

Mariusz KUDEŁKO\*, Ewa PEKALA\*\*

## Kryteria wyboru instrumentów wykorzystywanych w ochronie środowiska przyrodniczego

**STRESZCZENIE.** W artykule przedstawiono i scharakteryzowano najistotniejsze kryteria określające wybór instrumentów wykorzystywanych w ochronie środowiska przyrodniczego. Zalicza się do nich skuteczność środowiskową, efektywność ekonomiczną, skutki dystrybucyjne, możliwość wdrożenia, akceptowalność społeczną, brak niezbędnych informacji oraz wielkość dochodów podatkowych.

**SŁOWA KLUCZOWE:** ochrona środowiska, instrumenty ochrony środowiska, handel pozwoleniami zbywalnymi

### Wprowadzenie

Zastosowanie instrumentów ekonomicznych w polityce ochrony środowiska jest uwarunkowane czynnikami natury ekonomicznej, administracyjnej i praktycznej. Należy podkreślić, że w związku z przystąpieniem Polski do UE znaczenie i zakres stosowalności tych instrumentów wyraźnie wzrosły. Mając to na uwadze szczególnej wagi nabiera znajomość zasad, którymi należy kierować się w odpowiednim wyborze rodzaju instrumentu. Celem niniejszego artykułu jest zatem przedstawienie typów instrumentów ekonomicznych wy-

---

\* Doc. dr hab. inż. — Instytut Gospodarki Surowcami Mineralnymi i Energią PAN, Kraków;  
e-mail: kudelko@min-pan.krakow.pl

\*\* Mgr inż. — Akademia Górniczo-Hutnicza, Kraków.

Recenzent: prof. dr hab. inż. Roman NEY

korzystywanych w zarządzaniu ochroną środowiska oraz najważniejszych kryteriów stosowanych przy ich wyborze.

Za pomocą instrumentów ekonomicznych możliwa jest realizacja celów polityki ekologicznej państwa w określonych obszarach zagrożenia środowiskowego. Podstawą ich stosowania jest generalne założenie, że bilans kosztów i korzyści ich wprowadzenia jest dodatni. Do kosztów należy zaliczyć głównie koszty dostosowawcze (choć nie tylko), konieczne do poniesienia przez podmioty gospodarcze poddane tym regulacjom. W zakres korzyści wchodzi uniknięte koszty zewnętrzne związane z negatywnym oddziaływaniem tych podmiotów na otoczenie (środowisko przyrodnicze). W literaturze przedmiotu przyjmuje się zazwyczaj, że ostateczny wybór instrumentu powinien spełniać tę nadrzędną zasadę, przy czym z uwagi na trudności w szacowaniu kosztów zewnętrznych akceptowalna jest także jej wersja mniej rygorystyczna, oparta na minimalizacji kosztów dostosowawczych.

Praktyka zarządzania środowiskowego wymaga jednakże szczegółowej analizy i uwzględnienia innych, pozaekonomicznych uwarunkowań związanych z wyborem poszczególnych instrumentów. Wyróżnia się zazwyczaj dwa zestawy kryteriów determinujących wybór instrumentów wykorzystywanych w ochronie środowiska przyrodniczego. Pierwsza grupa kryteriów dotyczy „zgodności” i wymaga odpowiedzi na następujące pytania:

- ✧ czy instrument jest zgodny z celami środowiskowymi,
- ✧ na ile proponowany instrument pozostaje w zgodzie z innymi rozwiązaniami znajdującymi się w użyciu,
- ✧ czy instrument jest prawnie dopuszczalny i czy pasuje do całości prowadzonej polityki środowiskowej danego kraju,
- ✧ czy określono jasne zasady prawne i zdefiniowano odpowiedzialność władz za realizację polityki ekologicznej państwa.

Druga grupa kryteriów dotyczy tzw. „optymalności”: skuteczności środowiskowej, efektywności, silnego i sprawnego systemu egzekucji praw, wydajnej kontroli przestrzegania efektów polityki ekologicznej, skutków dystrybucyjnych, wykonalności administracyjnej czy akceptowalności politycznej i społecznej. Należy podkreślić, że ta druga grupa kryteriów jest określana przez ekonomistów jako decydująca w podejmowaniu decyzji o wyborze określonego rodzaju instrumentu ekonomicznego.

## Instrumenty wykorzystywane w ochronie środowiska

Instrumenty wykorzystywane w ochronie środowiska to narzędzia oddziaływania państwa na podmioty gospodarcze w celu wymuszenia na nich odpowiednich proekologicznych zachowań. Są one istotnym elementem polityki ekologicznej państwa, za pomocą których możliwa jest realizacja wyznaczonych celów środowiskowych.

Instrumenty ochrony środowiska klasyfikuje się na wiele różnych sposobów. W literaturze często spotykamy się z podziałem na instrumenty: prawno-administracyjne, ekonomiczne i perswazyjne.

Należy podkreślić, iż w znacznym stopniu instrumenty mogą nakładać się na siebie. W wielu przypadkach zastosowanie instrumentów ekonomicznych jest połączone z przyjęciem odpowiednich aktów prawnych, wymuszających w sposób administracyjny (normatywny) określone działania ochronne. Z kolei instrumenty prawne mogą zawierać elementy ekonomiczne, takie jak kary za łamanie prawa czy ulgi podatkowe. W praktyce instrumenty wykorzystywane w ochronie środowiska są zwykle połączeniem narzędzi prawnych, ekonomicznych i perswazyjnych. Typowe rodzaje instrumentów stosowanych w ochronie środowiska przedstawia poniższa tabela.

TABELA 1. Instrumenty ochrony środowiska

TABLE 1. Instruments used in environmental protection

Rodzaj instrumentu	Typ	Wyszczególnienie
Instrumenty administracyjno-prawne	nakazowo-zakazowe	a) wyznaczenie wielkości obowiązkowych redukcji emisji, b) indywidualne pozwolenia określające limity i warunki emisji, c) normy technologiczne, d) normowanie surowców i materiałów, e) specyfikacja cech produktów.
Instrumenty ekonomiczne	opłaty	a) opłaty za emisję lub ścieki, b) opłaty nakładane na produkty (opłaty produktowe), c) opłaty za korzystanie z infrastruktury ochrony środowiska (np. składowanie odpadów, wycinanie drzew), d) opłaty koncesyjne, e) opłaty administracyjne (np. za wydawanie pozwoleń wodno-prawnych).
	systemy depozytowe	a) opłaty (systemy) depozytowe
	tworzenie rynku	a) handel uprawnieniami do emisji (pozwolenia zbywalne), b) interwencje w mechanizmy rynkowe, c) definiowanie odpowiedzialności finansowej (tworzenie rynku ubezpieczeń od ryzyka ekologicznego).
	bodźce wspomagające egzekucję prawa	a) kary za przekraczanie norm (kary ekologiczne), b) wadium zabezpieczające spełnienie norm, c) narzuty podatkowe.
	subwencje	a) dotacje, b) ulgi podatkowe, c) preferencyjne pożyczki i kredyty.
Instrumenty perswazyjne	negocjacyjne	a) umowy dobrowolne.

Źródło: opracowanie własