczonej granicy efektywności w rzeczywistości różnią się bowiem między sobą.

W przeciwieństwie do standardowego modelu efektywności DEA ramy ekoefektywności wykorzystują zmienne nie tylko ekonomiczne, ale również środowiskowe. Mogą one być traktowane jako dodatkowe nakłady lub częściej jako niepożądane (złe) efekty.

W pracy zastosowano dwa modele oparte na DEA (Tabela 5). Pierwszy to model radialny, a drugi – hybrydowy z uwzględnieniem nadefektywności. W przypadku drugiego modelu przyjęto założenie, że część zmiennych będzie mieć charakter radialny (w przypadku zmiennych skorelowanych, dla których realistyczne jest założenie o ich potencjalnie proporcjonalnych zmianach), a część nieradialny (zmienne nieskorelowane, podlegające niezależnym zmianom). W obu metodach istnieje możliwość identyfikacji luzów, tak zwanych slacków, czyli potencjału w zakresie zwiększenia pozytywnych efektów produkcyjnych (tu:

połowów) oraz potencjału w zakresie zmniejszenia nakładów i negatywnych efektów zewnętrznych. Należy podkreślić, że przyjmuje się, iż pożądane efekty mogą być zwiększone, a złe efekty wraz z nakładami mogą być jednocześnie zmniejszane (*strong disposability assumption*) (Czyżewski i Kryszak, 2022). Takie założenie wydaje się bowiem racjonalne w warunkach postępu technicznego. Przykładowo stosując bardziej nowoczesne i energooszczędne łodzie, możliwe jest zwiększenie połowów przy jednoczesnym ograniczeniu emisji gazów cieplarnianych.

Tabela 5. Porównanie wykorzystanych w pracy modeli DEA – modelu radialnego i modelu hybrydowego

Metoda	Model radialny	Model hybrydowy
Zakres wyników	Wskaźnik efektywności $\in [0, 1]$	Wskaźnik efektywności $\in [0, \infty]$
	niewielkie różnice między wynikami efektywności, relatywnie dużo jednostek identyfikowanych jako efektywne	superefektywność, większy zakres możliwych wyników
Możliwa dekompozycja	dekompozycja indeksu Malmquista (MI) na zmianę efektywności (EC) i zmianę technologiczną (TC)	
Znaczenie luzów	dopiero po wykonaniu proporcjonalnej redukcji nakładów/powiększeniu efektów, luz ma charakter resztowy	w części radialnej modelu po wykonaniu proporcjonalnej redukcji nakładów/powiększeniu efektów luz ma charakter resztowy; w przypadku części nieradialnej modelu cała przestrzeń do redukcji/zwiększenia traktowana jest jako luz
Charakter zmiennych	radialne (zmiana proporcjonalna)	nieradialne i radialne (skorelowane ze sobą)

Źródło: opracowanie własne na podstawie Alene (2010), (Czyżewski i Kryszak, 2022).

Występowanie luzu oznacza, że istnieje możliwość zmniejszenia określonego nakładu i/lub niepożądanego efektu i/lub możliwość zwiększenia pożądanego produktu bez dokonywania jakichkolwiek innych zmian w technologii lub innych efektach/nakładach (to jest poprawa typu Pareto-Koopmansa). Dzięki analizie występowania luzów możliwe jest więc zidentyfikowanie źródeł potencjalnej nieefektywności. Kolejną cechą charakterystyczną obu metod jest możliwość obliczenia wskaźnika całkowitej produktywności (o ile dostępne są dane panelowe) – Total Factor Productivity Index (TFP), na przykład z wykorzystaniem indeksu Malmquista, który w tym przypadku mierzyłby postęp w zakresie ekoefektywności. Całkowita produktywność czynników produkcji, obok akumulacji zasobów pracy, kapitału rzeczowego i ludzkiego, jest istotnym czynnikiem wpływającym na wzrost gospodarczy kraju. Wyniki wielu badań empirycznych dotyczących wzrostu gospodarczego (Easterly i Levine, 2000; Helpman, 2010) wskazują, że różnice w PKB *per capita* między krajami wynikają głównie z różnic w TFP, określanych w literaturze jako wartość rezydualna lub reszta Solowa.

TFP odzwierciedla zmiany w efektywności procesów produkcyjnych, które zachodzą dzięki szeroko pojętemu postępowi technologicznemu. TFP, będący syntetycznym miernikiem, jest wartością bezpośrednio nieobserwowalną, którą można oszacować za pomocą dwóch grup metod. Pierwsza grupa obejmuje metody indeksowe, które polegają na tworzeniu syntetycznych statystycznych indeksów całkowitej produktywności (na przykład indeksy Fishera czy najczęściej stosowane indeksy Törnqvista i Malmquista) (Świerczewska, 2007; Kuosmanen i Sipiläinen, 2004). Metody z drugiej grupy polegają na wykorzystaniu funkcji produkcji i oszacowaniu jej parametrów, w tym funkcji Cobba-Douglasa (Młynarzewska-Borowiec, 2018). Zaletą stosowania indeksu Malmquista jest możliwość jego dekompozycji, dlatego właśnie ta metoda indeksowa została wykorzystana w dalszym badaniu. W wersji podstawowej indeks poprawy produktywności (tu: ekoefektywności oznaczonej jako MI) można zdekomponować na zmiany w poziomie efektywności technicznej (*technical efficiency change*, EC) i postępu technicznego (*technical change*, TC). W niniejszej pracy wykorzystuje się zmodyfikowaną, sekwencyjną wersję indeksu Malmquista (Alene, 2010). Podejście to zakłada, że przeszłe technologie produkcji są zawsze dostępne, stąd nie jest możliwa regresja technologiczna. W przypadku rybołówstwa europejskiego takie założenie wydaje się realistyczne. W praktyce zatem składnik TC może przyjmować wartości równe lub większe od 1. Każde pogorszenie całkowitej produktywności (wartość MI poniżej 1) jest w tym podejściu spowodowane negatywnymi zmianami w efektywności technicznej.

Na podstawie wcześniejszych prac (Tone, 2004; Wang i in., 2019) można skonstruować macierz danych: $X \in R_+^{m \times n}$, gdzie m i n to nakłady i numery poszczególnych DMU. Tę macierz danych wejściowych można zdekomponować na część radialną i nieradialną – $X^R \in R_+^{m_1 \times n}$ i $X^{NR} \in R_+^{m_2 \times n}$. Całkowita liczba efektów jest równa $m = m_1 + m_2$. Podobnie mamy macierz pożądaných efektów, tak zwane *good outputs* i efektów niepożądanych, *bad outputs*): $Y^g \in R_+^{s \times n}$ i $Y^b \in R_+^{z \times n}$, gdzie s i z to poszczególne dobre i złe efekty. Można je również rozłożyć zarówno na część radialną, jak i nieradialną: dla efektów dobrych $Y^{gR} \in R_+^{s_1 \times n}$ i $Y^{gNR} \in R_+^{s_2 \times n}$, a dla efektów złych $Y^{bR} \in R_+^{z_1 \times n}$ i $Y^{bNR} \in R_+^{z_2 \times n}$. Dla danej DMU $(x_0, y_0) = (x_0^R, x_0^{NR}, y_0^{gR}, y_0^{gNR}, y_0^{bR}, y_0^{bNR}) \in P$ można opisać hybrydowy nadefektywny model DEA (*the hybrid super-efficiency DEA model*):

$$\min \frac{1 - \frac{m_1}{m}(1 - \theta) - \frac{1}{m} \sum_{i=1}^{m_2} \frac{s_i^{NR-}}{x_{ik}^{NR}}}{1 + \frac{s_1}{s}(\phi - 1) + \frac{1}{s} \sum_{r=1}^{s_2} \frac{s_r^{NR+}}{y_{rk}^{gNR}} + \frac{z_1}{z}(\omega - 1) + \frac{1}{z} \sum_{r=1}^{z_2} \frac{s_t^{NR-}}{y_{tk}^{bNR}}}$$

$$\theta x_{i0}^R \geq \sum_{j=1,=0}^n x_{ij}^R \lambda_j ,$$

$$x_{i0}^{NR} \geq \sum_{j=1,=0}^n x_{ij}^{NR} \lambda_j + s_i^{NR-}$$

$$\phi y_{i0}^{gR} \geq \sum_{j=1,=0}^n y_{ij}^{gR} \lambda_j$$

$$y_{i0}^{gNR} \geq \sum_{j=1,=0}^n y_{ij}^{gNR} \lambda_j - s_r^{NR+}$$

$$\omega y_{i0}^{bR} \geq \sum_{j=1,=0}^n y_{ij}^{bR} \lambda_j$$

$$y_{i0}^{bNR} \geq \sum_{j=1,=0}^n y_{ij}^{bNR} \lambda_j + s_t^{NR-}$$

$\sum \lambda_j \leq 1, s_i^{NR-} \geq 0, s_r^{NR+} \geq 0, s_t^{NR-} \geq 0, \theta \leq 1, \phi \geq 1, \omega \geq 1$, gdzie $\sum \lambda_j \leq 1$, oznacza, że zakładamy nierosnące korzyści skali, a $s_i^{NR-} \geq 0, s_r^{NR+} \geq 0, s_t^{NR-} \geq 0$ są wartościami luzu dla nakładów, dobrych i złych efektów (Czyżewski i Kryszak, 2022). Zastosowane modele są nieparametryczne i nie są zorientowane ani na maksymalizację efektów, ani na minimalizację nakładów. Teoretycznie istnieją pewne przesłanki ku zorientowaniu modeli na nakłady, choćby istnienie odgórných limitów w polityce rybołówstwa Unii Europejskiej, jednakże te limity często nie są wypełniane przez kraje przez wzgląd na przełowione akweny, dlatego zastosowanie nieorientowanej metody wydaje się być bardziej odpowiednim podejściem.

Ponadto, w modelu hybrydowym aby móc porównywać wielkości luzów dla zmiennych o charakterze radialnym z wartościami dla zmiennych o charakterze nieradialnym (SNR), należy dokonać odpowiedniego przekształcenia wartości luzów z części radialnej (SM). Poniżej przedstawiono wzór na uzyskanie zmodyfikowanego SM, oznaczonego dalej jako SR – zmodyfikowanego luzu dla części radialnej (Czyżewski i Kryszak, 2022):

$$\frac{PM}{CL} = \frac{PM+SM-SR}{CL+SR},$$

a następnie:

$$SR = \frac{SM \times CL}{PM+CL}.$$

gdzie PM (*proportionate movement*, PM) oznacza proporcjonalny ruch w części radialnej, natomiast CL (*current level*) to rzeczywisty poziom nakładów oraz złych i dobrych efektów. Przekształcenia dokonano dla każdego przypadku nieefektywnych jednostek decyzyjnych.

3.2 Efekty i nakłady w DEA

Jak już wspomniano, zrównoważenie w sektorze, czyli równowagę pomiędzy aspektami środowiskowymi, społecznymi i ekonomicznymi, można mierzyć m.in. indeksami ekoefektywności, które należało skonstruować. Indeksy ekoefektywności to relacja efektów do nakładów. Jako efekty zostały uwzględnione wielkości połowów w tonach (tak zwane dobre efekty – *desirable/good outputs*) i oznaczone jako O1 (*output 1*) oraz wielkość emisji gazów cieplarnianych powstałych podczas połowów w ekwiwalencie CO₂ (tak zwane złe efekty – *undesirable outputs*) i oznaczone jako O2. Jako nakłady zostały ujęte: przeciętna wielkość tonażu brutto GT w danym kraju (oznaczona jako I1 – *input 1*), przeciętna liczba pracowników w sektorze (I2), wielkość kosztów energii wyrażona tysiącach euro (oznaczona jako I3) oraz I4 – wielkość zużycia energii w litrach paliwa w sektorze.

Do wielkości połowów w tonach żywej wagi zaliczają się denne gatunki ryb, gatunki pelagiczne oraz inne słonowodne. Z badania wykluczono mięczaki, skorupiaki oraz inne organizmy z przyłowu. Wynika to z zastosowanej metodologii – dostępne dane odnoszące się do morskich połowów w bazie FIGIS FAO wykluczały wielkości połowowe mięczaków i skorupiaków.

Do emisji GHG włączono roczne emisje sektora rybołówstwa danego kraju obejmujące dwutlenek węgla (CO₂) oraz inne gazy w ekwiwalencie CO₂ (dwutlenek azotu (N₂O), metan (CH₄), wodorofluorowęglowodory (HFC), perfluorowęglowodory (PFC), sześćfluorku siarki (SF₆) w i trójfluorku azotu (NF₃)) z rybołówstwa danego kraju. Tabela 6 przedstawia pochodzenie danych. W pracy korzystano z czterech głównych źródeł danych: FAO, Eurostat, OECD i Komisja Europejska. Dane dla zmiennej O1 pochodzą z bazy danych Organizacji Narodów Zjednoczonych do spraw Wyżywienia i Rolnictwa – Fisheries Global Information System (FIGIS FAO). Dane dla O2 i I1 pochodzą z bazy Eurostatu, a dane dla I2 z bazy OECD. Dane dla I3 i I4 pochodzą z jednostki naukowej Komisji Europejskiej zajmującej się sektorem rybołówstwa – Scientific, Technical and Economic Committee for Fisheries (STEF). W badaniu zmienne zostały wybrane na podstawie dwóch głównych przesłanek.

Po pierwsze, zdecydowana większość z nich została już zidentyfikowana jako ważne czynniki w poprzednio przeprowadzonych badaniach. Po drugie, zmienne te odzwierciedlają klasyczne czynniki produkcji: ziemię, pracę i kapitał. Z tego powodu do modelu dodano niewystępującą wcześniej w literaturze zmienną „I2 liczba rybaków”, jako odzwierciedlenie czynnika pracy oraz rzadziej wymieniane „I1 tonaż” i „I3 koszty paliwa”, jako czynniki kapitałowe. Ponadto zmienna I2 stanowi podstawę do dalszych prac nad społecznym aspektem zrównoważonego rozwoju i jest szeroko stosowana w modelach DEA w badaniach rolniczych (Sulewski i in., 2020).

Tabela 6. Lista badanych zmiennych oraz ich pochodzenie

Kod	Nazwa zmiennej	Źródło danych	Uzasadnienie w literaturze
O1	połów w tonach (<i>good output</i>)	FIGIS FAO	González-García i in. (2015); Avadí i in. (2014); Laso i in. (2018b)
O2	emisja gazów cieplarnianych w tonach (<i>bad output</i>) w ekwiwalencie CO ₂ w sektorze	Eurostat	Bravo-Olivas i in. (2020)
I1	ilość GT (tonaż brutto statku) w danym kraju	Eurostat	Avadí i in. (2014); Laso i in. (2018a)
I2	liczba pracowników w sektorze	OECD Database	Sulewski i in. (2020)
I3	wielkość kosztów energii w tys. €	STECF	Avadí i Acosta-Alba (2021)
I4	wielkość zużycia energii w litrach paliwa	STECF	Vázquez-Rowe i in. (2010); González-García i in. (2015); Avadí i in. (2014); Laso i in. (2018a); Avadí i Acosta-Alba (2021)

Źródło: opracowanie własne

Ostatnim krokiem przeprowadzonym w rozdziale IV jest sprawdzenie siły i kierunku wpływu wybranych determinant za pomocą wyżej opisanej analizy panelowej. Są to determinanty wybrane na podstawie wcześniej przeprowadzonego przeglądu literatury. W tym rozdziale są weryfikowane 4 hipotezy:

- H1: Poziom zrównoważenia rybołówstwa (wyrażony poziomem ekoefektywności) w większości krajów Unii Europejskiej ulega poprawie.
- H2: Wzrost wielkości funduszy przekazywanych na rybołówstwo prowadzi do ograniczenia wielkości luzów i tym samym poprawy ekoefektywności rybołówstwa.
- H3: Wzrost wielkości PKB per capita badanego kraju prowadzi do ograniczenia wielkości luzów i tym samym poprawy ekoefektywności rybołówstwa.

- H4: Istnieją istotne statystycznie różnice w poziomach efektywności dla krajów poławiających jedynie na Morzu Bałtyckim, a pozostałymi badanymi krajami.

Tabela 7 przedstawia powiązania pomiędzy determinantami a II i III hipotezą pracy. Co do zasady, oceniany jest wpływ wybranych determinant na luzy oraz to, czy wybrane determinanty różnicują poziom efektywności pomiędzy krajami w badanych latach.

Tabela 7. Powiązanie determinant z hipotezami

Determinanty		Hipoteza	
D1	wielkość funduszy przekazanych na rybołówstwo	H2	Wzrost wielkości funduszy przekazywanych na rybołówstwo prowadzi do ograniczenia wielkości luzów i tym samym poprawy efektywności rybołówstwa.
D2	wielkość PKB per capita	H3	Wzrost wielkości PKB per capita badanego kraju prowadzi do ograniczenia wielkości luzów i tym samym poprawy efektywności rybołówstwa.

Źródło: opracowanie własne

Pierwszą determinantą (D1) jest wielkość środków przekazywanych na rybołówstwo. Jest ona wyrażona wielkościami przekazanych funduszy na ten sektor – środkami pochodzącymi z funduszy strukturalnych i inwestycyjnych Unii Europejskiej, a dokładniej z Europejskiego Funduszu Rybackiego lub Europejskiego Funduszu Morskiego i Rybackiego.



Rysunek 3. Relacja efektów i nakładów

Źródło: Opracowanie własne

Dokładne wielkości tych środków są opisane w rozdziale I. Drugą determinantą (D2) jest wielkość PKB per capita danego kraju. W tym badaniu przyjęto, że wielkość ta będzie wyrażona jako wielkość realnego PKB w parytecie siły nabywczej na mieszkańca. W przypadku pierwszej determinanty, druga hipoteza (H2) zakłada, że wraz ze wzrostem wielkości funduszy (D1) nastąpiło zmniejszenie wielkości luzów, a więc nastąpił wzrost poziomu ekoefektywności. Analogicznie, trzecia hipoteza (H3) zakłada, że wraz ze wzrostem determinanty (D2), czyli poziomu PKB per capita, nastąpiło zmniejszenie wielkości luzów, a więc nastąpił wzrost poziomu ekoefektywności.

Na Rysunku 3 przedstawiono relację pomiędzy wymienionymi wcześniej efektami (O1 połowy i O2 emisja gazów cieplarnianych) i nakładami (I1 tonaż brutto, I2 nakłady pracy, I3 koszty energii i I4 zużycie energii).

3.3 Ocena wpływu determinant na poziom efektywności

Kolejnym krokiem była ocena wpływu wybranych na podstawie wcześniej przeprowadzonego przeglądu literatury determinant na wielkość luzów, stanowiących bezpośrednie źródła nieefektywności. Przez wzgląd na to, że w wynikach w modelu hybrydowym mogą wystąpić dodatnie luzy (które oznaczają, że przy zwiększeniu nakładu lub złego efektu jednostka może wciąż pozostać efektywna), to zastosowano metodę dla zmiennych cenzurowanych (regresję tobitową) (Czyżewski i Kryszak, 2022). Zmienna zależna jest obserwowana jedynie w określonym zakresie wartości. Gdy znajduje się poza tym zakresem, wiadomo jedynie, że przekracza wartość cenzurującą (cenzurowanie prawostronne) lub jest od niej mniejsza (cenzurowanie lewostronne). Model tobitowy można zapisać jako model regresji utajonej $y = x\beta + \epsilon$, gdzie wynik jest ciągłą zmienną zależną, która może być obserwowana lub nieobserwowana. Zgodnie z podejściem Conga (2000), obserwowany wynik dla obserwacji i jest definiowany jako:

$$y_i^* = \begin{cases} y_i & \text{jeżeli } a < y_i < b \\ a & \text{jeżeli } y_i \leq a \\ b & \text{jeżeli } y_i \geq b \end{cases}$$

gdzie a to dolna granica cenzurowania, a b to górna granica cenzurowania. Model tobitowy zakłada, że składnik losowy ma rozkład normalny - $\epsilon \sim N(0, \sigma^2 I)$. W zależności od rozwiązywanego problemu, w modelu tobitowym wynik może być

cenzurowany, y_i^* , lub niecenzurowany, y_i . Przeprowadzono trzy kroki badania. W pierwszym z nich zbadano wpływ wielkości funduszy na wielkość uzyskanych luzów dla wielkości emisji gazów cieplarnianych (niepożądanego efektu) oraz nakładów. W następnym kroku powtórzono badanie dla wskazanych efektów i nakładów, jednakże tym razem badano wpływ wielkości PKB per capita danego kraju. W ten sposób obliczono wpływ obu determinant osobno na wielkość luzów poszczególnych zmiennych. W ostatnim kroku zbadano wpływ zarówno wielkości funduszy, jak i poziomu PKB w jednym modelu, celem sprawdzenia odporności uzyskanych wyników.

3.4 Zakres przestrzenny, czasowy i rzeczowy badania

Badanie obejmowało kraje członkowskie UE, jednak wykluczono Austrię, Słowację, Czechy, Luksemburg oraz Węgry, ponieważ nie osiągały one żadnych wielkości połowowych ryb morskich (ze względu na brak dostępu do obszarów morskich FAO 27 i 37), ani nie były beneficjentami Finansowego Instrumentu Orientacji Rybołówstwa, Europejskiego Funduszu Rybackiego czy Europejskiego Funduszu Morskiego i Rybackiego.



Rysunek 4. Zestawienie wykorzystanych metod z podziałem na rozdziały pracy

Źródło: Opracowanie własne

Przez wzgląd na występowanie wartości odstających (na które analiza DEA jest wrażliwa) w uprzednio przeprowadzanych badaniach wstępnych, w finalnych modelach nie

uwzględniono danych dotyczących Cypru, Malty i Słowenii. Badany okres to lata 2009–2020 dla 19 krajów i lata 2009–2019 dla Wielkiej Brytanii przez wzgląd na brak danych z późniejszych okresów. Rysunek 4 przedstawia zestawienie wykorzystanych metod badawczych z podziałem na rozdziały niniejszej pracy. Podsumowując, w rozdziałach I i II wykorzystano przede wszystkim przegląd literatury.

Na podstawie tego przeglądu w kolejnych rozdziałach przeprowadzono kolejno: analizę statystyczną (analiza deskryptywna, w tym porównanie wielkości i specyfiki połowów), obwiedniową analizę danych (z wykorzystaniem modelu radialnego i hybrydowego z superefektywnością, oraz dodatkowo analizę różnic występujących luzów i poziomu produktywności) i analizę panelową (wielopoziomową analizę tobitową).

Na początku niniejszego rozdziału zostały przedstawione przykładowe sposoby mierzenia poziomu zmian zachodzących w ramach zrównoważonego rozwoju oraz kryteria podziału tych mierników. Najważniejszym wnioskiem płynącym z tej części rozważań jest zauważalna mnogość wskaźników. Przyczyną tego stanu rzeczy jest samo pojęcie zrównoważonego rozwoju – ponieważ jest to holistyczna koncepcja, próby zmierzenia jej zaledwie paroma liczbowymi wielkościami zawsze będą w pewnym sensie niewyczerpujące i niesatysfakcjonujące. Z tego względu można również wyciągnąć wniosek, że należy pogodzić się z niedoskonałością w próbach mierzenia poziomu zrównoważenia i skupić się na tych metodach, które angażują najwięcej z możliwych łańcuchów zrównoważonego rozwoju. Na potrzeby niniejszej pracy za taką właśnie wystarczającą na danych założeniach metodę uznano efektywność. Jej pomiar, na podstawie przeprowadzonego przeglądu literatury, można przyjąć za równoznaczny z pomiarem poziomu zrównoważenia. Ponadto przeprowadzony przegląd literatury przedmiotu wykazał, że koncept efektywności w rybołówstwie jest wciąż niedostatecznie zbadany, co stwarza nowe możliwości do przeprowadzenia badań w tym zakresie. Pod koniec rozdziału przedstawiono zaplanowane do wykorzystania w badaniu metody: analizę statystyczną, obwiedniową analizę danych z zastosowaniem modelu radialnego i modelu hybrydowego z superefektywnością, analizę panelową, a także zaprezentowano zakres przestrzenny i czasowy prowadzonych badań.

Rozdział III

Rybołówstwo w liczbach. Stan badań nad aspektami społecznymi i środowiskowymi

1. Analiza ilościowa rybołówstwa UE

1.1 Połowy

Zamieszczona niżej Tabela 8 zestawia wielkości połowów wybranych krajów wyrażone w tonach żywej wagi dla lat 2009, 2014 i 2020 – rok początkowy, środkowy oraz końcowy badanego okresu. Ponadto zawiera obliczoną przeciętną wielkość połowów z całego badanego okresu 2009–2020 za pomocą średniej geometrycznej i dynamikę wielkości połowów z roku 2020 względem początkowego roku (2009). Kolejna część tabeli jest poświęcona dominującej grupie poławianych organizmów morskich według podziału zgodnego z Międzynarodowym Standardem Klasyfikacji Statystycznej Zwierząt i Roślin Wodnych (International Standard Statistical Classification of Aquatic Animals and Plants, ISSCAAP). Wybrana grupa, na przykład uchowce/słuchotki dla Rumunii, oznacza, że w 2020 roku była to najczęściej poławiana grupa, a organizmy morskie z tej grupy stanowiły 93% całości połowu danego kraju. W klasyfikacji grup ISSCAAP w poniższej tabeli nie uwzględniano grup mieszanych – na przykład w 2020 w Słowenii złowiono ponad 40 ton różnorodnych gatunków ryb przybrzeżnych niesklasyfikowanych do żadnej z 13 wyszczególnionych grup gatunków (uchowce/suchotki, małże/sercówkowate, dorsze, kraby/pajaki morskie, flądry/halibuty, śledzie/sardyny, mule, ostrygi, przegrzebkowate, rekiny/płaszczki, krewetkowate, kałamarnice/ośmiornice, tuńczyki/bonity), ale złowiono niemal 36 ton kałamarnic/ośmiornic – była to druga grupa pod względem tonażu, ale pierwsza przypisana do konkretnej kategorii gatunków organizmów morskich, dlatego to ona została oznaczona jako dominująca dla Słowenii. Podobne wykluczenie miało miejsce w przypadku Irlandii (74 tysiące ton), Litwy (44 tysiące ton), Portugalii (46 tysięcy ton) i Wielkiej Brytanii (213 tysięcy ton) – we wszystkich tych krajach wykluczaną, niezidentyfikowaną dokładniej grupą były różnorakie nieoznaczone ryby pelagiczne. W tabeli poza wymienieniem najczęściej poławianej zidentyfikowanej grupy organizmów morskich podano wielkość jej połowu w 2020 roku, udział połowu danej dominującej grupy w 2020 roku w połowie całkowitym danego kraju w 2020 roku oraz dynamikę połowu danej

dominującej grupy w latach 2009–2020. Tabelę uporządkowano malejąco względem wielkości przeciętnego połowu osiągniętego przez badane państwa w latach 2009–2020.

Tabela 8. Wielkość, struktura i dynamika połowów w badanych krajach UE w wybranych latach

Kraj	Wielkość połowu w tonach			Przeciętny połów w badanym okresie	Połowy w 2020 r. względem 2009 r. (2009r. = 100)	Dominująca grupa poławianych organizmów morskich w 2020 r., podział wg ISSCAAP	Wielkość (w tonach) połowów dominującej grupy	Udział połowu dominującej grupy w całości połowu w 2020	Połowy dominującego gatunku w 2020 r. względem 2009 r. (2009 r. = 100)
	2009	2014	2020						
Hiszpania	926 373	1 056 663	762 971,53	918 700	82%	tuńczyki/bonity	175 655	23%	116%
Dania	777 707	745 019	731 487,00	703 718	94%	śledzie/sardyny	306 463	42%	107%
Wielka Brytania	588 291	754 826	614 159,46	651 034	104%	dorsze/morszczuki	213 204	35%	112%
Francja	418 500	496 209	460 846,14	477 128	110%	tuńczyki/bonity	105 263	23%	113%
Holandia	384 942	369 459	304 089,12	365 793	79%	śledzie/sardyny	103 859	34%	76%
Irlandia	268 998	276 848	207 576,15	245 374	77%	dorsze/morszczuki	29 325	14%	139%
Niemcy	228 545	226 969	193 934,37	219 486	85%	śledzie/sardyny	65 407	34%	98%
Polska	205 095	172 909	185 132,70	188 650	90%	śledzie/sardyny	101 018	55%	85%
Portugalia	198 814	182 879	151 694,51	186 643	76%	śledzie/sardyny	22 101	15%	36%
Szwecja	201 851	171 892	168 909,15	185 109	84%	śledzie/sardyny	132 945	79%	84%
Włochy	248 122	178 836	125 539,12	185 045	51%	śledzie/sardyny	38 184	30%	54%
Finlandia	125 314	153 487	105 421,00	134 617	84%	śledzie/sardyny	105 385	100%	92%
Łotwa	162 887	119 264	58 461,00	104 456	36%	śledzie/sardyny	55 867	96%	56%
Litwa	171 377	148 848	89 526,25	103 167	52%	śledzie/sardyny	24 187	27%	32%
Estonia	94 573	65 324	67 917,24	74 919	72%	śledzie/sardyny	52 918	78%	66%
Chorwacja	55 324	79 927	70 034,56	67 053	127%	śledzie/sardyny	60 283	86%	74%
Grecja	82 236	59 229	59 219,87	66 091	72%	śledzie/sardyny	23 537	40%	95%
Belgia	21 211	26 509	18 116,00	22 403	85%	flądry/halibuty	9 005	50%	78%
Bułgaria	7 390	8 546	6 211,67	8 491	84%	uchowce/słuchotki	2 746	44%	124%
Malta	1 641	2 405	2 062,63	2 291	126%	tuńczyki/bonity	776	38%	130%
Rumunia	332	2 198	4 439,53	2 202	1337%	uchowce/słuchotki	4 116	93%	205788%
Cypr	1 389	1 248	1 284,19	1 372	92%	tuńczyki/bonity	824	64%	304%
Słowenia	866	261	119,08	234	14%	kałamarnice/ośmiornice	36	30%	73%

Źródło: Food and Agricultural Organization of the United Nations (2023)

Przeciętnie, w badanym okresie (2009–2020) roczna suma połowów ze wszystkich krajów wyniosła 4 913 987 ton żywej wagi. W ostatnim badanym roku suma połowów ze wszystkich krajów wyniosła 4 389 152 tony, a spadek w analizowanym okresie wyniósł ponad

15% (względem roku 2009 i sumy połowów na poziomie 5 171 778 ton). Przez cały badany okres skład pięciu krajów poławiających najwięcej pod względem wagi był niezmienny – były to: Hiszpania, Dania, Wielka Brytania, Francja i Holandia. Podobnie niezmienna była grupa państw o najniższych osiągalnych połowach: Rumunia, Słowenia, Cypr, Malta i Bułgaria. W 2009 roku Hiszpania złowiła 926 tysięcy ton żywej wagi, Dania niemal 778 tysięcy ton, Wielka Brytania 588 tysięcy ton, Francja prawie 419 tysięcy ton, a Holandia niemal 385 tysięcy ton. Na końcu zestawienia dotyczącego 2009 roku znajdują się: Bułgaria (7,4 tysiąca ton), Malta (1,6 tysiąca ton), Cypr (niemal 1,4 tysiąca ton), Słowenia (niecałe 0,9 tysiąca ton) i Rumunia (0,3 tysiąca ton). W 2014 roku Hiszpania wyłowiła 1,056 miliona ton, Wielka Brytania niemal 755 tysięcy ton, Dania 845 tysięcy ton, Francja 496 tysięcy ton, a Holandia niecałe 370 tysięcy ton. W tym samym roku najmniej połowiły statki: w Bułgarii (8,5 tysiąca ton), na Malcie (2,4 tysiąca ton), w Rumunii (niemal 2,2 tysiąca ton), na Cyprze (1,2 tysiąca ton) i w Słowenii (niecałe 0,3 tysiąca ton). W 2020 roku Hiszpania połowiła niemal 763 tysiące ton, Dania 731 tysięcy ton, Wielka Brytania niemal 614 tysięcy ton, Francja 461 tysięcy ton, a Holandia 304 tysiące ton. Natomiast Bułgaria złowiła 6 tysięcy ton, Rumunia 4 tysiące ton, Malta 2 tysiące ton, Cypr 1,3 tysiąca ton, a Słowenia 119 ton żywej wagi.

Wart odnotowania jest fakt, że wielkość połowów osiągniętych przez grupę pięciu krajów o największych połowach w 2009 roku odpowiadała niemal 60% wielkości połowów osiągniętych we wszystkich badanych krajach. Wielkość połowów osiągniętych przez grupę pięciu krajów o najmniejszych połowach w 2009 roku to natomiast zaledwie za 0,22% całości połowów. W 2014 roku wielkość połowów osiągniętych przez grupę pięciu krajów o największych połowach odpowiadała niemal 65% wielkości połowów osiągniętych we wszystkich badanych krajach. Wielkość połowów osiągniętych przez grupę pięciu krajów o najmniejszych połowach w 2014 roku to z kolei zaledwie za 0,28% całości połowów we wszystkich badanych krajach. W 2020 roku udział wielkości połowów pięciu krajów o największych połowach z badanych krajów wynosił 63%, a udział pięciu krajów o najmniejszych połowach już niemal 0,5%. Ostatecznie w badanej grupie przeciętnie w badanym okresie pięć pierwszych państw pod względem wielkości połowów przyjęło następującą kolejność: Hiszpania (przeciętnie 918 tysięcy ton rocznie), Dania, Wielka Brytania, Francja i Holandia. Najmniej połowiły natomiast: Bułgaria (niemal 8,5 tysiąca ton), Malta, Rumunia, Cypr i Słowenia (ta ostatnia poławia najmniej ze wszystkich badanych

państw). W całym badanym okresie największy wzrost połowów względem roku 2009, bo aż 12-krotny, osiągnęła Rumunia. Chorwacja, Malta, Francja i Wielka Brytania, jako jedyne poza Rumunią, również odnotowały wzrost połowów w badanym okresie. Największy spadek, o 86%, odnotowała Słowenia. Rumunia na tle reszty krajów wyróżnia się sporymi wahaniami wielkości połowów w badanym okresie, wciąż jednak znajdując się wśród pięciu ostatnich krajów pod względem wielkości połowów. Interesujący jest fakt, że Rumunia jako jedyny ze wszystkich krajów UE poza Bułgarią specjalizuje się w poławianiu suchotek/uchowców. Stanowiły one ponad 93% całości rumuńskich połowów w 2020 roku i jest to olbrzymi wzrost względem roku 2009. Rumunia w ciągu paru lat w ogromnym stopniu porzuciła łowienie ryb pelagicznych i przybrzeżnych, celując w specjalizację poławiania skorupiaków. W przypadku innych gatunków dorsze, morszczuki i czerniaki dominowały w 2020 w połowach Wielkiej Brytanii (35%) i Irlandii (14%). Flądry i halibuty stanowiły w 2020 roku 50% wszystkich połowionych organizmów morskich w Belgii. Kałamarnice i ośmiornice były najczęściej poławiane w Słowenii i stanowiły 30% wielkości jej połowów. Najpopularniejszą kategorią poławianych ryb według podziału ISSCAAP są zdecydowanie śledzie/sardyny. Rybołówstwo Finlandii opiera się niemal całkowicie na tej grupie (99,65%), podobnie Łotwy (96,9%), Chorwacji (86%) i Szwecji (79%). Tuńczyki stanowiły niemal $\frac{1}{3}$ połowów Cypru, poza tym dominowały w połowach na Malcie (38%), w Hiszpanii i Francji (23% całości połowów w 2020). Choć aż w 13 z 23 badanych krajów najczęściej poławianą grupą gatunków są śledzie/sardyny, w przypadku pięciu krajów o największych połowach ta grupa dominuje jedynie w Danii i Holandii. Hiszpania i Francja, mające szerszy dostęp do większych akwenów, skupiają swoje połowy wokół grupy tuńczyki/bonity, a Wielka Brytania, mająca dostęp do chłodniejszych wód, orientuje swoje połowy na dorsze/morszczuki. Wzrosty w poławianiu dominujących gatunków w całym badanym okresie odnotowano jedynie: w Rumunii, na Cyprze, w Irlandii, na Malcie, w Bułgarii, Hiszpanii, Francji, Wielkiej Brytanii i Danii. Reszta krajów zmniejsza udziały dominującego gatunku, dywersyfikując połowy o inne gatunki i rodzaje organizmów morskich. Tendencja w orientacji połowów na poszczególną grupę połowową występuje głównie w przypadku krajów albo o bardzo niskich połowach pod względem ilościowym (Malta, Cypr, Rumunia), albo o bardzo wysokich połowach (Hiszpania, Francja, Wielka Brytania, Dania). Można więc przyjąć, że dalsza specjalizacja i ukierunkowanie połowów na jedną grupę poszczególnych gatunków jest dla obu skrajnych grup badanych państw wybraną strategią dla dalszego funkcjonowania sektora rybołówstwa.

W tym samym czasie kraje o przeciętnej wielkości połowów (na tle wszystkich badanych krajów) stosują odwrotną strategię – rozszerzają zakres poławianych gatunków, rozdzielając ryzyko słabego połowu jednego, wybranego gatunku na parę różnych grup gatunków połowowych.

1.2 Liczba i wiek łodzi

Poniżej w Tabeli 9 przedstawiono przeciętny wiek łodzi liczony w latach dla poszczególnych krajów UE.

Tabela 9. Przeciętny wiek łodzi i jego zmiany w badanych krajach w latach 2009–2020

Kraj	Przeciętny wiek łodzi (w latach)			Przeciętny wiek łodzi (2009–2020, w latach)	Wiek łodzi w 2020 r. względem 2009 r. (2009 r. = 100)
	2009	2014	2020		
Belgia	23,00	27,00	32,00	26,81	139%
Bułgaria	18,70	22,34	23,00	22,32	123%
Chorwacja	31,62*	33,15	39,24	35,76	124%
Cypr	21,73	23,63	30,00	24,33	138%
Dania	29,14	31,44	34,37	31,63	118%
Estonia	20,00	22,00	24,00	22,16	120%
Finlandia	23,60	27,30	28,10	26,19	119%
Francja	20,70	23,81	27,51	23,69	133%
Grecja	26,13	28,26	32,74	28,89	125%
Hiszpania	26,00	29,00	35,00	30,28	135%
Holandia	27,59	29,69	33,12	30,17	120%
Irlandia	24,49	26,66	30,90	27,25	126%
Litwa	31,00	29,00	33,00	31,26	106%
Łotwa	27,00	28,00	32,75	29,56	121%
Malta	24,03	27,66	30,86	27,66	128%
Niemcy	28,00	30,00	35,00	30,52	125%
Polska	28,26	28,45	32,77	29,58	116%
Portugalia	27,00	30,70	35,60	30,65	132%
Rumunia	20,50	17,00	18,21	17,77	89%
Słowenia	34,10	37,10	41,70	37,59	122%
Szwecja	29,96	32,70	36,28	33,01	121%
Wielka Brytania	24,80	27,23	30,49	27,31	123%
Włochy	28,87	31,32	34,77	31,32	120%

* Dane dla Chorwacji w kolumnie dla roku 2009, przez wzgląd na brak danych, pochodzą z roku 2012 – roku akcesji tego kraju do UE i pierwszych dostępnych danych dla tego kraju.

Źródło: STECF (2022)

Rumunia posiada najnowsze łodzie względem reszty UE, przeciętna łódź w tym kraju w omawianym okresie nie miała 18 lat. Kolejno znajdowały się łodzie: Estonii i Bułgarii (przeciętny wiek to 22 lata), Francji (23 lata) i Cypru (24 lata). Najstarsze łodzie były zaś

w posiadaniu flot: litewskiej, włoskiej, duńskiej (ponad 31 lat), szwedzkiej (33 lata), chorwackiej (35 lat) i słoweńskiej. Jak widać, największą zmianą w zwiększaniu wieku łodzi w roku 2020 względem roku 2009 odznaczyły się: Belgia, Cypr, Hiszpania i Francja. Najprawdopodobniej wynika to z faktu długiej eksploatacji obecnie istniejących łodzi w całej flocie i braku zakupu nowych łodzi. Jedyny spadek w wieku eksploatowanych łodzi został odnotowany w Rumunii. Najprawdopodobniej przyczyną jest zmiana specjalizacji rumuńskiego rybołówstwa i potrzeby użycia starych, nieprzystosowanych do tego rodzaju połowu łodzi oraz nabywania nowych bądź względnie nowych statków. Widać to również w przeciętnym wieku łodzi w badanym okresie (18 lat). W przypadku takich krajów jak Hiszpania, Holandia, Portugalia czy Dania, gdzie ponad 30-letnie łodzie najprawdopodobniej wciąż są eksploatowane przez wzgląd na ich niezminiejszającą się użyteczność i włożone środki w ich modernizację, wiek łodzi nie musi stanowić żadnej przeszkody w pracy. Ponadto wymienione kraje są bogatsze od wschodnich sąsiadów, stąd też powodem dłuższej eksploatacji może być zwyczajnie wyższa jakość wykonania łodzi. Jednakże w przypadku krajów o mniejszych połowach, jak Słowenia czy Chorwacja, wiek łodzi może stanowić pewnego rodzaju barierę potencjalnego wzrostu ich eksploatacji, a ostatecznie może przekładać się na wielkość połowu – na przykład stare silniki o niskiej efektywności energetycznej potrzebują większej ilości paliwa, a więc każde wypłynięcie w morze, mogące potencjalnie zwiększyć połów, kosztuje więcej. Dodatkowo w takim przypadku może zachodzić ryzyko większych zanieczyszczeń środowiskowych, które wpływają negatywnie na potencjał połowowy użytkowanych w sposób niewłaściwy akwenów.

W Tabeli 10 zestawiono liczbę łodzi w badanych krajach w latach 2009, 2014 i w 2020, zmianę liczby łodzi w 2020 roku względem 2009, przeciętną liczbę łodzi danego kraju w badanym okresie (2009–2020), udział przedsiębiorstw posiadających jedną łódź/kuter w latach 2009, 2012, 2016 i 2020, przeciętne zużycie paliwa w badanym okresie w przeliczeniu na kraj oraz na jedną łódź. W przypadku Chorwacji dane były dostępne dopiero po 2012 roku (rok akcesji Chorwacji do UE), natomiast Grecja nie dostarczyła danych do Komitetu Naukowo-Technicznego i Ekonomicznego ds. Rybołówstwa (Scientific, Technical and Economic Committee for Fisheries, STECF) za rok 2009.

Tabela 10. Dane dotyczące liczby łodzi, udziału przedsiębiorstw posiadających jedną łódź/kuter oraz zużycia przez nie paliwa w badanych krajach w wybranych latach

Kraj	Liczba łodzi w roku			Liczba łodzi w 2020 r. względem 2009 r. (2009 r. = 100)	Przeciętna liczba łodzi	Udział przedsiębiorstw z jedną łodzią w stosunku do wszystkich przedsiębiorstw w roku				Przeciętne zużycie paliwa w badanym okresie (tys. l oleju)	
	2009	2014	2020			2009	2012	2016	2020	całkowite	na jedną łódź
Belgia	101	79	67	66%	80	92%	95%	95%	92%	40 449	604
Bułgaria	2 207	2 011	1 830	83%	2 063	91%	93%	94%	94%	2 417	1
Chorwacja*	4 211	4 385	7 808	185%	6 570	bd	78%	87%	88%	24 124	3
Cypr	1 177	951	864	73%	963	100%	100%	100%	100%	2 762	3
Dania	2 786	1 925	1 618	58%	2 008	96%	98%	98%	98%	94 247	58
Estonia	963	1 519	1 896	197%	1 352	66%	70%	77%	80%	3 469	2
Finlandia	3 240	3 144	3 352	103%	3 205	97%	79%	79%	82%	14 483	4
Francja	7 290	7 261	6 223	85%	7 112	90%	88%	87%	86%	322 729	52
Grecja*	17 168	14 755	13 952	81%	15 297	bd	88%	94%	91%	101 075	7
Hiszpania	11 501	9 921	8 937	78%	10 075	93%	94%	94%	92%	647 325	72
Holandia	725	719	720	99%	727	81%	83%	83%	81%	176 790	246
Irlandia	1 977	2 095	1 938	98%	2 018	94%	91%	89%	89%	86 764	45
Litwa	219	154	141	64%	163	84%	62%	63%	75%	36 186	257
Łotwa	814	365	313	38%	410	39%	53%	61%	60%	5 279	17
Malta	1 111	1 045	900	81%	1 020	90%	63%	84%	82%	4 375	5
Niemcy	1 817	1 516	1 297	71%	1 528	73%	72%	70%	69%	40 897	32
Polska	832	838	831	100%	830	94%	92%	88%	88%	16 419	20
Portugalia	8 731	8 256	7 726	88%	8 255	95%	95%	96%	94%	92 340	12
Rumunia	440	158	175	40%	225	64%	63%	73%	69%	536	3
Słowenia	185	170	136	74%	164	64%	70%	74%	71%	332	2
Szwecja	1 529	1 328	1 041	68%	1 286	78%	79%	74%	76%	51 603	50
Wielka Brytania	6 681	6 338	5 993	90%	6 345	90%	90%	89%	89%	283 702	47
Włochy	13 359	12 689	11 951	89%	12 681	89%	84%	85%	86%	353 560	30

* Dane dla Chorwacji w kolumnie dla roku 2009, przez wzgląd na brak danych, pochodzą z roku 2012 – roku akcesji tego kraju do UE i pierwszych dostępnych danych dla tego kraju.

Źródło: STECF (2022)

Jak widać, przeciętnie przez cały badany okres najwięcej łodzi posiadały: Grecja (15 290), Włochy (12 681) oraz Hiszpania (10 075), a najmniej: Słowenia (164), Litwa (162) i Belgia (80). Dwa dominujące pod względem liczby łodzi państwa wcale nie odznaczają się na tle wielkości flotów w porównaniu do reszty badanych krajów. Zwiększenie liczby łodzi odnotowano jedynie w czterech krajach: Estonii (o niemal 49% względem 2009), Chorwacji (46% względem roku 2012 – ponieważ dopiero od tego rekordu dostępne są dane liczbowe na temat Chorwacji) i Finlandii (o prawie 3,5%). Najbardziej prawdopodobnym powodem wzrostu liczby łodzi w Estonii w badanym okresie jest zwiększenie liczby prywatnych,

jednokutrowych przedsiębiorstw w tym kraju. W przypadku Polski zmiana liczby łodzi w badanym okresie właściwie nie nastąpiła, jednakże wart wspomnienia jest fakt, że w Polsce już od końca lat 80. XX wieku regularnie wycofywano z eksploatacji kolejne nieopłacalne w utrzymaniu łodzie, a w samym okresie 2000–2005 wycofano ponad 400 kutrów – 31% wielkości całej polskiej floty (GUS, 2004). Największą redukcję w liczbie łodzi w badanym okresie odnotowano: w Danii (liczba łodzi w 2020 roku była tam prawie o 42,5% niższa niż w 2008), na Litwie (ponad 43,5%), w Rumunii (ponad 60%) i na Łotwie (63,5%). Redukcja liczby łodzi w Rumunii wiąże się z wprowadzonymi restrukturyzacjami w sektorze – zmniejszono połowy ryb pelagicznych, natomiast znacznie zwiększono połowy organizmów przybrzeżnych (na przykład słuchotek), do których nie potrzebowano dotychczasowej liczby łodzi. Zmniejszenie liczby łodzi w przypadku Danii, Litwy i Łotwy można powiązać głównie ze spadkiem liczby ryb (zwłaszcza śledzi i dorszy) w Bałtyku. Łodzie we wszystkich tych krajach zostały zutylizowane, przez co niemożliwe jest przywrócenie ich do użytku.

Ciekawie prezentuje się struktura przedsiębiorstw państw Unii Europejskiej pod względem liczby posiadanych łodzi. Przez cały badany okres przeciętnie ponad 90% przedsiębiorstw w sektorze rybołówstwa posiadało zaledwie jedną łódź lub jeden kuter rybacki w następujących krajach: Cypr, Dania, Portugalia, Hiszpania, Belgia, Bułgaria, Grecja, Polska i Irlandia. Grupa ta jest silnie zróżnicowana pod względem wielkości połowów (Hiszpania czy Dania z największymi połowami, a Cypr, Belgia czy Bułgaria z najmniejszymi w całym UE). W ciągu badanego okresu rósł udział przedsiębiorstw jednokutrowych w krajach takich jak: Łotwa (z zaledwie 39% do 60% w 2020), Słowenia, Rumunia czy Estonia. Odwrotną tendencję zaobserwowano: na Litwie (z 84% w 2008 do 75%), w Belgii czy Finlandii. Powodem były scalenia i przejęcia mniejszych przedsiębiorstw rybackich przez większe.

Przeciętnie dla wszystkich badanych krajów w latach 2009–2020 zużycie paliwa wyniosło 104,5 tysiąca litrów oleju, a na jedną łódź – 68 tysięcy litrów oleju. Choć ilościowo najwięcej oleju w badanym okresie zużyła Hiszpania, przeciętnie na jedną łódź przeznaczala około 72 tysięcy litrów oleju. Największym zużyciem na jedną łódź odznaczyła się Belgia (aż 604 tysiące litrów), a najniższym Bułgaria (1 tysiąc litrów oleju na łódź). Rozbieżność tych wyników jest o tyle ciekawa, że oba te kraje poławiają głównie na wodach przybrzeżnych, a więc teoretycznie nie powinny zużywać dużej ilości paliwa. W większości niskim

przeciętnym zużyciem paliwa na łódź charakteryzują się kraje poławiające na cieplejszych wodach: Bułgaria, Chorwacja, Cypr, Grecja, Malta, Portugalia, Rumunia czy Słowenia. Co do zasady większym zużyciem charakteryzują się zaś kraje poławiające na zimniejszych zbiornikach: Belgia, Dania, Francja, Niemcy, Litwa, Holandia czy Szwecja. Wynikać to może z technologii połowu – na zimniejszych wodach kutry rybackie wciąż się przemieszczają, szukając ławic odpowiadających im gatunków ryb. Jednak równie niskim zużyciem co w przypadku krajów poławiających na ciepłych zbiornikach charakteryzują się Estonia czy Finlandia (kolejno 2 i 4 tysiące litrów oleju). Biorąc pod uwagę, że Litwa, posiadająca około 8 razy mniej kutrów rybackich, zużywa przeciętnie 257 tysięcy litrów paliwa, nie można wykluczyć innych przyczyn – choćby wieku łodzi. Przeciętnie w badanym okresie wiek łodzi litewskich był większy o 10 lat niż estońskich i to właśnie ta różnica w wieku łodzi (a więc w większości przypadków też wieku silników) może się przyczyniać do tak wysokiego zużycia paliwa.

1.3 Praca nieodpłatna

Praca nieodpłatna to praca, która nie wlicza się do wynagrodzenia. Ma zazwyczaj charakter szacunkowy, a jej przykładami mogą być: praca właścicieli narzędzi (przygotowanie narzędzi do pracy) albo wartość pracy załogi wykonującej niezbędne czynności na lądzie i rodzinny wkład pracy, który może nie być opłacany. Ten rodzaj zatrudnienia bywa strukturalnie pominięty, podobnie jak praca cudzoziemców w sektorze rybołówstwa, praca dzieci (FAO, 2023) czy niewolnictwo (Tickler i inni, 2018; Saltz, 2004). Trudność w szacunku wynika również z problematyczności samej definicji zatrudnienia, na przykład standardowy czas pracy pełnoetatowego pracownika nie jest określony w definicji i różni się w zależności od kraju, łowiska, a nawet firmy rybackiej. Rybak działający na małą skalę może mieć standardowy tydzień pracy wynoszący 10 godzin, podczas gdy w rybołówstwie przemysłowym pracownicy mogą pracować do 100 godzin tygodniowo. Standardowy tydzień pracy może również zmieniać się w ciągu roku, na przykład w rybołówstwie sezonowym. Oznacza to, że porównanie liczby pełnych etatów między łowiskami i krajami jest prawie niemożliwe.

W Tabeli 11 zostały przedstawione dane dotyczące: wartości pracy nieopłaconej wyrażonej w euro w latach 2009, 2014, 2020, przeciętnej wielkości pracy nieopłaconej, dynamiki wielkości pracy nieopłaconej w latach 2008–2020, a także przyrównanie wartości

pracy nieopłaconej na tonę połowu w 2020 roku. Dane dotyczące wartości pracy nieopłaconej są szacowane przez STEFC na podstawie dostarczanych przez rybaków ankiet.

Tabela 11. Wartość pracy nieopłaconej i jej dynamika w wybranych latach w sektorze rybołówstwa w analizowanych krajach

Kraj	Wartość pracy nieopłaconej w €			Wielkość połowu w 2020 (t)	Płaca nieopłacona w 2020 r. względem 2009 r. (2009 r.=100)	Przeciętna wartość pracy nieopłaconej w tys. €	Wartość pracy nieopłaconej na połów w 2020 roku (tys. €/t)
	2009	2014	2020				
Belgia	2 256 011	2 098 558	1 912 937	18 116	100%	2 082	105,59
Bułgaria	468 149	546 031	118 264	6 212	85%	245	19,04
Chorwacja	bd.	2 918 884	3 746 350	70 035	25%	3 433	53,49
Cypr	314 250	282 897	725 127	1 284	128%	480	564,66
Dania	39 639 832	35 728 858	37 831 043	731 487	231%	37 097	51,72
Estonia	634 622	958 099	2 526 710	67 917	95%	1 320	37,20
Finlandia	3 108 464	2 507 407	1 453 164	105 421	398%	2 214	13,78
Francja	bd.	bd.	bd.	460 846	47%	bd.	bd.
Grecja	bd.	75 062 991	76 577 896	59 220	bd.	80 333	1 293,11
Hiszpania	137 524 848	101 467 233	79 542 833	762 972	102%	98 152	104,25
Holandia	9 041 145	8 821 921	16 325 820	304 089	58%	12 096	53,69
Irlandia	147 222	1 390 173	380 189	207 576	181%	1 274	1,83
Litwa	29 566	6 620	12 841	89 526	27%	12	0,14
Łotwa	63 948	46 179	43 283	58 461	43%	81	0,74
Malta	9 231 205	4 124 043	1 623 203	2 063	68%	3 320	786,96
Niemcy	9 329 246	9 723 825	7 998 790	193 934	18%	8 948	41,24
Polska	bd.	4 956 894	7 092 016	185 133	86%	6 072	38,31
Portugalia	5 282 076	5 530 277	5 509 436	151 695	143%	5 659	36,32
Rumunia	bd.	237 028	17 247	4 440	104%	52	3,88
Słowenia	264 428	241 937	32 171	119	7%	82	270,16
Szwecja	10 464 570	11 536 175	7 526 928	168 909	12%	9 132	44,56
Wielka Brytania	12 177 864	11 563 105	bd.	614 159	72%	15 736	45,06
Włochy	60 740 532	50 193 685	18 288 417	125 539	227%	36 132	145,68

Źródło: STECF (2022)

Jak widać, najwyższe szacunki wartości pracy nieopłaconej w 2009 roku dotyczą: Hiszpanii (niemal 138 milionów euro), następnie Włoch (61 milionów euro) i Danii (40 milionów euro), najniższe zaś: Słowenii (prawie 264 tysiące euro), Łotwy (64 tysiące euro) i Litwy (niecałe 30 tysięcy euro). Rozbieżność w szacunkach może wynikać nie tylko z wielkości połowów czy liczby łodzi, ale również z samej wysokości płac i ich zróżnicowania pomiędzy krajami UE w sektorze. W 2020 roku Hiszpania zredukowała kwotę pracy

nieopłaconej do niecałych 80 milionów euro, Grecja osiągnęła wynik prawie 77 milionów euro, a Dania blisko 38 milionów euro. Na drugim końcu znalazły się ponownie: Słowenia (32 tysiące euro), Rumunia (17 tysięcy euro) i Litwa (niecałe 13 tysięcy euro). Przeciętnie przez cały badany okres najwyższe szacunki dotyczyły Hiszpanii (niemal 87 milionów euro) i Grecji (80 milionów euro), a najniższe: Słowenii, Rumunii i Litwy (niecałe 12 tysięcy euro). Największy wzrost względem roku 2008 odnotowano w roku 2020 w Estonii (o 2%), a największą redukcję, bo o ponad 93% względem 2008 roku, w Rumunii. Wynikać ona może z restrukturyzacji sektora i przejścia do modelu wyspecjalizowanej produkcji przybrzeżnych organizmów morskich.

Przeciętnie najwyższa wartość pracy nieopłaconej wyrażonej w euro na tonę połowionych żywych organizmów odnotowano w 2020 roku w Grecji – jest to ponad 1 290 euro na tonę połowu. Kolejno plasują się: Malta (niemal 787 euro na tonę) oraz Cypr (prawie 565 euro na tonę połowu). Najniższe wartości odnotowano w: Irlandii (1,83 euro wartości pracy nieopłaconej na tonę), na Łotwie (0,74 euro na tonę) oraz Litwie (0,14 euro na tonę połowionych organizmów). O ile Malta i Cypr osiągają jedne z najniższych wartości połowów przez wzgląd na ogólne rozmiary tych państw, o tyle zastanawiające jest bardzo mocno wyróżniające się na tle reszty krajów nieprawidłowe zarządzanie zasobami ludzkimi w Grecji. Wynikać to może w głównej mierze z charakteru rybołówstwa w tym kraju. W Grecji rybołówstwo jest rozdrobnione na małoskalowe, zwykle jednokutrowe rodzinne przedsiębiorstwa. Wynika to zarówno ukształtowania terenu, długiej linii brzegowej i dużej liczby zamieszkałych wysp, jak i kwestii historycznych i społecznych. Rybołówstwo jest silnie zakorzenione w historii tego kraju, jest powszechnym zawodem na obszarach wiejskich, zwłaszcza wśród starszej części społeczeństwa. Przez wzgląd na powyższe w porównaniu z resztą krajów UE rybołówstwo w Grecji jest mniej podatne na ogólnie wprowadzane zmiany strukturalne, na przykład zalecenia środowiskowe odnośnie do łodzi, zaś sami greccy rybacy są nieufni oraz mniej skłonni do kooperacji – zarówno z instytucjami, jak i między sobą (Tzanatos i in., 2006).

1.4 Obecne potrzeby sektora rybołówstwa krajów UE na tle Europejskiego Funduszu Morskiego, Rybackiego i Akwakultury

Najnowszym funduszem Unii Europejskiej dotyczącym rybołówstwa morskiego jest Europejski Fundusz Morski, Rybacki i Akwakultury. EFMRA jest kluczowym elementem

Wspólnej Polityki Rybołówstwa Unii Europejskiej, a zakres jego działalności to lata 2021–2027. Celem EFMRA jest wspieranie i regulowanie działań związanych z rybołówstwem i akwakulturą w Europie, a także promowanie zrównoważonego rozwoju w tych sektorach. Poniżej zawarte uwagi z wniosków poszczególnych krajów zarysowują obraz ich najważniejszych potrzeb i celów przed wdrożeniem programu, a więc w okresie, na którego podstawie przeprowadzono badanie w tej pracy. Priorytety dla EFMRA to:

1. Promowanie zrównoważonego rybołówstwa. Priorytet ten koncentruje się na zapewnieniu, że europejskie rybołówstwo jest zarządzane w sposób, który zapobiega przełowieniu, minimalizuje odrzuty i utrzymuje zdrowie ekosystemów morskich. Zachęca do przyjęcia zrównoważonych praktyk połowowych i odpowiedzialnego zarządzania zasobami.
2. Wspieranie konkurencyjnego, innowacyjnego i opartego na wiedzy rybołówstwa. Priorytet ten ma na celu zwiększenie konkurencyjności europejskiego sektora rybołówstwa poprzez wspieranie innowacji, wdrażanie technologii i transfer wiedzy. Zachęca do opracowywania i wdrażania najlepszych praktyk oraz modernizacji flot rybackich.
3. Promowanie zrównoważonego rozwoju akwakultury. EFMRA wspiera zrównoważony rozwój akwakultury, zarówno słodkowodnej, jak i morskiej. Dąży do zapewnienia, że rozwój tego sektora jest ekologicznie odpowiedzialny i zgodny z normami społecznymi i środowiskowymi.
4. Wdrażanie Wspólnej Polityki Rybołówstwa. Priorytet ten obejmuje zapewnienie, że państwa członkowskie UE skutecznie wdrażają Wspólną Politykę Rybołówstwa i jej przestrzegają. Obejmuje on środki mające na celu zapobieganie przełowieniu, ochronę wrażliwych gatunków morskich i ustanowienie odpowiedzialności w branży.
5. Zachowanie i ochrona ekosystemów morskich. EFMRA ma na celu przyczynienie się do zachowania i ochrony środowiska morskiego. Obejmuje to środki mające na celu zmniejszenie wpływu rybołówstwa na gatunki niedocelowe, a także ochronę wrażliwych siedlisk morskich.

Ponadto każdy z krajów deklaruje swój wkład w realizację priorytetów horyzontalnych Unii Europejskiej. Są to: odporność na czynniki zewnętrzne, zielona transformacja,

transformacja cyfrowa oraz wartość dodana inwestycji publicznych. W Tabeli 12 znajduje się zestawienie badanych 23 krajów, w tym wielkości ich połowów na rok 2021, wielkość funduszy przeznaczonych na program na rzecz Europejskiego Funduszu Morskiego, Rybackiego i Akwakultury, udziały środków UE w stosunku do całej kwoty tego funduszu oraz opis najbardziej dofinansowanego celu na lata 2021–2027. Każdy z krajów uwzględnia w nowym programie priorytety polityki UE określone w strategiach Europejskim Zielonym Ładzie, strategii „od pola do stołu” i strategii na rzecz bioróżnorodności (Komisja Europejska, 2022).

Tabela 12. Porównanie terenów połowowych, wielkości dofinansowania z Europejskiego Funduszu Morskiego, Rybackiego i Akwakultury, jego udziału w całkowitej kwocie dofinansowania oraz główny cel danego kraju na czas trwania EFMRA

Kraj	Tereny połowowe	Dofinansowanie EFMRA (EUR)	Udział środków UE w całej kwocie dofinansowania	Główny cel
Belgia	obszar FAO 27 (Morze Północne)	68 223 171	59,02%	1
Bułgaria	obszar FAO 37 (Morze Czarne)	121 349 568	70,00%	2
Chorwacja	obszar FAO 37 (Morze Śródziemne)	348 124 355	70,00%	2
Cypr	obszar FAO 37 (Morze Śródziemne)	54 724 746	70,00%	1
Dania	obszar FAO 27 (Morze Bałtyckie) i FAO 27 (Morze Północne)	287 099 013	70,00%	1
Estonia	obszar FAO 27 (Morze Bałtyckie)	139 130 087	70,00%	2
Finlandia	obszar FAO 27 (Morze Bałtyckie)	140 318 962	51,14%	1
Francja	obszar FAO 27 (Morze Północne) i FAO 37 (Morze Śródziemne)	793 306 005	71,49%	1
Grecja	obszar FAO 37 (Morze Śródziemne)	519 637 180	70,00%	1
Hiszpania	obszar FAO 27 (Morze Północne), FAO 37 (Morze Śródziemne) i FAO 34 (Ocean Atlantycki)	1 574 231 320	71,17%	2
Holandia	obszar FAO 27 (Morze Północne)	139 891 840	70,00%	1
Irlandia	obszar FAO 27 (Morze Północne)	258 369 552	55,10%	1
Litwa	obszar FAO 27 (Morze Bałtyckie)	87 405 110	70,00%	2
Łotwa	obszar FAO 27 (Morze Bałtyckie)	192 680 996	70,00%	2
Malta	obszar FAO 37 (Morze Śródziemne)	31 178 987	70,00%	1
Niemcy	obszar FAO 27 (Morze Bałtyckie) i FAO 27 (Morze Północne)	302 588 121	70,00%	2
Polska	obszar FAO 27 (Morze Bałtyckie)	731 982 790	70,00%	2
Portugalia	obszar FAO 27 (Północnowschodni Atlantyk)	539 899 522	72,71%	2
Rumunia	obszar FAO 37 (Morze Czarne)	232 072 724	70,00%	2
Słowenia	obszar FAO 37 (Morze Śródziemne)	34 185 203	70,00%	3
Szwecja	obszar FAO 27 (Morze Bałtyckie)	231 595 761	50,04%	1
Wielka Brytania	obszar FAO 27 (Morze Północne)	brak	brak	brak
Włochy	obszar FAO 37 (Morze Śródziemne)	987 290 803	52,49%	1

Źródło: opracowanie własne na podstawie materiałów Eurostatu (2023)

Wymienione najbardziej dofinansowane cele obrazują najpilniejsze potrzeby/najbardziej wrażliwe obszary danego kraju przed rokiem 2021. Najczęściej kraje przeznaczały najwięcej funduszy na pierwszy priorytet: promowanie zrównoważonego rybołówstwa, a dokładniej na cel promowanie skutecznej kontroli i egzekwowania przepisów dotyczących rybołówstwa, w tym w walce z nielegalnymi, nieraportowanymi i nieuregulowanymi połowami, a także zbieranie wiarygodnych danych na potrzeby podejmowania decyzji opartych na wiedzy. Krajami, które wybrały te cele, były: Belgia, Cypr, Dania, Finlandia, Francja, Grecja, Irlandia, Holandia, Malta, Szwecja oraz Włochy. Spośród celów priorytetu drugiego najczęściej wybierano: promowanie zrównoważonej akwakultury oraz przetwarzanie i wprowadzanie do obrotu produktów rybołówstwa i akwakultury, przyczyniając się do bezpieczeństwa żywnościowego w Unii Europejskiej (Chorwacja, Estonia, Hiszpania i Portugalia), promowanie zrównoważonych działań w zakresie akwakultury, w szczególności wzmocnienie konkurencyjności produkcji akwakultury, przy jednoczesnym zapewnieniu, że działania te są zrównoważone środowiskowo w perspektywie długoterminowej (Litwa, Łotwa, Niemcy, Polska i Rumunia) i promowanie zrównoważonej akwakultury oraz przetwarzanie i wprowadzanie do obrotu produktów rybołówstwa i akwakultury, przyczyniając się tym samym do bezpieczeństwa żywnościowego w Unii (Bułgaria). Słowenia najwięcej środków przeznaczyła na trzeci cel: umożliwienie wprowadzenia zrównoważonej niebieskiej gospodarki na obszarach przybrzeżnych, wyspiarskich i śródlądowych oraz wspieranie zrównoważonego rozwoju społeczności rybackich i akwakultury.

Dodatkowo należy wspomnieć, że w przypadku ustalania dopłat z puli środków UE w tej edycji funduszu zróżnicowano jego udział w całości kwoty – obecnie wielkość dopłat waha się pomiędzy 52% a 72% całej sumy, poprzednio udział ten był względnie równy dla wszystkich krajów i wynosił zazwyczaj około 70% całego dofinansowania. Pozostałe środki pochodziły z budżetów krajowych. Choć państwa o najwyższych osiągalnych morskich połowach w 2021 roku to: Hiszpania (767 204 ton), Wielka Brytania (628 298 ton), Francja (490 135 ton) i Dania (464 479 ton), to największe dofinansowanie uzyskały: Hiszpania (1,57 miliarda euro), Włochy (0,99 miliarda euro), Francja (793 miliony euro) i Polska (732 miliony euro). Naturalnie, przez odejście z Unii Europejskiej, Wielka Brytania dofinansowania nie uzyskała. Poniżej znajdują się

podsumowania i uwagi poszczególnych krajów zgłoszone pod wnioskami o uzyskanie środków z EFMRA.

Belgia jest zainteresowana dalszą cyfryzacją swojego sektora morskiego i będzie wspierać różnorodność biologiczną morskich i śródlądowych gatunków wodnych. Podkreślono fakt, że Belgia, poławiająca na obszarach FAO 27 (Morze Bałtyckie) i FAO 27 (Morze Północne), pragnie położyć nacisk na odporność swojego sektora rybołówstwa. Biorąc pod uwagę jego dużą zależność od wód Wielkiej Brytanii, cel ten będzie w większości zaspokajany za pośrednictwem Brexit Adjustment Reserve (BAR), a nie EFMRA. Ponadto podkreślono wdrożenie obowiązku wyładunku, wsparcie dla młodych rybaków, efektywność energetyczną, nacisk na innowacje. Program EFMRA będzie również wspierał wzmocnioną kontrolę rybołówstwa. Zwrócono uwagę na fakt, że Belgia nie prowadzi rybołówstwa przybrzeżnego na małą skalę, ale zamierza zoptymalizować potencjał rybołówstwa rekreacyjnego z korzyścią dla regionu przybrzeżnego. Głównymi celami programu są: wspieranie wysiłków na rzecz utrzymania wydajnego i zrównoważonego sektora rybołówstwa zakorzenionego w belgijskich realiach gospodarczych, a także zajęcie się kwestiami środowiskowymi (Komisja Europejska, 2022p).

Ponad 40% całości budżetu funduszu Bułgarii obejmuje akwakulturę i przetwórstwo i koncentruje się na wspieraniu ekologicznej produkcji, technologii, a także innowacji i cyfryzacji obu sektorów. Wspierany będzie również rozwój gospodarki o obiegu zamkniętym w celu nadania wartości odpadom z owoców morza, produkcji organicznej i glonów, wraz z dekarbonizacją, dywersyfikacją i działaniami kompensacyjnymi. Finansowane będą również działania komunikacyjne i marketingowe, w tym tworzenie organizacji zrzeszających producentów. Bułgaria będzie inwestować w zrównoważoną działalność połowową, taką jak ekologizacja portów rybackich i poprawa ich infrastruktury w celu ułatwienia wyładunku i przechowywania niechcianych połowów, zbieranie odpadów morskich, a także stałe i tymczasowe zaprzestanie działalności połowowej, aby pomóc osiągnąć równowagę między zdolnością floty a uprawnieniami do połowów, oraz rozszerzenie i zarządzanie morskimi obszarami chronionymi (Komisja Europejska, 2022r).

Głównymi celami programu Danii są: wspieranie wdrażania Wspólnej Polityki Rybołówstwa, zielona transformacja w rybołówstwie i akwakulturze i rybołówstwo

przybrzeżne. Podkreślono potrzebę ekologizacji sektora oraz maksymalizację wpływu wsparcia publicznego i uproszczenie procedur administracyjnych. Aby osiągnąć te cele, program skupi się na wdrażaniu pierwszego i drugiego priorytetu poprzez wspieranie innowacji w celu zmniejszenia negatywnego wpływu na ekosystem w rybołówstwie i akwakulturze, a także odbudowę rzek w celu wsparcia gatunków migrujących i umożliwienie zbierania śmieci (Komisja Europejska, 2022c).

Główne cele programu Niemiec to: wspieranie rentowności sektorów rybołówstwa i akwakultury poprzez dostosowanie strukturalne, dywersyfikację i inwestycje produkcyjne, osiągnięcie efektywności energetycznej poprzez stymulowanie modernizacji i innowacji oraz zajęcie się kwestiami środowiskowymi. W ramach powyższych celów Niemcy zamierzają kontynuować wdrażanie dostosowywania struktury sektora rybołówstwa bałtyckiego poprzez dywersyfikację poławianych gatunków. Program EFMRA będzie wspierał działania mające na celu: dywersyfikację tradycyjnej działalności, innowacje i rozwój nowych rynków, promowanie przyjaznego dla środowiska rybołówstwa i samoorganizacji w sektorze, marketing bezpośredni, a także ustanowienie lub wzmocnienie działań uzupełniających, takich jak turystyka. Możliwości dywersyfikacji upatruje się w szczególności w przypadku łodziowego rybołówstwa przybrzeżnego, innych rodzajów rybołówstwa przybrzeżnego oraz rybołówstwa śródlądowego (Komisja Europejska, 2022g).

Grecki plan zakłada wsparcie powolnego wygaszania działalności w sektorze rybołówstwa poprzez rozszerzanie ochrony zasobów wodnych. Program wspiera również pierwsze nabycie statków przez rybaków. Wskazano powiązania selektywności narzędzi połowowych z efektywnością energetyczną, wymianą silników oraz zdrowiem i bezpieczeństwem. Znaczną część programu (około 20%) proponuje się przeznaczyć na modernizację portów i przystani z wyraźnymi powiązaniem z obowiązkiem wyładunku. Zaproponowano działania w zakresie zarządzania odpadami morskimi oraz podkreślono znaczenie dekarbonizacji sektora rybołówstwa (Komisja Europejska, 2022o).

W ramach zarządzania zasobami rybnymi w latach 2021–2027 w Hiszpanii planowane jest dostosowanie zdolności połowowej do uprawnień do połowów, aby zapewnić utrzymanie stad eksploatowanych za pomocą kwot w celu osiągnięcia maksymalnego podtrzymywalnego połowu, a także dostosowanie nakładu połowowego, wynikającego

z wdrożenia planu zarządzania dla zachodniej części Morza Śródziemnego. Ogólnie rzecz biorąc, wsparcie EFMRA będzie koncentrować się na wielu środkach strukturalnych, takich jak: rekompensaty za tymczasowe i trwałe zaprzestanie działalności połowowej, rekompensaty dodatkowych kosztów na Wyspach Kanaryjskich, inwestycje w porty i zrównoważoną akwakulturę, wsparcie lokalnych strategii rozwoju, ale z nowym podejściem, bardziej związanym z włączaniem celów środowiskowych do głównego nurtu i koncentracją na wsparciu różnych podmiotów w łańcuchu wartości, od małych operatorów po nowe projekty akwakultury i od tradycyjnego wsparcia dla ważnego sektora marketingu i przetwórstwa, z większym naciskiem na środowiskowe i energooszczędne podejście do procesu produkcji (Komisja Europejska, 2022a).

Francuski program opiera się na trzech filarach, które mają zaspokoić długoterminowe potrzeby sektora rybołówstwa, a także zapewnić możliwości wsparcia w przypadku kryzysów krótkoterminowych. Filary są dostosowane do różnorodności w basenie Oceanu Atlantyckiego i Morza Śródziemnego. W ramach pierwszego filaru Francja będzie wspierać transformację sektorów rybołówstwa i akwakultury w kierunku lepszych wyników środowiskowych, gospodarczych i społecznych, koncentrując się na takich podtematach jak: ułatwianie adaptacji przedsiębiorstw i ich transformacji ekologicznej, wzmacnianie i dostosowywanie oferty produktowej zgodnie z oczekiwaniami społeczeństwa, wspieranie rybołówstwa przybrzeżnego na małą skalę czy rozwój systemów ubezpieczeniowych dla akwakultury. W ramach drugiego filaru celem jest stworzenie i trwałe ustanowienie korzystnych warunków dla harmonijnego rozwoju działalności morskiej i przybrzeżnej, w szczególności poprzez prowadzenie działań kontrolnych, tworzenie baz wiedzy, a także rozwój zrównoważonej niebieskiej gospodarki w UE. W ramach trzeciego filaru Francja zobowiązuje się do zwiększonej decentralizacji, na przykład poprzez wprowadzenie ułatwień w działalności małych przedsiębiorców przybrzeżnych (Komisja Europejska, 2022b).

Chociaż pierwszy priorytet zajmuje ponad 46% całości funduszu, w przypadku Chorwacji najwięcej środków zostało przeznaczonych na cel drugi: promowanie wprowadzania do obrotu, jakości i wartości dodanej produktów rybołówstwa i akwakultury, a także przetwarzania tych produktów. Na cele pierwszy i drugi przeznaczono ponad 86% budżetu. Ułatwiony pierwszy zakup statku rybackiego umożliwi nowemu pokoleniu

wykwalfikowanych młodych rybaków wspieranie zrównoważone praktyki połowowe. Wymiana silników będzie wspierana w zrównoważonych segmentach chorwackiej floty. Ponadto w celach wymienione jest wprowadzenie skutecznej kontroli i egzekwowania przepisów dotyczących rybołówstwa, w tym walka z nielegalnymi połowami. Wspierane będą również kompleksowe działania w zakresie gromadzenia danych i innowacje związane z gospodarką o obiegu zamkniętym i zieloną transformacją (Komisja Europejska, 2022m).

Irlandzki program EFMRA ma na celu wzmocnienie odporności sektora owoców morza poprzez zrównoważone środowiskowo i inteligentne klimatycznie działania oraz wspieranie jego zielonej transformacji i cyfryzacji. Program zajmie się również ważnymi długoterminowymi i strukturalnymi reformami potrzebnymi w odpowiedzi na wpływ brexitu na irlandzki sektor owoców morza. Są one rozwiązywane w pierwszej kolejności poprzez wsparcie Brexit Adjustment Reserve. Ponieważ transformacja sektora owoców morza wykracza poza 2023 rok (kiedy wsparcie BAR dobiegnie końca), EFMRA stanie się głównym źródłem finansowym długoterminowego wsparcia strukturalnego. Irlandzki program wdroży wszystkie cztery priorytety EFMRA. Poprawa efektywności energetycznej, dekarbonizacja, cyfryzacja i budowanie odporności na skutki zmian klimatu to przekrojowe obszary wsparcia. Program może również zapewnić nadzwyczajne wsparcie dla sektora owoców morza w przypadku znacznych zakłóceń na rynku (Komisja Europejska, 2022e).

W zakresie rybołówstwa Włoch istnieją zobowiązania dotyczące środków flotowych, wyraźne powiązania z celem dekarbonizacji (zarówno z interwencją w zakresie wymiany silników, jak i innymi inwestycjami związanymi z flotą bez wymiany silników). Dodatkowo przedstawiono ukierunkowany wkład w politykę ochrony środowiska. Uwzględniono działania związane z odpadami morskimi. W zakresie akwakultury interwencje są zgodne z krajowym planem rozwoju akwakultury przy jednoczesnym wsparciu dekarbonizacji i gospodarki o obiegu zamkniętym (Komisja Europejska, 2022i).

W przypadku cypryjskiej propozycji finansowania rybołówstwa i akwakultury położono nacisk na dekarbonizację. Zaproponowano inwestycje i działania pilotażowe dotyczące selektywności używanych narzędzi. Istnieje wsparcie w zakresie wiedzy o środowisku morskim, w tym zakupu małego statku badawczego. Obszary chronionego krajobrazu są jasno określone, wraz z naciskiem na zwiększenie efektywności istniejących

i utorowanie drogi do przygotowania nowych. Działania dotyczące odpadów morskich koncentrują się na monitorowaniu, podobnie jak inne interwencje planowane w ramach poprzednich funduszy. Zostały uwzględnione uszkodzenia spowodowane przez drapieżniki i „nieoczekiwane zdarzenia”, takie jak COVID-19. Środki na kontrolę i gromadzenie danych wynoszą 25% budżetu programu. Wskazano ograniczenie wpływu sektora akwakultury na środowisko poprzez dekarbonizację (Komisja Europejska, 2022u).

Głównym celem łotewskiego programu jest osiągnięcie konkurencyjnego sektora rybołówstwa oraz zrównoważonych zasobów wodnych, aby zapewnić zdrową i bezpieczną żywność oraz wysokiej jakości i zrównoważone środowisko życia. W ramach wspomnianych celów Łotwa dąży do: promowania nowych możliwości biznesowych w sektorze rybołówstwa, promowania innowacji, umiejętności, rozwoju wiedzy, zachęcania do współpracy międzysektorowych i rozwoju społeczności rybackich. Program skupi się również na zrównoważonym rozwoju środowiska i różnorodności biologicznej poprzez wspieranie innowacji, dzielenie się wiedzą, rozwijanie usług środowiskowych i wdrażanie monitoringu morskiego (Komisja Europejska, 2022n).

Litewski program EFMRA ma za zadanie wesprzeć zarówno ambitny plan zwiększenia produkcji w akwakulturze o 20%, jak i inwestycje w dostosowanie do zmiany klimatu i łagodzenie ich skutków (co najmniej 25%). Zrównoważony rozwój sektora rybołówstwa jest istotny ze względu na tragiczną sytuację kluczowych stad w Morzu Bałtyckim. W związku z tym wspomniano o tymczasowym i trwałym zaprzestaniu połowów (do 10% redukcji tonażu GT do 2030 roku) wraz z innymi działaniami ochronnymi. Pozostałe rodzaje działań wspierających flotę obejmują: wsparcie wymiany silników zwiększające dekarbonizację, inwestycje na pokładzie w zakresie selektywności, zdrowia i bezpieczeństwa, inwestycje w infrastrukturę portową i dywersyfikację działalności rybaków. Litwa przewiduje utworzenie od 10 do 12 lokalnych grup działania koncentrujących się na: rozwoju biznesu w sektorach niebieskiej gospodarki, w tym niebieskiej biotechnologii, energii odnawialnej, wspieraniu turystyki i innych usług w celu dywersyfikacji źródeł dochodu z rybołówstwa (Komisja Europejska, 2022j).

Holenderski program EFMRA koncentruje się na reformie strukturalnej głównych segmentów floty (flota kutrów), aby uczynić je jak najbardziej rentownymi

i zrównoważonymi przez dłuższy czas przy zmniejszonej zdolności połowowej, zgodnie z holenderskim nadrzędnym porozumieniem w sprawie Morza Północnego. Ze względu na wpływ brexitu na flotę stałe wsparcie w zakresie zaprzestania działalności będzie jednak zapewnione z rezerwy na dostosowanie do brexitu (BAR). Głównym działaniem jest wprowadzanie innowacji mających na celu zieloną transformację, efektywność energetyczną i redukcję emisji CO₂, oraz tych polegających na badaniach technologicznych we współpracy między sektorem a ośrodkami wiedzy. Gromadzenie danych oraz kontrola i egzekwowanie przepisów w zakresie rybołówstwa pozostają kluczowymi obszarami wsparcia dla wdrażania Wspólnej Polityki Rybołówstwa. Wsparcie dla akwakultury ma na celu zrównoważony rozwój i odporność sektora. W sektorze przetwórstwa nacisk kładziony jest na transformację cyfrową i efektywność energetyczną w celu zwiększenia rentowności. Holandia wdroży tylko priorytety pierwszy i drugi oraz w ograniczonym zakresie czwarty. Niderlandy planują jednak wspierać rybołówstwo przybrzeżne na małą skalę głównie za pośrednictwem pierwszego celu szczegółowego. Szeroko pojęta niebieska gospodarka będzie wdrażana głównie za pośrednictwem holenderskich działań krajowych (Komisja Europejska, 2022d).

Głównym celem polskiego programu jest wspieranie rentowności sektora rybołówstwa poprzez dostosowanie strukturalne, dywersyfikację i inwestycje produkcyjne, stymulowanie modernizacji i innowacji oraz rozwiązywanie problemów środowiskowych. W ramach powyższych celów Polska dąży do wsparcia dostosowania strukturalnego sektora rybołówstwa w kontekście poważnie zmniejszonych zasobów ryb w Morzu Bałtyckim oraz zwiększenia rentowności poprzez inwestycje w kapitał ludzki. Poprawa ochrony środowiska i stanu zasobów rybnych jest ważnym celem polskiego programu, ponieważ zrównoważone wykorzystanie zasobów rybnych i dobry stan środowiska są warunkiem wstępnym rentownego rybołówstwa. Obejmuje to: wsparcie dla skutecznego zarządzania morskimi obszarami chronionymi, zbieranie utraconych narzędzi połowowych, przywracanie ciągłości rzek i naturalnych tarlisk oraz stosowanie bardziej selektywnych narzędzi połowowych. Adaptacja do zmian klimatu będzie wspierana poprzez inwestycje w większą efektywność energetyczną i wykorzystanie odnawialnych źródeł energii, a także poprzez efektywniejsze wykorzystanie zasobów naturalnych, zmniejszenie zużycia i zanieczyszczenia wody, zmniejszenie ilości odpadów i materiałów opakowaniowych, co bezpośrednio przyczyni się do wdrożenia gospodarki o obiegu zamkniętym w praktyce. Z wyjątkiem skutecznego

stosowania i wdrażania Karty praw podstawowych horyzontalne warunki zezwalające uznaje się za spełnione dla programu EFMRA. Polskie władze włączyły przepis, który pozwoli im skorzystać z mechanizmu kryzysowego EFMRA w celu złagodzenia skutków poważnych zakłóceń na rynku w przyszłości (Komisja Europejska, 2022f).

Portugalski program skupia się na odporności przemysłu rybnego poprzez dostosowanie, restrukturyzację i modernizację floty i infrastruktury wspierającej oraz pobudzanie innowacji w produkcji. W kwestii działań na rzecz floty rybackiej i infrastruktury wspierającej program wspiera poprawę efektywności energetycznej, dekarbonizację i przejście na zieloną energię oraz cyfryzację działań, zgodnie z planem działania na rzecz dekarbonizacji i celami Europejskiego Zielonego Ładu. Program koncentruje się również na ochronie zasobów rybnych, a także na zmniejszeniu wpływu rybołówstwa na środowisko morskie, w tym poprzez inicjatywy mające na celu poprawę selektywności narzędzi połowowych. Inicjatywy związane z działaniami na morskich obszarach chronionych, ograniczeniem ilości śmieci i plastiku w morzu, odbudową systemów roślinności przybrzeżnej i rozwojem zielonej infrastruktury przyczynią się do zachowania różnorodności biologicznej, ekosystemów przybrzeżnych i krajobrazów, zgodnie z celem 2030 dotyczącym różnorodności biologicznej. W związku z rosnącym krajowym i globalnym popytem na żywność cele akwakultury koncentrują się na zwiększeniu międzynarodowej konkurencyjności gospodarczej przy jednoczesnym zminimalizowaniu wpływu działalności gospodarczej na środowisko. Planowane są inwestycje w działania przyczyniające się do zwiększenia konsumpcji produktów akwakultury oraz działania o neutralnym lub nawet pozytywnym wpływie akwakultury na środowisko, w szczególności poprzez zintegrowane uprawy ekologiczne lub multitroficzne i dynamikę obiegu zamkniętego, a także promowanie bezpieczeństwa żywnościowego, żywienia i zdrowia publicznego (Komisja Europejska, 2022y).

W zakresie rumuńskiego rybołówstwa istnieją zobowiązania dotyczące modernizacji infrastruktury rybołówstwa, zdrowia, bezpieczeństwa, efektywności energetycznej, rybołówstwa śródlądowego oraz tymczasowego zaprzestania połowów ze względów ochronnych. Ponadto wyjaśniono rozwój morskich obszarów chronionych, przedstawiono wkład w politykę ochrony środowiska (Wspólna Polityka Rybołówstwa, plany wieloletnie, wkład w realizację celów Generalnej Komisji Rybołówstwa Morza Śródziemnego, dyrektywy

ptasia i siedliskowa, ramowa dyrektywa wodna, dobry stan środowiska i tym podobne), a rybołówstwo przybrzeżne na małą skalę zostało uznane za priorytet. Uwzględniono działania dotyczące odpadów morskich. Przewidziano systemy rekompensat w celu wsparcia sektorów dotkniętych kryzysem zdrowotnym. Środki przeznaczone na ramy kontroli i gromadzenia danych wynoszą 15% budżetu. W zakresie akwakultury interwencje są zgodne z przyjętym krajowym planem akwakultury przy jednoczesnym wsparciu dekarbonizacji i gospodarki o obiegu zamkniętym. Przewidziano inwestycje wspierające ekologiczną, energooszczędną, zróżnicowaną i innowacyjną akwakulturę, a także rekompensaty za usługi środowiskowe. Uwzględniono wsparcie dla nowych organizacji producentów i zakładów przetwórczych (Komisja Europejska, 2022s).

Słowenia rozłożyła środki bardzo równomiernie, skupiając się na pierwszych trzech priorytetach w podobnym stopniu, przy czym jako jedyny kraj UE położyła największy nacisk na trzeci cel: umożliwienie wprowadzenia zrównoważonej niebieskiej gospodarki na obszarach przybrzeżnych, wyspiarskich i śródlądowych oraz wspieranie zrównoważonego rozwoju społeczności rybackich i akwakultury. Być może wynika to z faktu, że Słowenia ze wszystkich krajów UE poławia ryb niemal najmniej, przez co nie ma tak wielkiej potrzeby ograniczania swojej działalności na morzu czy dbania o dywersyfikację i tak już niewielkiego sektora (Komisja Europejska, 2022w).

Głównymi celami fińskiego programu są: wspieranie zrównoważonego wzrostu w sektorze rybołówstwa, ochrona warunków produkcji podstawowej, stymulowanie modernizacji i innowacji oraz rozwiązywanie problemów środowiskowych. W ramach powyższych celów Finlandia dąży do znacznego wsparcia produkcji ryb krajowych i zwiększenia spożycia ryb w kraju do dwóch porcji na osobę tygodniowo do 2030 roku. Program będzie nadal wspierał badania i innowacje, opierając się na udanych doświadczeniach z okresu programowania, czyli lat 2014–2020. Poprawa ochrony środowiska i stanu zasobów rybnych jest kluczowym celem fińskiego programu, ponieważ zrównoważone wykorzystanie zasobów rybnych i dobry stan środowiska są warunkiem wstępnym udanego rybołówstwa. Ustanowienie morskich obszarów chronionych i działania dotyczące odpadów morskich będą finansowane z budżetu krajowego i unijnego programu LIFE, a nie z EFMRA. EFMRA będzie jednak wspierać usuwanie zagubionych narzędzi połowowych i zakup sprzętu do zbierania śmieci dla statków rybackich i portów rybackich.

Wszystkie cztery horyzontalne warunki dopuszczające uznaje się za spełnione dla programu EFMRA. Władze Finlandii potwierdziły, że nie planują wykorzystania mechanizmu kryzysowego EFMRA w celu złagodzenia skutków rosyjskiej inwazji na Ukrainę, ale mimo to uwzględniły ten przepis w zmienionym programie, gdyby Finlandia chciała uruchomić tego rodzaju działania na późniejszym etapie (Komisja Europejska, 2022k).

Maltański program koncentruje się na dwóch priorytetach. W Priorytecie 1 wspiera rozwój sektora rybołówstwa, w tym szkolenia, innowacje, poprawę bezpieczeństwa w portach, wdrażanie działań na obszarach Natura 2000, selektywne narzędzia połowowe i dekarbonizację. W Priorytecie 2 inwestuje w badania, innowacje i zrównoważony rozwój sektora akwakultury, zgodnie z krajowym planem. Program obejmuje także kampanie edukacyjne, cyfryzację oraz działania na rzecz zmiany klimatu (62% budżetu) i bioróżnorodności (37%) (Komisja Europejska, 2022t).

Główne cele programu w Szwecji to: wspieranie wdrażania Wspólnej Polityki Rybołówstwa i odbudowa sektora po COVID-19 poprzez wspieranie zrównoważonego wzrostu w sektorze akwakultury, wprowadzenie podejścia ekosystemowego w sektorze rybołówstwa oraz zajęcie się kwestiami środowiskowymi. Priorytetem jest wkład w realizację celów szwedzkiej strategii żywnościowej, pozytywny wpływ na środowisko i społeczeństwo, stosunek jakości do ceny oraz korygowanie niedoskonałości rynku. Znaczne inwestycje w rozwój i uruchomienie zrównoważonej akwakultury są traktowane priorytetowo jako sposób na zapewnienie zdrowych dostaw żywności. Aby osiągnąć swoje cele, program skupi się na wdrażaniu priorytetów pierwszego i drugiego poprzez wspieranie: innowacji, współpracy międzysektorowej (w tym rozwoju umiejętności i tworzenia sieci współpracy), inwestycji nieprodukcyjnych w celu spełnienia obowiązku wyładunku, zmniejszenia negatywnego wpływu na ekosystem, ustanowienia morskich obszarów chronionych i umożliwienia zbierania śmieci w wodach morskich i śródlądowych. W programie nie uwzględniono ani priorytetu trzeciego, ani czwartego. Lokalne grupy działania będą jednak wspierane w ramach Wspólnej Polityki Rolnej, a obszary przybrzeżne i niebieska gospodarka będą objęte Lokalnymi Grupami Działania (Komisja Europejska, 2022h).

Program Estonii wspiera odporność sektora rybołówstwa, akwakultury i przetwórstwa poprzez innowacje, badania, cyfryzację i efektywność zasobową. Wspiera

zrównoważoną akwakulturę i przetwórstwo (40% budżetu), rozwój gospodarek nadbrzeżnych oraz dywersyfikację. Priorytety programu są zgodne z Europejskim Zielonym Ładem i innymi strategiami UE. Program przewiduje także wsparcie awaryjne w razie zakłóceń rynku produktami spoza EOG (Komisja Europejska, 2022I).

Co z Wielką Brytanią? Po brexicie Wielka Brytania zyskała pełną kontrolę nad swoimi wodami terytorialnymi, co oznacza, że obecnie musi samodzielnie zarządzać rybołówstwem i regulować je w swoich obszarach morskich. W tym kontekście Wielka Brytania jest zobowiązana do przestrzegania własnych regulacji i międzynarodowych umów, także dotyczących rybołówstwa. Kluczowe punkty, które Wielka Brytania musi brać pod uwagę w zakresie rybołówstwa po brexicie, to:

1. suwerenność nad wodami terytorialnymi. Wielka Brytania zyskała kontrolę nad swoimi wodami terytorialnymi, które obejmują pełne 200-milowe strefy ekonomiczne. To oznacza, że może samodzielnie określać zasady połowów i dostępu innych państw do tych wód.
2. zarządzanie zasobami rybnymi. Wielka Brytania jest odpowiedzialna za zarządzanie swoimi zasobami rybnymi w sposób zrównoważony, co oznacza, że musi kontrolować połowy tak, aby unikać nadmiernego wyławiania i chronić ekosystemy morskie.
3. umowy dwustronne. Wielka Brytania może negocjować i podpisywać umowy dwustronne z innymi krajami w zakresie dostępu do swoich wód rybnych i współpracy w dziedzinie rybołówstwa.
4. kontrola połowów. Wielka Brytania musi nadzorować i kontrolować połowy w swoich wodach, w tym sprawować kontrolę nad połowami ryb zarówno przez brytyjskie, jak i zagraniczne floty rybackie.
5. zasady handlu międzynarodowego. Wielka Brytania musi przestrzegać międzynarodowych zasad i umów dotyczących eksportu i importu produktów rybnych, w tym regulacji sanitarnych i fitosanitarnych.

Pomimo pełnej kontroli nad swoimi wodami terytorialnymi Wielka Brytania nadal współpracuje z innymi krajami w ramach regionalnych i międzynarodowych organizacji rybackich w celu zarządzania wspólnymi zasobami rybnymi. Po brexicie Wielka Brytania i Unia Europejska nawiązały nowe relacje w zakresie rybołówstwa, a współpraca w tej dziedzinie została uregulowana w ramach umowy handlowej zawartej między obiema

stronami, znanej jako Umowa o partnerstwie i współpracy (Trade and Cooperation Agreement, TCA). Oto kilka kluczowych punktów dotyczących współpracy Wielkiej Brytanii z Unią Europejską pod względem rybołówstwa po brexicie:

1. dostęp do wód rybnych. Zgodnie z postanowieniami TCA Wielka Brytania nadal kontroluje swoje wody terytorialne i strefy ekonomiczne. Na mocy umowy UE-Wielka Brytania ustalono jednak kwoty połowów, które pozwalają flotom rybackim UE na dostęp do tych wód w ograniczonym zakresie. Kwoty te zostały ustalone na okres przejściowy i będą podlegały corocznym negocjacjom – podobnie jak w przypadkach większości państw członkowskich UE.
2. zasada zrównoważonego rybołówstwa. Zarówno Wielka Brytania, jak i UE zobowiązały się do prowadzenia rybołówstwa w sposób zrównoważony, przestrzegając zasad ochrony zasobów rybnych i ekosystemów morskich.
3. współpraca w zarządzaniu. Strony zobowiązały się do współpracy w zakresie zarządzania wspólnymi zasobami rybnymi. Obejmuje to: wymianę informacji, konsultacje, wspólne inspekcje oraz współpracę w ramach regionalnych organizacji rybackich.
4. inspekcje i kontrole. Umowa TCA przewiduje przepisy dotyczące kontroli i inspekcji połowów oraz monitorowania działań rybackich. Obie strony mogą przeprowadzać inspekcje flot rybackich w wodach drugiej strony.
5. mechanizm rozwiązywania sporów. W przypadku sporów dotyczących zasobów rybnych i innych kwestii rybackich TCA przewiduje mechanizmy rozwiązywania sporów, które pozwalają obu stronom na rozwiązywanie konfliktów i sporów na drodze negocjacji. Warto podkreślić, że Wielka Brytania i UE nadal uczestniczą w regionalnych organizacjach rybackich, takich jak NAFO (North-East Atlantic Fisheries Organization) i NEAFC (North-East Atlantic Fisheries Commission), co umożliwia współpracę w zakresie zarządzania rybołówstwem na szczeblu międzynarodowym. Umowa TCA reguluje wiele aspektów współpracy między Wielką Brytanią a UE po brexicie, w tym rybołówstwo. Jednak to jest obszar, który wciąż podlega negocjacjom i dostosowaniom, dlatego istotne jest monitorowanie zmian w relacjach rybackich między obiema stronami (Komisja Europejska, 2022).

Podsumowując, spośród badanych krajów 11 skupiło swoje działania w obrębie pierwszego celu, 10 w obrębie drugiego celu i 1 (Słowenia) wokół trzeciego celu. Tabela 13 przedstawia rozkład wyborów celów EFMRA we wszystkich krajach w podziale na tereny połowowe. Wielka Brytania nie została w niej uwzględniona.

Tabela 13. Podział celów EFMRA na tereny połowowe FAO wśród badanych krajów

Teren połowowy	Cel EFMRA		
	1	2	3
27	6	6	0
37	4	3	1
Mieszany	1	1	0

Źródło: Komisja Europejska, 2022

Jak widać, zarówno w obu obszarach, jak i w obszarze mieszanym (czyli w sytuacji, kiedy dany kraj poławia jednocześnie w obu obszarach) kraje pod względem celów podzieliły się na równe grupy. W grupie obszaru FAO 27 grupą z pierwszym celem EFMRA znalazły się: Belgia, Dania, Finlandia, Holandia, Irlandia i Szwecja, czyli kraje o przeciętnej wielkości połowów względem badanej grupy. Grupę tę w całości stanowią państwa tak zwanej starej Unii, a więc kraje członkowskie sprzed akcesji nowych krajów w 2004 roku. Można więc przyjąć, że są to państwa, które miały więcej czasu na zapoznanie się z rozwiązaniami proponowanymi przez Unię Europejską i dostosowanie się do nich, dlatego też na czas trwania EFMRA za cel postawiły sobie uszczelnienie przepisów i monitoring istniejących już działań. W tym obszarze do grupy, która wybrała drugi cel EFMRA jako priorytet w działaniu, należą: Estonia, Litwa, Łotwa, Polska, Niemcy i Portugalia. Pierwszych pięć krajów tej grupy poławia w całości albo częściowo (Niemcy) na Morzu Bałtyckim. I choć Portugalia poławia we wschodnich częściach Oceanu Atlantyckiego, na podstawie wybranego priorytetu można przyjąć, że obszar ten boryka się z podobnymi wyzwaniami produkcyjnymi co kraje poławiające na Morzu Bałtyckim. Pierwszą grupą krajów z obszaru FAO 37 są: Cypr, Grecja, Malta i Włochy, a drugą: Bułgaria, Chorwacja i Rumunia. W tym przypadku można przyjąć, że różnicującym czynnikiem mogły być w dużej mierze kwestie związane z akwenem, na którym dany kraj poławia – pierwsza grupa podejmuje działalność połowową jedynie na Morzu Śródziemnym, a druga na Morzu Czarnym (Bułgaria, Rumunia) oraz Morzu Adriatyckim (Chorwacja), które jest względnie odizolowaną częścią Morza Śródziemnego. W przypadku

obszarów mieszanych – Francji i Hiszpanii – jednym z głównych podobieństw jest wysokie zróżnicowanie obszarów połowowych, a przez to i poławianych gatunków w tych krajach, stąd też zróżnicowanie w wybranych do realizacji celach.

2. Porównanie wielkości i specyfiki połowów w UE z wybranymi światowymi producentami ryb i owoców morza

Tak jak wcześniej wspomniano, rybołówstwo można podzielić na morskie i śródlądowe. Ponadto rybołówstwo morskie można podzielić na połowy komercyjne (przybrzeżne czy dalekomorskie) oraz akwakulturę. Choć ta ostatnia nie jest obiektem badania w niniejszej pracy, jej zagadnienie zostanie pokrótce przybliżone. Akwakultura to działalność, która obejmuje hodowlę organizmów wodnych (ryby, skorupiaki, mięczaki, algi) w kontrolowanych środowiskach wodnych w celu konsumpcji ludzkiej, rekreacji, ochrony środowiska lub przeprowadzania badań naukowych. Metody akwakultury mogą obejmować na przykład hodowlę ryb w stawach, klatkach morskich, zbiornikach lub systemach przepływającej wody, hodowlę skorupiaków w zbiornikach lub obiektach zamkniętych, uprawę roślin wodnych w zbiornikach lub systemach hydroponicznych (Gill, 2009). Akwakultura jest dynamicznie rozwijającym się sektorem w ujęciu ogólnoświatowym (Oddson, 2020), nie stanowi jednak wciąż dominującej części rybołówstwa Unii Europejskiej. Na przykład w roku 2019 na tym polu dominowało w zasadzie parę państw: Hiszpania (22% ogółu połowów), Wielka Brytania (16%) i Francja (14%). Aż 36% całkowitych połowów akwakultury stanowią muszle i skorupiaki, a ponad 30% to łososie i pstrągi tęczowe. Od ponad 20 lat hegemonem na morzach są Chiny, jednakże przez wzgląd na niedokładne raportowanie i niedotrzymywanie ustaleń względem prawa morskiego przez chińskie przedsiębiorstwa połowowe dane dotyczące połowów Chin mogą być niedokładne (FAO, 2020).

W Tabeli 14 znajdują się dane FIGIS FAO na rok 2019 przedstawiające wielkości połowów morskich, akwakultury, wielkości całkowitych połowów dla danego kraju, udział połowów morskich w całkowitych połowach danego kraju oraz udział wielkości produkcji w akwakulturze przez dany kraj w stosunku do ogólnoświatowej wielkości akwakultury. Na tle świata akwakultura Unii Europejskiej stanowi 1,13% wielkości całkowitych połowów w tym sektorze.

Tabela 14. Struktura połowów morskich i akwakultury wybranych 10 krajów/ grup krajów o największych połowach

Kraj	Połowy morskie (mln t)	Akwakultura (mln t)	Całkowita produkcja (mln t)	Udział połowów morskich w całkowitych połowach kraju	Udział danego kraju w ogóln światowej akwakulturze
Chiny	14 169	68 425	82 593	15%	57%
Indonezja	7 524	15 893	23 418	8%	13%
Indie	5 477	7 800	13 277	6%	6%
Wietnam	3 429	4 455	7 884	4%	4%
UE-28	4 824	1 366	6 191	5%	1%
USA	4 803	490	5 293	5%	0%
Rosja	4 983	248	5 231	5%	0%
Peru	4 851	153	5 005	5%	0%
Filipiny	2 056	2 358	4 414	2%	2%
Bangladesz	1 895	2 488	4 384	2%	2%
Suma całkowita	93 519	120 103	213 623	57%	85%

Źródło: FAO (2023)

Największymi producentami w akwakulturze są Chiny, ich produkcja na rok 2019 stanowiła niemal 57% całego sektora – było to 68 423 859 ton żywej wagi. Następne były: Indonezja, z wynikiem 4 razy niższym – 13% całego sektora – i Indie – 6,5% (7 800 300 ton żywej wagi). W porównaniu z rybołówstwem morskim wielkość produkcji chińskiej stanowiła wtedy 15% globalnej produkcji ryb morskich, Indonezji 8%, Indii ponownie 6%, a Wietnamu 4%. Chiny w przeciwieństwie do krajów Unii Europejskiej, a także Indonezji, Indii czy Wietnamu, prowadzą na dużą skalę agresywne połowy na wielu zbiornikach. Ponadto chińska wyłączna strefa ekonomiczna, która jest przyczyną sporów z Japonią, Koreą Południową, Tajwanem i wszystkimi krajami Azji Południowo-Wschodniej graniczącymi z Morzem Południowochińskim, czyli Brunei, Indonezją, Malezją, Filipinami i Wietnamem, jest niewystarczająca. Udokumentowane są także liczne przypadki kłusownictwa na wodach prawnie niedostępnych dla Chińskiej Republiki Ludowej (Pauly, 2013).

Jednymi z najczęściej stosowanych przez Chiny narzędzi połowowych są sieci trałowe, holowane przez łodzie rybackie, zbierające ryby w trakcie przeciągania. Taki rodzaj połowu powyżej głębokości 800 metrów jest zabroniony na terenach morskich Unii Europejskiej od 2016 roku (Consilium Europa, 2023). Ponadto Chiny często poławiają ryby głębinowe i denne za pomocą długich lin czy łańcuchów z haczykami. Problem tego typu rozwiązania polega na

naruszaniu ekosystemu dennego, który jest szczególnie wrażliwy i trudny do regeneracji. Rybołówstwo Chin, Indonezji, Indii i Wietnamu stale zwiększa swoje efekty, pomimo opinii międzynarodowych ekspertów. W przeciwieństwie do tych państw, kraje UE powoli ale systematycznie obniżają wielkość połowów.

3. Presje środowiskowe – analiza jakościowa rybołówstwa pod kątem czynników związanych z otoczeniem przyrodniczym i społeczno-gospodarczym

Ekosystemy eksploatowane przez rybołówstwo są wrażliwe na efekty jego działalności, które z kolei mają istotne znaczenie dla funkcjonowania i odporności środowiska. Przez wzgląd na niedoskonałe zrozumienie struktury i funkcjonowania morskich ekosystemów, a także nieodłączną trudność w odróżnieniu zmian naturalnych od zmian spowodowanych przez człowieka te ostatnie nie zawsze są w pełni przewidywalne i/lub odwracalne (FAO, 2022). Oddziaływanie rybołówstwa podzielono na dalej opisane kategorie, oddziaływania ogólnego i oddziaływania na środowisko.

3.1 Oddziaływanie ogólne

Oddziaływanie rybołówstwa na środowisko zostało obszernie opisane w literaturze przedmiotu (Dayton i in., 1995; Goñi, 1998). Dotychczasowy model rybołówstwa zubaża potencjał przyszłych połowów (Gascuel i in., 2014). Intensywne połowy zmniejszają liczebność stad, potencjał tarłowy i ewentualnie parametry populacji (wzrost, dojrzewanie i tym podobne). Modyfikują też strukturę wieku i wielkości, stosunek płci, genetykę i skład gatunkowy zasobów docelowych oraz ich gatunków towarzyszących i zależnych. W przypadku niewłaściwej kontroli rybołówstwo rozwija nadmierną zdolność połowową, prowadząc do przełowienia, co ma poważne konsekwencje dla ekosystemu, społeczeństwa i gospodarki.

Połowy generują przyłów i odrzuty. Oba zjawiska skutkują niepotrzebnym uśmiercaniem organizmów morskich oraz zaśmiecaniem wód dodatkową biomasą, co zaburza równowagę w ekosystemie morskim. Pierwsza próba zajęcia się tą kwestią na poziomie globalnym została podjęta pod koniec lat 90. XX wieku przez FAO (1997). Pierwsze szacunki dotyczące globalnej skali problemu (około 27 milionów ton zasobów wyrzucanych rocznie) zostały przez tę organizację opublikowane (Alverson i in., 1994). Większość działań połowowych nie jest na tyle selektywna, aby wyławiać z oceanu tylko pożądane osobniki,

i prawdopodobnie nigdy nie będzie. Prowadzi to do przypadkowych połowów innych gatunków (przyłów), z których część ma niewielkie zastosowanie lub nie ma żadnego (przynajmniej w kontekście lokalnym) i będzie wyrzucana za burtę (jako odrzuty) wraz z podrobami z przetwórstwa rybnego na morzu. Skutkiem tego jest zwiększenie dostępności pożywienia dla gatunków padlinożernych (w tym ptaków morskich), a w przypadku długotrwałej koncentracji może dojść nawet do lokalnego niedotlenienia środowiska dna morskiego. Wynikająca z tego ilość materiału organicznego może nie być bez znaczenia. Na szelfie i górnym zboczu północnego Pacyfiku ilość podrobów powstających w wyniku produkcji surimi (ekstraktu białkowego z ryb) na morzu jest bardzo znacząca, ponieważ stosowana technologia wydobywa mniej niż 50 % mokrej masy z całego połowu, a reszta jest wyrzucana. W Morzu Północnym od 6,5% do 12,5% złowionych ryb dennych jest wyrzucane do morza. Część z nich jest spożywana przez ptaki morskie, ale pewna ilość podrobów staje się dostępna dla padlinożerców bentosowych. Wzrost liczebności kolenia (*Scylliorhinus canicula*) w połowach w północnej Hiszpanii oraz *Raja radiata* w połowach krewetek na Grenlandii wiąże się ze zwiększonymi odrzutami. Zubożenie tlenu spowodowane nadmiernym ładunkiem organicznym pochodzącym z odrzutów odnotowano w nowozelandzkich połowach hoki (*Macruronus novaezelandie*) oraz w północno-wschodnim Atlantyku (Goñi, 1998).

Śmiertelność w wyniku przyłowu dotyczy również wielu gatunków innych niż ryby, które są istotne dla funkcjonowania całego ekosystemu. Na przykład powierzchniowe i podpowierzchniowe połowy pławnicami i taklami mają poważny negatywny wpływ na populacje ptaków morskich, na przykład albatrosów i petreli, na północnym Pacyfiku i na Oceanie Południowym. Dalekomorskie sieci dryfujące miały znaczny wpływ na ptaki morskie na północnym Pacyfiku, podobnie jak sieci skrzelowe na południowo-zachodniej Grenlandii, we wschodniej Kanadzie i w innych miejscach. Co ciekawe, rybacy normalizują przyłów ptaków morskich jako część ich rutyny połowowej, podczas gdy przyłów ssaków morskich jest postrzegany jako kryzys środowiskowy (Barz, 2022).

Dobrowolne wyrzucanie lub utrata narzędzi połowowych może prowadzić do połowów „na widmo”. Skala skutków połowów „widmowych” jest w zasadzie nieznana, ale istnieją przesłanki, by wierzyć, że skutki te nie są bez znaczenia (Goñi, 1998). Gatunki, na które wpływają wyrzucane narzędzia, to nie tylko ryby teleosty, ale także ptaki morskie,

ssaki morskie i żółwie. Na przykład występowanie przypadków zaplątania się ssaków morskich w pływające szczątki syntetyczne na Morzu Beringa związane jest z rosnącym nakładem połowowym i zwiększonym wykorzystaniem tworzyw sztucznych. Charles Fowler (1987) stwierdza, że zaplątanie jest główną przyczyną obecnego spadku liczebności populacji fok futerkowych na Wyspach Pribyłowa i odpowiada za 15% śmiertelności młodych osobników. Przeciętnie oczekuje się, że foka pospolita (*Callorhinus ursinus*) napotka 3–25 kawałków sieci podczas 800-kilometrowej rocznej migracji na północno-wschodnim Pacyfiku. Pułapki na ryby, o ile nie są wykonane z materiału ulegającego biodegradacji, przyczyniają się do tego problemu. Aby go zilustrować, warto posłużyć się przykładem: 31 600 więcierzy zostało utraconych w połowach krabów w Zatoce Bristolskiej w okresie dwóch lat (Goñi, 1998).

3.2 Wpływ na środowisko

Rybołówstwo może również wpływać na procesy ekologiczne w bardzo dużej skali. Jego ogólny wpływ na systemy wodne opisano jako porównywalny z wpływem rolnictwa na lądzie pod względem proporcji produktywności pierwotnej systemu pozyskiwanej przez ludzi (Pauly i Christensen, 1995). Przełowienie przekształca pierwotnie stabilny, dojrzały i wydajny ekosystem. Dzieje się to na różne sposoby. Poprzez ukierunkowanie i zmniejszenie liczebności cennych drapieżników rybołówstwo głęboko modyfikuje łańcuch troficzny i przepływ biomasy (oraz energii) w całym ekosystemie. Mogą one również zmieniać siedliska, przede wszystkim poprzez niszczenie i naruszanie topografii dna i związanych z nią siedlisk (na przykład skupiska trawy morskiej i alg, rafy koralowe), oraz zbiorowiska bentosowe (denne organizmy).

Zmiany siedliska spowodowane różnymi rodzajami działalności człowieka mogą mieć charakter fizyczny (na przykład poprzez dodanie sztucznych struktur, takich jak sztuczne rafy, platformy wiertnicze, instalacje akwakultury), mechaniczny (na przykład poprzez efekt „orania” przez pogłębiarki i włoki) lub chemiczny (na przykład poprzez wstrzykiwanie składników odżywczych, pestycydów, metali ciężkich, leków, hormonów). Połowy mogą powodować zmiany w produktywności zasobów (niektóre pozytywne, inne negatywne) i wpływać na związane z nimi gatunki. Niektóre aspekty rybołówstwa mogą mieć znaczące i długotrwałe skutki, na przykład: destrukcyjne techniki połowowe z użyciem dynamitu czy cyjanków lub nieodpowiednie praktyki połowowe (na przykład trałowanie

w niewłaściwym siedlisku), zanieczyszczenia pochodzące z zakładów przetwórstwa rybnego, stosowanie czynników chłodniczych zubożających warstwę ozonową, wyrzucanie do morza plastikowych śmieci, które mogą zaplątać się w zwierzęta morskie lub zostać połknięte przez żółwie, utrata narzędzi połowowych mogąca prowadzić do połowów typu *ghost fishing*, brak selektywności mający wpływ na gatunki pokrewne i zależne skutkujący marnotrawnymi praktykami odrzutu, śmiertelnością młodych osobników, dodatkowym zagrożeniem dla gatunków zagrożonych i tym podobne. Źle zarządzana marikultura na dużą skalę może uszkodzić przybrzeżne tereny podmokłe i ekosystemy przybrzeżne, często wykorzystywane jako tarliska przez kluczowe zasoby połowowe, a także przyczynić się do zanieczyszczenia ekosystemu pozostałościami żywności, odpadami, antybiotykami, hormonami, chorobami i gatunkami obcymi. Narzędzia połowowe mogą zmienić żywe i nieożywione środowisko, w którym żyje cel połowów i inne powiązane zasoby (Lewison i in., 2004). Szkody dla środowiska mogą wynikać z samego charakteru technologii połowowej (na przykład przy stosowaniu dynamitu lub trucizny) lub z niewłaściwego stosowania dopuszczalnego skądinąd narzędzia (na przykład stosowanie włóków na rafach koralowych lub w skupiskach trawy morskiej). Używanie dynamitu i innych materiałów wybuchowych do „łowienia na wyrwyki” jest nadal powszechne w niektórych częściach Azji, Afryki, Karaibów i południowego Pacyfiku. Stosunkowo mały materiał wybuchowy (wielkości butelki po piwie) jest w stanie zniszczyć trzymetrowy okrągły obszar koralowców kamiennych (Goñi, 1998). Praktyki te są zazwyczaj oficjalnie zakazane przez regulacje i prawa dotyczące rybołówstwa, ale często utrzymują się, ponieważ ludzie w nie zaangażowani mają niewiele alternatywnych źródeł utrzymania, o ile mają je w ogóle. Wpływ na siedlisko zależy od rodzaju narzędzi i osadów. Z jednej strony wysoce dynamiczne, miękkie dno (na przykład gruby piasek, wydmy hydrauliczne) może doznać ograniczonych szkód, nawet jeśli jest eksploatowane przez ciężkie (w tym hydrauliczne) pogłębiarki. Z drugiej strony stabilne, twarde i wysoce ustrukturyzowane siedliska (takie jak rafy koralowe, skupiska trawy morskiej, skupiska gąbek) będą łatwo ulegać uszkodzeniom. Dobrze udokumentowanym przykładem jest stosowanie nowoczesnych narzędzi połowowych ciągnionych (włoki i dragi), które spowodowały między innymi zniszczenie skupisk trawy morskiej (*Posidonia oceanica*) w Morzu Śródziemnym oraz zniszczenie siedliska ostryg (*Cassostrea virginica*) w zatoce Chesapeake (Goñi, 1998). Uszkodzenia są również związane z częstotliwością połowów, masą narzędzi i olinowaniem. Dodanie ciężkich

łańcuchów kleszczowych do liny dennej włoka zwiększa ścieranie dna i zmętnienie (Kaiser i in., 1996 i 1998; Dayton i in., 1995), podczas gdy dodanie rolek je zmniejsza. Stosowanie cyjanku sodu do połowu tropikalnych ryb morskich na potrzeby handlu akwarystycznego na Filipinach doprowadziło do zniszczenia siedliska rafy koralowej oraz spadku liczebności ryb akwariowych i spożywczych.

4. Wnioskowanie statystyczne na podstawie wybranych czynników produkcyjnych, społecznych, środowiskowych i ekonomicznych

W Tabeli 15 przedstawiono przeciętną wielkość połowu w przeliczeniu na jednego rybaka, przeciętne zużycie energii na tonę połowu oraz wygenerowaną wielkość emisji na tonę połowu.

Tabela 15. Zestawienie wielkości przeciętnego połowu na jednego rybaka, przeciętnego zużycia energii i przeciętnej wygenerowanej emisji na tonę połowu dla lat 2009-2020

Jednostka decyzyjna	Przeciętny połów na rybaka (tony na osobę)	Zużycie energii na tonę połowu (litry paliwa na tonę połowu)	Wygenerowana emisja na tonę połowu (tony wyemitowanego ekwiwalentu CO ₂ na tonę połowu)
Belgia	65,78	1,73	0,86
Bułgaria	5,52	0,27	0,16
Chorwacja	7,99	0,35	0,51
Dania	518,57	0,13	0,07
Estonia	40,61	0,05	0,03
Finlandia	102,25	0,10	0,06
Francja	34,05	0,68	0,38
Grecja	2,80	1,49	1,45
Hiszpania	27,87	0,69	0,35
Irlandia	72,66	0,34	0,17
Holandia	187,47	0,46	0,21
Litwa	189,67	0,32	0,14
Łotwa	144,47	0,04	0,03
Niemcy	140,69	0,18	0,09
Polska	73,87	0,09	0,05
Portugalia	11,86	0,49	0,32
Rumunia	9,97	0,13	0,11
Szwecja	118,21	0,26	0,14
Włochy	7,36	1,83	1,02
Wielka Brytania	54,34	0,43	0,23
UE 20 średnia	90,80	0,50	0,32

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych STECF, Eurostatu, Figis FAO i danych OECD

Największy przeciętny połów na jednego rybaka w badanym okresie został odnotowany w Danii (ponad 518 ton). Najmniejszy odnotowano zaś w Grecji (niecałe 3 tony). Przeciętnie dla badanych krajów było to niemal 91 tony. Największą wartość konsumpcji energii na tonę połowu odnotowano we Włoszech (1,8 tysiąca euro), najmniej na Łotwie (40 euro), a przeciętnie wartość ta wynosiła 470 euro. Jak widać, największy wzrost poziomu połowów ryb między 2009 a 2020 rokiem (ponad ośmiokrotny) osiągnęła Rumunia. Wzrost odnotowano również w: Bułgarii, Francji, Chorwacji i Wielkiej Brytanii. Największy spadek odnotowano natomiast na Łotwie.

Tabela 16. Wskaźniki nominalnego tempa wzrostu efektów i nakładów dla poszczególnych krajów dla roku 2020 (rok 2009 = 100%)

Jednostka decyzyjna	O1	O2	I1	I2	I3	I4
	wielkość połowu (t)	emisja gazów cieplarnianych (t)	tonaż (GT)	liczba pracowników	koszty energii (tys. €)	konsumpcja energii (l)
Belgia	78%	75%	86%	77%	62%	66%
Bułgaria	120%	135%	78%	147%	124%	181%
Chorwacja	110%	196%	22%	27%	6%	98%
Dania	60%	72%	101%	73%	113%	112%
Estonia	71%	83%	122%	69%	82%	61%
Finlandia	73%	87%	90%	87%	56%	64%
Francja	117%	95%	96%	79%	83%	73%
Grecja	59%	38%	79%	67%	232%	56%
Hiszpania	83%	85%	74%	82%	52%	79%
Holandia	77%	65%	77%	91%	80%	76%
Irlandia	87%	58%	98%	60%	119%	117%
Litwa	55%	178%	72%	68%	96%	130%
Łotwa	35%	58%	53%	32%	43%	60%
Niemcy	74%	78%	82%	79%	61%	73%
Polska	88%	71%	91%	89%	81%	84%
Portugalia	84%	112%	83%	75%	76%	72%
Rumunia	937%	190%	87%	152%	832%	1529%
Szwecja	75%	59%	38%	71%	99%	153%
Wielka Brytania	107%	114%	95%	99%	135%	86%
Włochy	54%	64%	2781%	73%	5495%	56%
UE 20 średnia	122%	96%	215%	80%	396%	161%

Źródło: opracowanie własne na podstawie danych STECF, Eurostatu, Figis FAO i danych OECD

W przypadku emisji gazów cieplarnianych największy wzrost odnotowano w Chorwacji (96%), a także: w Rumunii, na Litwie, w Bułgarii, Wielkiej Brytanii i Portugalii. Największe

spadki odnotowano w Grecji (niemal o 40%). Pod względem wygenerowanej emisji ekwiwalentu CO₂ na tonę połowu najwyższy wynik osiągnęła Grecja (1,45 tony), następnie Włochy (1,02) i Belgia (0,86), a najniższy: Finlandia (0,06), Polska (0,05) oraz Estonia i Łotwa (po 0,03 tony emisji ekwiwalentu CO₂ na tonę połowu). Ponownie najniższe wartości zaobserwowano w krajach poławiających na Morzu Bałtyckim. W Tabeli 16 przedstawiono wskaźniki nominalnego tempa wzrostu dla wielkości efektów i nakładów w 2020 roku względem roku 2009 z podziałem na jednostki decyzyjne. Wzrost tonażu GT w 2020 roku w porównaniu do 2009 roku odnotowano: we Włoszech, w Estonii i Danii (minimalny, o 1%), a największy spadek w Chorwacji. Zdecydowana większość krajów redukuje wielkość tonażu GT, czego najbardziej prawdopodobną przyczyną jest regularny spadek wielkości połowów w badanym okresie. Jedyne kraje, które odnotowały wzrost w liczbie zatrudnionych rybaków, to Rumunia i Bułgaria, największy spadek odnotowano natomiast w Chorwacji. Ponownie sytuacja ta najprawdopodobniej wynika z redukcji wielkości połowów. Z kolei redukcje w wielkości zarówno tonażu GT, jak i liczby rybaków są powiązane – mniejsza flota wymaga do utrzymania mniejszej liczby rybaków. Najwyższe wartości wskaźnik tempa wzrostu kosztów paliwa odnotowano w Rumunii. Wartości dodatnie odnotowano również w: Grecji, Wielkiej Brytanii, Bułgarii, Irlandii i Danii. Kraje z dodatnim wskaźnikiem tempa wzrostu w badanym okresie odnośnie do konsumpcji paliwa w sektorze rybołówstwa to natomiast kolejno: Rumunia, Bułgaria, Szwecja, Litwa, Irlandia i Dania. Największy spadek obu wartości odnotowano w Grecji i we Włoszech, które poławiają na Morzu Śródziemnym. Biorąc pod uwagę fakt, że wielkości zużycia paliwa i kosztów poniesionych przy jego nabyciu są powiązane, powtarzanie się krajów w obu grupach odnotowujących zmiany w tych wielkościach nie powinno dziwić.

Celem powyższego rozdziału było przybliżenie pod względem ilościowym i jakościowym połowów krajów Unii Europejskiej oraz przejrzenie oddziaływań i konsekwencji działalności sektora rybołówstwa na obszar środowiskowy i społeczny. Na podstawie obecnie funkcjonującego Programu Europejskiego Funduszu Morskiego, Rybackiego i Akwakultury i jego celów dokonano przekroju najważniejszych obecnych kwestii dotyczących poszczególnych krajów – beneficjentów. Kraje UE skupiają się w głównej mierze na promowaniu skutecznej kontroli i egzekwowaniu przepisów dotyczących rybołówstwa, w tym na walce z nielegalnymi, nieraportowanymi i nieuregulowanymi połowami, poza tym

zależy im na wiarygodnych danych potrzebnych do podejmowania decyzji opartych na wiedzy, na przetwarzaniu i wprowadzaniu do obrotu produktów rybołówstwa i akwakultury (co przyczynia się do bezpieczeństwa żywnościowego w Unii Europejskiej), a także na promowaniu zrównoważonych działań w zakresie akwakultury, w szczególności wzmocnieniu konkurencyjności jej produkcji, przy jednoczesnym zapewnieniu, że działania te są zrównoważone środowiskowo w perspektywie długoterminowej. W literaturze podkreślone jest nie tylko oddziaływanie ogólne rybołówstwa (zwykle negatywne) na ekosystemy morskie czy na całe ożywione i nieożywione środowisko, ale również oddziaływania zewnętrzne na samo rybołówstwo – zrzuty ścieków i chemikaliów z produkcji rolnej zanieczyszczają wodę morską, co ma wpływ na liczebność organizmów morskich. Na potrzeby badania, na podstawie przeglądu literatury, wyróżniono sześć ważnych czynników: połowy, emisje gazów cieplarnianych, tonaż brutto, liczba rybaków, koszty energii i konsumpcja energii. Zdecydowana większość z nich cechuje się ujemnym tempem wzrostu. Wspomniane czynniki w kolejnym rozdziale zostały poddane obwiedniowej analizie danych.

Rozdział IV

Poziom i dynamika ekoefektywności rybołówstwa oraz jej uwarunkowania w wybranych krajach UE w latach 2009-2020

1. Obwiedniowa analiza danych

W niniejszym rozdziale opisano wyniki przeprowadzonej obwiedniowej analizy danych za pomocą dwóch modeli: radialnego i hybrydowego. Celem badania było obliczenie wskaźników ekoefektywności (*efficiency score*). Na początku dokonano obliczeń opartych na podstawowym modelu – radialnym. Na tym etapie w wynikach otrzymano dużą liczbę obserwacji, dla których różnice były relatywnie niewielkie. Ponadto należy podkreślić powiązanie dwóch z czterech użytych w modelach nakładów: kosztów wykorzystanego paliwa oraz ilości skonsumowanego paliwa. W związku z powyższymi dwoma przesłankami zdecydowano o przeprowadzeniu drugiego badania za pomocą hybrydowego modelu DEA z nadefektywnością, który w swoich założeniach uwzględnia, że część zmiennych może mieć charakter radialny, a część nieradialny. Następnie zostały przybliżone wybrane na podstawie przeglądu literatury możliwe determinanty luzów, czyli bezpośrednie źródła nieefektywności rybołówstwa morskiego w badanych krajach Unii Europejskiej. Kolejnym krokiem było przeprowadzenie analizy tobitowej wpływu determinant na poziom luzów dla efektów i nakładów. Pod koniec rozdziału zostały zaprezentowane wnioski z całego badania.

1.1 Model radialny

Na podstawie uprzednio przeprowadzonej selekcji czynników przeprowadzono obwiedniową analizę danych na parametrach opisanych w Tabeli 17.

Tabela 17. Założenia przyjęte w modelu radialnym

Szczegóły modelu		Kod czynnika	Czynnik
Liczba badanych okresów	12	O1	połowcy w tonach (<i>good output</i>)
Liczba jednostek decyzyjnych (krajów)	20	O2	emisja gazów cieplarnianych w sektorze rybołówstwa (<i>bad output</i>)
Liczba efektów	2	I1	tonaż brutto
Liczba nakładów	4	I2	liczba rybaków
Model	Nieorientowany, ze zmiennymi efektami skali (VRS)	I3	koszty energii (tys. €)
		I4	konsumpcja energii (tys. l)

Źródło: opracowanie własne

Przez wzgląd na fakt, że obliczenia dla modelu są przeprowadzane dla każdego roku osobno oraz że obliczone wartości dla Wielkiej Brytanii w każdym z badanych lat znajdowały się w znacznej odległości od wartości granicznych (granicy efektywności), założono, że przeprowadzenie analizy w roku 2020 bez Wielkiej Brytanii nie powinno znacząco wpłynąć na otrzymane ogólne wyniki.

W Tabeli 18 zostały przedstawione średnie wartości wykorzystanych zmiennych w badanym okresie dla każdego badanego kraju. Przeciętnie przez cały badany okres największe połowy uzyskały: Hiszpania, Dania, Wielka Brytania, Francja i Holandia, zaś najmniejsze: Słowenia, Cypr, Rumunia i Malta (kraje poławiające na obszarach 37 – Morze Czarne i Morze Azowskie i 34 – Morze Śródziemne). Dominacja Hiszpanii pod względem połowów najprawdopodobniej wynika z jej szerokiego dostępu do poniższych obszarów połowowych:

- FAO 34 – Morze Śródziemne, gdzie Hiszpania ma znaczącą działalność rybacką i połowową,
- FAO 27 – a dokładniej obszar 27.8 -Zatoka Biskajska,
- FAO 37 – obszar Morza Czarnego i Morza Azowskiego, gdzie Hiszpania może prowadzić działalność rybacką, choć nie jest to tak istotny obszar rybołówstwa dla tego kraju, jak obszary morskie wokół Półwyspu Iberyjskiego i Wysp Kanaryjskich,
- FAO 87 – regiony Oceanu Atlantyckiego, w których Hiszpania również prowadzi połowy.

Pod względem emisji gazów cieplarnianych dominują kraje o wysokich połowach: Hiszpania, Francja, Wielka Brytania, Włochy. Z kolei najniższe wartości odnotowują państwa o najmniejszych połowach: Słowenia, Bułgaria, Cypr czy Malta. Największym przeciętnym tonażem brutto mogą pochwalić się Hiszpania, Wielka Brytania i Francja, zaś najmniejszy odnotowano w Słowenii, Rumunii i na Cyprze. Najwięcej zatrudnionych osób w sektorze jest w krajach basenu Morza Śródziemnego – są to Hiszpania, Włochy, Grecja i Francja (zaraz za odstającą od tej prawidłowości Portugalią). Przeciętnie w badanym okresie najmniejszą liczbę rybaków odnotowano: w Słowenii, Belgii, Rumunii i na Litwie. Największe koszty związane z paliwem przeciętnie odnotowywały: Hiszpania, Francja i Wielka Brytania, zaś najniższe: Słowenia, Rumunia i Bułgaria. Podobnie prezentuje się zestawienie przeciętnej

konsumpcji paliwa w badanym okresie – największe zużycie występowało w Hiszpanii, Włoszech i Francji, a najmniejsze w Słowenii, Rumunii i Bułgarii.

Tabela 18. Średnie wartości dla efektów (wielkości połowu, emisji gazów cieplarnianych) oraz nakładów (tonażu, liczby pracowników, kosztów energii i konsumpcji energii) dla poszczególnych jednostek decyzyjnych w latach 2009–2020*

Jednostka decyzyjna	O1 wielkość połowu (t)	O2 emisja gazów cieplarnianych (t)	I1 tonaż GT	I2 liczba pracowników (osoby)	I3 koszty energii (tys. €)	I4 konsumpcja energii (litry)
Belgia	23 119	162 181	14 268	355	19 661	40 449
Bułgaria	8 522	3 208	6 666	1 598	1 368	2 417
Chorwacja	68 062	44 298	61 583	8 450	32 468	24 124
Dania	736 573	374 432	67 568	1 406	47 900	94 247
Estonia	76 262	109 086	14 688	1 848	2 154	3 469
Finlandia	140 057	136 377	16 188	1 389	8 222	14 483
Francja	477 908	1 032 598	173 137	13 942	177 509	322 729
Grecja	68 268	122 164	76 203	24 200	95 969	101 075
Hiszpania	935 473	2 161 807	364 779	33 897	315 794	647 325
Holandia	375 578	535 786	136 412	2 026	78 533	176 790
Irlandia	248 178	72 324	64 995	3 422	43 431	86 764
Litwa	108 537	74 632	40 509	570	14 891	36 186
Łotwa	115 368	36 888	28 563	810	3 142	5 279
Niemcy	225 062	29 014	62 859	1 586	20 490	40 897
Polska	189 783	492 124	33 655	2 561	9 068	16 419
Portugalia	189 228	330 673	94 235	16 009	59 729	92 340
Rumunia	3 856	85 454	1 168	386	438	536
Szwecja	189 506	115 127	19 383	1 596	26 021	51 603
Wielka Brytania	658 990	801 492	196 100	12 128	152 652	283 702
Włochy	192 534	608 232	147 446	26 503	196 497	353 560
Średnia	251 543	366 395	81 020	7 734	65 297	119 720

* dla Wielkiej Brytanii w latach 2009–2019

Źródło: Obliczenia własne

W Tabeli 19 przedstawiono średni poziom efektywności, przeciętną wielkość luzów dla poszczególnych efektów i nakładów (w %) oraz wielkość średniego proporcjonalnego przesunięcia (*proportional movement*) dla badanych krajów w latach 2009–2020, a dla Wielkiej Brytanii w latach 2009–2019. Wielkości średnich luzów to iloraz wartości średniego luzu z całego badanego okresu i średniej wielkości danego efektu/nakładu z całego badanego okresu. Najwyższe średnie wartości poziomu efektywności osiągnęły *ex aequo* Łotwa i Bułgaria. Oba kraje w tym modelu okazały się wyznacznikami (benchmarkami) dla reszty krajów w każdym z badanych lat – wskaźniki efektywności w tych krajach w każdym badanym roku równały się 1.

Tabela 19. Średni poziom efektywności, przeciętna wielkość luzów dla efektów i nakładów oraz wielkość średniego proporcjonalnego przesunięcia dla badanych krajów w latach 2009–2020 (model radialny)*

Jednostka decyzyjna	Średni poziom efektywności	I1 tonaż	I2 liczba pracowników	I3 koszty energii	I4 konsumpcja energii	O1 wielkość połówów	O2 emisje gazów cieplarnianych	Średnie proporcjonalne przesunięcie
Bułgaria	1,000	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
Łotwa	1,000	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
Niemcy	0,972	-0,91%	-0,88%	0,00%	-0,94%	0,00%	0,00%	-1,49%
Estonia	0,950	0,00%	-18,17%	-5,01%	0,00%	0,00%	-12,68%	-2,75%
Dania	0,928	-3,21%	0,00%	-10,00%	-4,43%	0,00%	-1,35%	-3,93%
Rumunia	0,926	0,00%	-0,35%	-3,38%	-2,46%	0,00%	-3,24%	-4,24%
Szwecja	0,921	0,00%	-0,50%	-12,37%	-17,22%	0,00%	0,00%	-4,36%
Hiszpania	0,900	-10,41%	-15,36%	-0,61%	-13,78%	0,00%	-3,03%	-5,69%
Finlandia	0,891	0,00%	-10,83%	-12,77%	0,00%	0,00%	-3,91%	-5,89%
Belgia	0,844	-39,38%	0,00%	-56,81%	-52,89%	0,00%	-28,97%	-8,79%
Litwa	0,843	-25,44%	0,00%	-19,67%	-25,76%	4,67%	-0,05%	-8,99%
Polska	0,838	0,00%	-26,75%	-6,43%	0,00%	0,00%	-44,09%	-9,17%
Irlandia	0,781	0,00%	-28,09%	-33,34%	-28,42%	0,00%	0,00%	-12,80%
Wielka Brytania	0,527	-21,08%	-34,10%	-19,25%	-19,19%	0,00%	0,00%	-31,47%
Chorwacja	0,383	-8,70%	-37,56%	-23,43%	-6,24%	0,00%	0,00%	-46,34%
Holandia	0,354	-17,25%	0,00%	-13,10%	-16,34%	0,00%	-1,68%	-47,86%
Portugalia	0,237	0,00%	-30,72%	-10,68%	-2,22%	0,00%	-0,26%	-61,83%
Francja	0,225	-0,17%	-23,64%	-12,74%	-7,52%	0,00%	-0,30%	-63,29%
Włochy	0,201	0,00%	-15,51%	-12,34%	-10,17%	0,00%	0,00%	-70,83%
Grecja	0,185	-0,22%	-25,63%	-22,15%	-16,24%	0,00%	0,00%	-69,00%
Średnia	0,696	-6,28%	-13,32%	-13,68%	-11,16%	0,23%	-5,00%	-22,90%

* dla Wielkiej Brytanii w latach 2009–2019

Źródło: opracowanie własne na podstawie obliczeń przeprowadzonych w Max Dea

Następne najwyższe wartości poziomu efektywności osiągnęły: Niemcy, Estonia i Dania, a najniższe: Francja, Włochy i Grecja. Przeciętny poziom dla całej badanej grupy to 0,696. Największe średnie proporcjonalne przesunięcie odnotowano dla Włoch (70,83%). Oznacza to, że aby Włochy były w stanie osiągnąć tak zwaną słabą efektywność (*weak efficiency*)², powinny zredukować wielkości nakładów i złych efektów proporcjonalnie aż o 70,83%, a także zwiększyć efekt o taką samą procentową wartość. Poza krajami benchmarkami (Łotwa i Bułgaria) najmniejsze możliwe proporcjonalne przesunięcie powinno

² Tzw. słaba efektywność oznacza, że jednostka jest efektywna (znajduje się na granicy technologicznej, a wartość wskaźnika efektywności wynosi 1), ale wciąż możliwa jest optymalizacja nakładów i/lub efektów poprzez eliminację luzu (slack movement).

być zaimplementowane w: Niemczech (1,49%), Estonii (2,75%) i Danii (3,93%), jednakże aby jednostka decyzyjna osiągnęła stan tak zwanej silnej efektywności (*strong efficiency*), poza wdrożeniem wielkości proporcjonalnego przesunięcia powinna ona także zredukować istniejące luzy. Spośród badanych krajów jedyne w przypadku Litwy zdiagnozowano dodatkową przestrzeń na powiększenie swoich całkowitych połowów – na poziomie 4,67% (luz dla wielkości połowów). Dla poszczególnych nakładów i negatywnego efektu (emisja) luzy przyjmują już różne wartości. W przypadku emisji gazów cieplarnianych największy relatywny potencjał do dodatkowej ich redukcji (poza redukcją o wielkość proporcjonalnego przesunięcia) zidentyfikowano w przypadku Polski (na poziomie ponad 44,9% swoich obecnych emisji) oraz Belgii (niemal 29%). Ponadto w celu osiągnięcia tak zwanej silnej efektywności Belgia powinna zredukować zarówno zużycie paliw, jak i koszty energetyczne w najwyższym stopniu względem reszty krajów (odpowiednio średnio o 52,89% i 56,81%), a także wielkość swojej floty o ponad 39%. Największą redukcję w liczbie osób zatrudnionych powinna natomiast przeprowadzić Chorwacja (prawie o 38%).

Tabela 20 zawiera informacje na temat dynamiki ekoefektywności w badanych krajach (średnie geometryczne wskaźnika Malmquista, MI) wraz z jego dekompozycją na zmianę efektywności (EC) i zmianę technologiczną (TC). Wartość MI jest wskaźnikiem produktywności (*the rate of productivity change*, tu: ekoefektywności). Jest on iloczynem zmian efektywności technicznej (*technical efficiency change*, EC) i postępu technicznego (*technical progress*, TC). Średnia wartość MI dla badanej grupy krajów wyniosła 1,022, co oznacza, co do zasady, wzrost poziomu ekoefektywności w krajach UE. Wartość liczbowa oznacza, że wskaźnik ekoefektywności w badanej grupie poprawiał się średnio o 2,2% w skali roku. Najwyższe wartości wskaźnik MI osiągnął: w Rumunii (przeciętnie niemal 16% w skali roku), na Łotwie (ponad 14%), w Bułgarii (6,6%), na Litwie (niemal 6%) i w Szwecji (5,7%), a najniższe kolejno w: Holandii, Wielkiej Brytanii, Portugalii i Hiszpanii oraz we Włoszech (najniższa wartość: -17,7%). W tych pięciu badanych krajach przeciętna wartość MI była poniżej poziomu 1,0, co oznacza, że w okresie badawczym odnotowywano pogorszenie się poziomu ekoefektywności. Postęp techniczny (TC) wynikający z wpływu czynników zewnętrznych przeciętnie wyniósł 1,047 (4,7% w skali roku), a najwyższe wartości osiągnął: w Rumunii (ponad 20% w skali roku), na Łotwie (14%), Litwie (7,7%), w Bułgarii (6,6%) oraz Niemczech (4,7%).

Tabela 20. Średnie wartości dynamiki ekoefektywności (MI) i jej komponentów (EC i TC) dla badanych krajów w latach 2009–2020*

Jednostka decyzyjna	MI średnie (wskaźnik produktywności)	EC średnie (efektywność techniczna)	TC średnie (postęp techniczny)
Rumunia	1,159	0,964	1,203
Łotwa	1,141	1,000	1,141
Bułgaria	1,066	1,000	1,066
Litwa	1,058	0,982	1,077
Szwecja	1,057	1,021	1,035
Belgia	1,040	1,031	1,009
Niemcy	1,036	0,989	1,047
Dania	1,029	0,992	1,037
Finlandia	1,024	1,005	1,019
Francja	1,021	0,989	1,033
Grecja	1,019	0,998	1,021
Chorwacja	1,013	0,982	1,032
Polska	1,010	1,000	1,010
Irlandia	1,002	0,970	1,033
Estonia	1,001	0,980	1,021
Holandia	0,995	0,963	1,033
Wielka Brytania	0,991	0,958	1,034
Portugalia	0,983	0,953	1,031
Hiszpania	0,977	0,956	1,022
Włochy	0,823	0,800	1,029
Średnia	1,022	0,977	1,047
Mediana	1,020	0,986	1,033

* dla Wielkiej Brytanii w latach 2009–2019

Źródło: opracowanie własne na podstawie obliczeń przeprowadzonych w Max Dea

Komponent ten obrazuje wdrażanie postępu technicznego z zewnątrz, co jest zobrazowane przesuwaniem się granicy technologicznej. Najniższe wartości TC osiągnął zaś w: Estonii, Grecji, Finlandii, Polsce oraz Belgii (niecałe 1%). Jak widać, wartości TC są zawsze większe od 1. Wynika to z faktu przyjętego założenia modelu o braku możliwości regresu technologicznego, które omówione zostało w części metodycznej pracy. Wynikający z wpływu czynników wewnętrznych poziom zmiany efektywności (EC) wyniósł natomiast średnio dla całej badanej grupy 0,977, co oznacza w perspektywie całej grupy przeciętnie spadek o 2,3% rocznie. Taki wynik świadczy o pogarszającej się racjonalności/skuteczności wykorzystania zasobów. Najwyższe wartości EC zostały osiągnięte w: Belgii (3,1%), Szwecji

(2,1%) i Finlandii (0,5%), a najniższe w: Holandii, Wielkiej Brytanii, Hiszpanii, Portugalii i Włoszech (spadek na poziomie 20% rocznie w przypadku Włoch). Wysoka wartość komponentu EC dla krajów o przeciętnej wielkości połowów może wynikać z faktu poławiania na względnie zamkniętych akwenach: Morzu Bałtyckim (Łotwa, Litwa, Szwecja) i Morzu Czarnym (Rumunia i Bułgaria). Kraje mające dostęp do tych akwenów nie mają możliwości poszerzania zasięgu połowu (zwiększania zużycia paliwa i zwiększania kosztów wykorzystanego paliwa). Hipotezę tę potwierdzałby fakt występowania najniższych komponentów EC w przypadku krajów mających znacznie większe zasięgi do poławiania ryb i owoców morza (Hiszpania i Portugalia – Morze Śródziemne, Atlantyk; Wielka Brytania – Atlantyk). Temu założeniu jednakże przeczą Włochy, które osiągnęły najniższy poziom wskaźnika produktywności spośród wszystkich badanych krajów, choć również operują wyłącznie na zamkniętym akwenie (Morze Śródziemne). Wynikać to może jednak z charakterystyki włoskiej floty – jest drugą najliczniejszą wśród badanych krajów, a także drugą najstarszą pod względem przeciętnego wieku łodzi. 15 na 20 krajów osiągnęło dodatni wskaźnik produktywności, mediana zaś wynosi 2% w skali roku, co oznacza, że połowa badanych krajów osiągnęła średnioroczny wzrost MI co najmniej na poziomie 2%.

W Tabeli 21 przedstawiono średnie poziomy dynamiki ekoefektywności dla krajów z dodatnim i ujemnym przeciętnym tempem ekoefektywności.

Tabela 21. Średnie poziomy dynamiki ekoefektywności dla krajów z dodatnim i ujemnym przeciętnym tempem ekoefektywności

Jednostka decyzyjna	MI średnie (wskaźnik produktywności)	EC średnie (efektywność techniczna)	TC średnie (postęp techniczny)
Średnie	1,022	0,977	1,047
MI > 1	1,045	0,994	1,052
MI < 1	0,954	0,926	1,030
Mediana	1,020	0,986	1,033

Źródło: opracowanie własne na podstawie obliczeń przeprowadzonych w Max Dea

Przeciętnie dla wszystkich krajów MI wyniosło 1,022, EC 0,977 a TC 1,047. Oznacza to, że w całej badanej grupie przeciętnie czynniki związane z technologią przyczyniają się w większym stopniu do wzrostu poziomu ekoefektywności. Ponadto kraje podzielono na grupy z dodatnim oraz ujemnym MI. Grupa krajów o zwiększającym się poziomie ekoefektywności osiągnęła wartość MI na średnim poziomie 1,045 (wzrost na poziomie niemal 4,5% rocznie), a o zmniejszającym się poziomie – 0,954 (spadek na poziomie niemal

5% rocznie). Różnica w średniej dynamice efektywności technicznej (EC) pomiędzy tymi grupami jest wyższa (6,8 p. proc.) niż w przypadku średniej dynamiki postępu technicznego (TC) (2,2 p. proc.). Podane wartości można zinterpretować w następujący sposób: na różnice w ekoefektywności pomiędzy tymi dwiema grupami krajów większy wpływ mają czynniki wewnętrzne – indywidualne dla każdego kraju – niż ogólnie przyjęty poziom rozwoju technologicznego w sektorze rybołówstwa morskiego. Wzrost poziomu ekoefektywności dla całej grupy badanych krajów jest natomiast napędzany w większym stopniu przez wdrażanie postępu technicznego i przesunięcie się granicy technologicznej. Dlatego też na problem zwiększania poziomu ekoefektywności w sektorze rybołówstwa należy patrzeć holistycznie – w ujęciu całościowym ważne są restrukturyzacja techniczna oraz inwestycje w przemysł i narzędzia wspólne dla grupy, zaś w ujęciu indywidualnym (na poziomie krajowym) specyficznie zaadresowane inwestycje w poszczególne czynniki charakterystyczne dla danych państw.

1.2 Hybrydowy model z superefektywnością

Drugi wykorzystany model to tak zwana hybrydowa obwiedniowa analiza danych z metodą miary opartej na luzach (*slack-based measure*, SBM) z nadefektywnością. Metoda ta ma dwie istotne zalety w porównaniu z podstawowym modelem DEA. Po pierwsze, w standardowym modelu DEA dość często zdarza się, że wysoki odsetek DMU jest uznawany za efektywny. We wcześniej analizowanym modelu bez nadefektywności wskaźnik efektywności równy 1 wystąpił w 68 rekordach na 480 obserwacji (w 20 krajach w ciągu 12 lat, 14% wszystkich rekordów). Względna pozycja tych DMU na granicy technologicznej (frontierze) nie jest jednak taka sama. W modelu z nadefektywnością możliwe jest porównanie i uszeregowanie obiektów zidentyfikowanych jako w pełni efektywne w standardowym modelu DEA. W praktyce wyniki efektywności mogą być wyższe niż 1, a dla każdego DMU zidentyfikowanego jako efektywny konstruowana jest sztuczna granica technologiczna, z wyłączeniem danego DMU. Następnie dany DMU jest porównywany z tą sztuczną granicą i w przypadku, gdy jest położony powyżej niej, jego efektywność jest obliczana jako większa niż 1. Im większa wartość wskaźnika (czyli im dalej jednostka znajduje się od hipotetycznej granicy z wyłączeniem tej jednostki), tym lepsza relatywna pozycja danego efektywnego DMU. W praktyce może dojść do sytuacji, w której dany DMU mógłby nawet zwiększyć któryś z nakładów (lub niepożądanych efektów) albo zmniejszyć pożądany

efekt, a i tak pozostałby efektywny. Innymi słowy, dane efektywne DMU ma przestrzeń do zwiększenia nakładu (lub złego efektu) albo ograniczenia dobrego efektu. Taka jednostka może mieć zatem dodatnią wartość luzu dla nakładu (lub złego efektu) albo ujemną wartość dla dobrego efektu. Nie oznacza to jednak, że taka jednostka powinna zwiększyć nakłady (lub złe efekty) lub zmniejszyć poziom dobrych efektów, a jedynie, że gdyby takie zdarzenie miało miejsce (w granicach wyznaczonych przez luzy), to wskaźnik efektywności dalej będzie wynosił co najmniej 1.

Drugą zaletą przyjętego modelu jest to, że pozwala on na rozróżnienie między zmiennymi, które powinny być traktowane jako radialne (ich wartości zmieniają się proporcjonalnie), jak w standardowym DEA, a zmiennymi, które mogą zachowywać się niezależnie (jak w nieradialnych modelach opartych na luzach). Zastosowanie podejścia hybrydowego jest zatem bardziej elastyczne – nie narzuca, że wszystkie zmienne powinny być traktowane w ten sam sposób. W niniejszym badaniu założono, że zmienne I3 i I4 są skorelowane (mają charakter radialny). Wynika to z założenia o powiązaniu ilości zużytego paliwa i kosztów zużytego paliwa. Zmienne I1 i I2 oraz efekty (pożądany i niepożądany) zostały zachowane jako nieradialne. W tym miejscu należy podkreślić, że luzy w nieradialnych komponentach modelu hybrydowego są rozumiane inaczej niż w modelu radialnym. Nie mają charakteru resztowego (jak w modelu radialnym, czyli takim, w którym najpierw występuje przesunięcie proporcjonalne), tylko cała potencjalna przestrzeń do zmian utożsamiana jest z luzem. W ujęciu procentowym luz dla każdej zmiennej jest więc niezależny. Dla zachowania porównywalności luzy dla dwóch zmiennych radialnych zostały przekształcone zgodnie z formułą zaprezentowaną w rozdziale II.

W Tabeli 22 zaprezentowano średni poziom efektywności oraz przeciętną wielkość luzów dla efektów i nakładów w badanym okresie dla poszczególnych krajów. Państwa posortowano od najwyższego do najniższego przeciętnego poziomu efektywności w badanym okresie. Wartości średnich luzów były obliczone w sposób analogiczny, jak w modelu radialnym w Tabeli 19, a więc ponownie jest to iloraz wartości średniego luzu z całego badanego okresu i średniej wielkości danego efektu/nakładu z całego badanego okresu.

Tabela 22. Średni poziom efektywności, przeciętna wielkość luzów efektów (wielkości połowów, emisji gazów cieplarnianych) i nakładów (tonażu, liczby pracowników, kosztów energii, konsumpcji energii) dla badanych krajów w latach 2009–2020*

Jednostka decyzyjna	Poziom efektywności	I1 tonaż brutto GT	I2 liczba pracowników	I3 koszty energii	I4 konsumpcja energii	O1 wielkość połowów	O2 emisje gazów cieplarnianych
Rumunia	2,415	58,0%	18,5%	-11,4%	-9,4%	7,9%	-13,2%
Łotwa	1,157	1,3%	17,4%	-10,1%	-6,6%	-17,7%	0,0%
Bułgaria	1,033	7,4%	0,0%	-12,2%	-12,9%	-0,3%	0,7%
Niemcy	0,998	-2,8%	-4,1%	-20,0%	-15,8%	-8,4%	-2,7%
Dania	0,934	-10,2%	-5,7%	-16,9%	-6,8%	-10,5%	-9,1%
Estonia	0,831	0,1%	-31,2%	-11,9%	-0,2%	-4,0%	-25,4%
Szwecja	0,757	-1,3%	-23,8%	-20,6%	-16,9%	0,0%	-4,6%
Finlandia	0,747	1,5%	-50,6%	-17,4%	-3,6%	-0,4%	-24,7%
Litwa	0,692	-31,0%	16,9%	-14,4%	-34,0%	-2,3%	-44,1%
Hiszpania	0,604	-33,1%	-40,8%	-12,0%	-18,9%	-3,0%	-32,2%
Polska	0,558	-9,3%	-57,9%	-7,7%	0,0%	-0,5%	-72,1%
Irlandia	0,484	-30,9%	-60,3%	-14,3%	-10,8%	-1,2%	-1,7%
Belgia	0,295	-55,8%	0,1%	-16,3%	-11,4%	108,0%	-46,6%
Holandia	0,221	-76,7%	-59,2%	-6,9%	-8,6%	0,0%	-62,3%
Chorwacja	0,183	-74,5%	-90,1%	-57,4%	-6,8%	0,0%	-34,4%
Włochy	0,182	-89,8%	-88,9%	-23,1%	-10,2%	-9,0%	-68,5%
Wielka Brytania	0,172	-72,9%	-90,0%	-15,9%	-1,1%	0,0%	-59,7%
Portugalia	0,113	-69,9%	-95,2%	-18,4%	0,0%	0,0%	-77,2%
Francja	0,112	-77,9%	-93,2%	-17,3%	-0,4%	0,0%	-75,9%
Grecja	0,059	-84%	-98%	-3%	0%	0%	-44%
średnia	0,627	-33%	-42%	-18%	-9%	3%	-35%

* dla Wielkiej Brytanii w latach 2009–2019

Źródło: opracowanie własne na podstawie obliczeń przeprowadzonych w Max Dea

Najwyższy przeciętny poziom efektywności odnotowano w Rumunii, następne są Łotwa i Bułgaria, zaś najniższy poziom efektywności osiągnęły Portugalia, Francja i Grecja. Jeśli chodzi o nakłady, to największą przestrzeń do ich ograniczenia (największy średni luz) odnotowano w przypadku liczby zatrudnionych pracowników (o 42%), zaś w przypadku tonażu i emisji gazów cieplarnianych mowa o ponad 30%.. Największą redukcję w tonażu brutto GT powinny przeprowadzić Grecja (o 84%) i Włochy (o niemal 90%), zaś największy

zapas do zwiększenia swojej floty utrzymuje Rumunia (niemal 60%). Oznacza to, że nawet przy znaczącym wzroście tonażu, Rumunia byłaby nadal w pełni efektywna. W przypadku liczby pracowników, największą przestrzeń do ograniczenia ich liczby zidentyfikowano w krajach takich jak: Grecja (98%), Portugalia (95%) i Francja (93%). Największą redukcję w kosztach energii mogłaby wdrożyć Chorwacja, a w zużyciu paliwa – Litwa. W danych warunkach technologicznych Portugalia mogłaby ograniczyć emisję gazów cieplarnianych o 77%, a Francja o 76%. Wystąpiły również dodatnie wartości luzu, na przykład przy zwiększeniu wielkości tonażu brutto GT w Rumunii maksymalnie o 58%, wciąż byłaby ona efektywna. W przypadku kosztów energii nie odnotowano dodatnich wartości luzów, a w konsumpcji energii nieujemną wielkość luzu odnotowano jedynie w przypadku Polski, Portugalii i Grecji. Jak widać, obszarami wykazującymi się największą niegospodarnością w zarządzaniu badanymi czynnikami okazały się liczba pracowników, wielkość emisji gazów cieplarnianych i tonaż. Co ciekawe, przeciętny luz w przypadku wielkości połowów na poziomie 3% oznacza, że w danych warunkach technologicznych średnio można by poławiać o tyle więcej ryb i owoców morza. Przestrzeń do zwiększenia połowów jest więc w badanej grupie niewielka, choć są kraje (takie jak Belgia), gdzie luz dla wielkości połowów jest znaczący.

W Tabeli 23 opisano średnie wartości dynamiki ekoefektywności (MI) i jej komponentów (EC i TC) dla wybranych jednostek decyzyjnych w latach 2009-2020, a dla Wielkiej Brytanii w latach 2009–2019. Jak można zauważyć, najwyższą przeciętną wartość MI w modelu hybrydowym w badanym okresie osiągnęły: Chorwacja (8,6% w skali roku), następnie Szwecja (7,3%) i Belgia (3,9%), zaś najniższe: Hiszpania, Rumunia i Włochy ze średniorocznym spadkiem na poziomie ponad 28%. W przypadku zmiany efektywności technicznej (komponent EC) Chorwacja ponownie osiągnęła najwyższy wynik (6% rocznie), następnie są Belgia (2,6%) i Szwecja (2,3%), zaś najniższy wynik osiągnęły: Hiszpania, Rumunia i Włochy (w przypadku których średnioroczny spadek ponownie osiągnął poziom niemal 30%). Najwyższe wartości dla komponentu TC (postęp techniczny) osiągnęła Rumunia (11%), następnie Hiszpania (9,3%) i Estonia (5,8%), a najniższe: Włochy (1,5%), Bułgaria i Belgia (1,2%). Średni poziom dynamiki ekoefektywności w tym modelu osiągnął wartość 0,981, co oznacza jej przeciętny spadek na poziomie niemal 2% rocznie.

Tabela 23. Średnie wartości dynamiki ekoefektywności (MI) i jej komponentów (EC i TC) dla wybranych jednostek decyzyjnych w latach 2009–2020*

Jednostka decyzyjna	MI średnie (wskaźnik produktywności)	EC średnie (efektywność techniczna)	TC średnie (postęp techniczny)
Chorwacja	1,086	1,060	1,024
Szwecja	1,073	1,023	1,048
Belgia	1,039	1,026	1,012
Francja	1,028	1,012	1,016
Finlandia	1,027	0,987	1,041
Polska	1,022	0,997	1,025
Łotwa	1,016	0,977	1,041
Bułgaria	1,015	1,003	1,012
Wielka Brytania	1,008	0,988	1,020
Holandia	1,006	0,990	1,017
Irlandia	1,001	0,953	1,050
Niemcy	0,998	0,963	1,037
Estonia	0,996	0,942	1,058
Grecja	0,995	0,964	1,032
Portugalia	0,992	0,965	1,028
Dania	0,976	0,946	1,032
Litwa	0,928	0,907	1,024
Hiszpania	0,888	0,812	1,093
Rumunia	0,813	0,730	1,114
Włochy	0,714	0,703	1,015
Średnia	0,981	0,947	1,037
Mediana	1,004	0,971	1,030

* dla Wielkiej Brytanii w latach 2009–2019

Źródło: opracowanie własne na podstawie obliczeń przeprowadzonych w Max Dea

Komponent EC osiągnął wartość 0,947, co oznacza pogorszenie efektywności powiązanej z czynnikami wewnętrznymi średnio o ponad 5% w skali roku, natomiast komponent TC osiągnął poziom wzrostu 3,7% w skali roku. 11 na 20 krajów osiągnęło dodatni wskaźnik produktywności, mediana zaś wynosi 4‰ w skali roku, co oznacza, że połowa badanych krajów osiągnęła średnioroczny wzrost MI co najmniej na poziomie 4 promili.

W porównaniu ze standardowym modelem radialnym, model hybrydowy cechuje się większym zróżnicowaniem również pod względem wielkości luzów. Częściowo może to wynikać ze specyfiki użytego modelu – w modelu radialnym występują zarówno proporcjonalne przesunięcie, jak i luz, który ma charakter resztowy. W modelu hybrydowym natomiast cały potencjał zmian jest wyrażony tylko w wartości luzu, stąd mogą występować większe wartości luzów względem wartości w modelu radialnym. Znacznie więcej różnic

między wynikami dla obu modeli można zauważyć w przypadku podziału badanych państw na dwie grupy (kraje, w których obserwowano średnioroczny postęp w zakresie ekoefektywności oraz kraje, w których notowano regres). Szczegóły przedstawiono w Tabeli 24.

Tabela 24. Średnie poziomy dynamiki ekoefektywności dla krajów z dodatnim i ujemnym przeciętnym tempem ekoefektywności

Jednostka decyzyjna	MI średnie (wskaźnik produktywności)	EC średnie (efektywność techniczna)	TC średnie (postęp techniczny)
Średnie	0,981	0,947	1,037
MI > 1	1,029	1,002	1,028
MI < 1	0,922	0,881	1,048
Mediana	1,004	0,971	1,030

Źródło: Opracowanie własne na podstawie obliczeń przeprowadzonych w Max Dea

W przypadku grupy krajów, w których zanotowano przeciętny wzrost efektywności (MI większe od 1) wzrost efektywności był na poziomie niemal 3% w skali roku, natomiast w grupie krajów, w których poziom ekoefektywności ulegał zmniejszeniu zanotowano spadek na poziomie niemal 8% rocznie. Różnica między tymi grupami krajów w przypadku EC wyniosła 12 p. proc., przy czym interesujący jest fakt, że w grupie krajów z MI poniżej 1 wartości TC są przeciętnie wyższe o 2 p. proc. Można zatem wywnioskować, że państwa o niższych wartościach MI starają się nadgonić straty, korzystając z dobrodziejstw czynników zewnętrznych, a państwa o większym MI lepiej wykorzystują czynniki wewnętrzne, tzn. poprawiają racjonalność relacji między efektami i nakładami. W takiej sytuacji dostęp do międzynarodowych efektów postępu technologicznego zdaje się skutecznie pomagać w łagodzeniu różnic między krajami, choć finalnie różnice te pozostają jednak spore.

2. Analiza różnic w średnim poziomie ekoefektywności pomiędzy poszczególnymi grupami państw oraz dwoma okresami finansowania

Dla wartości efektywności obliczonych za pomocą drugiego modelu (hybrydowego) wykonano dodatkowo porównania pomiędzy wybranymi grupami państw. Do tej analizy wybrano test Z – przez wzgląd na liczne próby, które mają powyżej 50 obserwacji (obserwacją jest wynik dla konkretnego kraju w konkretnym roku). Z uwagi na brak dostępności szczegółowych danych dotyczących proporcji połowów w poszczególnych akwenach dla państw poławiających na większej liczbie akwenów niż jeden podsektor FAO,

zdecydowano o porównywaniu jedynie grup o homogenicznych połowach pod względem obszarów FAO. Pierwszym porównaniem był podział na dwie grupy, z czego w pierwszej znajdowały się państwa poławiające jedyne na Morzu Bałtyckim³ (Finlandia, Polska, Litwa, Łotwa, Estonia oraz Szwecja), zaś drugą grupę stanowiły wszystkie pozostałe państwa (14). W drugim porównaniu podzielono kraje na następujące grupy: w pierwszej znajdowały się kraje poławiające wyłącznie na Morzu Śródziemnym i/lub na Morzu Czarnym (obszar FAO 37), czyli Bułgaria, Chorwacja, Grecja, Włochy i Rumunia, a w drugiej pozostałe kraje. W trzecim porównaniu zbadano różnice pomiędzy poziomem efektywności dla krajów poławiających wyłącznie na Morzu Bałtyckim, a poziomem efektywności dla krajów poławiających jedynie na Morzu Śródziemnym i/lub Morzu Czarnym. W ostatnim porównaniu rozdzielono wyniki poziomu efektywności dla wszystkich badanych krajów z podziałem na dwa okresy: 2009–2013 oraz 2014–2020 – zgodnie z latami funkcjonowania kolejno Europejskiego Funduszu Rybackiego i Europejskiego Funduszu Morskiego i Rybackiego. Ze względu na porównywanie jedynie wielkości poziomu efektywności w modelu hybrydowym, zdecydowano o usunięciu jednego rekordu o odstającej wartości. Tą obserwacją jest poziom efektywności obliczony dla Rumunii w 2009 roku, który w modelu hybrydowym przyjął wartość 18,56, podczas gdy wszystkie pozostałe obserwacje dla reszty krajów i lat mieściły się w przedziale <0,036; 1,800>. Obliczenia zostały przedstawione w Tabeli 25. Istotne statystycznie różnice (przy założonym poziomie ufności 95%) w poziomach efektywności powyższych grup występują w przypadku różnic w pierwszym porównaniu, czyli poziomem efektywności dla krajów poławiających jedynie na Morzu Bałtyckim, a resztą badanych krajów oraz w trzecim porównaniu - pomiędzy grupą krajów poławiających jedynie na Morzu Bałtyckim, a grupą krajów poławiającą jedynie na Morzu Śródziemnym i/lub Czarnym.

Przyczyny otrzymanych wyników można podzielić na dwie grupy. Pierwsza z nich ma swoje podłoże w specyfice zbiornika Morza Bałtyckiego. Jest to morze względnie płytkie, o niskim zasoleniu, mocno rozwiniętej linii brzegowej, a zakres gatunków ryb poławianych na nim jest o wiele mniej zróżnicowany, niż w reszcie badanych zbiorników. Powodować to

³Dokładniej na podobszarze 27.3 obejmującym Skagerrak, Kattegat, Sund, Morze Bełtów i Morze Bałtyckie (Sund i Bełt w literaturze przedmiotu i dokumentach KE bywają nazywane również Obszarem Przejściowym).

może swego rodzaju specyfikację kutrów na dane tylko gatunki ryb i owoców morza, co w dalszej perspektywie sprzyja zwiększaniu efektywności w połowie.

Tabela 25. Statystyki opisowe dla 4 porównań (6 różnych grup państw) wraz z testem istotności statystycznej różnicy w średniej (test Z)

Lp.	Zmienna	Obs.	Średnia	Odchylenie stand.	Min.	Max.	Test Z
I porównanie	efektywność dla krajów poławiających wyłącznie na Morzu Bałtyckim	72	0,790	0,307	0,308	1,799	$\Pr(Z > z) = 0.0000$
	efektywność dla reszty krajów	166	0,451	0,417	0,036	1,716	
II porównanie	efektywność dla krajów poławiających wyłącznie na Morzu Śródziemnym i/lub Czarnym	59	0,472	0,485	0,356	1,716	$\Pr(Z > z) = 0.1194$
	efektywność dla reszty krajów	179	0,581	0,390	0,087	1,799	
III porównanie	efektywność dla krajów poławiających wyłącznie na Morzu Śródziemnym i/lub Czarnym	59	0,472	0,485	0,356	1,716	$\Pr(Z > z) = 0.0000$
	efektywność dla krajów poławiających wyłącznie na Morzu Bałtyckim	72	0,790	0,307	0,308	1,799	
IV porównanie	efektywność dla wszystkich krajów w latach 2009-2013	99	0,615	0,457	0,038	1,799	$\Pr(Z > z) = 0.0606$
	efektywność dla wszystkich krajów w latach 2014–2020	139	0,510	0,381	0,036	1,324	

Źródło: opracowanie własne na podstawie obliczeń przeprowadzonych w Max Dea i Stata

Choć w literaturze przedmiotu i dostępnych bazach danych brak szczegółowych liczbowych danych na ten temat, tak tego rodzaju specyfikacja wymuszona niejako niskim zróżnicowaniem poławianych gatunków na danym terenie może przyczyniać się do zmniejszania wielkości przyłowu. Wielkość możliwego odrzutu poławianych ryb i owoców morza jest znacznie niższa, gdy rybacy nie wyciągają w sieciach gatunków, którymi nie są zainteresowani, w sytuacji gdy na danym siedlisku żyją niemal wyłącznie docelowe połowowe gatunki ryb i owoców morza. Drugą zaś przyczyną jest (w uogólnieniu) charakterystyka państw, które na Morzu Bałtyckim poławiają. 4 z 6 krajów dołączyło do Unii Europejskiej znacznie później, niż reszta badanych krajów, a przed akcesją były zobowiązane (poza wprowadzeniem szeregu regulacji i modernizacji w sektorze) do zezłomowania większej części najstarszych kutrów w swojej flocie. W połączeniu z faktem, że do roku 1989 państwa te znajdowały się za żelazną kurtyną, co implikowało niższą zamożność względem

krajów Europy zachodniej, te kutry, które pozostały w użyciu, choć mogły mieć przeciętny wiek porównywalny z kutrami z zachodnich krajów, tak ich jakość wykonania i wyposażenie były na znacznie niższym poziomie. Ponadto, mając bardziej ograniczony dostęp do paliwa, olejów, lubrykantów i innych substancji służących konserwacji jednostki (przez wzgląd na niższą zamożność i ograniczony dostęp do specjalistycznych towarów), szyper czy kapitan był niejako zmuszony gospodarować dostępnymi zasobami w jak najbardziej oszczędnym sposób. Być może wyuczone na początku XXI wieku nawyki w obsłudze i konserwacji statków przyczyniły się do większej gospodarności szyprów w latach późniejszych. Dodatkowo, choć pod względem powierzchni Morze Bałtyckie jest porównywalne z Morzem Czarnym (415 tys. km² do 422 tys. km²), tak Morze Czarne było w II i III porównaniu połączone z Morzem Śródziemnym (2,5 mln km²), co ostatecznie w badaniu znacznie zwiększa przeciętną wielkość powierzchni połowowej porównywanych krajów. W sytuacji, gdy kutry danego kraju mają znacznie mniejszą dostępną powierzchnię do połowu, starają się maksymalizować połów na danym obszarze. Natomiast w przypadku takich krajów jak Włochy czy Grecja można rozważać również czynniki psychologiczne – o wiele przyjemniej jest wychodzić w morze na połów na ciepłych, otwartych wodach, a presja maksymalizacji połowu w danym dniu może być dodatkowo niższa w sytuacji, gdy pogoda sprzyja połowom przez znaczną część roku, czego nie można stwierdzić w przypadku Morza Bałtyckiego. Polski czy Estoński rybak wiedząc, że będzie mieć znacznie ograniczony okres, w którym może bezpiecznie wypłynąć na morze, będzie się starać w jak najwyższym stopniu zmaksymalizować wielkość połowu w krótkim czasie i na niewielkim terenie. Wart podkreślenia jest fakt, że pomimo braku istotnych różnic w przeciętnym poziomie efektywności pomiędzy okresami funkcjonowania obu funduszy, to w przypadku Europejskiego Funduszu Morskiego i Rybackiego (2014-2020) odchylenie standardowe jest znacznie niższe – zróżnicowanie poziomów efektywności pomiędzy krajami zostało zmniejszone. Oznaczać to może zacieranie się różnic pomiędzy osiąganymi poziomami efektywności na przestrzeni lat w badanych krajach. Co ciekawe, w przypadku różnicy między funduszami wynik był na granicy założonego poziomu istotności (IV porównanie).

Podsumowując dotychczasowe dwa podrozdziały, przeprowadzono dwa rodzaje badań, najpierw wykorzystując standardowy model DEA i model hybrydowy, a następnie przeprowadzono analizę różnic luzów i poziomu produktywności pomiędzy funduszami.

W modelu radialnym najwyższy średni poziom efektywności zaobserwowano w Bułgarii i Łotwie (1,00), a najniższy we Włoszech (0,201) i Grecji (0,185). W modelu hybrydowym najwyższe wartości średniego poziomu efektywności zaobserwowano w Rumunii (2,415) i Łotwie (1,157), a najniższe we Francji (0,112) i Grecji (0,059). W pierwszym modelu najwyższym poziomem MI (a więc największą dynamiką postępu w zakresie ekoefektywności) cechowały się: Rumunia, Łotwa i Bułgaria, a najniższym: Portugalia, Hiszpania i Włochy. W modelu hybrydowym kraje o najwyższym MI to: Chorwacja, Szwecja i Belgia, a o najniższym: Hiszpania, Rumunia i Włochy. W obu modelach najniższym MI cechują się Włochy i Hiszpania. W modelu radialnym badane kraje cechowały się wzrostem przeciętnie na poziomie 2,2%, zaś w hybrydowym regresem na poziomie niemal 2%. W pierwszym modelu, zarówno w przypadku komponentów EC (zmiana efektywności), jak i TC (zmiana technologiczna), kraje z MI (średnia geometryczna wskaźnika Malmquista) większym od 1 cechowały się nieco wyższymi wartościami, zaś w drugim modelu EC było wyższe w krajach o MI większym od 1, ale TC było wyższe w drugiej grupie. Jednakże, w obu modelach co najmniej w połowie państw zaobserwowano dodatni poziom średniorocznego MI (15 na 20 w modelu radialnym i w 11 z 20 w modelu hybrydowym). Wartości median w obu modelach zaś wskazują, że w połowie państw nastąpił coroczny wzrost poziomu efektywności, w modelu radialnym co najmniej o 2%, a w modelu hybrydowym co najmniej o 4‰. W Tabeli 31 opisano przeciętną wielkość luzów efektów i nakładów obu modeli.

Tabela 31. Przeciętna wielkość luzów efektów i nakładów (w %) oraz ekoefektywności w obu modelach

	Typ modelu	Ekoefektywność	I1 tonaż brutto	I2 liczba rybaków	I3 koszty energii	I4 zużyte paliwo	O1 wielkość połowów	O2 emisje gazów cieplarnianych
1 model	radialny	0,696	-6%	-13%	-14%	-11%	0%	-5%
2 model	hybrydowy z nadefektywnością	0,627	-33%	-42%	-18%	-9%	3%	-35%

Źródło: opracowanie własne na podstawie obliczeń przeprowadzonych w Max Dea

W modelu radialnym przeciętna wartość ekoefektywności dla wszystkich krajów wyniosła 0,696, a dla modelu hybrydowego 0,627, co oznacza że różnica była relatywnie niewielka. Najważniejszą różnicą jest jednak fakt, że w modelu radialnym, przeciętnie w badanym okresie, jednostki decyzyjne były bliżej granicy technologicznej (frontiery), niż w modelu hybrydowym. Największe różnice między oboma modelami widać w przeciętnej

wielkości luzów dotyczących tonażu brutto, liczby rybaków oraz emisji gazów cieplarnianych. We wszystkich trzech czynnikach według modelu hybrydowego wskazane byłoby znaczne zmniejszenie ich wielkości. Wynikać to może jednak w dużej mierze z charakterystyki modelu radialnego i faktu występowania w nim średniego proporcjonalnego przesunięcia, które przeciętnie dla wszystkich krajów wyniosło niemal 23%. Wyniki otrzymane za pomocą modelu radialnego nie wskazywały istnienia żadnej możliwości powiększenia wielkości połowów, natomiast wyniki otrzymane za pomocą modelu hybrydowego wskazały na taką możliwość na poziomie 3% w ujęciu wszystkich krajów, choć ta wartość wynika głównie z wysokiego luzu występującego w tym czynniku dla Belgii (108%), ponieważ poza nią tylko Rumunia (8%) miała nieujemne wartości luzu. Z tego powodu bezpieczniejsze byłoby założenie, że w żadnym ze scenariuszy nie zaleca się zwiększania wielkości połowów ryb i owoców morza, a jedynie redukcje nakładów. Dodatnia wielkość luzu dotyczącego tonażu brutto w przypadku Rumunii (niemal 60%) wynika z przedstawionej w III rozdziale restrukturyzacji sektora rybołówstwa w tym kraju i odejścia od połowów morskich ryb na rzecz specjalizacji w kierunku poławiania konch i uchowców (słuchotek), do którego nie potrzeba tak dużej floty. Widać także pierwsze efekty zobowiązania się do tymczasowego zaprzestania połowów ze względów ochronnych zawartych w EFMRA. W przeciwieństwie do pozytywnej wielkości luzu w tonażu brutto dla Rumunii, negatywny luz jest zjawiskiem niepożądanym. Przykładowo na jego podstawie widać w Grecji nieefektywność w zarządzaniu zasobami ludzkimi i przerost zatrudnienia w sektorze. Pod względem potrzeby redukcji wielkości liczby zatrudnionych, za Grecją plasują się również między innymi Włochy, które znajdują się w podobnej sytuacji – pierwszy model wskazywałby redukcję o 16%, zaś hybrydowy o 90%. W pierwszym modelu największą redukcję emisji gazów cieplarnianych powinna zastosować Polska (o 44%), natomiast w modelu hybrydowym większe redukcje są wskazane w: Portugalii (77%), Francji (76%), Włoszech i Polsce (72%).

Podsumowując, można założyć, że średni poziom dynamiki ekoefektywności w badanym okresie (2009–2020) dla całej grupy osiąga wartości niedalekie zeru, jednakże różnice między krajami są już znaczące. Z obu zastosowanych modeli można wyciągnąć podobne wnioski. W modelu radialnym benchmarkami okazały się Łotwa i Bułgaria, a w modelu hybrydowym największą efektywnością odznaczała się Rumunia, a następnie Łotwa i Bułgaria. Ponadto, oba modele ukazują przerost zatrudnienia w Grecji i we Włoszech.

Zarówno w wynikach osiągniętych za pomocą zastosowania modelu radialnego, jak i hybrydowego, zidentyfikowano zmianę struktury rybołówstwa w Rumunii. Wyniki dla obu modeli wskazały na bardzo ograniczoną przestrzeń na zwiększanie wielkości połowów ryb i owoców morza. Jednakże, pomimo podobieństw, w dalszej części pracy będzie opierać się na wynikach osiągniętych przy pomocy modelu hybrydowego, przez wzgląd na jego większą precyzję.

3. Wpływ wybranych czynników na poziom efektywności zrównoważonego rybołówstwa

W Tabeli 26 zostały przedstawione możliwe determinanty luzów w rybołówstwie, które zostały wybrane na podstawie przeprowadzonego przeglądu literatury. Wśród możliwych determinant znajduje się efekt szypra (czynnik społeczny), polityka zarządzania rybołówstwem (czynnik polityczny), poziom PKB (czynnik ekonomiczny) i stan zanieczyszczenia środowiska naturalnego (czynnik środowiskowy).

Tabela 26. Potencjalne determinanty bezpośrednich źródeł nieefektywności rybołówstwa oraz ich osadzenie w literaturze

Determinanta	Możliwe oddziaływanie	Literatura
Efekt szypra (skipper effect)	Im większe doświadczenie załogi (wiek/poziom edukacji), tym efektywniejsze jest zarządzanie podczas połowu (np. wielkość zużycia paliwa na wielkość połowu).	Vázquez-Rowe i in. (2010) González-García i in. (2015) Avadí i Acosta-Alba (2021)
różnorodność biologiczna/stan zanieczyszczenia środowiska/wielkość przyłowu	Im wyższe wartości różnorodności biologicznej (a więc niższy poziom zanieczyszczenia środowiska), tym wyższe połowy	Vázquez-Rowe i in. (2010) Wang G, Shi R, Mi L, Hu J. (2022)
Poziom rozwoju gospodarczego	Im większy realny poziom PKB per capita, tym model zarządzania rybołówstwem sprzyja zwiększaniu poziomu efektywności połowów. Im większy realny PKB per capita, tym wyższe emisje gazów cieplarnianych (większe zużycie paliw).	Vázquez-Rowe i in. (2011) Zhang, B., Bi, J., Fan, Z., Yuan, Z. i Ge, J. (2008). Adam, A., Tsarsitalidou, S. (2019) Wang G, Shi R, Mi L, Hu J. (2022)
polityka zarządzania sektorem (the policy/environmental regulations/the type of fishery organisation and governance)	Im więcej prawnych ograniczeń połowów ryb, tym niższa wielkość połowów i potencjalnie niższa efektywność	Avadí i in. (2014) Avadí i Acosta-Alba (2021) Adam, A., Tsarsitalidou, S. (2019) Matuszczak A. i in. (2020)

Źródło: Piwońska (2021)

Przez wzgląd na brak kompletności wymiernih danych, które mogłoby zostać wykorzystane w badaniu, zdecydowano o wyborze aproksymant najwierniej oddających naturę czynników pojawiających się w literaturze przedmiotu. Jako czynnik społeczny w pracach dotyczących ekoefektywności rybołówstwa najczęściej wskazywano na efekt szypra. Analizowanym czynnikiem ekologicznym był poziom eutrofizacji wód morskich, czynnikiem politycznym dominująca partia polityczna, a z kolei jako czynnik ekonomiczny analizowano poziom realnego produktu krajowego brutto na mieszkańca. Dodatkowo, możliwą determinantą mogą być fundusze Unii Europejskiej wynikające z WPR realizowane w badanym okresie (Europejski Fundusz Rybacki i Europejski Fundusz Morski i Rybacki). Wielkości przeznaczonych środków mogą być odzwierciedleniem czynnika zarówno politycznego, jak i ekonomicznego. Fundusze zostały już jednak szerzej omówione w punkcie 4 rozdziału I, dlatego w dalszych podrozdziałach zostaną opisane kolejne aproksymanty wymienionych wyżej czynników, jako możliwe determinanty luzów rybołówstwa w Unii Europejskiej. Należy jednak wskazać ograniczenia w dostępie do przekrojowych danych społecznych dotyczących rybołówstwa. Na podobny problem zwrócono uwagę w pracy Vázquez-Rowe i in. (2010).

3.1 Efekt szypra

Najczęściej wykorzystywaną determinantą źródeł nieefektywności w analizowanej literaturze jest tak zwany „efekt szypra” (skipper effect). Według Vázquez-Rowe i Tyedmers (2013), efekt szypra, czyli umiejętności kapitana połączone z jego doświadczeniem, jest uważany za kluczowy czynnik wpływający na efektywność połowów. Istotność tego czynnika potwierdzają badania (Vázquez-Rowe i in., (2010), González-García i in., (2015) i Avadí i Acosta-Alba, (2021)) w których wykazano, że w stosunkowo jednorodnej flocie, statki o najlepszych wynikach regularnie osiągały wysokie wskaźniki wydajności, natomiast statki o niższej efektywności charakteryzowały się większymi odchyleniami standardowymi, niezależnie od czasu czy miejsca wyładunku. Efektywne wykorzystanie mniej wydajnych statków przez bardziej doświadczonych rybaków mogłoby przynieść znaczące korzyści dla środowiska, zwłaszcza w kontekście optymalizacji zużycia paliwa. O ile w badaniach na poziomie poszczególnych krajowych flot można znaleźć informacje dotyczące wieku czy też poziomu wykształcenia rybaków, tak według najlepszej wiedzy autorki, dotychczas nie przeprowadzono panelowego badania struktury społecznej wśród rybaków w badanym

okresie 2009-2020 we wszystkich wybranych do analizy krajach. Z drugiej jednak strony w badaniach González-García i in. (2015) oraz Vázquez-Rowe i Tyedmers (2013) podkreślono, że efekt szypra wykazuje się stabilnością w czasie. W takiej sytuacji, nawet gdyby były dostępne pełne dane dla wszystkich badanych krajów, to przez ich relatywnie niewielką zmienność w czasie nie można by było jednoznacznie ocenić ich wpływu na poziom ekoefektywności w badanym okresie. Możliwa byłaby jedynie analiza porównawcza w układzie przekrojowym, pomiędzy badanymi krajami. Jedyne badanie przedstawiające strukturę społeczną było przeprowadzone w okresie jednego roku (2017) przez STECF, jednakże dane uzyskane z przeprowadzonych ankiet wśród rybaków były niepełne, na co zwrócili uwagę sami autorzy (STECF, 2019). Na podstawie przeprowadzonych ankiet można wyciągnąć następujące wnioski:

- W 2017 r. we flocie rybackiej UE zatrudnionych było około 150 000 osób, co odpowiada około 99 000 ekwiwalentów pełnego czasu pracy (FTE). Wśród pracowników przeważali mężczyźni (96%), a kobiety stanowiły jedynie 4%.
- Rozkład wiekowy: najliczniejszą grupę stanowiły osoby w wieku 40-64 lat (58%), a następnie osoby w wieku 25-39 lat (26% ogółu badanych). W poszczególnych państwach członkowskich występowały znaczne różnice w profilu wiekowym, na przykład 31% rybaków w Estonii miało ponad 65 lat, a w Belgii, Niemczech i Finlandii ta grupa wiekowa nie stanowiła więcej, niż 2% badanych. Te trzy kraje w badanym okresie osiągnęły wyższe średnie wartości dynamiki ekoefektywności (MI) od Estonii.
- Większość rybaków była obywatelami danego kraju (86%), obywatele spoza UE/EOG stanowili 8%, nieznani - 3%, inni obywatele UE – 3%. Odsetek osób niebędących obywatelami danego kraju był zróżnicowany, wyniósł on 27% we flocie irlandzkiej i 36% we flocie belgijskiej, podczas gdy prawie wszyscy pracownicy we Włoszech, Portugalii i Bułgarii byli obywatelami tych krajów. W odniesieniu do średnich wartości wartości dynamiki ekoefektywności (MI) w badanym okresie, ta zmienna nie miała jednak większego znaczenia – Belgia i Irlandia przeciętnie miały poziom MI powyżej średniej, ale Bułgaria również.
- Pod względem wykształcenia 52% pracowników floty rybackiej miało niski poziom wykształcenia, 24% miało średni poziom wykształcenia, a 4% miało wysoki poziom

wykształcenia, a pozostałe 20% miało nieznaną poziom wykształcenia. Poziom wykształcenia był bardzo zróżnicowany; na przykład tylko 1% portugalskich rybaków miało wysoki poziom wykształcenia, w porównaniu do 21% rybaków w Szwecji. Warty odnotowania jest fakt, że przeciętna wartość dynamiki ekoefektywności (MI) w badanym okresie dla Szwecji była druga najwyższa wśród badanych krajów, zaś Portugalii szósta od końca.

- Praca nieodpłatna według płci: Kobiety stanowiły 6,6% nieodpłatnej pracy we flocie rybackiej UE, mężczyźni 91,4%, a w pozostałych przypadkach płeć przy wykonanej nieodpłatnej pracy była nieznana. Odsetek kobiet pracujących nieodpłatnie był prawie dwukrotnie wyższy, niż ich udział w całkowitym zatrudnieniu (3,8%) i ekwiwalentach pełnego czasu pracy (3,4%).

Tak jak wspomniano powyżej, dane te reprezentują stan jedynie na rok 2017, dlatego też nie mogą zostać wykorzystane w badaniu panelowym. Natomiast jedyną badaną zmienną dotyczącą kwestii społecznych, której analiza pokrywa się z zakresem czasowym i przestrzennym tej pracy, to płeć osób zatrudnionych w sektorze. Przeciętnie, we wszystkich badanych krajach w latach 2009-2020 współczynnik feminizacji, czyli liczba kobiet przypadająca na 100 mężczyzn, wynosił 8, w sektorze akwakultury wynosił 35, a w sektorze przetwórstwa 115 (OECD, 2024). Oznacza to, że na stu rybaków płci męskiej przypadało przeciętnie osiem kobiet, w sektorze akwakultury na 100 rybaków przypadało 35 kobiet, zaś na 100 mężczyzn w sektorze przetwórstwa przypadało 115 kobiet. Właśnie przez wzgląd na bardzo wysoki poziom maskulinizacji wśród rybaków i względnie niskie zróżnicowanie tego wskaźnika pomiędzy badanymi krajami, zdecydowano o niewykorzystywaniu tej zmiennej w dalszej części badania. Ostatecznie, z powodu braku danych społecznych rybaków w zakresie czasowym i przestrzennym badania, mogących być aproksymantami efektu szypra, zdecydowano o zrezygnowaniu z dalszego badania ewentualnego wpływu tej zmiennej na poziom ekoefektywności rybołówstwa.

3.2 Poziom zanieczyszczenia środowiska

Kolejnym możliwym czynnikiem wpływającym na poziom ekoefektywności rybołówstwa jest poziom zanieczyszczenia środowiska, wymieniany jako istotna zmienna w pracy Vázquez-Rowe i in. (2010). Bardziej holistyczne podejście w kwestii wliczania zdrowia

organizmów i złożoności ekosystemów zachęca również praca Laso i in. (2018a). W samym sektorze rolnym, bioróżnorodność jest wymieniana jako istotna determinanta luzów (Wang G i in., (2022)). Dodatkowo, w artykule Willison i Côté, (2009), podkreślono, że często wskaźniki ekoefektywności nie uwzględniają istotnych parametrów różnorodności biologicznej, dlatego konieczne są przyszłe wysiłki w celu uwzględnienia aspektów biologicznych w badaniach ekoefektywności związanych z rybołówstwem. Zanieczyszczenie środowiska morskiego wynika również w części z samej działalności połowowej (na przykład przyłów omówiony w rozdziale III). Dlatego też w rozważaniach o analizie poziomu ekoefektywności działalność połowowa sama w sobie mogłaby być rozpatrywana również jako niepożądany efekt (bad output). Problemem jednak staje się zarówno próba zmierzenia czystości wód, zdrowia poławianych organizmów czy złożoności ekosystemów, na których prowadzone są połowy, jak i kompletność takich danych. Według najlepszej wiedzy autorki, obecnie nie istnieje kompletne pod względem pokrycia zakresu czasowego i przestrzennego tej pracy badanie czy też baza danych, która mierzyłaby takie zjawiska, jak: czystość wód przybrzeżnych i dalekomorskich, poziom bioróżnorodności wód morskich czy choćby wielkość przyłowu, czyli odrzutu połowionych niedocelowych gatunków ryb i owoców morza. Przyłów, w stanie żywym i (częściej) martwym trafia z powrotem do morza, co jednocześnie stanowi marnotrawstwo ekonomiczne, jak i ekologiczne. Jedynym wskaźnikiem biologicznym, który mógłby stanowić przybliżenie wyżej wymienionych zjawisk, jest wskaźnik eutrofizacji. Proces eutrofizacji polega na wzbogacaniu zbiorników wodnych w pierwiastki biofilne (głównie fosfor i azot), skutkującym wzrostem żyzności wód. Nadmierny rozrost fitoplanktonu prowadzi do zwiększonego wzrostu materiału roślinnego, co skutkuje obniżeniem jakości wody. To z kolei może powodować wymieranie takich gatunków ryb, jak dorsz, w wyniku niedotlenienia wody (IOPAN, 2011). Działalność antropogeniczna, taka jak hodowla, rolnictwo, akwakultura, czy przemysł, jest głównym źródłem składników odżywczych w obszarach problemowych. Przyczynami eutrofizacji są przede wszystkim dopływ materii organicznej, zmiany warunków hydrologiczno-klimatycznych oraz dopływ miogenów (związków azotu (N), fosforu (P) czy krzemu (Si)).

Wskaźnik eutrofizacji w publikacji Eurostatu (2024) pokazuje udział eutroficznych wód morskich w wyłącznej strefie ekonomicznej (WSE). Obszar jest klasyfikowany jako eutroficzny, jeśli przez ponad 25% dni obserwacji w danym roku stężenie chlorofilu jako

wskaźnik eutrofizacji znajduje się powyżej 90. percentyla referencyjnej linii bazowej z lat 1998-2017. Dyrektywa ramowa w sprawie strategii morskiej (MSFD) wymaga od państw członkowskich składania co 6 lat sprawozdań na temat eutrofizacji mórz regionalnych, zaś sam wskaźnik został obliczony na podstawie zdjęć satelitarnych (Eurostat, 2024). Niestety, opublikowana baza danych Eurostatu jest niepełna pod względem pokrycia zakresu czasowego i przestrzennego przeprowadzonego badania, dlatego też nie można tych danych zaimplementować do modelu jako determinanty luzów w rybołówstwie. Dodatkowo, nie zawsze w badaniach poziomu efektywności rybołówstwa morskiego uwzględniano czynniki związane z poziomem bioróżnorodności, czy szerzej mówiąc, z kwestiami środowiskowymi (np. Vázquez-Rowe i in., (2011)). Podobnie jak w przypadku czynnika społecznego, głównym powodem takiego stanu jest dotychczasowy brak dostępności kompletnych badań w wybranym zakresie czasowym i przestrzennym.

3.3 Realny PKB per capita

Kolejnym czynnikiem, którego wielkości mogą mieć wpływ na poziom efektywności rybołówstwa morskiego, a idąc dalej, na poziom zrównoważenia rybołówstwa morskiego, może być wielkość produktu krajowego brutto. W przypadku innych sektorów, Zhang i inni (2008) wskazują, że prowincje (jednostki decyzyjne) o wyższym poziomie PKB na mieszkańca będą miały relatywnie wyższy poziom efektywności. Adam i Tsarsitalidou (2019) wykazali w swoim badaniu, że PKB wraz ze wskaźnikiem urbanizacji, poziomem demokracji i jakością biurokracji mają silny wpływ na poziom efektywności. Zaś wyniki pracy Wang i innych (2022) pokazują, że czynniki społeczno-ekonomiczne, takie jak wskaźnik PKB istotnie wpływają na poziom efektywności rolnictwa. Jak widać w Tabeli 27, spośród badanych krajów w wybranym przedziale czasowym 2009-2020, najwyższą przeciętną wartość realnego PKB na osobę odnotowano w Danii (45 791€), Irlandii (45 443€) oraz w Szwecji (41 691€), a najniższą w Łotwie (10 421€), Rumunii (7 552€) oraz w Bułgarii (5 702€).

Przeciętnie, we wszystkich badanych krajach w latach 2009-2020 wartość realnego PKB per capita wynosiła 24 634 €. Średni poziom zmiany wielkości realnego PKB w 2020 roku względem początku badanego okresu (2009) w wybranych krajach wynosił 12%, przy czym spadki odnotowano tylko w trzech krajach: Hiszpanii (-4%), Włoszech (-7%) i w Grecji (-32%). Największą wzrosty wielkości realnego poziomu PKB w 2020 względem roku 2009 odnotowano w Estonii i Polsce (29%), Litwie (38%) oraz Irlandii (43%).

Tabela 27. Zestawienie zmian wielkości realnego PKB w parytecie siły nabywczej oraz wartość współczynnika korelacji pomiędzy PKB a przeciętną wielkością połowu na rybaka

Kraj	Wielkość realnego PKB PPP (€) per capita		Średnia wartość realnego PKB na mieszkańca (€) w latach 2009-2020	Zmiana wielkości realnego PKB w 2020 względem 2009 (2009 r.=100)	Wielkość przeciętnego połowu na 1 rybaka (tony)	Wartość współczynnika korelacji pomiędzy wielkością PKB a przeciętnym połowem na rybaka
	2009	2020				
Belgia	32 700	34 060	34 157	104%	65,78	0,280
Bułgaria	4 970	6 400	5 702	122%	5,52	-0,579
Chorwacja	10 780	11 700	11 158	108%	7,99	-0,394
Dania	43 220	47 680	45 791	109%	518,57	0,571
Estonia	10 770	15 260	13 115	129%	40,61	0,455
Finlandia	34 150	36 220	35 447	106%	102,25	0,398
Francja	30 250	30 630	31 501	101%	34,05	0,765
Grecja	21 350	16 150	17 634	68%	2,80	-0,077
Hiszpania	23 100	22 250	23 200	96%	27,87	-0,053
Holandia	38 160	40 130	39 470	105%	72,66	0,194
Irlandia	36 270	63 120	45 443	143%	187,47	-0,027
Litwa	8 720	14 060	11 363	138%	189,67	-0,191
Łotwa	8 760	11 940	10 421	127%	144,47	0,112
Niemcy	30 580	34 550	33 846	111%	140,69	0,261
Polska	9 060	12 810	10 826	129%	73,87	0,513
Portugalia	16 710	17 100	16 989	102%	11,86	0,607
Rumunia	6 550	9 000	7 522	127%	9,97	0,775
Szwecja	38 030	42 910	41 691	111%	118,21	0,749
Włochy	26 600	24 910	26 322	93%	7,36	0,658
Wielka Brytania	29 460	30 035	31 082	102%	54,34	0,649
średnia	22 009	24 902	24 634	112%	90,80	0,283

Źródło: Eurostat (2024)

Następnie obliczono wartość wskaźnika korelacji pomiędzy wielkością przeciętnego połowu na jednego rybaka w badanym okresie (obliczonym uprzednio w rozdziale III), a wielkością PKB danego kraju. W ten sposób zbadano, czy istnieje powiązanie pomiędzy zmianami wielkości poziomu PKB, a zmianą poziomu wydajności w rybołówstwie danego kraju. Takie powiązanie okazało się istotne w przypadku Bułgarii, Francji, Portugalii, Rumunii, Szwecji oraz Wielkiej Brytanii przy założonym poziomie istotności 95%, natomiast przy poziomie 90% również w Danii i Polsce. W niemal wszystkich istotnych statystycznie przypadkach wykazano, że wraz ze wzrostem poziomu PKB wzrasta również wielkość przeciętnego połowu na jednego rybaka. Wartość współczynnika korelacji Pearsona wahała się w tych przypadkach w zakresie od 0,607 do 0,775, co oznacza umiarkowaną siłę korelacji.

Jedynie w Bułgarii zaobserwowano istotną statystycznie odwrotną zależność pomiędzy badanymi zmiennymi (-0,579).

3.4 Dominująca partia polityczna

Kolejną możliwą determinantą luzów występujących w rybołówstwie morskim Unii Europejskiej może być wpływ polityki wewnętrznej krajów członkowskich. I tak na przykład w opracowaniu Avadí i Acosta-Alba (2021) autorzy rozważają, czy odbiegające od normy poziomy wielkości połowów ryb w Gambii nie wynikają z ustaleń z państwami sąsiadującymi oraz kształtem Wyłącznej Strefy Ekonomicznej Gambii. Z badań Matuszczak i in. (2020) wynika, że publiczne preferencje dla lewicowego liberalizmu są istotną determinantą poziomów efektywności ekologicznej na poziomie powiatów w Polsce. Ponadto, wyniki tego badania sugerują, że orientacja rynkowa nie musi hamować poprawy poziomu ekoefektywności, nawet jeśli rosnąca troska o środowisko wydaje się być sprzeczna z celami ekonomicznymi.

Ze względu na znaczną liczebność partii politycznych w badanych krajach, zastosowano poniższą metodę klasyfikacji stronnictw politycznych. Na podstawie danych historycznych zsumowano liczbę wybranych posłów z podziałem na krajowe partie polityczne. Następnie krajowe partie polityczne z największą liczbą wybranych posłów skategoryzowano jako dominujące partie polityczne w danym kraju. W przypadku wyników ex aequo co najmniej dwóch partii, oznaczono taką sytuację mianem „koalicji”. Następnie zweryfikowano, w skład jakiej europejskiej grupy politycznej w danym roku wchodziła wygrana partia krajowa i to właśnie pod nazwą europejskiej partii politycznej oznaczono dominującą siłę polityczną w danym kraju i w danym roku. Następnie, na podstawie niżej opisanych podsumowań założeń i planów europejskich partii politycznych nadano im następujące rangi w zakresie podejścia do zrównoważonego rozwoju. Skala prezentuje się następująco: 1 oznacza, że dana europejska partia polityczna w sposób widoczny i pozytywny wypowiada się o działalności Unii Europejskiej w zakresie ochrony trzech aspektów zrównoważonego rozwoju. 0 oznacza, że dana europejska partia polityczna albo zajęła ambiwalentne stanowisko sprawie zrównoważonego rozwoju, albo nie umieściła swojego stanowiska na jego temat w sposób jasny bądź jednoznaczny w jej programie politycznym. -1 oznacza zaś, że dana europejska partia polityczna staje w opozycji do założeń zrównoważonego rozwoju, bądź też w sposób jawny poddaje w wątpliwość działalność Unii Europejskiej w zakresie ochrony środowiska,

zasobów morskich i innych celów rozwoju zrównoważonego. Przez wzgląd na fakt, że rybołówstwo stanowi niewielką część sektora zasobów naturalnych i wzmianki o nim nie pojawiały się w większości programów europejskich partii politycznych, należało rozszerzyć metodologię do zajętego przez daną partię stanowiska w sprawie celów zrównoważonego rozwoju. Szczegółowe dane dla badanych lat zostały zawarte poniżej w Tabeli 28. Dodatkowo, przedstawiono w niej najczęściej wybieraną europejską grupę polityczną w całym badanym okresie w danym kraju.

Jedynymi dwoma krajami, którym na podstawie dominujących partii politycznych można było nadać rangi inne od 1 są Polska oraz Wielka Brytania. W przypadku Polski (ranga 0) wynika z tego, że przez równą połowę badanych okresów władzę sprawowała partia, która wchodziła w skład europejskiej partii politycznej o randze 1, a drugą połowę przez partię, która wchodziła w skład europejskiej partii politycznej o randze -1. W przypadku Wielkiej Brytanii, przez niemal cały okres badawczy krajowa partia dominująca wchodziła w skład europejskiej partii politycznej o nadanej randze -1. Przez to zaobserwowano jedynie dwie zmiany w badanym okresie: najpierw między rokiem 2009 a 2010 w przypadku Wielkiej Brytanii, oraz między rokiem 2014 a 2015 w przypadku Polski. Reszta krajów była stała w wyborach dominujących partii politycznych i ich polityki względem zrównoważonego rozwoju. Tym samym przeprowadzanie dalszych analiz jedynie na takim zestawie niemal niezmiennych czynników, bez uwzględniania większej liczby zmiennych, najpewniej nie pozwoliłoby na uzyskanie satysfakcjonujących wyników. Poniżej znajdują się krótkie opisy występujących w powyższym zestawieniu europejskich partii politycznych.

ECR to partia polityczna w Parlamencie Europejskim, która skupia ugrupowania o konserwatywnych i eurosceptycznych poglądach (ECR, 2024). Założenia tej partii obejmują między innymi: suwerenizm i eurosceptycyzm, przede wszystkim w zakresie dalszej integracji europejskiej. Partia sprzeciwia się centralizacji władzy w instytucjach unijnych. Uzasadnieniem nadania rangi -1 jest sprzeciw wobec centralizacji władzy w instytucjach unijnych i postulowana deregulacja w wielu gałęziach gospodarki. Takie podejście może spowalniać lub też całkowicie uniemożliwiać wdrażanie założeń Wspólnej Polityki Rybackiej i jej narzędzi, co z założenia lokuje stanowisko partii w opozycji do założeń zrównoważonego rozwoju. Choć partia wspomina o chęci wprowadzeniu zmian do WPR, a nie jej likwidacji, nie

podaje konkretnych detali planu modernizacji WPR, a raczej proponuje poluzowanie jej obecnych założeń (ECR, 2024).

EFD była eurosceptyczną partią polityczną w Parlamencie Europejskim, działającą w latach 2009-2014 (Parlament Europejski, 2024c). Łączyła ona różne ugrupowania polityczne o charakterze eurosceptycznym, które wspólnie dążyły do ograniczenia wpływu Unii Europejskiej na życie polityczne, gospodarcze i społeczne państw członkowskich. Jej założenia obejmowały przede wszystkim sprzeciw dalszej centralizacji władzy w instytucjach unijnych i ograniczenie uprawnień Unii Europejskiej. Podobnie jak w przypadku ECR, EFD deklarowała renacjonalizację i deregulację, co pośrednio może mieć negatywny wpływ na wdrażanie założeń równoważnego rozwoju, stąd również nadanie jej rangi -1 (Parlament Europejski, 2023). Pozostałe niżej wymienione partie uzyskały rangę 1.

EPP jest jedną z największych i najbardziej wpływowych partii politycznych w Unii Europejskiej. W dużym uproszczeniu można ją określić jako partię reprezentującą szerokie spektrum centroprawicowych i konserwatywnych poglądów politycznych (Europejska Partia Ludowa, 2024). Jej założenia obejmują przede wszystkim konsolidację Europy, zasadę solidarności i odpowiedzialności społecznej. Natomiast pod względem zrównoważonego rozwoju partia EPP skupia się na jego promowaniu, podejmując działania na rzecz ochrony środowiska naturalnego, walki ze zmianami klimatu oraz promowania czystych technologii (Europejska Partia Ludowa, 2024).

EFA jest partią polityczną w Parlamencie Europejskim działającą na rzecz promowania interesów mniejszości narodowych, regionów oraz grup etnicznych w Europie, promowania wartości takich jak autonomia i zrównoważony rozwój (European Greens, 2024). Założenia tej partii obejmują wspieranie autonomii regionalnej, partycypację obywatelską oraz integrację międzynarodową. Partia jako jeden z obszarów działalności jasno wskazuje zrównoważony rozwój regionalny (Parlament Europejski, 2024a). EFA skupia się na promowaniu zrównoważonego rozwoju regionalnego, wspierając inwestycje w infrastrukturę, edukację i rozwój gospodarczy w regionach o mniejszym stopniu rozwoju.

GUE/NGL to grupa polityczna w Parlamencie Europejskim, reprezentująca partie lewicowe i ekologiczne z różnych krajów Europy (Parlament Europejski, 2024b). Założenia tej partii to przede wszystkim socjalizm demokratyczny, ochrona praw pracowniczych,

wzmocnienie sektora publicznego oraz pacyfizm. GUE/NGL koncentruje również swoje działania na zrównoważonym rozwoju (The Left, 2024). Partia ta promuje zrównoważony rozwój gospodarczy, społeczny i ekologiczny, dążąc do minimalizacji wpływu działalności człowieka na środowisko naturalne i zapewnienia równowagi między wzrostem gospodarczym a ochroną środowiska.

Tabela 28. Dominująca europejska grupa polityczna oraz najczęściej wybierana europejska grupa polityczna w poszczególnych latach 2009-2020.

kraj	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	Najczęściej wybierana partia w badanym okresie
Belgia	EPP	EPP	EPP	EPP	EPP	EPP	EPP	EPP	EPP	EPP	EPP	EPP	EPP (1)
Bulgaria	EPP	EPP	EPP	EPP	EPP	EPP	EPP	EPP	EPP	EPP	EPP	EPP	EPP (1)
Chorwacja	EPP	EPP	SD	SD	SD	SD	SD	EPP	EPP	EPP	EPP	EPP	EPP (1)
Dania	RE	RE	koalicja	koalicja	koalicja	koalicja	SD	SD	SD	SD	SD	SD	SD (1)
Estonia	RE	RE	RE	RE	RE	RE	RE	RE	RE	RE	RE	RE	RE (1)
Finlandia	RE	RE	EPP	EPP	EPP	EPP	RE	RE	RE	RE	EPP	EPP	RE/EPP (1)
Francja	EPP	EPP	EPP	SD	SD	SD	SD	SD	RE	RE	RE	RE	SD (1)
Niemcy	EPP	EPP	EPP	EPP	EPP	EPP	EPP	EPP	EPP	EPP	EPP	EPP	EPP (1)
Grecja	SD	SD	SD	EPP	EPP	EPP	GUE	GUE	GUE	GUE	EPP	EPP	EPP (1)
Irlandia	RE	RE	EPP	EPP	EPP	EPP	EPP	EPP	EPP	EPP	EPP	RE	EPP (1)
Włochy	EPP	EPP	EPP	EPP	SD	SD	SD	SD	SD	EFD	EFD	koalicja	SD (1)
Łotwa	EPP	EPP	SD	SD	SD	SD	SD	SD	SD	SD	SD	SD	SD (1)
Litwa	EPP	EPP	EPP	SD	SD	SD	SD	EFA	EFA	EFA	EFA	EPP	EPP/SD/EFA (1)
Holandia	EPP	RE	RE	RE	RE	RE	RE	RE	RE	RE	RE	RE	RE (1)
Polska	EPP	EPP	EPP	EPP	EPP	EPP	ECR	ECR	ECR	ECR	ECR	ECR	EPP/ECR (0)
Portugalia	SD	SD	EPP	EPP	EPP	EPP	EPP	EPP	EPP	EPP	SD	SD	EPP (1)
Rumunia	EPP	EPP	EPP	koalicja	koalicja	koalicja	koalicja	SD	SD	SD	SD	SD	SD (1)
Hiszpania	SD	SD	SD	SD	SD	SD	SD	EPP	EPP	EPP	SD	SD	SD (1)
Szwecja	SD	koalicja	koalicja	koalicja	koalicja	SD	SD	SD	SD	SD	SD	SD	SD (1)
Wielka Brytania	SD	ECR	ECR	ECR	ECR	ECR	ECR	ECR	ECR	ECR	ECR	-	ECR (-1)

Oznaczenia: ranga -1: ECR – Europejscy Konserwatyści i Reformatorzy, EFD – Europa Wolności i Demokracji; ranga 1: EPP – Europejska Partia Ludowa, EFA – Wolny Sojusz Europejski, GUE/NGL - Grupa Lewicy, RE – Odnówmy Europę, S&D - Postępowy Sojusz Socjalistów i Demokratów.

Źródło: Opracowanie własne na podstawie Wolfram Nordsieck (2024).

Odnówmy Europę (ang. Renew Europe, RE; frakcja partii Porozumienia Liberałów i Demokratów na rzecz Europy (ang. Alliance of Liberals and democrats for Europe, ALDE)) to partia polityczna w Parlamencie Europejskim, reprezentująca centralne, liberalne i proeuropejskie wartości (Renew Europe, 2024). Założenia tej partii to liberalizm gospodarczy, europejski federalizm i prawa człowieka. Pod względem zrównoważonego rozwoju to RE skupia się na jego promocji, podejmując działania na rzecz ochrony

środowiska, walkę ze zmianami klimatu oraz wspieranie czystych technologii i energii odnawialnej (Renew Europe, 2024).

S&D to partia polityczna w Parlamencie Europejskim, reprezentująca socjaldemokratyczne i centrolewicowe wartości (Parlament Europejski, 2024). Założenia tej partii obejmują przede wszystkim kwestie związane ze sprawiedliwością społeczną, ochroną praw pracowniczych i wzmacnianiu sektora publicznego. SD w zakresie zrównoważonego rozwoju skupia się na jego promowaniu w zakresie ładu gospodarczego, społecznego i ekologicznego, dążąc do minimalizacji negatywnego wpływu działalności człowieka na środowisko naturalne (Socialists and Democrats, 2024).

Pomimo mnogości europejskich partii oraz zróżnicowanych programów politycznych, w kwestii polityki nie tylko środowiskowej, ale również zrównoważonego rozwoju, zdecydowana większość z nich, co do zasady, zgadza się z obecnym kształtem WPR. Ta jednolitość w podejściu do kwestii zrównoważonego rybołówstwa uniemożliwia jednak ocenę wpływu dominującej partii politycznej na poziom zrównoważenia rybołówstwa i dalsze analizowanie siły wpływu tej zmiennej.

4. Ocena wpływu determinant na kształtowanie się źródeł nieefektywności

Celem dokonania oceny możliwego wpływu wybranych zmiennych na sposób kształtowania się poziomów ekoefektywności, przeprowadzono ostatnią w tym badaniu analizę - analizę tobitową wpływu determinant na poziom luzów dla poszczególnych efektów i nakładów. Uzasadnienie wyboru tej metody oraz jej szczegóły zostały przedstawione w części metodycznej w II rozdziale. Przez wzgląd na to, że w wynikach pojawiały się dodatnie luzy (oznaczające, że nawet przy zwiększeniu nakładu lub złego efektu jednostka może pozostać efektywna), co wynika ze specyfiki modelu hybrydowego, to w modelu tobitowym ustawiono censoring limit na poziomie 0. Dzięki temu działaniu, analizowany będzie wpływ jedynie na ujemne luzy osiągnięte przez badane jednostki, a więc luzy *sensu stricto*. Uzyskane w poprzednim rozdziale wyniki ekoefektywności nie są wartościami bezpośrednio obserwowalnymi, ponadto są obliczane niezależnie dla każdego badanego okresu.

Tabela 29. Wyniki analizy panelowej wpływu wielkości funduszy i wysokości PKB na wysokość luzów dla nakładów i niepożądanego efektu

Wielkość funduszy					
ZMIENNE	m1 Tonaż brutto GT	m2 praca	m3 koszty	m4 energia	m5 emisje
FUNDUSZE	-0.170 [0.244]	-0.018 [0.030]	-24.610 [130.733]	-554.185* [324.060]	-2.794** [1.150]
sigma_u	81,806.5*** [16,452.8]	10,543.4*** [2,024.9]	15935183.8*** [4709102.9]	50464772.3*** [13111904.4]	281,022.9*** [56,204.9]
sigma_e	39,735.1*** [2,530.3]	4,904.1*** [299.2]	38436609.9*** [2353691.5]	87097004.2*** [6888855.6]	209,568.2*** [12,877.8]
STAŁA	-6,431.1 [21,106.8]	-1,982.7 [2,677.4]	-9,844.2 [6527293.7]	75679469.3*** [18993792.7]	28,828.6 [77,696.4]
LICZBA OBSERWACJI	239	239	239	239	239
LICZBA KRAJÓW	20	20	20	20	20
Wielkość PKB					
ZMIENNE	m6 Tonaż brutto GT	m7 praca	m8 koszty	m9 energia	m10 emisje
PKB	-2.335*** [0.885]	-0.122 [0.110]	-9.564 [345.005]	-1,342.719 [1,071.219]	-10.807* [5.629]
sigma_u	83,629.4*** [16,005.9]	11,004.9*** [2,011.5]	16410743.7*** [4088389.3]	58233515.2*** [13777231.3]	369,936.3*** [72,022.7]
sigma_e	39,213.6*** [2,489.2]	4,880.1*** [296.6]	38381850.8*** [2336028.9]	87547774.0*** [6963532.7]	206,698.7*** [12,688.6]
STAŁA	47,066.6 [30,223.1]	504.4 [3,814.2]	-657,393.0 [9704358.9]	91542300.7*** [32471638.6]	208,138.6 [169,438.7]
LICZBA OBSERWACJI	239	239	239	239	239
LICZBA KRAJÓW	20	20	20	20	20
Wielkość funduszy i wielkość PKB					
ZMIENNE	m11 Tonaż brutto GT	m12 praca	m13 koszty	m14 energia	m15 emisje
FUNDUSZE	-0.122 [0.250]	-0.015 [0.030]	-28.645 [136.616]	-592.939* [328.310]	-2.786** [1.186]
PKB	-2.272** [0.882]	-0.116 [0.109]	-33.000 [354.062]	-1,321.962 [975.400]	-8.669* [4.693]
sigma_u	80,643.5*** [16,514.7]	10,660.3*** [2,062.5]	15759862.2*** [5025913.6]	51012088.3*** [13389395.6]	290,059.5*** [62,794.1]
sigma_e	39,269.4*** [2,498.4]	4,892.1*** [298.8]	38460322.4*** [2368500.6]	86766841.9*** [6848963.8]	207,469.8*** [12,764.7]
STAŁA	49,291.7 [30,131.3]	831.6 [3,797.6]	951,877.8 [12157437.6]	1.103e+08*** [32746543.1]	248,031.8* [141,308.2]
LICZBA OBSERWACJI	239	239	239	239	239
LICZBA KRAJÓW	20	20	20	20	20

Poziom istotności:

*** p<0.01, ** p<0.05, * p<0.1

Źródło: obliczenia własne w programie STATA.

Wyklucza to możliwość przeprowadzenia typowej liniowej analizy panelowej. Dlatego też w tym badaniu analizowany jest wpływ determinant nie na wskaźnik ekoefektywności, a na wielkość uzyskanych luzów – źródeł potencjalnej nieefektywności. W tym podpunkcie przeprowadzono trzy kroki badania. W pierwszym z nich zbadano wpływ wielkości funduszy na wielkość uzyskanych luzów dla wielkości emisji gazów cieplarnianych (niepożądanego efektu) oraz nakładów, użytych w rozdziale IV: tonażu brutto (wyrażonego w GT) floty krajowej, pracy (liczba FTE), wysokości kosztów przeznaczonych na paliwo (€) oraz wielkości wykorzystanej energii (litry). W następnym kroku powtórzono badanie dla wskazanych efektów i nakładów, jednakże tym razem badano wpływ wielkości PKB per capita danego kraju. W ten sposób obliczono wpływ obu determinant osobno na wielkość luzów poszczególnych zmiennych. W ostatnim kroku zbadano wpływ zarówno wielkości funduszy, jak i poziomu PKB w jednym modelu, w celu sprawdzenia odporności uzyskanych oszacowań. Wyniki zaprezentowano w Tabeli 29. Jak można zauważyć, w przypadku samych funduszy, można mówić o ich istotnym wpływie na wielkość luzu dla emisji gazów cieplarnianych (niepożądany efekt). **Ujemny znak przy tej zmiennej oznacza, że wraz ze wzrostem wielkości funduszy krajów badanej grupy krajów, przeciętnie zwiększał się luz dla emisji. Innymi słowy, możliwości redukcji emisji gazów były większe, co ma negatywne skutki dla poziomu ekoefektywności.** Przy wzroście wielkości funduszy w danym kraju o 1 tys. €, następuje zwiększenie luzu emisji gazów cieplarnianych o 2,794t⁴. Może to oznaczać nieskuteczność Wspólnej Polityki Rybackiej w przypadku optymalizowania emisji gazów cieplarnianych. Wraz z otrzymywaniem środków z WPR jednostki decydowały się zamiast np. modernizować silniki z myślą o redukcji emisji zanieczyszczeń, wykorzystywać otrzymane środki tak, aby móc eksploatować je jeszcze bardziej, by złowić jeszcze więcej, bez względu na zwiększenie emisji. Podobną zależność zauważono w przypadku poziomu PKB – im wyższy poziom realnego PKB per capita danej jednostki decyzyjnej, tym bardziej w danym kraju zwiększała się wielkość luzu dotyczącego tonażu GT. Przyczyną takiego stanu rzeczy może być na przykład fakt, że kraje o niższym poziomie PKB per capita dysponowały starszymi i mniej zaawansowanymi technicznie jednostkami, które w większym stopniu były złomowane w badanym okresie. Przez co jednostki, które pozostały w użyciu, musiały być

⁴ Interpretacja efektów marginalnych w modelu tobitowym prowadzona w analogiczny sposób do interpretacji w standardowym modelu liniowym dotyczy obserwacji nieocenzurowanych (w tym przypadku obserwacji dla których odnotowano ujemną wartość luzu). Model tobitowy uwzględnia bowiem prawdopodobieństwo, że obserwowana wartość zmiennej zależnej (tu: wartość luzu) jest cenzurowana.

wykorzystywane w bardziej zoptymalizowany sposób, na przykład przed każdym wyjściem na połów szyper lub załoga dokładniej analizowała możliwe do uzyskania wielkości połowowe w danych warunkach atmosferycznych, obszarze połowowym, okresie lęgowym czy możliwościach związanych z zużyciem paliwa czy samej jednostki połowowej. W bardziej zamożnych krajach, utrzymanie tej samej wielkości nośności floty mogło powodować mniej optymalne gospodarowanie dostępnymi jednostkami. W przypadku wielkości funduszy, brak ich istotnego statystycznie wpływu zaobserwowano w odniesieniu do luzów dla wielkości tonażu brutto GT, liczby pracowników i kosztów paliwa. Przy założeniu istotności na poziomie 90% zaobserwowano wpływ wielkości funduszy na ilość skonsumowanej energii – przy wzroście wielkości funduszy w badanym kraju o 1 tys. €, następuje zwiększenie luzu skonsumowanej energii o 554 litry paliwa. Sama wielkość PKB na mieszkańca nie wpływała w sposób istotnie statystyczny na wielkość luzów dla liczby pracowników, wielkości kosztów ani ilości skonsumowanej energii, a przy założeniu istotności na poziomie 90% wielkość PKB per capita zwiększała wielkość luzu emisji gazów cieplarnianych. W modelu, w którym jednocześnie wprowadzono wielkość funduszy i PKB per capita uzyskano bardzo podobne wyniki, jak w modelach cząstkowych. Świadczy to o odporności modelu i potwierdza znaczenie wielkości funduszy dla luzów w przypadku emisji i energii oraz rolę poziomu PKB w kształtowaniu się luzu dla emisji gazów cieplarnianych i tonażu brutto.

Brak powiązania między wpływem funduszy i wpływem wielkości PKB na mieszkańca na badane wielkości można uznać jako argument za tezę, że środki w ramach EFR z 2007 roku zostały rozdzielone pomiędzy kraje członkowskie w sposób sprawiedliwy. Kolejne fundusze utrzymały ich procentowy rozdział pomiędzy kraje bazując na podziale EFR, zwiększając jedynie proporcjonalnie ich wielkości w tym samym stopniu dla wszystkich krajów. Co prawda wpływ tych funduszy zwiększa w obu przypadkach wielkości luzu emisji gazów cieplarnianych, ale zjawisko to występuje bez względu na wpływ zamożności danego kraju. Jak również widać, całkowite zlikwidowanie funduszy nie wyeliminuje problemu nadmiernych emisji gazów cieplarnianych, ponieważ zwiększenie luzu emisji występuje również w przypadku wpływu wielkości PKB na tę zmienną.

Celem tego rozdziału była ocena poziomu i dynamiki efektywności w sektorze rybołówstwa krajów UE za pomocą obwiedniowej analizy danych oraz ocena wpływu determinant na kształtowanie się luzów (źródeł nieefektywności) za pomocą regresji

tobitowej. W pierwszych dwóch podrozdziałach przeprowadzono dwa rodzaje badań: analizę standardowym modelem DEA oraz modelem hybrydowym, a następnie porównano poziomy produktywności i różnice między funduszami. W modelu radialnym najwyższą efektywność osiągnęły Bułgaria i Łotwa, a najniższą Włochy i Grecja. W modelu hybrydowym liderami były Rumunia i Łotwa, natomiast najniższą efektywność odnotowano we Francji i Grecji. Pod względem dynamiki postępu (MI) w modelu radialnym wyróżniały się Rumunia, Łotwa i Bułgaria, a najgorsze wyniki miały Portugalia, Hiszpania i Włochy. W modelu hybrydowym najwyższe MI miały Chorwacja, Szwecja i Belgia, a najniższe – Hiszpania, Rumunia i Włochy. Średni wzrost efektywności w modelu radialnym wyniósł 2,2%, natomiast w modelu hybrydowym odnotowano niemal 2% regresu. W pierwszym modelu kraje z $MI > 1$ miały wyższe wartości zarówno efektywności (EC), jak i zmiany technologicznej (TC), podczas gdy w modelu hybrydowym EC było wyższe w krajach z $MI > 1$, ale TC dominowało w drugiej grupie. Jednakże w obu modelach przynajmniej połowa państw wykazała dodatni średni poziom MI (15 z 20 w modelu radialnym i 11 z 20 w modelu hybrydowym), co świadczy o pozytywnej dynamice w obu przypadkach. Istnieją istotne statystycznie różnice w poziomie efektywności między krajami prowadzącymi połowy na Bałtyku, a pozostałymi badanymi państwami, a także między krajami łowiącymi wyłącznie na Morzu Śródziemnym i/lub Czarnym a tymi, które prowadzą działalność rybacką na Bałtyku.

Następnie omówiono determinanty bezpośrednich źródeł nieefektywności zrównoważonego rybołówstwa. Najpierw na podstawie przeglądu literatury wyselekcjonowano możliwe determinanty, są to: efekt szypra, polityka zarządzania rybołówstwem, poziom rozwoju gospodarczego oraz różnorodność biologiczna. Nastąpiła próba dopasowania wymienionych determinant do wymiennych wskaźników i dostępnych danych. Przez wzgląd na dostępność danych, wykorzystano realny poziom Produktu Krajowego Brutto na osobę w wybranych krajach w badanym okresie oraz wysokość przyznanych funduszy w ramach Wspólnej Polityki Rybackiej. Po przeprowadzeniu analizy panelowej, w której badano wpływ wybranych czynników ekonomicznych na wielkości luzów nakładów (tonaż brutto, liczba rybaków, wielkość kosztów paliwa i ich ilość) oraz złego efektu (emisje gazów cieplarnianych) uzyskano następujące wyniki: siła wpływu dominującej partii politycznej okazała się całkowicie nieistotna, zwiększanie wielkości funduszy przyczyniło się do zwiększania luzów w emisji gazów cieplarnianych, a wysokość PKB per

capita przyczyniła się do zwiększania luzów w przypadku tonażu przy założeniu poziomu istotności 99%. Dodatkowo, przy założeniu poziomu istotności 90%, zaobserwowano istotny wpływ wielkości funduszy na ilość skonsumowanej energii. Może to oznaczać, że Wspólna Polityka Rybacka jest nieskuteczna w zakresie redukcji emisji gazów cieplarnianych. Kraje, otrzymując środki z WPR, zamiast modernizować silniki, intensyfikowały eksploatację łodzi z nadzieją na zwiększenie wielkości połowu. Podobny odwrotny efekt zauważono w przypadku PKB – wyższe realne PKB per capita zwiększa przestrzeń do redukcji tonażu swojej floty rybackiej. Zaleca się modyfikację modelu dofinansowania rybołówstwa lub wprowadzenie nowych limitów emisji dla łodzi. Przykłady skutecznych działań to redukcja liczby łodzi w Danii, sposób organizacji sektora przedsiębiorstw rybackich w Niemczech, całkowita restrukturyzacja sektora w Rumunii, a także edukacja społeczeństwa, szczególnie w krajach takich jak Grecja, gdzie rybołówstwo ma duże znaczenie dla lokalnych społeczności.

Podsumowanie

Celem niniejszej pracy było określenie poziomu zrównoważenia rybołówstwa morskiego w krajach Unii Europejskiej oraz wskazanie na jego wybrane determinanty. Ułatwieniem realizacji tego badania było wskazanie celów szczegółowych. Pierwszym celem szczegółowym była operacjonalizacja pojęcia efektywności – czym efektywność jest, jak jest rozumiana i mierzona w literaturze przedmiotu oraz identyfikacja i uporządkowanie potencjalnych determinant rybołówstwa morskiego. Drugim celem szczegółowym było zbadanie zmian poziomu zrównoważenia rybołówstwa w krajach UE za pomocą skonstruowanych wskaźników efektywności, żeby umożliwić ocenę zmian poziomu zrównoważenia rybołówstwa. Ostatnim celem szczegółowym była ocena wpływu wybranych determinant na poziom bezpośrednich źródeł nieefektywności rybołówstwa Unii Europejskiej.

Każdy kolejny rozdział pracy miał za zadanie odpowiedzieć na postawione wcześniej pytania badawcze. W pierwszym rozdziale podjęto próby odpowiedzi na pytanie, jakie są podobieństwa i różnice pomiędzy działaniami krajów Unii Europejskiej na rzecz zrównoważonego rozwoju. Dlatego też na początku rozdziału umiejscowiono strategię zrównoważonego rybołówstwa w kontekście teorii ekonomicznych. Zrównoważony rozwój, który wywodzi się z ekonomii ekologicznej, jest przeciwny teorii ekonomii neoklasycznej i najbardziej związany z teorią instytucjonalizmu. Ideą zrównoważonego rozwoju jest poprawa jakości życia obecnych i przyszłych pokoleń, przy jednoczesnym zachowaniu zdolności środowiska do trwania w nienaruszonym stanie. Kluczowe jest równomierne rozwijanie trzech aspektów: gospodarki, społeczeństwa i środowiska. W 2015 roku ustanowiono cele zrównoważonego rozwoju, które stanowią podstawę działań na rzecz wdrażania tej idei, w tym zrównoważonego rybołówstwa. System wskaźników pozwala na monitorowanie postępów w osiąganiu tych celów w skali czasowej i geograficznej. Cele zrównoważonego rozwoju obejmują pięć głównych obszarów: społeczeństwo, planetę, dobrobyt, pokój i partnerstwo. Dotychczasowy model nieregulowanego rybołówstwa przyczynił się do degradacji środowiska i nie poprawił sytuacji związanej z głodem i niedożywieniem. W odpowiedzi na to, podobnie jak w rolnictwie, sektor rybołówstwa został objęty regulacjami przez różne instytucje i narzędzia. Zrównoważone rybołówstwo, bezpośrednio związane z celem 14. i pośrednio z celem 13. zrównoważonego rozwoju, jest

wspierane przez Wspólną Politykę Rybołówstwa UE, która zapewnia równe traktowanie flot i uczciwą konkurencję. Narzędzia takie jak MSY (maksymalny długoterminowy średni połów) i TAC (kwotowe limity połowowe) są kluczowe dla zarządzania zasobami. Plany wieloletnie, określające wskaźniki śmiertelności połowowej lub wielkości stad, pomagają w zarządzaniu. W ramach rybołówstwa, UE wspiera sektor za pomocą czterech głównych funduszy: Finansowego Instrumentu Odbudowy Rybołówstwa, Europejskiego Funduszu Rybackiego, Europejskiego Funduszu Morskiego i Rybackiego oraz Europejskiego Funduszu Morskiego, Rybackiego i Akwakultury.

W drugim rozdziale skoncentrowano się na odpowiedzi na pytanie, w jaki sposób są przeprowadzane badania poziomu efektywności rybołówstwa w literaturze przedmiotu. Omówiono w nim różne metody mierzenia zmian związanych z zrównoważonym rozwojem oraz klasyfikację tych wskaźników. Jednym z kluczowych wniosków jest fakt istnienia wielu takich wskaźników, co wynika z holistycznego charakteru koncepcji zrównoważonego rozwoju. Z tego powodu, pomiar za pomocą tylko kilku wskaźników liczbowych zawsze będzie częściowy i niedoskonały. Należy więc zaakceptować te ograniczenia i skupić się na metodach uwzględniających jak najwięcej aspektów zrównoważonego rozwoju. **W kontekście tej pracy, efektywność została uznana za odpowiednią metodę pomiaru poziomu zrównoważenia.** Na przeprowadzonego przeglądu literatury stwierdzono, że efektywność w rybołówstwie jest nadal niedostatecznie zbadana, co kreuje przestrzeń do dalszych badań. Na końcu rozdziału przedstawiono zastosowane metody badawcze: analizę statystyczną, obwiedniową analizę danych, wielopoziomową analizę tobitową oraz określono zakres przestrzenny i czasowy badania.

Celem trzeciego rozdziału było przedstawienie ilościowego i jakościowego obrazu połowów w krajach Unii Europejskiej oraz zbadanie wpływu i skutków działalności sektora rybołówstwa na otoczenie. Głównym pytaniem badawczym w tym rozdziale było to, jak kształtują się wyniki ekonomiczne sektora rybołówstwa w krajach UE. Dokonano więc analizy aktualnego Programu Europejskiego Funduszu Morskiego, Rybackiego i Akwakultury oraz jego celów, aby móc zidentyfikować kluczowe kwestie dotyczące poszczególnych krajów-beneficjentów. Kraje UE koncentrują się na efektywnej kontroli i egzekwowaniu przepisów rybackich, walce z nielegalnymi, nieraportowanymi i nieuregulowanymi połowami, zapewnieniu wiarygodnych danych dla decyzji opartych na wiedzy, przetwarzaniu

i wprowadzaniu do obrotu produktów rybołówstwa i akwakultury (co wpływa na bezpieczeństwo żywnościowe w UE), a także promowaniu zrównoważonej akwakultury, w tym poprawie konkurencyjności przy zapewnieniu długoterminowej trwałości środowiskowej. W literaturze przedmiotu zwrócono uwagę na wielopoziomowy, zwykle negatywny wpływ rybołówstwa na ekosystemy morskie oraz na skutki zewnętrzne, takie jak zanieczyszczenie wód morskich ściekami i chemikaliami z produkcji rolnej, co wpływa na organizmy morskie. Na potrzeby badania zidentyfikowano sześć kluczowych czynników: połowy, emisje gazów cieplarnianych, tonaż brutto, liczba rybaków, koszty energii i konsumpcja energii.

W czwartym rozdziale podjęto próbę odpowiedzi na dwa pytania badawcze: jaki jest poziom efektywności rybołówstwa i jakie są jego zmiany w czasie oraz jaki jest kierunek i siła oddziaływania wybranych determinant na wielkość luzów rybołówstwa. Przeprowadzono więc obwiedniową analizę danych z lat 2009–2020 dla wybranych krajów Unii Europejskiej (do 2019 roku dla Wielkiej Brytanii) na podstawie wcześniej wyselekcjonowanych zmiennych z przeglądu literatury. Analizowano dwa rodzaje modeli: radialny i hybrydowy z superefektywnością. W modelu radialnym najwyższy średni poziom efektywności zaobserwowano w Bułgarii i na Łotwie, a najniższy we Włoszech i Grecji. W modelu hybrydowym najwyższe wartości średniego poziomu efektywności zaobserwowano w Rumunii i na Łotwie, a najniższe we Francji i Grecji. Model radialny wykazał, że najwyższą dynamiką postępu w zakresie efektywności (MI) charakteryzowały się Rumunia, Łotwa i Bułgaria, podczas gdy Portugalia, Hiszpania i Włochy osiągnęły najniższe wyniki. W modelu hybrydowym najwyższe wyniki uzyskały Chorwacja, Szwecja i Belgia, a najniższe Hiszpania, Rumunia i Włochy. W obu modelach Włochy i Hiszpania miały najniższe wskaźniki efektywności. Model radialny wykazał przeciętny wzrost na poziomie 2,2%, natomiast model hybrydowy wskazał na regres na poziomie niemal 2%. Jednakże w obu modelach co najmniej połowa państw osiągnęła dodatni średni poziom MI. Wartości median sugerują coroczny wzrost efektywności – w modelu radialnym wynoszący minimum 2%, a w hybrydowym co najmniej 4‰. Oznacza to pozytywną tendencję w obu analizowanych modelach w przypadku większości państw. W modelu radialnym kraje z wskaźnikiem efektywności większym niż 1 miały nieco wyższe wartości dla obu zmiennych: EC i TC, podczas gdy w modelu hybrydowym EC było wyższe w krajach z wskaźnikiem

powyżej 1, ale TC było wyższe w krajach z niższym wskaźnikiem. Analiza obwiedniowa ujawniła, że przeciętny poziom efektywności wyniósł 0,696 w modelu radialnym i 0,627 w modelu hybrydowym, z wyraźnym wskazaniem, że jednostki decyzyjne w modelu radialnym były bliżej granicy technologicznej. Największe różnice między modelami wystąpiły w zakresie tonażu brutto, liczby rybaków i emisji gazów cieplarnianych, gdzie model hybrydowy sugeruje znaczną redukcję. Różnice te mogą wynikać z charakterystyki modelu radialnego, który nie pozwalał na zwiększenie połowów, w przeciwieństwie do modelu hybrydowego, który zezwalał na 3% wzrost. W Rumunii duża wartość luzu dla tonażu brutto wynikała z restrukturyzacji sektora rybołówstwa, a w Grecji i Włoszech wyniki wskazały na problemy z zarządzaniem zasobami ludzkimi. Polska wykazała największą przestrzeń do redukcji emisji gazów cieplarnianych w modelu radialnym, podczas gdy w modelu hybrydowym największe redukcje dotyczyły Portugalii, Francji, Włoch i Polski. Podsumowując, poziom ekoefektywności w badanych krajach nie zmieniał się znacząco w czasie. Oba modele ukazały problemy z zarządzaniem zasobami ludzkimi w Grecji i Włoszech oraz brak akceptowalnych przestrzeni na zwiększenie połowów. Poziom ekoefektywności różnił się istotnie statystycznie pomiędzy krajami poławiającymi na Bałtyku, a resztą krajów oraz pomiędzy krajami poławiającymi jedynie na Bałtyku, a na Morzu Śródziemnym i/lub Czarnym. Ostatnim realizowanym pytaniem badawczym było to, jaki jest kierunek i siła oddziaływania wybranych determinant na bezpośrednie źródła nieefektywności rybołówstwa morskiego. Dlatego też w drugiej części ostatniego rozdziału analizowane były również czynniki wpływające na ekoefektywność zrównoważonego rybołówstwa. W oparciu o przegląd literatury zidentyfikowano potencjalne determinanty: efekt szypra, politykę zarządzania rybołówstwem, poziom rozwoju gospodarczego oraz różnorodność biologiczną. Po próbie przypisania tych determinant do wymiennych wskaźników i dostępnych danych, wykluczono efekt szypra oraz różnorodność biologiczną. Wybrano natomiast czynniki ekonomiczne: realny poziom Produktu Krajowego Brutto (PKB) na osobę, wysokość funduszy z Wspólnej Polityki Rybackiej (WPR) oraz dominującą partię polityczną. Wielopoziomowa analiza tobitowa wpływu tych czynników na wielkości tzw. luzów (a więc bezpośrednich źródeł nieefektywności) dla zmiennych takich jak tonaż brutto, liczba rybaków, koszty paliwa oraz emisja gazów cieplarnianych wykazała następujące wyniki: fundusze zwiększały luz dla emisji gazów cieplarnianych, a wyższe PKB per capita prowadziło do zwiększenia luzu tonażu floty rybackiej. Takie wyniki wskazały na możliwą

nieskuteczność WPR w redukcji emisji gazów cieplarnianych. Kraje, otrzymując fundusze, zamiast modernizować silniki łodzi, intensyfikowały ich eksploatację, zwiększając emisję. Z kolei wyższe PKB per capita mogło nie motywować do zmniejszania tonażu floty. Jako rekomendacja, wskazane jest dostosowanie modelu finansowania rybołówstwa lub wprowadzenie nowych limitów emisji gazów cieplarnianych dla łodzi. Przykłady efektywnych działań obejmują redukcję liczby łodzi w Danii, reorganizację sektora rybołówstwa w Niemczech, pełną restrukturyzację w Rumunii oraz edukację społeczeństwa w krajach, takich jak Grecja, gdzie rybołówstwo ma istotne znaczenie dla lokalnych społeczności.

Pierwszą hipotezą pracy było założenie, że poziom zrównowżenia rybołówstwa (wyrażony poziomem ekoefektywności) w większości krajów Unii Europejskiej ulega poprawie. Hipoteza pierwsza została potwierdzona. Zarówno model radialny, jak i hybrydowy wykazał, że w co najmniej połowie państw zaobserwowano dodatni poziom średniego MI (15 na 20 w modelu radialnym i w 11 z 20 w modelu hybrydowym). Wartości median w obu modelach zaś wskazały, że w połowie państw nastąpił coroczny wzrost średniego poziomu efektywności, w modelu radialnym co najmniej o 2%, a w modelu hybrydowym co najmniej o 4‰. Oznacza to niewielką, ale jednak dodatnią dynamikę wskaźnika MI w obu modelach.

Z drugiej strony, wnioski płynące z ostatniej części badania wskazały na **odrzućenie obu hipotez powiązanych z wybranymi determinantami.** Druga hipoteza zakładała, że **wzrost wielkości funduszy przekazywanych na rybołówstwo prowadzi do ograniczenia wielkości luzów i tym samym poprawy ekoefektywności rybołówstwa.** Po dokonaniu analizy panelowej dotyczącej wpływu wybranych czynników ekonomicznych na poziom luzów w zakresie nakładów (tonaż brutto, liczba rybaków, koszty i zużycie paliwa) oraz negatywnych efektów (emisje gazów cieplarnianych) okazało się, że przy założonym poziomie istotności 99%, wzrost wysokości funduszy prowadził do zwiększenia luzów w emisji gazów cieplarnianych. Może to sugerować, że Wspólna Polityka Rybacka nie spełnia swojej roli w ograniczaniu emisji – zamiast inwestować w nowoczesne, bardziej ekologiczne technologie, państwa członkowskie wykorzystywały środki do intensyfikacji połowów. Natomiast trzecia hipoteza zakładała, że **wzrost wielkości PKB per capita badanego kraju prowadzi do ograniczenia wielkości luzów i tym samym poprawy ekoefektywności rybołówstwa.** Jednakże w badaniu wykazano, że przy założonym poziomie istotności 99%,

wzrost poziomu PKB per capita skutkował zwiększaniem wielkości luzów w tonażu floty. Kraje o wyższym realnym PKB per capita dysponują większym potencjałem do zmniejszania tonażu swoich flot rybackich. **Ostatnia, czwarta hipoteza została potwierdzona.** W przeprowadzonym badaniu stwierdzono, że **istnieją istotne statystycznie różnice w poziomach efektywności dla krajów poławiających jedynie na Morzu Bałtyckim, a pozostałymi badanymi krajami.** Najważniejsza jest jednak identyfikacja potrzeb wszystkich interesariuszy sektora morskiego i obopólnej zgody na wypracowanie kompromisu w podejmowanych działaniach. Przez wzgląd na historię dotychczasowego prowadzenia nieograniczonych połowów morskich na całym świecie, Unia Europejska jest pionierem w kreowaniu i realizacji rozwiązań przeciwdziałających przełowieniu przy jednoczesnym utrzymywaniu tego sektora w stabilności pod względem zatrudnienia i podaży ryb i owoców morza. Dlatego też nie każde zaproponowane rozwiązanie, narzędzie, plan czy fundusz UE może przynosić zamierzone efekty. Trudność w jasnej predykcji i ocenie jednoczesnych zachowań aktorów we wszystkich trzech wymiarach zrównoważonego rozwoju – gospodarce, społeczeństwie i środowisku – wydaje się w tym przypadku niemal naturalną. Jednakże dotychczasowa niedoskonałość używanych narzędzi i koncepcji może być lekcją dla przyszłych pokoleń i motywacją do dalszego poszukiwania odpowiedzi na pytanie ile łowić, aby nie przełowić.

Bibliografia

A. Książki i artykuły

1. Adam, A. i Tsarsitalidou, S. (2019). *Environmental policy efficiency: measurement and determinants*. Econ Gov 20, 1–22 (2019). <https://doi.org/10.1007/s10101-018-0219-y>
2. Adamczak-Retecka, M. (2014). *“Błękitna Polityka” Unii Europejskiej*. Gdańsk: Uniwersytet Gdański 2014
3. Alene, A. D. (2010). *Productivity growth and the effects of R&D in African agriculture*. Agricultural Economics, 41(3-4), 223-238. <https://doi.org/10.1111/j.1574-0862.2010.00450.x>
4. Alverson, D., Freeberg, M. i Murawski, S. (1994). *A global assessment of fisheries bycatch and discards*. Global of Fisheries by Catch and Discard. FAO.
5. Avadí, A. i Acosta-Alba, I. (2021). *Eco-efficiency of the fisheries value chains in the Gambia and Mali*. Foods, 10(7), 1610. <https://doi.org/10.3390/foods10071620>
6. Avadí, Á., Vázquez-Rowe, I. i Fréon, P. (2014). *Eco-efficiency assessment of the Peruvian anchoveta steel and wooden fleets using the LCA+DEA framework*. Journal of Cleaner Production, 70, 118-131. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.01.047>
7. Basset-Mens, C., Ledgard, S., i Boyes, M. (2009). *Eco-efficiency of intensification scenarios for milk production in new Zealand*. Ecological Economics, 68(6), 1615-1625. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.11.017>
8. Barz, F. (2022). *Identifying social practices to inform fisheries management—the case of bycatch practices of marine mammals and seabirds of German gillnet fishers*. ICES Journal of Marine Science, fsac208, <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsac208>
9. Borchardt, K. D., (2017). *ABC prawa Unii Europejskiej*. Dyrekcja Generalna ds. Komunikacji Społecznej (Komisja Europejska), Bruksela 2017
10. Borychowski, M. (2016), *Ekonomiczne determinanty rozwoju sektora biopaliw płynnych w Polsce i Niemczech po 2004 roku*, Poznań.
11. Borys, T. (2016), *Personifikacja organizacji jako nowa forma wyrażania istoty nowego paradygmatu rozwoju*. Ekonomia i Środowisko, Wydawnictwo UE we Wrocławiu, Wrocław

12. Borys, T. (2014). *Wybrane problemy metodologii pomiaru nowego paradygmatu rozwoju – polskie doświadczenia*
13. Boussofiane, A., Dyson, R. G. i Thanassoulis, E. (1991). *Applied data envelopment analysis*. European Journal of Operational Research, 52(1), 1-15.
[https://doi.org/10.1016/0377-2217\(91\)90331-O](https://doi.org/10.1016/0377-2217(91)90331-O)
14. Bravo-Olivas, M. i Chávez-Dagostino, R. (2020). *Sustainable fishing? Ecological footprint analysis of an artisanal fishing organization*. The Open Environmental Research Journal, 13(1), 1-10. <https://doi.org/10.2174/1874213002013010001>
15. Caiado, R. G. G., de Freitas Dias, R., Mattos, L. V., Quelhas, O. L. G. i Leal Filho, W. (2017). *Towards sustainable development through the perspective of ecoefficiency: A systematic literature review*. Journal of Cleaner Production, 165 (2017), 890–904.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.07.166>
16. Chang, Ha-Joon (2015), *Ekonomia. Instrukcja Obsługi*. Warszawa, 2015
17. Cong, R. (2000) *Marginal effects of the tobit model*. Stata Technical Bulletin 56: 27–34. Reprinted in Stata Technical Bulletin Reprints, vol. 10, pp. 189–197. College Station, TX: Stata Press
18. Czyżewski, B. i Kryszak, Ł. (2022). *Sustainable Agriculture Policies For Human Well-Being*. Integrated Efficiency Approach. Cham: Springer.
19. Dayton, P. K., Thrush, S. F., Agardy, M. T., i Hofman, R. J. (1995). *Environmental effects of marine fishing*. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 5(3), 205–232. doi:10.1002/aqc.3270050305
20. DeSimone, L.D., Popoff, F. *Eco-efficiency: the business link to sustainability*. Cambridge: MIT Press; 1997
21. Easterly, W. i Levine, R. (2013) *It's Not Factor Accumulation: Stylized Facts and Growth Models*. The World Bank Economic Review, Vol. 15, No. 2 (2001), 177-219
22. The Ecologist. (2010). *EU exporting 'one-third' of CO2 emissions to poorer countries*, The Ecologist
23. Eurostat (2024). *Marine waters affected by eutrophication*.
https://doi.org/10.2908/SDG_14_60
24. Fisher, R. A. 1935. *The Design of Experiments*. Edinburgh: Oliver & Boyd.

25. Foley, J. A., Ramankutty, N., Brauman, K. A., Cassidy, E. S., Gerber, J. S., Johnston, M., ... Zaks, D. P. M. (2011). *Solutions for a cultivated planet*. *Nature*, 478(7369), 337–342. <https://doi:10.1038/nature10452>
26. Fowler, C. W. (1987). *Marine debris and northern fur seals: A case study*. *Marine Pollution Bulletin*, 18(6), 326–335. [https://doi:10.1016/s0025-326x\(87\)80020-6](https://doi:10.1016/s0025-326x(87)80020-6)
27. Freeman, M.A. (1973). *The Economics of Environmental Policy*. John Wiley & Sons, New York
28. Gascuel, D., Coll, M., Fox, C., Guénette, S., Guitton, J., Kenny, A., ... Shephard, S. (2014). *Fishing impact and environmental status in European seas: a diagnosis from stock assessments and ecosystem indicators*. *Fish and Fisheries*, 17(1), 31–55. <https://doi:10.1111/faf.12090>
29. Gill, F. (2009). *Natura 2000 i akwakultura*. ISBN 978-83-86564-24-8. Ministerstwo Środowiska, Warszawa 2009
30. Gómez-Limón, J. A., Picazo-Tadeo, A. J. i Reig-Martínez, E. (2012). *Eco-efficiency assessment of olive farms in Andalusia*. *Land Use Policy*, 29(2), 395-406. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2011.08.004>
31. González-García, S., Villanueva-Rey, P., Belo, S., Vázquez-Rowe, I., Moreira, M. T., Feijoo, G. i Arroja, L. (2015). *Cross-vessel eco-efficiency analysis. A case study for purse seining fishing from north Portugal targeting European pilchard*. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 20(7), 1019-1032. <https://doi.org/10.1007/s11367-015-0887-6>
32. Goñi, R. (1998). *Ecosystem effects of marine fisheries*. *Ocean & Coastal Management*, 40(1), 37–64. [https://doi:10.1016/s0964-5691\(98\)00037-4](https://doi:10.1016/s0964-5691(98)00037-4)
33. Grzelak, A., i Matuszczak, A. (2011). *Na drodze do ekonomii zrównoważonego rozwoju*. *Kwartalnik nauk o przedsiębiorstwie*, 20(3), 48-49.
34. Halkos, G., i Petrou, K. N. (2019). *Treating undesirable outputs in DEA: A critical review*. *Economic Analysis and Policy*, 62, 97-104. <https://doi.org/10.1016/j.eap.2019.01.005>
35. Helpman, E. (2010), *The Mystery of Economic Growth*, Belknap Press of Harvard University Press, Cambridge.

36. Hickel, J. (2020). The sustainable development index: Measuring the ecological efficiency of human development in the anthropocene. *Ecological Economics*, 167, 106331. doi:10.1016/j.ecolecon.2019.05.011
37. Hoffren, J. (2006). *Reconsidering quantification of eco-efficiency: Application to a national economy*. *Progress in Industrial Ecology, an International Journal*, 3(6), 538–558. <https://doi.org/10.1504/PIE.2006.012752>
38. Huppes, G. i Ishikawa, M. (2005). *A Framework for Quantified Eco-efficiency Analysis*. *Journal of Industrial Ecology*, 9(4), 25-41. <https://doi.org/10.1162/108819805775247882>
39. Hammond, A., Adriaanse, E. Rodenburg, D. Bryant i R. Woodward (1995), *Environmental Indicators*, Washington DC: World Resources Institute.
40. Instytut Oceanologii PAN (2011). *Eutrofizacja Morza Bałtyckiego*. https://www.iopan.gda.pl/MarPoLab/eutrofizacja_pl.pdf
41. IPCC. (2021a). *The Intergovernmental Panel on Climate Change* - https://www.ipcc.ch/?__cf_chl_jschl_tk__=pmd_530737d509c88598608edae53abd32ba4f9e933-1628505326-0-gqNtZGzNAC2jcnBszQkO
42. IPCC, (2021b). *Summary for Policymakers. In: Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*
43. Jakubowski, M. (2005). „Dobra publiczne i dobra wspólne”, w: J. Wilkin (red.), *Teoria wyboru publicznego. Wstęp do ekonomicznej analizy polityki i funkcjonowania sfery publicznej*. Warszawa: Wydawnictwo Naukowe Scholar.
44. Kaldor, N. (1939), *Welfare Propositions of Economics and Interpersonal Comparisons of Utility*, „The Economic Journal”, 49 (195), 1939, s. 549–552, <https://doi.org/10.2307/2224835>, JSTOR: 2224835.
45. Kargol-Wasiluk, A. (2008). *Teoria dóbr publicznych a paradygmat ekonomii sektora publicznego*. Zarządzanie publiczne nr 3(5)/2008 ISSN 1898-3529
46. Komisja Europejska. (2019). *Europejski Fundusz Morski i Rybacki*. Pobrane z: https://ec.europa.eu/fisheries/cfp/fishing_rules_pl
47. Komisja Europejska. (2020). *TACs*. Pobrane z: https://ec.europa.eu/fisheries/cfp/fishing_rules/tacs_pl

48. Kułyk P., Michałowska M., Roszkowska-Hołyś D. (2019). *Zielona gospodarka w sektorze rolnictwa w ujęciu krajowym i międzynarodowym*. Wydawnictwo Uniwersytetu Ekonomicznego we Wrocławiu, 2019
49. Księżyk, M. (2012). *Ekonomia Podejście historyczne i perspektywne*, Kraków 2012
50. Kuosmanen, T. i Sipiläinen, T. (2009). *Exact decomposition of the Fisher ideal total factor productivity index*. Journal of Productivity Analysis, 31(3), 137–150. doi:10.1007/s11123-008-0129-z
51. Kwei, L., Yang, Y. (2003). *Minimizing environmental impacts of freshwater aquaculture and reuse of pond effluents and mud*, Aquaculture, Volume 226, Issues 1–4, 2003, 57-68, [https://doi.org/10.1016/S0044-8486\(03\)00467-8](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(03)00467-8)
52. Laso, J., García-Herrero, I., Margallo, M., Vázquez-Rowe, I., Fullana, P., Bala, A., Gazulla, C., Irabien, Á. i Aldaco, R. (2018b). *Finding an economic and environmental balance in value chains based on circular economy thinking: An eco-efficiency methodology applied to the fish canning industry*. Resources, Conservation and Recycling, 133, 428-437. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.02.004>
53. Laso, J., Vázquez-Rowe, I., Margallo, M., Irabien, Á. i Aldaco, R. (2018a). *Revisiting the LCA+DEA method in fishing fleets. How should we be measuring efficiency?* Marine Policy, 91, 34-40. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2018.01.030>
54. Lewison, R., Crowder, L., Read, A., i Freeman, S. (2004). *Understanding impacts of fisheries bycatch on marine megafauna*. Trends in Ecology & Evolution, 19(11), 598–604. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2004.09.004>
55. Lockwood, B. (2018) *Pareto Efficiency*. In: Macmillan Publishers Ltd (eds) The New Palgrave Dictionary of Economics. Palgrave Macmillan, London. https://doi.org/10.1057/978-1-349-95189-5_1823
56. Maciejczak, M., Hofreiter, K., (2013). *How to Define Bioeconomy?* Annals of Polish Association of Agricultural and Agribusiness Economists, Volume 15, Issue 4, s. 243-248.
57. Majewski, E. (2018), *Trwały rozwój i trwałe rolnictwo*. Teoria i praktyka gospodarstw rolniczych. Wydawnictwo SGGW, Warszawa
58. Mamoon, A. (2012), *Assessing The Impact Of Economies Of Scale And Uncontrollable Factors On The Performance Of U.S. Cities*. (2012). Electronic Theses and Dissertations. 2093. <https://stars.library.ucf.edu/etd/2093>

59. Matuszczak, A., Kryszak, Ł., Czyżewski, B., i Łopatka, A. (2020). *Environment and political economics: Left-wing liberalism or conservative leftism - Which is better for eco-efficiency? Evidence from Poland*. Science of The Total Environment, 140779. <https://doi:10.1016/j.scitotenv.2020.140779>
60. Modzelewski, P. (2011), *System zarządzania jakością a skuteczność i efektywność administracji samorządowej*, CeDeWu Sp. z o.o., Warszawa.
61. Marine Stewardship Council (2020). *Standardy i certyfikacja*. <https://www.msc.org/pl/standardy-i-certyfikacja-msc/standardy-msc>
62. Marine Management Organisation (2022). *UK Sea Fisheries Statistics 2021*. https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/1107359/UK_Sea_Fisheries_Statistics_2021.pdf
63. Oddsson, G. V. (2020). *A Definition of Aquaculture Intensity Based on Production Functions*. The Aquaculture Production Intensity Scale (APIS). Water, 12(3), 765. <https://doi:10.3390/w12030765>
64. OECD (2024). *Employment in fisheries, aquaculture and processing* https://stats.oecd.org/OECDStat_Metadata/ShowMetadata.ashx?Dataset=FISH_EMP&ShowOnWeb=true&Lang=en
65. Organizacja Narodów Zjednoczonych. (2021a). *Landmark UN resolution confirms healthy environment is a human right*. https://www.unep.org/news-and-stories/story/landmark-un-resolution-confirms-healthy-environment-human-right?fbclid=IwAR1c9CUtoof8P_XUMlkdBPDWbWAvUtG4K2LXYPkZu9NdFxeAQOk8Z-IVksU
66. Organizacja Narodów Zjednoczonych. (2021b). *The right to a healthy environment* . <https://news.un.org/en/story/2021/10/1103082?fbclid=IwAR0bMtSeCroHN63caKfKXER-AUe1f7RxasLAN3L92HbNm5iqG1WjbB4-IA>
67. Organizacja Narodów Zjednoczonych. (2015). *Polska*. <http://www.unic.un.org.pl/strony-2011-2015/zrownowazony-rozwoj-i-cele-zrownowazonego-rozwoju>
68. Papież, M., Śmiech, S., Frodyma, K., 2019. *Factors affecting the efficiency of wind power in the European Union countries*. Energy Pol. 132, 965-977. <https://10.1016/j.enpol.2019.06.036>.

69. Parris, T. M., i Kates, R. W. (2003). *Characterizing and measuring sustainable development*. Annual Review of Environment and Resources, 28(1), 559–586. <https://doi:10.1146/annurev.energy.28.050>
70. Pauly, D. Christensen V. (1995). *Primary production required to sustain global fisheries*. Nature 374: 255-257
71. Pauly, D., Belhabib, D., Blomeyer, R., Cheung, W. W. W. L., Cisneros-Montemayor, A. M., Copeland, D., ... Zeller, D. (2013). *China's distant-water fisheries in the 21st century*. Fish and Fisheries, 15(3), 474–488. <https://doi:10.1111/faf.12032>
72. Pearce, D., Hamilton, K., i Atkinson, G. (1996). *Measuring sustainable development: progress on indicators*. Environment and Development Economics, 1(01). <https://doi:10.1017/s1355770x00000395>
73. Pendergast, J. F., S. J. Gange, M. A. Newton, M. J. Lindstrom, M. Palta, i M. R. Fisher. 1996. A survey of methods for analyzing clustered binary response data. International Statistical Review 64: 89–118.
74. Pigou, A. C., (1906), *Protective & preferential import duties*, Routledge, 1906, s. 1–3.
75. Piwońska, K. (2021). *The concept of eco-efficiency in fisheries. A literature review*. Annals of the Polish Association of Agricultural and Agribusiness Economists, 4, 149-167. <https://doi.org/10.22004/ag.econ.324135>
76. Polska Pomoc. (2020). *Polska. Milenijne Cele Rozwoju*. <https://www.polskapomoc.gov.pl/Milenijne,cele,rozwoju,53.html>
77. Repar, N., Jan, P., Dux, D., Nemecek, T., Doluschitz, R., *Implementing farm-level environmental sustainability in environmental performance indicators: A combined global-local approach*, Journal of Cleaner Production (2016), <https://doi:10.1016/j.jclepro.2016.07.022>
78. Rising, L., Rehmer, K. (2009). *Patterns for sustainable development*, Proceeding PLoP'09: Proceedings of the 16th Conference on Pattern Languages of Program, Chicago
79. Rogall, H. (2010). *Ekonomia Zrównoważonego Rozwoju. Teoria i Praktyka*, Zys i S-ka, Poznań 2010
80. Runowski, H. (2000). *Zrównoważony rozwój gospodarstw i przedsiębiorstw rolniczych*. Roczn. Nauk. SERiA, t.II, z.1, s. 94-102.

81. Rutkowska, A. (2013). Teoretyczne aspekty efektywności - pojęcie i metody pomiaru. Zarządzanie i Finanse 2013
82. Rybaczewska-Błazejowska, M. i Gierulski, W. (2018). *Eco-Efficiency Evaluation of Agricultural Production in the EU-28*. Sustainability, 10(12), 4544. <https://doi.org/10.3390/su10124544>
83. Samuelson, P.A., Nordhaus, W.D. (2005), *Ekonomia*, PWN, Warszawa.
84. Salz, P. (2004). *Calculation of labour including FTE (full-time equivalent) in fisheries*
85. Schaltegger, S. i Burritt, R. (2000). Contemporary environmental accounting. Issues, concepts and practice. London: Routledge.
86. Schaltegger, S., Sturm, A., 1990. *Ökologische Rationalität* (German/in English: environmental rationality). Die Unternehmung 4, 117–131.
87. Scientific, Technical and Economic Committee for Fisheries (STECF) (2019). *Social data in the EU fisheries sector* (STECF-19-03). ISBN 978-92-76-09514-9 ISSN 1831-9424 <https://doi.org/10.2760/638363>
88. Stiglitz, J. E. (2004), *Ekonomia sektora publicznego*, PWN, Warszawa
89. Stiglitz, J. E., Sen A., Fitoussi J-P. (2010) *Mis-Measuring Our Lives: Why GDP Doesn't Add Up (The Report of the Commission on the Measurement of Economic Performance and Social Progress)* The New Press, ISBN: 978-1-59558-519-6
90. Sulewski, P., Wąs, A., Kłoczko-Gajewska, A., Kobus, P., Pogodzińska, K. i Gołaś, M. (2020). *Ekoefektywność towarowych gospodarstw rolnych w Polsce*. Warszawa: Wydawnictwo SGGW.
91. Świerczewska, I. (2007), *Total factor productivity. The embodied capital of knowledge*, [w:] W. Welfe (ed.), Knowledge based economies. Models and methods, Peter Lang, Frankfurt.
92. Tickler, D., Meeuwig, J.J., Bryant, K. (2018). *Modern slavery and the race to fish*. Nat Commun 9, 4643 (2018). <https://doi.org/10.1038/s41467-018-07118-9>
93. Tokarski, T., Zachorowska-Mazurkiewicz, A. (2016). *Kłopoty z marginalną teorią podziału Clarka*. Gospodarka Narodowa 6/2016 vol. 286 <https://doi.org/10.33119/GN/100763>
94. Tone, K. (2004). *A hybrid measure of efficiency in DEA*. GRIPS Policy Information Center Research Report.

95. Tzanatos, E., Dimitriou, E., Papaharisis, L., Roussi, A., Somarakis, S., i Koutsikopoulos, C. (2006). *Principal socio-economic characteristics of the Greek small-scale coastal fishermen*. Ocean & Coastal Management, 49(7-8), 511–527. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2006.04.002>
96. Unia Europejska (2013). *Europejski Fundusz Rybacki*. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PL/TXT/?uri=LEGISSUM:l66004&frontOfficeSuffix=%2F>
97. Urbaniec, M. (2016). *Monitoring system of sustainable development in the European Union*. Acta Universitatis Lodzianis. Folia Oeconomica, 2(313). <https://doi.org/10.18778/0208-6018.313.10>
98. Vázquez-Rowe, I. i Tyedmers, P. (2013). *Identifying the importance of the “skipper effect” within sources of measured inefficiency in fisheries through data envelopment analysis (DEA)*, Marine Policy, Elsevier, vol. 38(C), pages 387-396.
99. Vázquez-Rowe, I., Villanueva-Rey, P., Iribarren, D., Teresa Moreira, M., i Feijoo, G. (2012). *Joint life cycle assessment and data envelopment analysis of grape production for vinification in the rías baixas appellation (NW Spain)*. Journal of Cleaner Production, 27, 92-102. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2011.12.039>
100. Vázquez-Rowe, I., Iribarren, D., Hospido, A., Moreira, M. T. i Feijoo, G. (2011). *Computation of operational and environmental benchmarks within selected Galician fishing fleets*. Journal of Industrial Ecology, 15(5), 776- 795. <https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2011.00360.x>
101. Vázquez-Rowe, I., Iribarren, D., Moreira, M. T. i Feijoo, G. (2010). *Combined application of life cycle assessment and data envelopment analysis as a methodological approach for the assessment of fisheries*. International Journal of Life Cycle Assessment, 15(3), 272-283. <https://doi.org/10.1007/s11367-010-0154-9>
102. Wang, G., Shi, R., Mi, L., Hu, J. (2022). *Agricultural Eco-Efficiency: Challenges and Progress*. Sustainability. 2022; 14(3):1051. <https://doi.org/10.3390/su14031051>
103. Wang, X., Ding, H. i Liu, L. (2019). *Eco-efficiency measurement of industrial sectors in China: a hybrid super-efficiency DEA analysis*. Journal of Cleaner Production, 229, 53-64.
105. Waldbusser, G. (2014). *Saturation-state sensitivity of marine bivalve larvae to ocean acidification*. “Nature Climate Change”, 5(3), 2014. <https://doi.org/10.1038/nclimate2479>

106. Wernicka, M., (2014). *Doświadczenie w metodyce liczenia Carbon Footprint w przedsiębiorstwach w Polsce*, Kraków 2014.
107. Wesołowska, A. (2005). *Teoria dóbr publicznych Paula Anthony'ego Samuelsona*. Instytut Socjologii UMK.
108. Wilkin, J., (2007). *Uwarunkowania rozwoju polskiego rolnictwa w kontekście europejskim i globalnym. Implikacje teoretyczne i praktyczne* (Referat przygotowany na VIII Kongres Ekonomistów Polskich: „Polska w gospodarce światowej – szanse i zagrożenia rozwoju”, 29-30 listopada), s. 15-18.
109. Wilkin, J. (2004). *Dlaczego potrzebujemy długookresowej strategii zintegrowanego rozwoju wsi i rolnictwa*. Wieś i rolnictwa, 2(123)
110. Willison, J. H. M., i Côté, R. P. (2009). *Counting biodiversity waste in industrial eco-efficiency: Fisheries case study*. Journal of Cleaner Production, 17(3), 348-353. <https://doi:10.1016/j.jclepro.2008.08.003>
111. Wojtyna, A. (1990), *Nowoczesne państwo kapitalistyczne a gospodarka, teoria i praktyka*. PWN, Warszawa
112. Worm, B., Hilborn, R., Baum, J. K., Branch, T. A., Collie, J. S., Costello, C., ... Zeller, D. (2009). *Rebuilding Global Fisheries*. Science, 325(5940), 578–585. <https://doi:10.1126/science.1173146>
113. Zegar, J.S., (2012). *Współczesne wyzwania rolnictwa*, PWN, Warszawa s.13-24.
114. Zhang, B., Bi, J., Fan, Z., Yuan, Z., i Ge, J. (2008). *Eco-efficiency analysis of industrial system in China: A data envelopment analysis approach*. Ecological Economics, 68(1-2), 306–316. <https://doi:10.1016/j.ecolecon.2008.03.009>
115. Żmija, D. (2016). *Wpływ wspólnej polityki rolnej Unii Europejskiej na funkcjonowanie gospodarstw rolnych w Polsce*, Wydawnictwo Difin, Warszawa.

B. Materiały źródłowe i statystyczne

116. Consilium Europa (2023). *Uprawnienia do połowów w UE* <https://www.consilium.europa.eu/pl/policies/eu-fish-stocks/tacs-and-fishing-opportunities/>

117. European Environment Agency (2023). *FAO FIGIS Data base*
<https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/external/fisheries-statistical-collection-fao-figis>
118. European Commission, Joint Research Centre, Scientific, Technical and Economic Committee for Fisheries, Virtanen, J., Guillen, J., Prellezo, R. (2022). *The 2022 annual economic report on the EU fishing fleet (STECF 22-06)*, Virtanen, J.(editor), Guillen, J.(editor), Prellezo, R.(editor), Sabatella, E.(editor), Publications Office of the European Union, 2022, <https://data.europa.eu/doi/10.2760/120462>
119. European Commission, Directorate-General for Maritime Affairs and Fisheries (2022), *Facts and figures on the common fisheries policy : basic statistical data : 2022*, Publications Office of the European Union, 2022, <https://data.europa.eu/doi/10.2771/737237>
120. European Commission, Directorate-General for Maritime Affairs and Fisheries, (2019). *Facts and figures on the common fisheries policy : basic statistical data : 2018 edition*, Publications Office, 2019, <https://data.europa.eu/doi/10.2771/060211>
121. Eurostat (2023). *Data browser*, https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/explore/all/t_agric?lang=en&subtheme=t_fish&display=list&sort=category&extractionId=tag00083
122. FAO (2022). The ecosystem approach to fisheries. Fisheries impact on the ecosystem. <https://www.fao.org/3/y4773e/y4773e05.htm>
123. Główny Urząd Statystyczny. (2004). *Rocznik Statystyczny Gospodarki Morskiej 2004*. Warszawa: Zakład Wydawnictw Statystycznych
124. Główny Urząd Statystyczny. (2024). *Wskaźniki Zrównoważonego Rozwoju – SDI*, https://stat.gov.pl/cps/rde/xbcr/gus/Wskazniki_SDI.pdf
125. Unia Europejska (2021a). *Common Policy*. https://ec.europa.eu/oceans-and-fisheries/policy/common-fisheries-policy-cfp_en
126. Unia Europejska (2021b). *Obszary działalności Unii Europejskiej*, https://europa.eu/european-union/topics_pl
127. Unia Europejska (2020). *Facts and figures*, https://ec.europa.eu/oceans-and-fisheries/facts-and-figures/facts-and-figures-common-fisheries-policy_en
128. Unia Europejska (2019). *UE w skrócie*, https://europa.eu/european-union/about-eu/eu-in-brief_pl

129. United Nations – Information Centre Warsaw. (2021).
<http://www.unic.un.org.pl/strony-2011-2015/zrownowazony-rozwoj-i-cele-zrownowazonego-rozwoju/2860>
130. Wolfram Nordsieck (2024). *Parties and Elections in Europe* ISBN: 978-3-7583-2626-4
(E-Book: 978-3-7583-3286-9) <http://www.parties-and-elections.eu/countries.html>

C. Akty prawne i strony internetowe

131. Abec, A. (2013). *Drużyna B ratuje Planetę A*.
<https://odpowiedzialnybiznes.pl/artykuly/druzyna-b-ratuje-planete-a/>
132. ECR (2024). *Group Priorities*. <https://ecrgroup.eu/priorities>
133. European Greens (2024). *Climate and energy*.
<https://europeangreens.eu/positions/climate-energy/>
134. Europejska Partia Ludowa (2014). *Europejski Fundusz Morski i Rybacki zatwierdzony*.
<https://www.eppgroup.eu/pl/jak-dzialamy/z-krajami-ue/polska/informacje/europejski-fundusz-morski-i-rybacki-zatwierdzony>
135. Europejska Partia Ludowa (2024). *United in diversity*.
<https://www.epp.eu/commitments>
136. Komisja Europejska (2022a). *EMFRA podsumowanie program – Hiszpania*
https://oceans-and-fisheries.ec.europa.eu/system/files/2022-11/EFMRA-programme-spain-summary_en.pdf
137. Komisja Europejska (2022b). *EMFRA podsumowanie programu – Francja*
https://oceans-and-fisheries.ec.europa.eu/system/files/2022-07/EFMRA-programme-france-summary_en.pdf
138. Komisja Europejska (2022c). *EMFRA podsumowanie programu – Dania*
https://oceans-and-fisheries.ec.europa.eu/system/files/2022-11/EFMRA-programme-denmark-summary_en.pdf
139. Komisja Europejska (2022d). *EMFRA podsumowanie programu – Holandia*
https://oceans-and-fisheries.ec.europa.eu/system/files/2022-11/EFMRA-programme-netherlands-summary_en.pdf

140. Komisja Europejska (2022e). *EMFRA podsumowanie programu – Irlandia*
https://oceans-and-fisheries.ec.europa.eu/system/files/2022-12/EFMRA-programme-ireland-summary_en.pdf
141. Komisja Europejska (2022f). *EMFRA podsumowanie programu – Polska*
https://oceans-and-fisheries.ec.europa.eu/system/files/2022-11/EFMRA-programme-poland-summary_en_0.pdf
142. Komisja Europejska (2022g). *EMFRA podsumowanie programu – Niemcy*
https://oceans-and-fisheries.ec.europa.eu/system/files/2022-11/EFMRA-programme-germany-summary_en.pdf
143. Komisja Europejska (2022h). *EMFRA podsumowanie programu – Szwecja*
https://oceans-and-fisheries.ec.europa.eu/system/files/2022-08/EFMRA-programme-sweden-summary_en.pdf
144. Komisja Europejska (2022i). *EMFRA podsumowanie programu – Włochy*
https://oceans-and-fisheries.ec.europa.eu/system/files/2022-10/EFMRA-programme-italy-summary_en_0.pdf
145. Komisja Europejska (2022j). *EMFRA podsumowanie programu – Litwa*
https://oceans-and-fisheries.ec.europa.eu/system/files/2022-10/EFMRA-programme-lithuania-summary_en.pdf
146. Komisja Europejska (2022k). *EMFRA podsumowanie programu – Finlandia*
https://oceans-and-fisheries.ec.europa.eu/system/files/2022-08/EFMRA-programme-finland-summary_en.pdf
147. Komisja Europejska (2022l). *EMFRA podsumowanie programu – Estonia*
https://oceans-and-fisheries.ec.europa.eu/system/files/2022-12/EFMRA-programme-estonia-summary_en.pdf
148. Komisja Europejska (2022m). *EMFRA podsumowanie programu – Chorwacja*
https://oceans-and-fisheries.ec.europa.eu/system/files/2022-11/EFMRA-programme-croatia-summary_en.pdf
149. Komisja Europejska (2022n). *EMFRA podsumowanie programu – Łotwa*
https://oceans-and-fisheries.ec.europa.eu/system/files/2022-11/EFMRA-programme-latvia-summary_en.pdf

150. Komisja Europejska (2022o). *EMFRA podsumowanie programu – Grecja*
https://oceans-and-fisheries.ec.europa.eu/system/files/2022-11/EFMRA-programme-greece-summary_en.pdf
151. Komisja Europejska (2022p). *EMFRA podsumowanie programu – Belgia*
https://oceans-and-fisheries.ec.europa.eu/system/files/2022-12/EFMRA-programme-belgium-summary_en.pdf
152. Komisja Europejska (2022r). *EMFRA podsumowanie programu – Bułgaria*
https://oceans-and-fisheries.ec.europa.eu/system/files/2022-11/EFMRA-programme-bulgaria-summary_en_0.pdf
153. Komisja Europejska (2022s). *EMFRA podsumowanie programu – Rumunia*
https://oceans-and-fisheries.ec.europa.eu/system/files/2022-11/EFMRA-programme-romania-summary_en.pdf
154. Komisja Europejska (2022t). *EMFRA podsumowanie programu – Malta*
https://oceans-and-fisheries.ec.europa.eu/system/files/2022-11/EFMRA-programme-malta-summary_en_0.pdf
155. Komisja Europejska (2022u). *EMFRA podsumowanie programu – Cypr*,
https://oceans-and-fisheries.ec.europa.eu/system/files/2022-09/EFMRA-programme-cyprus_en.pdf
156. Komisja Europejska (2022w). *EMFRA podsumowanie programu – Słowenia*,
https://oceans-and-fisheries.ec.europa.eu/system/files/2022-11/EFMRA-programme-slovenia-summary_en.pdf
157. Komisja Europejska (2022y). *EMFRA podsumowanie programu – Portugalia*
https://oceans-and-fisheries.ec.europa.eu/system/files/2022-11/EFMRA-programme-portugal-summary_en.pdf
158. Parlament Europejski (2023). *Europa Wolności i Demokracji Bezpośredniej*.
<https://www.europarl.europa.eu/elections-2014/pl/political-groups/europe-of-freedom-and-direct-democracy>
159. Parlament Europejski (2024a). *Zieloni/Wolny Sojusz Europejski*
<https://www.europarl.europa.eu/elections-2014/pl/political-groups/greens-european-free-alliance>

160. Parlament Europejski (2024b). *Zjednoczona Lewica Europejska/Nordycka Zielona Lewica*, <https://www.europarl.europa.eu/elections-2014/pl/political-groups/european-united-left-nordic-green-left>
161. Parlament Europejski (2024c). *Grupa Postępowego Sojuszu Socjalistów i Demokratów*. <https://www.europarl.europa.eu/elections-2014/pl/political-groups/group-of-the-progressive-alliance-of-socialists-and-democrats>
162. Rada Unii Europejskiej, (2020). Europejski fundusz morski i rybacki po 2020 <https://www.consilium.europa.eu/pl/policies/maritime-fisheries-fund/>
163. Renew Europe (2024). *INVESTING IN A SUSTAINABLE FUTURE* <https://www.reneweuropegroup.eu/what-we-stand-for/investing-in-a-sustainable-future>
164. Socialists and Democrats (2024). *The Green Deal*. <https://www.socialistsanddemocrats.eu/content/green-deal>
165. The Left (2024). *Those who want another Europe have a voice in the European Parliament*. <https://left.eu/about-the-group/>

Spis tabel i rysunków

A. Tabele

Tabela 1. Zestawienie wielkości i rozdziału dotacji EFR na cele konwergencyjne dla poszczególnych państw w latach 2007 i 2013 (w tys. €)	37
Tabela 2. Zestawienie wielkości przekazanych środków EFMR w latach 2014, 2017 i 2020 (tys. €)	41
Tabela 3. Zestawienie najpopularniejszych mierników poszczególnych obszarów zrównoważonego rozwoju	46
Tabela 4. Schemat selekcji wybranych artykułów	54
Tabela 5. Porównanie wykorzystanych w pracy modeli DEA – modelu radialnego i modelu hybrydowego	57
Tabela 6. Lista badanych zmiennych oraz ich pochodzenie	61
Tabela 7. Powiązanie determinant z hipotezami	62
Tabela 8. Wielkość, struktura i dynamika połowów w badanych krajach UE w wybranych latach	67
Tabela 9. Przeciętny wiek łodzi i jego zmiany w badanych krajach w latach 2009–2020.....	70
Tabela 10. Dane dotyczące liczby łodzi, udziału przedsiębiorstw posiadających jedną łódź/kuter oraz zużycia przez nie paliwa w badanych krajach w wybranych latach	72
Tabela 11. Wartość pracy nieopłaconej i jej dynamika w wybranych latach w sektorze rybołówstwa w analizowanych krajach	75
Tabela 12. Porównanie terenów połowowych, wielkości dofinansowania z Europejskiego Funduszu Morskiego, Rybackiego i Akwakultury, jego udziału w całkowitej kwocie dofinansowania oraz główny cel danego kraju na czas trwania EFMRA.....	78
Tabela 13. Podział celów EFMRA na tereny połowowe FAO wśród badanych krajów	91
Tabela 14. Struktura połowów morskich i akwakultury wybranych 10 krajów/ grup krajów o największych połowach	93
Tabela 15. Zestawienie wielkości przeciętnego połowu na jednego rybaka, przeciętnego zużycia energii i przeciętnej wygenerowanej emisji na tonę połowu dla lat 2009-2020.....	98
Tabela 16. Wskaźniki nominalnego tempa wzrostu efektów i nakładów dla poszczególnych krajów dla roku 2020 (rok 2009 = 100%)	99
Tabela 17. Założenia przyjęte w modelu radialnym	102

Tabela 18. Średnie wartości dla efektów (wielkości połowu, emisji gazów cieplarnianych) oraz nakładów (tonażu, liczby pracowników, kosztów energii i konsumpcji energii) dla poszczególnych jednostek decyzyjnych w latach 2009–2020*	104
Tabela 19. Średni poziom efektywności, przeciętna wielkość luzów dla efektów i nakładów oraz wielkość średniego proporcjonalnego przesunięcia dla badanych krajów w latach 2009–2020 (model radialny)*	105
Tabela 20. Średnie wartości dynamiki ekoefektywności (MI) i jej komponentów (EC i TC) dla badanych krajów w latach 2009–2020*	107
Tabela 21. Średnie poziomy dynamiki ekoefektywności dla krajów z dodatnim i ujemnym przeciętnym tempem ekoefektywności	108
Tabela 22. Średni poziom efektywności, przeciętna wielkość luzów efektów (wielkości połowów, emisji gazów cieplarnianych) i nakładów (tonażu, liczby pracowników, kosztów energii, konsumpcji energii) dla badanych krajów w latach 2009–2020*	111
Tabela 23. Średnie wartości dynamiki ekoefektywności (MI) i jej komponentów (EC i TC) dla wybranych jednostek decyzyjnych w latach 2009–2020*	113
Tabela 24. Średnie poziomy dynamiki ekoefektywności dla krajów z dodatnim i ujemnym przeciętnym tempem ekoefektywności	114
Tabela 25. Statystyki opisowe dla 4 porównań (6 różnych grup państw) wraz z testem istotności statystycznej różnicy w średniej (test Z)	116
Tabela 26. Potencjalne determinanty bezpośrednich źródeł nieefektywności rybołówstwa oraz ich osadzenie w literaturze	120
Tabela 27. Zestawienie zmian wielkości realnego PKB w parytecie siły nabywczej oraz wartość współczynnika korelacji pomiędzy PKB a przeciętną wielkością połowu na rybaka	126
Tabela 28. Dominująca europejska grupa polityczna oraz najczęściej wybierana europejska grupa polityczna w poszczególnych latach 2009-2020.	130
Tabela 29. Wyniki analizy panelowej wpływu wielkości funduszy i wysokości PKB na wysokość luzów dla nakładów i niepożądanego efektu	132

B. Rysunki

Rysunek 1. Graficzne zestawienie celów zrównoważonego rozwoju	24
Rysunek 2. Udział procentowy rozdziału dotacji EFR na cele konwergencyjne i inne niż konwergencyjne w poszczególnych państwach w sumie z lat 2007–2013	38
Rysunek 3. Relacja efektów i nakładów	62
Rysunek 4. Zestawienie wykorzystanych metod z podziałem na rozdziały pracy	64

Załączniki

Tabela A 1. Oryginalne wartości połowów (t), wielkości emisji gazów cieplarnianych (t), tonażu brutto GT, liczby pracowników, kosztów i zużycia energii oraz wielkość PKB per capita (€), wielkość przekazanych funduszy (tys. €) oraz kod ugrupowania w Parlamencie Europejskim.	161
Tabela A 2. Wielkości score radialnego, luzów efektów i nakładów oraz proporcjonalnego przesunięcia w modelu radialnym.....	166
Tabela A 3. Wielkości score hybrydowego, luzów efektów i nakładów, przeliczonych realnych wielkości I3 i I4 w modelu radialnym	173

Tabela A1 zawiera oryginalne wielkości użyte w badaniach przeprowadzanych w IV i w V rozdziale. Są to kolejno wartości połowów w tonach, wielkości emisji gazów cieplarnianych, tonażu brutto GT, liczby pracowników (wyrażoną w FTE), kosztów i zużycia energii oraz wielkość PKB per capita (€), wielkość przekazanych funduszy (tys. €) oraz kod ugrupowania w Parlamencie Europejskim. Tabela A2 zawiera wielkości score radialnego, luzów efektów i nakładów oraz proporcjonalnego przesunięcia w modelu radialnym. Tabela A3 natomiast zawiera wielkości score hybrydowego, luzów efektów i nakładów, przeliczonych realnych wielkości I3 i I4 w modelu radialnym.

Tabela A 1. Oryginalne wartości połowów (t), wielkości emisji gazów cieplarnianych (t), tonażu brutto GT, liczby pracowników, kosztów i zużycia energii oraz wielkość PKB per capita (€), wielkość przekazanych funduszy (tys. €) oraz kod ugrupowania w Parlamencie Europejskim.

rok	DMU	OG dobry efekt (połowy w tonach)	OG niepożądany efekt emisje	OG input1 tonaż brutto GT	OG input2 FTE	OG input3 koszty energii	OG input4 konsumpcja energii	U1 PKB € per capita	U2 fundusze tys.€	Partia kod
2009	Belgia	21 211	196 835	16 048	421	19 431 781	54 632 661	32 700	4 264	4
2009	Bulgaria	7 390	2 642	7 702	1 195	812 832	1 728 468	4 970	11 598	4
2009	Chorwacja	55 324	31 921	193 615	29 414	203 934 496	27 332 310	10 780	-	4
2009	Dania	777 707	468 334	67 587	1 694	33 903 783	94 536 990	43 220	18 707	6
2009	Estonia	94 573	86 848	14 538	1 899	2 151 678	5 026 021	10 770	10 890	6
2009	Finlandia	125 314	140 564	16 473	1 447	6 629 104	15 667 802	34 150	5 521	6
2009	Francja	418 500	1 120 598	184 320	15 807	154 640 632	383 502 327	30 250	30 236	4
2009	Niemcy	228 545	39 214	68 161	1 529	19 427 896	46 105 565	30 580	22 095	4
2009	Grecja	82 236	274 417	87 857	27 994	21 873 832	142 043 754	21 350	29 926	7
2009	Irlandia	268 998	96 975	68 555	4 889	35 576 749	86 421 253	36 270	6 863	6
2009	Włochy	248 122	818 880	5 271	29 222	2 229 602	437 575 302	26 600	59 569	4

2009	Łotwa	162 887	41 689	41 229	1 666	3 493 590	6 628 378	8 760	16 282	4
2009	Litwa	171 377	54 802	49 289	662	11 469 847	31 411 379	8 720	7 086	4
2009	Holandia	384 942	695 149	153 700	2 087	74 389 253	232 832 103	38 160	6 798	4
2009	Polska	205 095	520 356	38 245	2 699	6 559 298	12 518 407	9 060	121 825	4
2009	Portugalia	198 814	306 077	103 758	17 860	61 343 851	108 592 766	16 710	34 639	7
2009	Rumunia	332	59 392	1 820	289	58 676	52 471	6 550	30 156	4
2009	Hiszpania	926 373	2 100 792	440 244	38 045	346 355 915	745 928 654	23 100	160 825	7
2009	Szwecja	201 851	148 985	38 624	1 889	19 473 249	46 398 680	38 030	7 650	7
2009	Wielka Brytania	588 291	707 835	207 796	12 212	112 204 047	312 364 010	29 460	22 530	7
2010	Belgia	21 907	209 173	15 812	394	22 325 351	47 804 528	33 330	4 434	4
2010	Bulgaria	9 684	2 561	7 931	1 368	1 376 369	2 235 251	5 080	12 221	4
2010	Chorwacja	52 373	33 947	54 022	6 824	20 003 967	2 801 258	10 670	-	4
2010	Dania	827 975	458 137	66 478	1 528	45 112 758	94 653 608	43 840	19 081	6
2010	Estonia	92 511	85 910	14 671	1 948	2 432 121	4 323 160	11 060	11 891	6
2010	Finlandia	127 223	135 083	16 760	1 512	7 476 882	13 415 774	35 080	5 631	6
2010	Francja	426 924	1 075 288	172 830	15 389	179 705 222	357 256 359	30 690	30 841	4
2010	Niemcy	228 136	38 598	67 757	1 744	22 960 230	47 115 568	31 940	22 270	4
2010	Grecja	69 233	242 390	86 563	27 977	207 635 373	155 893 254	20 150	29 730	7
2010	Irlandia	318 825	76 221	69 214	4 423	43 291 999	82 592 048	36 710	6 981	6
2010	Włochy	229 698	703 445	185 366	29 222	238 460 882	405 217 592	26 940	60 587	4
2010	Łotwa	164 490	51 095	40 804	1 619	3 437 454	6 529 676	8 550	17 736	4
2010	Litwa	148 541	11 097	45 965	631	12 987 652	24 529 537	9 050	7 546	4
2010	Holandia	432 368	684 309	146 850	2 095	97 442 065	227 775 418	38 470	3 934	6
2010	Polska	171 214	458 034	37 268	2 590	7 777 851	17 071 627	9 320	119 906	4
2010	Portugalia	223 047	366 889	101 157	16 583	60 723 668	108 466 560	16 990	31 651	7
2010	Rumunia	231	59 206	1 183	444	215 150	194 697	6 340	36 391	4
2010	Hiszpania	969 282	2 071 247	415 166	39 281	355 656 192	719 203 280	23 040	161 753	7
2010	Szwecja	210 667	138 213	32 947	1 838	22 912 137	43 169 214	39 950	7 803	8
2010	Wielka Brytania	610 156	746 394	207 320	12 703	148 954 687	310 505 145	29 830	22 820	1
2011	Belgia	22 194	166 231	15 326	382	25 015 805	40 638 284	33 460	4 412	4
2011	Bulgaria	8 145	2 751	7 373	1 344	1 769 669	2 354 298	5 320	13 084	4
2011	Chorwacja	70 972	35 688	53 904	6 966	20 108 769	27 357 540	10 700	-	7
2011	Dania	716 234	427 041	64 964	1 460	53 240 822	88 061 548	44 240	19 463	8
2011	Estonia	78 178	72 302	14 281	1 993	2 987 582	3 910 221	11 890	12 996	6
2011	Finlandia	124 828	129 403	16 104	1 490	10 081 752	13 905 110	35 810	5 744	4
2011	Francja	451 921	1 122 409	170 803	14 822	214 665 501	341 596 632	31 210	34 457	4
2011	Niemcy	218 178	36 070	64 835	1 639	26 039 203	41 599 890	33 200	22 444	4
2011	Grecja	62 299	229 315	83 451	27 698	198 267 536	123 996 555	18 130	29 514	7
2011	Irlandia	213 846	63 182	64 262	3 243	46 175 132	61 980 043	37 030	7 102	4
2011	Włochy	212 819	603 705	175 321	28 964	303 101 269	409 596 306	27 030	61 621	4
2011	Łotwa	153 966	58 535	34 725	712	4 164 755	6 497 756	8 940	19 244	7
2011	Litwa	137 083	27 256	45 216	692	12 292 895	26 373 495	9 820	8 162	4
2011	Holandia	367 977	618 865	151 697	2 050	111 853 343	203 443 802	38 880	7 073	6
2011	Polska	179 318	476 648	33 379	2 548	10 289 905	17 625 264	9 790	121 945	4
2011	Portugalia	215 698	353 719	101 026	18 258	74 359 883	106 055 147	16 720	35 760	4
2011	Rumunia	537	65 470	935	454	256 208	256 208	6 650	39 257	4
2011	Hiszpania	1 005 158	2 039 677	399 751	35 808	434 661 561	653 349 897	22 770	147 765	7
2011	Szwecja	179 836	126 557	16 104	1 777	27 764 710	40 677 799	40 920	7 959	8

2011	Wielka Brytania	598 942	728 935	201 596	12 405	179 569 451	285 653 790	29 960	19 487	1
2012	Belgia	24 375	164 316	15 053	376	27 409 504	39 748 212	33 490	4 489	4
2012	Bulgaria	8 153	2 906	7 061	1 541	1 828 498	2 385 986	5 390	13 952	4
2012	Chorwacja	63 936	36 382	53 613	4 904	19 973 310	24 521 310	10 480	-	7
2012	Dania	502 632	338 566	66 371	1 532	56 418 113	79 762 619	44 170	19 852	8
2012	Estonia	63 150	160 108	15 157	2 046	3 081 022	3 653 333	12 320	14 201	6
2012	Finlandia	138 838	132 790	16 447	1 437	11 096 330	14 190 225	35 140	5 859	4
2012	Francja	429 048	1 121 536	168 303	14 242	221 635 040	306 153 177	31 160	32 086	7
2012	Niemcy	198 536	21 387	64 236	1 752	31 172 503	46 577 076	33 280	22 615	4
2012	Grecja	60 097	104 634	79 432	27 559	109 056 322	11 985 655	16 940	29 278	4
2012	Irlandia	275 816	69 860	65 159	3 121	49 468 507	66 031 378	36 830	7 225	4
2012	Włochy	197 420	562 340	164 962	28 292	269 705 502	335 872 010	26 160	62 672	4
2012	Łotwa	94 111	33 144	33 789	643	4 897 516	6 612 998	9 680	20 817	7
2012	Litwa	65 357	25 632	27 161	648	11 540 924	17 403 454	10 330	8 671	7
2012	Holandia	345 244	534 331	145 271	2 040	106 348 984	170 088 795	38 340	7 214	6
2012	Polska	179 691	474 423	33 399	2 601	14 137 355	20 203 986	9 940	124 085	4
2012	Portugalia	197 936	322 610	99 881	16 754	79 744 679	103 621 916	16 110	36 333	4
2012	Rumunia	810	73 474	628	471	165 939	165 939	6 810	42 463	8
2012	Hiszpania	924 885	2 076 754	385 654	34 399	437 990 061	683 289 510	22 080	163 527	7
2012	Szwecja	150 117	124 927	16 447	1 723	35 199 803	52 900 298	40 380	8 118	8
2012	Wielka Brytania	629 242	766 860	200 453	12 445	195 601 875	279 780 100	30 190	23 410	1
2013	Belgia	25 378	154 879	14 645	345	24 800 507	38 483 496	33 490	4 567	4
2013	Bulgaria	9 535	2 534	6 587	1 331	1 742 682	1 909 690	5 390	14 817	4
2013	Chorwacja	75 372	37 806	53 503	4 962	19 826 610	24 566 458	10 480	-	7
2013	Dania	668 339	368 955	65 708	1 475	60 515 481	90 690 699	44 410	20 249	8
2013	Estonia	66 296	202 587	13 388	2 046	2 103 341	2 690 428	12 540	15 488	6
2013	Finlandia	144 304	146 311	16 522	1 418	11 949 773	16 070 963	34 660	5 976	4
2013	Francja	468 958	972 781	164 122	13 811	212 641 013	302 298 660	31 170	28 058	7
2013	Niemcy	219 005	21 760	61 665	1 647	24 467 136	37 184 987	33 330	22 785	4
2013	Grecja	63 224	70 537	77 900	24 486	108 188 604	113 673 414	16 630	29 021	4
2013	Irlandia	246 340	77 728	64 176	3 087	50 121 530	68 753 814	37 080	7 350	4
2013	Włochy	172 904	596 140	163 533	26 758	239 643 625	319 614 156	25 620	63 741	7
2013	Łotwa	115 716	35 967	29 945	678	4 326 306	5 283 602	9 980	22 451	7
2013	Litwa	89 410	86 731	34 111	610	20 021 997	36 530 484	10 810	9 332	7
2013	Holandia	325 537	547 156	150 791	2 087	97 825 961	170 397 181	38 180	7 359	6
2013	Polska	195 463	494 970	33 880	2 515	12 855 195	19 277 062	10 030	126 330	4
2013	Portugalia	195 718	333 048	99 487	17 867	71 479 317	100 409 706	16 050	36 914	4
2013	Rumunia	1 618	72 233	615	304	360 875	360 875	6 860	45 362	8
2013	Hiszpania	983 077	1 908 504	373 353	33 129	412 716 179	695 422 570	21 850	164 369	7
2013	Szwecja	176 788	122 506	16 522	1 638	31 407 765	48 300 956	40 510	8 281	8
2013	Wielka Brytania	630 074	760 664	196 552	12 235	177 814 622	273 310 805	30 660	23 711	1
2014	Belgia	26 509	153 150	14 556	345	23 386 959	39 831 653	33 870	5 722	4
2014	Bulgaria	8 546	2 899	6 608	1 517	1 524 352	2 225 345	5 470	12 071	4
2014	Chorwacja	79 927	39 823	53 431	4 800	19 244 006	24 197 540	10 480	34 630	7
2014	Dania	745 019	334 125	69 582	1 421	56 240 961	89 969 030	44 890	28 559	8
2014	Estonia	65 324	154 568	13 339	2 070	1 941 904	2 795 277	12 960	13 840	6
2014	Finlandia	153 487	133 777	16 451	1 461	10 691 654	15 808 513	34 390	10 197	4

2014	Francja	496 209	967 750	173 435	13 685	208 910 808	322 705 419	31 320	80 594	7
2014	Niemcy	226 969	22 077	59 794	1 605	23 136 074	38 125 208	33 920	30 100	4
2014	Grecja	59 229	67 564	76 683	23 232	92 446 711	107 319 701	16 830	53 290	4
2014	Irlandia	276 848	74 061	63 638	3 154	49 352 234	67 698 537	40 070	20 232	4
2014	Włochy	178 836	593 315	163 689	26 932	221 489 710	311 836 929	25 620	73 643	7
2014	Łotwa	119 264	36 479	19 535	607	3 395 220	5 305 031	10 270	19 167	7
2014	Litwa	148 848	21 192	48 609	615	28 803 605	59 535 315	11 290	8 695	7
2014	Holandia	369 459	491 791	142 714	2 014	78 871 740	152 878 003	38 580	13 916	6
2014	Polska	172 909	470 355	33 998	2 703	11 144 878	18 372 094	10 420	72 814	4
2014	Portugalia	182 879	303 685	98 338	16 992	59 949 960	82 870 675	16 260	53 798	4
2014	Rumunia	2 198	73 522	790	330	555 868	545 231	7 160	23 086	8
2014	Hiszpania	1 056 663	3 115 678	357 953	33 121	347 914 024	641 073 507	22 220	159 223	7
2014	Szwecja	171 892	118 828	16 451	1 630	25 075 375	40 473 995	41 180	16 470	7
2014	Wielka Brytania	754 826	911 244	193 492	11 845	176 247 903	281 435 505	31 290	33 327	1
2015	Belgia	24 438	152 439	14 072	336	16 161 102	39 005 152	34 360	5 795	4
2015	Bułgaria	8 743	3 320	6 366	1 728	1 370 962	2 021 024	5 700	12 225	4
2015	Chorwacja	73 457	42 462	51 765	4 728	14 055 402	25 458 500	10 810	35 072	7
2015	Dania	868 892	361 341	66 395	1 346	42 686 266	92 201 363	45 630	28 924	7
2015	Estonia	70 126	129 865	13 471	2 242	1 771 881	3 299 606	13 230	14 017	6
2015	Finlandia	153 396	140 247	15 422	1 412	9 532 166	19 174 806	34 460	10 327	6
2015	Francja	486 136	945 164	171 986	13 581	161 748 161	316 652 316	31 540	81 624	7
2015	Niemcy	240 395	25 508	63 996	1 532	18 097 010	40 191 942	34 130	30 485	4
2015	Grecja	64 483	83 134	72 025	25 407	84 432 443	107 015 700	16 900	53 971	5
2015	Irlandia	234 792	65 140	63 035	3 451	41 991 265	82 335 813	49 420	20 490	4
2015	Włochy	193 759	611 689	157 514	25 787	200 026 439	378 286 100	25 860	74 583	7
2015	Łotwa	81 114	22 427	24 676	702	2 858 336	5 716 671	10 760	19 412	7
2015	Litwa	83 707	21 312	44 940	597	15 154 571	36 514 323	11 620	8 806	7
2015	Holandia	382 571	468 540	127 060	1 970	54 296 398	140 060 031	39 170	14 094	6
2015	Polska	187 052	494 072	34 216	2 491	9 030 993	17 515 435	10 890	73 744	1
2015	Portugalia	188 525	335 466	91 943	16 086	48 172 362	69 197 412	16 620	54 485	4
2015	Rumunia	4 843	84 877	873	331	519 071	711 130	7 420	23 380	8
2015	Hiszpania	969 665	2 561 902	341 342	32 059	300 724 163	709 342 103	23 090	161 257	7
2015	Szwecja	202 946	115 025	15 422	1 529	23 139 899	52 568 239	42 580	16 680	7
2015	Wielka Brytania	704 945	861 374	187 142	12 107	135 476 640	279 277 080	31 780	33 753	1
2016	Belgia	26 687	152 376	13 855	318	13 679 104	37 501 935	34 620	5 848	4
2016	Bułgaria	8 562	3 593	6 176	1 603	1 253 494	2 560 042	5 910	12 337	4
2016	Chorwacja	72 847	46 484	47 931	7 227	13 405 345	28 586 079	11 290	35 393	4
2016	Dania	670 207	364 011	68 285	1 355	36 083 147	92 254 240	46 720	29 189	7
2016	Estonia	72 199	95 389	14 253	2 107	1 397 051	2 770 980	13 620	14 145	6
2016	Finlandia	164 836	128 756	16 188	1 524	8 419 518	20 286 127	35 330	10 422	6
2016	Francja	515 671	912 311	173 493	13 623	138 169 664	314 432 374	31 770	82 370	7
2016	Niemcy	250 512	27 096	63 722	1 539	14 656 590	41 137 263	34 610	30 763	4
2016	Grecja	75 627	68 946	71 723	24 975	75 789 015	104 897 542	16 890	54 464	5
2016	Irlandia	230 283	59 789	62 877	3 461	33 307 217	97 901 935	49 730	20 678	4
2016	Włochy	192 935	589 637	157 164	25 933	179 734 273	373 461 728	26 240	75 265	7
2016	Łotwa	114 035	40 031	28 723	647	1 704 119	3 477 794	11 110	19 589	7
2016	Litwa	105 735	150 121	40 877	498	11 675 809	44 675 450	12 070	8 886	2
2016	Holandia	368 334	471 653	131 540	1 972	51 497 549	160 100 612	39 810	14 222	6

2016	Polska	199 722	551 281	34 871	2 481	7 672 600	17 042 524	11 220	74 419	1
2016	Portugalia	184 215	325 439	90 576	15 396	49 442 146	92 829 073	17 010	54 983	4
2016	Rumunia	6 840	94 183	1 109	345	519 946	744 339	7 680	23 594	7
2016	Hiszpania	907 492	2 512 384	335 243	31 597	214 425 222	582 200 734	23 780	162 731	4
2016	Szwecja	197 972	109 510	16 188	1 543	24 285 497	61 716 210	42 920	16 833	7
2016	Wielka Brytania	702 537	846 244	185 813	11 757	115 363 642	281 692 585	32 060	34 061	1
2017	Belgia	24 366	144 858	13 659	357	15 099 435	36 674 016	35 040	5 943	4
2017	Bułgaria	8 507	4 122	6 081	2 389	1 117 839	2 780 045	6 120	12 537	4
2017	Chorwacja	69 539	51 089	45 601	7 813	14 813 876	26 350 207	11 800	35 966	4
2017	Dania	904 450	347 879	66 099	1 306	44 149 341	97 837 526	47 740	29 662	7
2017	Estonia	79 748	105 241	14 086	2 100	1 887 560	3 314 527	14 410	14 374	6
2017	Finlandia	161 916	123 350	16 454	1 359	6 589 224	13 222 518	36 380	10 591	6
2017	Francja	504 609	1 055 050	174 374	13 540	147 837 414	310 792 391	32 360	83 705	6
2017	Niemcy	229 464	26 497	65 557	1 668	17 420 553	42 682 736	35 410	31 262	4
2017	Grecja	77 240	70 370	70 708	22 471	68 111 238	93 157 875	17 110	55 347	5
2017	Irlandia	246 766	70 844	63 686	3 062	40 779 077	95 345 049	53 750	21 013	4
2017	Włochy	192 383	567 524	157 028	25 499	189 117 625	357 015 435	26 730	76 485	7
2017	Łotwa	117 914	37 463	27 392	661	2 493 822	5 089 432	11 590	19 907	7
2017	Litwa	88 679	139 228	40 210	511	13 320 723	41 916 816	12 760	9 030	2
2017	Holandia	498 927	531 154	133 431	2 149	61 462 373	168 055 661	40 730	14 453	6
2017	Polska	208 310	602 747	27 559	2 560	7 964 110	16 995 778	11 800	75 625	1
2017	Portugalia	179 757	322 218	87 162	14 705	49 770 199	86 628 857	17 650	55 874	4
2017	Rumunia	9 553	105 286	1 407	406	631 628	768 375	8 360	23 977	7
2017	Hiszpania	944 102	2 089 161	334 291	34 326	237 093 117	605 762 769	24 440	165 369	4
2017	Szwecja	221 822	102 126	16 454	1 451	26 632 490	54 962 757	43 430	17 105	7
2017	Wielka Brytania	725 296	857 553	187 140	11 692	129 479 053	272 346 650	32 430	34 613	1
2018	Belgia	22 722	157 770	12 898	339	18 700 568	37 746 945	35 510	6 081	4
2018	Bułgaria	8 545	4 094	6 079	1 780	1 407 871	2 809 752	6 330	12 829	4
2018	Chorwacja	69 991	54 894	44 157	7 820	16 451 989	25 676 408	12 250	36 803	4
2018	Dania	789 173	341 231	74 154	1 289	56 040 979	104 626 804	48 450	30 352	7
2018	Estonia	83 808	78 958	15 776	1 243	2 027 490	3 308 263	14 920	14 709	6
2018	Finlandia	151 772	131 135	15 952	1 197	5 711 828	9 936 837	36 740	10 837	6
2018	Francja	572 027	1 004 069	176 971	13 267	172 511 505	313 518 294	32 800	85 653	6
2018	Niemcy	261 216	31 595	58 609	1 657	19 464 775	40 328 417	35 650	31 989	4
2018	Grecja	76 294	69 843	69 758	20 923	70 210 300	89 208 240	17 430	56 635	5
2018	Irlandia	221 660	84 508	64 626	3 297	42 004 988	107 894 862	57 610	21 502	4
2018	Włochy	201 931	599 202	146 308	25 843	211 080 467	359 633 398	27 030	78 265	3
2018	Łotwa	135 166	34 400	22 317	631	3 333 756	5 291 676	12 140	20 370	7
2018	Litwa	73 457	131 380	37 212	458	14 959 360	35 364 099	13 400	9 240	2
2018	Holandia	410 393	488 936	120 522	1 986	75 140 487	161 073 293	41 450	14 789	6
2018	Polska	204 503	604 897	32 350	2 656	8 976 845	16 840 962	12 500	77 384	1
2018	Portugalia	176 419	319 063	84 127	14 522	57 483 368	86 273 476	18 190	57 175	4
2018	Rumunia	7 745	112 887	1 472	405	776 670	839 800	8 910	24 534	7
2018	Hiszpania	919 723	1 894 412	331 594	31 743	261 483 805	563 740 072	24 890	169 217	4
2018	Szwecja	214 994	96 281	15 952	1 399	26 937 984	48 116 665	43 760	17 504	7
2018	Wielka Brytania	699 631	819 138	191 489	11 961	157 523 249	277 038 730	32 640	35 419	1
2019	Belgia	19 521	145 632	12 861	328	17 905 190	37 211 557	36 110	6 123	4

2019	Bulgaria	10 244	3 520	6 027	1 619	1 199 093	2 862 648	6 630	12 917	4
2019	Chorwacja	62 967	58 535	44 008	7 952	15 776 315	25 841 953	12 740	37 055	4
2019	Dania	636 761	346 006	68 126	1 228	52 188 237	100 343 586	48 970	30 559	7
2019	Estonia	81 315	65 297	15 707	1 168	2 291 714	3 485 364	15 450	14 809	6
2019	Finlandia	129 351	172 130	15 717	1 149	6 781 672	12 101 577	37 150	10 911	4
2019	Francja	504 043	1 025 376	172 140	13 119	189 082 853	324 937 243	33 250	86 239	6
2019	Niemcy	205 850	27 929	57 578	1 506	17 125 613	36 255 457	35 950	32 208	4
2019	Grecja	70 029	79 864	69 318	18 983	64 812 112	84 786 834	17 780	57 022	4
2019	Irlandia	236 381	72 965	65 652	2 944	46 661 156	123 165 030	59 840	21 649	4
2019	Włochy	164 061	526 867	146 412	24 218	180 853 013	311 333 297	27 230	78 800	3
2019	Łotwa	67 292	27 156	16 069	612	2 087 001	2 939 437	12 300	20 509	7
2019	Litwa	100 723	129 397	36 252	473	15 455 909	39 291 038	14 060	9 304	2
2019	Holandia	317 090	447 425	116 062	1 969	74 111 541	158 892 472	41 980	14 890	6
2019	Polska	188 986	385 915	32 327	2 480	7 079 339	13 110 195	13 070	77 914	1
2019	Portugalia	176 039	338 382	86 999	13 670	57 754 089	84 708 238	18 670	57 566	7
2019	Rumunia	7 125	112 296	1 559	416	702 513	990 579	9 300	24 702	7
2019	Hiszpania	856 288	1 784 097	332 848	31 935	261 538 434	582 299 470	25 180	170 374	7
2019	Szwecja	176 275	91 283	15 717	1 391	30 110 657	58 757 121	44 180	17 623	7
2019	Wielka Brytania	604 949	810 170	198 303	12 043	150 932 778	267 320 450	32 910	35 661	1
2020	Belgia	18 116	148 519	12 425	322	12 015 789	36 104 193	34 060	6 233	4
2020	Bulgaria	6 212	3 559	5 997	1 761	1 011 120	3 135 632	6 400	13 150	4
2020	Chorwacja	70 035	62 550	43 444	7 986	12 023 776	26 802 896	11 700	37 724	4
2020	Dania	731 487	337 554	67 072	1 238	38 223 593	106 027 643	47 680	31 111	7
2020	Estonia	67 917	71 953	17 593	1 318	1 772 237	3 052 958	15 260	15 077	6
2020	Finlandia	105 421	122 982	15 768	1 256	3 704 088	10 011 048	36 220	11 108	4
2020	Francja	460 846	1 068 843	174 866	12 417	128 556 354	278 898 939	30 630	87 795	6
2020	Niemcy	193 934	30 443	58 397	1 209	11 918 178	33 464 249	34 550	32 789	4
2020	Grecja	59 220	104 958	69 015	18 693	50 802 986	78 927 180	16 150	58 051	4
2020	Irlandia	207 576	56 616	65 061	2 928	42 441 894	101 052 128	63 120	22 039	6
2020	Włochy	125 539	526 040	146 789	21 368	122 527 268	243 278 997	24 910	80 222	8
2020	Łotwa	58 461	24 269	23 556	541	1 508 681	3 970 212	11 940	20 879	7
2020	Litwa	89 526	97 433	36 265	449	11 004 294	40 682 187	14 060	9 471	4
2020	Holandia	304 089	450 129	117 308	1 893	59 154 271	175 878 875	40 130	15 159	6
2020	Polska	185 133	371 787	32 371	2 406	5 325 157	10 457 067	12 810	79 320	1
2020	Portugalia	151 695	341 484	86 367	13 415	46 521 518	78 424 116	17 100	58 604	7
2020	Rumunia	4 440	112 619	1 620	439	488 022	802 186	9 000	25 148	7
2020	Hiszpania	762 972	1 787 078	329 905	31 318	178 966 287	586 282 125	22 250	173 449	7
2020	Szwecja	168 909	87 279	15 768	1 344	19 308 623	71 189 837	42 910	17 941	7

Źródło: opracowanie własne na podstawie obliczeń przeprowadzonych w Max Dea

Tabela A 2. Wielkości score radialnego, luzów efektów i nakładów oraz proporcjonalnego przesunięcia w modelu radialnym

rok	DMU	Score radialny	R Slack_Move ment(input1 tonaż GT)	R Slack_Move ment(input2 FTE)	R Slack_Move ment(input3 koszty energii)	R Slack_Move ment(input4 konsumpcja energii)	R Slack_Move ment(dobry efekt (połowy w tonach))	R Slack_Move ment(niepożądany efekt - emisje)	R proporcjonalne przesunięcie
2009	Belgia	0,66	-8800	0	-14287261	-40303076	0	-83780	0
2009	Bulgaria	1,00	-9322	0	-17086425	-36716989	0	-101960	0

2009	Chorwacja	0,35	-9322	0	-19960870	-31820481	0	-70627	0
2009	Dania	1,00	-9258	0	-22489019	-31688607	0	-71572	0
2009	Estonia	1,00	-10065	0	-22113770	-33569281	0	-75349	0
2009	Finlandia	0,84	-9965	0	-20818538	-34914590	0	-73898	0
2009	Francja	0,22	-9692	0	-14080854	-34386063	0	-76893	0
2009	Niemcy	1,00	0	0	0	0	0	0	0
2009	Grecja	0,15	-1102	0	-3167407	-4694884	0	0	0
2009	Irlandia	0,89	0	0	-5879596	-3623642	0	-9153	0
2009	Włochy	1,00	-1149	0	-6477149	-6522501	0	-7409	0
2009	Łotwa	1,00	-1662	0	-1916886	-8324209	0	-17942	0
2009	Litwa	1,00	0	0	0	0	0	0	0
2009	Holandia	0,43	0	0	0	0	0	0	0
2009	Polska	1,00	0	0	0	0	0	0	0
2009	Portugalia	0,30	0	0	0	0	0	0	0
2009	Rumunia	1,00	0	0	0	0	0	0	0
2009	Hiszpania	1,00	0	0	0	0	0	0	0
2009	Szwecja	0,71	0	0	0	0	0	0	0
2009	Wielka Brytania	0,51	0	0	0	0	0	0	0
2010	Belgia	0,71	0	0	0	0	0	0	0
2010	Bułgaria	1,00	0	0	0	0	0	0	0
2010	Chorwacja	0,95	0	0	0	0	0	0	0
2010	Dania	1,00	0	0	0	0	0	0	0
2010	Estonia	1,00	-72194	-13773	-98691040	0	0	0	0
2010	Finlandia	0,85	-36247	-5587	-18051621	0	0	0	0
2010	Francja	0,21	0	-2735	-3084037	0	0	0	0
2010	Niemcy	1,00	0	-1277	-3381271	0	0	0	0
2010	Grecja	0,13	0	-1272	-2165031	0	0	0	0
2010	Irlandia	1,00	0	-1821	-2991988	0	0	0	0
2010	Włochy	0,15	0	-1283	0	0	0	0	0
2010	Łotwa	1,00	0	-2596	-1634657	-3016106	0	0	0
2010	Litwa	1,00	0	-2578	-1428593	0	0	0	-1
2010	Holandia	0,41	0	-2690	-3598168	-5130113	0	0	-1
2010	Polska	0,73	0	-2338	-3374813	-5056941	0	0	-1
2010	Portugalia	0,28	0	-2662	-2250855	-6656260	0	0	-1
2010	Rumunia	1,00	0	0	0	0	0	0	0
2010	Hiszpania	1,00	0	0	0	0	0	0	0

2010	Szwecja	0,76	-1401	0	-10797921	0	0	0	0
2010	Wielka Brytania	0,47	0	0	-15512384	-265395	0	0	0
2011	Belgia	0,75	-486	0	-19822864	-8037561	0	0	0
2011	Bułgaria	1,00	0	0	0	0	0	0	0
2011	Chorwacja	0,37	0	0	0	0	0	0	0
2011	Dania	0,93	-4292	0	0	-10273447	0	-23192	0
2011	Estonia	0,98	0	0	0	0	0	0	0
2011	Finlandia	0,84	-9415	0	-12627095	-9448676	0	0	0
2011	Francja	0,22	-5798	0	-8809767	-4376250	0	-1793	0
2011	Niemcy	1,00	-5421	0	0	-20614136	0	-31540	0
2011	Grecja	0,12	0	0	0	0	0	0	0
2011	Irlandia	0,76	0	0	0	0	0	0	0
2011	Włochy	0,16	0	-271	-772615	0	0	0	0
2011	Łotwa	1,00	0	-403	-915054	0	0	-66484	0
2011	Litwa	0,86	0	0	0	0	0	0	0
2011	Holandia	0,36	0	-315	0	0	0	0	0
2011	Polska	0,77	0	-839	0	0	0	-54591	0
2011	Portugalia	0,28	0	0	0	0	0	0	0
2011	Rumunia	1,00	0	0	0	0	0	0	0
2011	Hiszpania	1,00	0	-569	0	0	0	-26671	0
2011	Szwecja	1,00	0	-537	-103280	0	0	-13256	0
2011	Wielka Brytania	0,45	0	-532	0	0	0	-10486	0
2012	Belgia	0,78	0	-272	-776308	0	0	-5051	0
2012	Bułgaria	1,00	0	-8	-749455	0	0	-8656	0
2012	Chorwacja	0,34	0	-90	-2922922	0	0	0	0
2012	Dania	0,76	0	-11	-3894360	0	0	-784	0
2012	Estonia	0,78	0	-117	-3831035	0	0	-4796	0
2012	Finlandia	0,90	0	-288	-2851485	0	0	0	0
2012	Francja	0,21	0	-516	-485964	0	0	0	0
2012	Niemcy	1,00	0	-558	0	0	0	0	0
2012	Grecja	0,22	0	0	0	0	0	0	0
2012	Irlandia	0,95	0	0	0	0	0	0	0
2012	Włochy	0,16	0	-31	-242044	0	0	-21497	0
2012	Łotwa	1,00	0	0	0	0	0	-25328	0
2012	Litwa	0,92	0	-3980	-24727842	-52834102	0	0	-1
2012	Holandia	0,36	0	-3664	-22764231	-41572302	0	0	-1

2012	Polska	0,72	0	-3729	-36102051	-36861821	0	0	-1
2012	Portugalia	0,27	0	-3373	-37837139	-24457671	0	0	-1
2012	Rumunia	1,00	-69	-3646	-41966324	-30657008	0	0	-1
2012	Hiszpania	0,88	-3448	-4159	-35562800	-40484570	0	0	-1
2012	Szwecja	0,86	0	-3458	-16802197	-24389634	0	0	-1
2012	Wielka Brytania	0,51	0	-3809	-11112295	-29751940	0	0	-1
2013	Belgia	0,91	0	-2247	-10931223	0	0	-10705	-1
2013	Bułgaria	1,00	0	-3414	-19827707	-18641720	0	-805	-1
2013	Chorwacja	0,39	0	-1825	-25052604	-851299	0	0	-1
2013	Dania	0,95	0	-2407	-3817030	0	0	-26563	-1
2013	Estonia	1,00	0	0	0	0	0	0	0
2013	Finlandia	0,88	0	0	0	0	0	0	0
2013	Francja	0,26	0	0	0	0	0	0	0
2013	Niemcy	1,00	0	0	0	0	0	0	0
2013	Grecja	0,20	0	0	0	0	0	0	0
2013	Irlandia	0,82	0	0	0	0	0	0	0
2013	Włochy	0,13	0	0	0	0	0	0	0
2013	Łotwa	1,00	0	0	0	0	0	0	0
2013	Litwa	0,67	-369	-72	0	-917232	0	0	0
2013	Holandia	0,33	0	0	0	0	0	0	0
2013	Polska	0,80	0	-93	0	0	0	0	0
2013	Portugalia	0,26	-6065	0	0	-3067966	0	0	0
2013	Rumunia	1,00	0	-5989	-20039	-22403452	0	0	-1
2013	Hiszpania	0,99	0	-4739	-37766413	-16325445	0	0	-1
2013	Szwecja	0,99	0	-4470	-34254894	-9274478	0	0	-1
2013	Wielka Brytania	0,51	-2051	-8608	-36908573	0	0	0	-1
2014	Belgia	0,92	0	-6107	-22411103	-12630074	0	0	-1
2014	Bułgaria	1,00	0	-5939	-21003966	-21461476	0	0	-1
2014	Chorwacja	0,37	0	-7001	-20378788	-23957340	0	0	-1
2014	Dania	1,00	0	-8321	-22656630	-26219259	0	0	-1
2014	Estonia	0,98	0	-7090	-18032006	-16803908	0	0	-1
2014	Finlandia	0,95	0	-6494	-19185596	-20862544	0	0	-1
2014	Francja	0,26	0	-5124	-16231696	-18499571	0	0	-1
2014	Niemcy	1,00	0	-3912	-10200608	-15324954	0	0	-1
2014	Grecja	0,18	0	-3023	-14441320	-34681693	0	0	0
2014	Irlandia	0,86	0	0	0	0	0	0	0

2014	Włochy	0,12	0	-245	-11893882	0	0	0	0
2014	Łotwa	1,00	0	0	-15261037	-31094	0	0	0
2014	Litwa	1,00	0	0	-14376258	-6506455	0	0	0
2014	Holandia	0,38	0	-1402	-18855346	-18850238	0	0	0
2014	Polska	0,70	0	-1531	-14155388	-32592351	0	0	0
2014	Portugalia	0,23	0	-1658	-14628229	-47632909	0	0	0
2014	Rumunia	0,93	0	-1121	-18752468	-39981309	0	0	0
2014	Hiszpania	1,00	0	-1133	-14347523	-44992385	0	0	0
2014	Szwecja	0,98	0	-902	-18645073	-59317360	0	0	0
2014	Wielka Brytania	0,75	0	-862	-16261157	-43980643	0	0	0
2015	Belgia	0,91	0	0	0	0	0	0	0
2015	Bułgaria	1,00	0	-5268	-32276620	-45574242	0	0	-1
2015	Chorwacja	0,33	0	-5382	-52850450	-52441730	0	0	-1
2015	Dania	1,00	0	-5172	-45397791	-35972049	0	0	-1
2015	Estonia	0,98	0	-4138	-32714613	-28279502	0	0	-1
2015	Finlandia	0,83	0	-5033	-28247312	-35930482	0	0	-1
2015	Francja	0,22	0	-4771	-28059600	-50507742	0	0	-1
2015	Niemcy	1,00	0	-4900	-24616911	-50891923	0	0	-1
2015	Grecja	0,19	0	-4163	-23140368	-37816840	0	0	-1
2015	Irlandia	0,75	0	-4603	-29640449	-43170825	0	0	-1
2015	Włochy	0,12	0	-3768	-22995697	-34160350	0	0	-1
2015	Łotwa	1,00	0	-2132	-8782067	-15519213	0	0	-1
2015	Litwa	0,90	0	0	0	0	0	0	0
2015	Holandia	0,35	0	0	0	0	0	0	0
2015	Polska	0,76	0	0	0	0	0	0	0
2015	Portugalia	0,23	0	0	0	0	0	0	0
2015	Rumunia	0,98	0	0	0	0	0	0	0
2015	Hiszpania	0,92	0	0	0	0	0	0	0
2015	Szwecja	1,00	0	0	0	0	0	0	0
2015	Wielka Brytania	0,58	0	0	0	0	0	0	0
2016	Belgia	1,00	0	0	0	0	0	0	0
2016	Bułgaria	1,00	0	0	0	0	0	0	0
2016	Chorwacja	0,34	0	0	0	0	0	0	0
2016	Dania	0,88	0	0	0	0	0	0	0
2016	Estonia	1,00	0	0	0	0	0	0	0
2016	Finlandia	0,91	0	0	0	0	0	0	0

2016	Francja	0,23	0	0	0	-2980492	0	0	0
2016	Niemcy	1,00	0	0	-4068437	-3464630	11207	0	0
2016	Grecja	0,23	-6058	0	-8546879	-14508168	0	0	0
2016	Irlandia	0,75	0	0	0	0	0	0	0
2016	Włochy	0,12	-5010	0	-3832262	-14736619	32550	0	0
2016	Łotwa	1,00	-21392	0	0	-14217711	0	-844	0
2016	Litwa	0,77	-20600	0	-2785481	-14603037	0	0	0
2016	Holandia	0,34	-20515	0	-4887735	-10718482	0	0	0
2016	Polska	0,87	-19817	0	-5351041	-14777768	0	0	0
2016	Portugalia	0,21	-22872	0	-4903330	-25745460	0	0	0
2016	Rumunia	1,00	-45537	0	-21469652	-75239378	0	-77754	0
2016	Hiszpania	0,88	-34940	0	-22736118	-61190367	0	-39526	0
2016	Szwecja	0,98	-37170	0	-30397380	-47102264	0	-11790	0
2016	Wielka Brytania	0,58	-28580	0	-27277980	-29863682	0	0	0
2017	Belgia	0,80	-29415	0	-21304590	-27813970	0	0	-1
2017	Bułgaria	1,00	-28809	0	-4829429	-19506930	0	0	0
2017	Chorwacja	0,32	-17971	0	0	-12258987	0	0	0
2017	Dania	1,00	-20404	0	0	-24904223	0	-1825	0
2017	Estonia	1,00	-15934	0	0	-16253182	0	-4959	0
2017	Finlandia	1,00	-11635	0	-7156471	-13576445	0	0	0
2017	Francja	0,21	-8569	0	-7821409	-15763625	0	0	-1
2017	Niemcy	0,91	-12954	0	-2515251	-25951085	0	0	-1
2017	Grecja	0,23	0	0	0	0	0	0	0
2017	Irlandia	0,74	0	0	0	0	0	-93461	0
2017	Włochy	0,12	0	0	-1209842	0	0	-114981	0
2017	Łotwa	1,00	0	-31	-3363210	0	0	-130701	0
2017	Litwa	0,67	0	-11	-2837499	0	0	-129271	0
2017	Holandia	0,38	0	-1071	-1239869	0	0	-205070	0
2017	Polska	0,96	0	-1233	-83156	0	0	-351891	0
2017	Portugalia	0,20	0	-1433	0	0	0	-421976	0
2017	Rumunia	1,00	0	-1435	0	0	0	-498568	0
2017	Hiszpania	0,90	0	-1595	-348657	0	0	-478194	0
2017	Szwecja	1,00	0	-1399	-257703	0	0	-299880	0
2017	Wielka Brytania	0,58	0	0	0	0	0	0	0
2018	Belgia	0,87	0	-6534	-17442648	-22393377	0	0	-1
2018	Bułgaria	1,00	0	-5697	-3059239	0	0	0	-1

2018	Chorwacja	0,30	0	-6438	-9373425	0	0	0	-1
2018	Dania	0,90	0	-5512	-11862041	0	0	0	-1
2018	Estonia	0,97	0	-5772	-7492622	0	0	0	-1
2018	Finlandia	1,00	0	-5467	-3088337	0	0	0	-1
2018	Francja	0,26	0	-5102	-5483459	0	0	-10435	-1
2018	Niemcy	1,00	0	-4619	-4269033	-5557777	0	0	-1
2018	Grecja	0,22	0	-3977	-2995992	0	0	0	-1
2018	Irlandia	0,58	0	-3779	-5526102	0	0	0	-1
2018	Włochy	0,12	0	-3572	-5820747	0	0	0	-1
2018	Łotwa	1,00	0	-3234	-2708420	0	0	0	-1
2018	Litwa	0,72	0	0	0	0	0	0	0
2018	Holandia	0,34	0	0	0	0	0	0	0
2018	Polska	0,84	0	0	0	0	0	0	0
2018	Portugalia	0,20	0	0	0	0	0	0	0
2018	Rumunia	0,82	0	0	0	0	0	0	0
2018	Hiszpania	0,87	0	0	-152883	-95584	0	0	0
2018	Szwecja	1,00	0	-14	0	0	0	-10761	0
2018	Wielka Brytania	0,53	0	0	0	0	0	0	0
2019	Belgia	0,90	0	0	0	0	0	0	0
2019	Bułgaria	1,00	0	0	-101066	0	0	-15595	0
2019	Chorwacja	0,26	0	0	0	0	0	-7611	0
2019	Dania	0,79	0	0	0	-96483	0	-6316	0
2019	Estonia	0,91	0	0	0	0	0	0	0
2019	Finlandia	0,81	0	0	0	0	0	0	0
2019	Francja	0,21	0	0	0	0	0	0	0
2019	Niemcy	0,86	0	-380	-20629355	-51202572	0	-88088	0
2019	Grecja	0,19	-1421	-215	-10717648	-88279749	0	0	0
2019	Irlandia	0,65	0	0	0	0	0	0	0
2019	Włochy	0,11	-28749	-4231	0	-155035308	0	0	0
2019	Łotwa	1,00	-96387	-11775	0	-168488532	0	-564042	0
2019	Litwa	0,78	-77455	-12353	0	-154229668	0	0	0
2019	Holandia	0,29	-59974	-8741	0	-101122420	0	0	0
2019	Polska	0,89	-57174	-8836	0	-115684615	0	0	0
2019	Portugalia	0,20	-95551	-12809	0	-182077405	0	-172451	0
2019	Rumunia	0,71	0	-112	-6789542	-13574333	0	0	0
2019	Hiszpania	0,76	0	0	-4174521	-5654512	0	0	0

2019	Szwecja	0,89	0	0	0	0	0	0	0
2019	Wielka Brytania	0,33	0	0	-10551303	-15647322	0	0	0
2020	Belgia	0,92	0	0	-7772723	-12351028	0	0	0
2020	Bułgaria	1,00	0	0	-2402093	-5806597	0	0	0
2020	Chorwacja	0,28	0	0	0	0	0	0	0
2020	Dania	0,92	0	0	-3255566	-14128549	0	0	0
2020	Estonia	0,80	0	0	0	0	0	0	0
2020	Finlandia	0,88	0	0	0	0	0	0	0
2020	Francja	0,19	0	0	-5323669	-14297585	0	0	0
2020	Niemcy	0,89	0	0	0	-33822497	0	0	0
2020	Grecja	0,15	-70582	-6333	-39991722	-112578364	0	0	0
2020	Irlandia	0,63	-61988	-6143	-46454576	-96502394	0	0	0
2020	Włochy	0,09	-59366	-6194	-67015190	-83788917	0	0	0
2020	Łotwa	1,00	-56242	-5588	-72256354	-73170240	0	0	0
2020	Litwa	0,82	-54573	-5528	-61279376	-70296216	0	0	0
2020	Holandia	0,29	-31320	-1639	-26500406	-32569244	0	0	0
2020	Polska	1,00	-22278	-2453	0	-29570191	0	0	0
2020	Portugalia	0,18	-32661	-3320	0	-48426417	0	0	0
2020	Rumunia	0,67	-26201	-2573	0	-24790344	0	0	0
2020	Hiszpania	0,61	-23133	-2520	-14413699	-21949414	0	0	0
2020	Szwecja	0,89	-21745	-3552	-18136371	-17038070	0	0	-1

Źródło: opracowanie własne na podstawie obliczeń przeprowadzonych w Max Dea

Tabela A 3. Wielkości score hybrydowego, luzów efektów i nakładów, przeliczonych realnych wielkości I3 i I4 w modelu radialnym

rok	DMU	Score hybrydowy	H Slack_Movement(inpu t1 tonaż GT)	H Slack_Movement(inpu t2 FTE)	H Slack_Movement(inpu t3 koszty energii)	H Slack_Movement(inpu t4 konsumpcja energii)	REAL SLACK I3 koszty energii	REAL SLACK I4 konsumpcja energii	H Slack_Movement(dob ry efekt (połowy w tonach))	H Slack_Movement(niepo żądany efekt - emisje)
2009	Belgia	0,18	-8051	0	0	-175558	0	-1053640	52139	-99031
2009	Bułgaria	1,06	393	0	-365670	-136218	0	0	0	219
2009	Chorwacja	0,07	-175578	-28074	-22527408	0	-190101709	0	0	-17242
2009	Dania	1,53	0	0	-3180247	-7552238	-3180247	-7552238	-539092	0
2009	Estonia	1,15	0	0	0	0	0	0	-24170	0
2009	Finlandia	0,71	0	-760	-641706	0	-764728	0	0	-31835
2009	Francja	0,10	-147122	-14762	-2250877	0	-16966440	0	0	-841227
2009	Niemcy	1,21	0	0	-15451841	-37654577	-15451841	-37654577	-79545	0
2009	Grecja	0,07	-74984	-26306	0	-7818327	0	-91078518	0	-191163

2009	Irlandia	0,48	-13565	-3271	-117869	0	-305961	0	0	0
2009	Włochy	1,72	0	0	-394968	-432564933	-394968	-432564933	-206999	0
2009	Łotwa	1,45	0	0	-644443	0	-644443	0	-100683	0
2009	Litwa	1,23	0	602	0	-4256428	0	-4256428	0	0
2009	Holandia	0,22	-119341	-1103	0	-5795042	0	-25654395	0	-433430
2009	Polska	1,03	0	0	-1170908	0	-1170908	0	-11363	0
2009	Portugalia	0,13	-60989	-16192	-1375596	0	-12696624	0	0	-239457
2009	Rumunia	18,56	5882	906	-1120037	0	-34001	0	0	0
2009	Hiszpania	1,09	0	0	-312452132	-651391664	-312452132	-651391664	-148666	0
2009	Szwecja	0,50	0	-402	-14181	0	-45705	0	0	-63058
2009	Wielka Brytania	0,16	-156234	-10860	-31728	0	-138583	0	0	-339144
2010	Belgia	0,19	-8513	0	0	-231760	0	-1334843	48553	-115994
2010	Bułgaria	1,01	390	0	-768558	-458922	-365670	-136218	0	0
2010	Chorwacja	0,57	-37655	-5703	-18565607	0	-18565607	0	0	-6132
2010	Dania	1,07	0	136	-11879813	-2108191	-11879813	-2108191	-67198	0
2010	Estonia	1,04	0	0	-520007	0	-520007	0	-7690	0
2010	Finlandia	0,73	0	-825	-898463	0	-988374	0	0	-31350
2010	Francja	0,10	-137683	-14461	-1272625	0	-9314235	0	0	-810371
2010	Niemcy	1,00	0	0	-3673498	-1482928	-3673498	-1482928	-1345	0
2010	Grecja	0,04	-79360	-27585	-6749927	0	-132728331	0	0	-149802
2010	Irlandia	1,06	0	0	-18345194	-31213407	-18345194	-31213407	-36897	0
2010	Włochy	0,05	-165627	-28590	-2914350	0	-44955130	0	0	-533548
2010	Łotwa	1,02	0	24	0	-8767	0	-8767	-4260	0
2010	Litwa	1,80	0	641	-7871139	-12541373	-7871139	-12541373	-90021	0
2010	Holandia	0,22	-110154	-1105	0	0	0	0	0	-409086
2010	Polska	0,47	0	-1128	0	0	0	0	0	-387942
2010	Portugalia	0,14	-81938	-15961	-2098491	0	-8922899	0	0	-200197
2010	Rumunia	1,14	637	0	-156474	-142226	-156474	-142226	0	186
2010	Hiszpania	1,03	0	0	-29512324	-16972221	-29512324	-16972221	-49511	0
2010	Szwecja	0,55	-8432	-969	-1054929	0	-2140133	0	0	0
2010	Wielka Brytania	0,15	-157859	-11501	-207965	0	-925711	0	0	-393199
2011	Belgia	0,21	-8654	0	-962744	0	-5470291	0	40251	-76914
2011	Bułgaria	1,01	299	0	-58469	-30841	-768558	-458922	0	0
2011	Chorwacja	0,17	-34480	-5981	-524315	0	-3777412	0	0	-8800
2011	Dania	0,89	-3750	-67	-10066110	0	-11075117	0	0	-35152
2011	Estonia	0,91	0	-503	-676606	0	-715678	0	0	0

2011	Finlandia	0,69	0	-973	-2690604	0	-3154885	0	0	-26358
2011	Francja	0,11	-133703	-13856	-7828670	0	-51756351	0	0	-845449
2011	Niemcy	1,01	0	0	-8166164	0	-8166164	0	-2257	0
2011	Grecja	0,04	-76790	-27316	-7977408	0	-138628404	0	0	-140068
2011	Irlandia	0,45	-18553	-2088	-5381486	0	-14554682	0	0	0
2011	Włochy	0,04	-156901	-28357	-6385949	0	-107462894	0	0	-441940
2011	Łotwa	1,28	0	688	-794034	0	-794034	0	-8596	0
2011	Litwa	0,74	-2357	-15	0	-3065079	0	-3140060	0	-16845
2011	Holandia	0,20	-121155	-1211	-3060787	0	-14799724	0	0	-382348
2011	Polska	0,45	0	-1829	-295658	0	-466752	0	0	-393983
2011	Portugalia	0,13	-63393	-17471	-2301832	0	-16752881	0	0	-258584
2011	Rumunia	1,07	271	0	-25203	0	-25203	0	0	0
2011	Hiszpania	1,03	0	0	-111749499	0	-111749499	0	-50776	0
2011	Szwecja	1,02	1021	0	-17448961	-19586797	-17448961	-19586797	0	0
2011	Wielka Brytania	0,16	-153011	-11220	-10400018	0	-43385428	0	0	-381143
2012	Belgia	0,23	-8694	0	-1394332	0	-8279272	0	34063	-76929
2012	Bułgaria	1,14	1295	0	-685021	0	-58469	-30841	-342	44
2012	Chorwacja	0,18	-35486	-3895	-800597	0	-5501601	0	0	-12177
2012	Dania	0,64	-15220	-398	-11505075	0	-17613407	0	0	-73316
2012	Estonia	0,52	0	-1560	-536515	0	-727381	0	0	-100607
2012	Finlandia	0,77	0	-905	-4014736	0	-4110451	0	0	-20303
2012	Francja	0,11	-132990	-13311	-12116485	0	-75618413	0	0	-855595
2012	Niemcy	1,05	0	0	-14453613	-13596980	-14453613	-13596980	-20215	0
2012	Grecja	0,13	-63419	-26786	-20645275	0	-102648460	0	0	-48263
2012	Irlandia	0,83	0	-1016	-15228478	0	-18322840	0	0	0
2012	Włochy	0,05	-147745	-27708	-7344277	0	-109244347	0	0	-407994
2012	Łotwa	1,08	0	212	-1082506	0	-1082506	0	0	0
2012	Litwa	0,74	0	0	-1188841	0	-1838770	0	14866	0
2012	Holandia	0,21	-116505	-1235	-5848423	0	-25198532	0	0	-308766
2012	Polska	0,42	0	-1881	-1600863	0	-2884749	0	0	-391545
2012	Portugalia	0,12	-63085	-15989	-2590243	0	-21912948	0	0	-238006
2012	Rumunia	1,33	829	0	-4567	0	-4567	0	0	0
2012	Hiszpania	0,51	-136892	-14122	0	-2537509	0	-4304821	0	-753593
2012	Szwecja	0,46	-1075	-1192	-2936651	0	-9595946	0	0	0
2012	Wielka Brytania	0,17	-149501	-11214	-15999445	0	-62224730	0	0	-404469
2013	Belgia	0,26	-9903	0	-694172	0	-6173060	0	12356	-77468

2013	Bułgaria	1,01	197	0	0	-366734	-615073	0	0	0
2013	Chorwacja	0,19	-31842	-4091	-177824	0	-1103281	0	0	-14250
2013	Dania	0,85	-6751	-140	-13813207	0	-16980568	0	0	-5462
2013	Estonia	1,04	0	0	-619759	0	-619759	0	-4491	0
2013	Finlandia	0,73	0	-882	-3716925	0	-4071397	0	0	-29930
2013	Francja	0,12	-126259	-12815	-12094496	0	-68100706	0	0	-682303
2013	Niemcy	1,08	0	0	-1328786	0	-1328786	0	-33117	0
2013	Grecja	0,06	-62610	-24024	-821539	0	-34704437	0	0	-11496
2013	Irlandia	0,49	-15852	-2323	-7395810	0	-15108484	0	0	0
2013	Włochy	0,04	-149266	-26200	-5288147	0	-84908558	0	0	-443918
2013	Łotwa	1,14	0	139	-811622	0	-811622	0	-18835	0
2013	Litwa	0,37	-13212	-76	0	-661252	0	-5427379	0	-27835
2013	Holandia	0,19	-123565	-1312	-3608774	0	-16519576	0	0	-331086
2013	Polska	0,48	0	-1776	-1655947	0	-2389567	0	0	-401019
2013	Portugalia	0,12	-62795	-17104	-1811764	0	-15212322	0	0	-249759
2013	Rumunia	1,18	77	168	-151031	-102638	-151031	-102638	0	1617
2013	Hiszpania	0,93	-15136	-1593	0	-66875835	0	-71483409	0	-65928
2013	Szwecja	0,73	0	-360	-1587814	0	-2781507	0	0	0
2013	Wielka Brytania	0,18	-145535	-11003	-12524706	0	-47521698	0	0	-397873
2014	Belgia	0,26	-9814	0	-446203	0	-4106954	0	11225	-75739
2014	Bułgaria	1,02	536	0	0	0	0	-366734	0	0
2014	Chorwacja	0,17	-38057	-3986	-731679	0	-4374323	0	0	-15242
2014	Dania	1,07	0	0	-18650401	-13005556	-18650401	-13005556	-96357	0
2014	Estonia	0,67	0	-1254	-159472	0	-159472	0	0	-79787
2014	Finlandia	0,73	0	-882	-2440977	0	-2684535	0	0	-26086
2014	Francja	0,12	-128932	-12588	-8615219	0	-52627789	0	0	-707002
2014	Niemcy	1,03	0	0	0	-2740600	0	-2740600	-13888	0
2014	Grecja	0,05	-66090	-22786	-574882	0	-23249797	0	0	-19519
2014	Irlandia	0,57	-13480	-1854	-4220330	0	-7718328	0	0	0
2014	Włochy	0,04	-140208	-26248	-2200576	0	-53546619	0	0	-521392
2014	Łotwa	1,23	4354	59	0	-1097031	0	-1097031	-29887	0
2014	Litwa	1,00	0	5	-15962177	-35606686	-15962177	-35606686	0	0
2014	Holandia	0,23	-106607	-1081	-887466	0	-3682030	0	0	-306454
2014	Polska	0,39	-10910	-2026	-767809	0	-1168883	0	0	-401959
2014	Portugalia	0,11	-74589	-16302	-2499736	0	-15546214	0	0	-229358
2014	Rumunia	0,76	0	-23	-25597	0	-34324	0	508	-1620

2014	Hiszpania	1,04	0	0	0	-42167196	0	-42167196	-90938	0
2014	Szwecja	0,67	0	-587	-2219402	0	-4260971	0	0	0
2014	Wielka Brytania	0,21	-131859	-10412	-12694267	0	-41818493	0	0	-496628
2015	Belgia	0,25	-9381	0	0	-566433	0	-4684427	14516	-79620
2015	Bułgaria	1,02	453	0	0	-608845	0	0	0	0
2015	Chorwacja	0,16	-37075	-3880	0	-393951	0	-2368466	0	-19838
2015	Dania	1,11	0	20	0	-9393497	0	-9393497	-164182	0
2015	Estonia	0,66	0	-1388	0	-75997	0	-75997	0	-71895
2015	Finlandia	0,62	0	-872	-62413	0	-85748	0	0	-42131
2015	Francja	0,11	-134622	-12695	-2386273	0	-14624149	0	0	-711416
2015	Niemcy	1,07	0	0	0	-9894895	0	-9894895	-33439	0
2015	Grecja	0,05	-60936	-24875	-398271	0	-14432378	0	0	-36196
2015	Irlandia	0,38	-22447	-2733	-93801	0	-279848	0	0	0
2015	Włochy	0,04	-142326	-25252	-1211755	0	-22136149	0	0	-475406
2015	Łotwa	1,07	0	130	0	-879335	0	-879335	-3052	0
2015	Litwa	0,60	-9106	0	0	-5258423	0	-8331647	45454	0
2015	Holandia	0,25	-91065	-1103	0	-8531017	0	-26936372	0	-317953
2015	Polska	0,44	-10339	-1811	0	0	0	0	0	-425998
2015	Portugalia	0,12	-68078	-15411	-2256909	0	-11712581	0	0	-268972
2015	Rumunia	0,91	0	-18	0	0	0	0	126	-11490
2015	Hiszpania	0,57	-118473	-13660	0	-100308502	0	-146081057	0	-722360
2015	Szwecja	1,03	2113	0	-12828858	-30671584	-12828858	-30671584	0	0
2015	Wielka Brytania	0,17	-130995	-10923	-1414428	0	-5396649	0	0	-571081
2016	Belgia	1,00	0	3	-12326965	-34653360	-12326965	-34653360	0	0
2016	Bułgaria	1,02	532	0	0	-485686	0	-608845	0	0
2016	Chorwacja	0,15	-33306	-6376	0	-1134211	0	-6543011	0	-24045
2016	Dania	0,76	-14310	-205	0	-13341260	0	-14916614	0	-88773
2016	Estonia	1,03	1439	0	0	0	0	0	0	0
2016	Finlandia	0,71	0	-993	0	-2411723	0	-2696663	0	-27656
2016	Francja	0,12	-133359	-12706	0	-2963797	0	-16153663	0	-673765
2016	Niemcy	1,08	0	0	0	-9286853	0	-9286853	-35550	0
2016	Grecja	0,06	-58688	-24485	-269481	0	-8368652	0	0	-24060
2016	Irlandia	0,40	-22934	-2444	0	-6013355	0	-18452184	0	0
2016	Włochy	0,04	-142038	-25399	-226259	0	-4097812	0	0	-453629
2016	Łotwa	1,32	0	0	0	-682875	0	-682875	-55809	0
2016	Litwa	0,40	-27086	0	0	-7757011	0	-22271311	0	-84027

2016	Holandia	0,25	-96435	-1120	0	-16964291	0	-53107596	0	-327236
2016	Polska	0,50	-1720	-1743	0	0	0	0	0	-470928
2016	Portugalia	0,10	-66981	-14725	-36069	0	-260887	0	0	-260813
2016	Rumunia	1,03	153	0	0	0	0	0	0	0
2016	Hiszpania	0,31	-208913	-23719	0	-81232297	0	-165208901	0	-1584835
2016	Szwecja	0,83	0	-187	0	-5270658	0	-7260020	0	0
2016	Wielka Brytania	0,19	-129817	-10575	0	-10022129	0	-34038696	0	-556995
2017	Belgia	0,23	-7534	0	0	-713143	0	-3575608	36517	-66145
2017	Bułgaria	1,00	45	0	-186730	-202348	0	-485686	0	0
2017	Chorwacja	0,14	-31325	-6945	0	-282254	0	-1860477	0	-29650
2017	Dania	1,04	0	13	-2604571	-8237196	-2604571	-8237196	-63245	0
2017	Estonia	1,01	406	0	0	0	0	0	0	0
2017	Finlandia	1,02	0	0	-223894	0	-223894	0	-6552	0
2017	Francja	0,11	-137276	-12678	-1247685	0	-7093247	0	0	-829247
2017	Niemcy	0,83	-5500	-316	-1078564	0	-1220817	0	0	-2704
2017	Grecja	0,06	-57433	-21976	-305473	0	-8250701	0	0	-25795
2017	Irlandia	0,36	-26990	-2127	0	-453269	0	-1652361	0	0
2017	Włochy	0,04	-142576	-24983	-1488266	0	-25353139	0	0	-437048
2017	Łotwa	1,01	0	0	0	-128938	0	-128938	-2261	0
2017	Litwa	0,33	-25945	0	0	-4040465	0	-19734116	0	-92158
2017	Holandia	0,28	-96163	-1299	0	-12665738	0	-31939167	0	-312670
2017	Polska	0,55	-2137	-1840	0	0	0	0	0	-519463
2017	Portugalia	0,11	-64040	-14044	-608574	0	-4239995	0	0	-261748
2017	Rumunia	1,05	273	0	-98163	0	-98163	0	0	0
2017	Hiszpania	0,35	-192163	-24732	0	-75625535	0	-145442369	0	-1020261
2017	Szwecja	1,04	2348	0	-9226693	-16372083	-9226693	-16372083	0	0
2017	Wielka Brytania	0,18	-131665	-10545	-1625846	0	-5771205	0	0	-580725
2018	Belgia	0,23	-7890	0	-183264	0	-1411085	0	22452	-84069
2018	Bułgaria	1,04	1064	0	0	-695284	-186730	-202348	0	0
2018	Chorwacja	0,13	-31748	-7354	-17259	0	-160613	0	0	-8413
2018	Dania	0,79	-14616	-84	-6943255	0	-8651356	0	0	-40326
2018	Estonia	0,68	-11	-733	0	0	0	0	0	-34815
2018	Finlandia	1,05	2931	0	-471317	0	-471317	0	-939	0
2018	Francja	0,13	-134983	-12330	-6059312	0	-30666840	0	0	-757683
2018	Niemcy	1,03	3356	0	-4912633	0	-4912633	0	-7158	0
2018	Grecja	0,06	-56391	-20441	-460573	0	-13676935	0	0	-24530

2018	Irlandia	0,23	-37386	-2590	0	-4653734	0	-24672991	0	-14862
2018	Włochy	0,04	-131164	-25316	-2829282	0	-46275020	0	0	-465811
2018	Łotwa	1,09	0	0	-40663	0	-40663	0	-21792	0
2018	Litwa	0,31	-25220	0	0	-1310282	0	-9243193	0	-79653
2018	Holandia	0,23	-89548	-1236	-657888	0	-2386526	0	0	-298701
2018	Polska	0,46	-5868	-1957	-145896	0	-181940	0	0	-539600
2018	Portugalia	0,10	-59462	-13855	-1309974	0	-11021149	0	0	-267852
2018	Rumunia	0,71	0	-78	-72015	0	-93218	0	0	-40838
2018	Hiszpania	0,19	-236211	-27245	0	-8548796	0	-29953383	0	-1268819
2018	Szwecja	1,02	998	0	-3612787	0	-3612787	0	0	0
2018	Wielka Brytania	0,17	-137047	-10835	-8337519	0	-31555921	0	0	-554722
2019	Belgia	0,23	-8560	0	-80873	0	-786281	0	15714	-75103
2019	Bułgaria	1,03	701	0	0	-761087	0	-695284	0	0
2019	Chorwacja	0,12	-32666	-7504	0	-101917	0	-1017596	0	-10752
2019	Dania	0,63	-17262	-157	-4189368	0	-6404834	0	0	-107208
2019	Estonia	0,68	-1576	-674	-77826	0	-84787	0	0	-20915
2019	Finlandia	0,59	0	-616	-493946	0	-626413	0	0	-99086
2019	Francja	0,11	-135083	-12258	-7046739	0	-41931785	0	0	-799746
2019	Niemcy	0,78	-4107	-357	0	0	0	0	0	-6841
2019	Grecja	0,06	-56903	-18517	-358693	0	-11016299	0	0	-33390
2019	Irlandia	0,27	-35855	-2184	0	-5100015	0	-26557468	0	0
2019	Włochy	0,04	-134015	-23733	-2158207	0	-37538682	0	0	-405038
2019	Łotwa	1,08	0	186	-443521	0	-443521	0	0	0
2019	Litwa	0,37	-23220	0	0	-2040711	0	-8474296	0	-63371
2019	Holandia	0,18	-91722	-1323	-497910	0	-2305766	0	0	-286961
2019	Polska	0,50	-6777	-1797	-79513	0	-89352	0	0	-327532
2019	Portugalia	0,10	-62356	-13003	-1457981	0	-12097801	0	0	-287326
2019	Rumunia	0,65	0	-98	0	-115837	0	-166011	302	-41709
2019	Hiszpania	0,10	-270242	-30682	0	-457468	0	-2861416	0	-1450922
2019	Szwecja	0,59	0	-422	-764259	0	-2285312	0	0	0
2019	Wielka Brytania	0,15	-149249	-11000	-6638329	0	-28711268	0	0	-584335
2020	Belgia	0,25	-8509	0	0	-1255119	0	-10079012	11696	-79720
2020	Bułgaria	1,00	0	0	0	0	0	-761087	0	0
2020	Chorwacja	0,14	-31028	-7520	0	-1144004	0	-7852369	0	-16077
2020	Dania	0,83	-10817	-84	0	-19979688	0	-21837019	0	-60156
2020	Estonia	0,59	0	-818	-163383	0	-236286	0	0	-24107

2020	Finlandia	0,61	0	-723	0	-3024721	0	-3532222	0	-68933
2020	Francja	0,11	-135596	-11524	0	0	0	0	0	-891376
2020	Niemcy	0,80	-14787	-116	0	-2091483	0	-2712301	0	0
2020	Grecja	0,05	-58478	-18253	0	0	0	0	0	-54285
2020	Irlandia	0,28	-33945	-2125	0	-1795691	0	-9678866	0	0
2020	Włochy	0,04	-137186	-20926	-549112	0	-9722281	0	0	-415973
2020	Łotwa	1,11	0	248	0	-1378889	0	-1378889	0	0
2020	Litwa	0,42	-24683	0	0	-5702408	0	-18600046	0	-30903
2020	Holandia	0,20	-93892	-1262	0	-11311943	0	-44994397	0	-293813
2020	Polska	1,00	0	0	0	0	0	0	-99	0
2020	Portugalia	0,09	-63109	-12770	-107871	0	-1162031	0	0	-300348
2020	Rumunia	0,58	0	0	0	-140118	0	-191437	2725	-41230
2020	Hiszpania	0,11	-271858	-30136	0	-39222565	0	-191565139	0	-1496850
2020	Szwecja	0,64	0	-432	0	-13563473	0	-30602412	0	0

Źródło: opracowanie własne na podstawie obliczeń przeprowadzonych w Max Dea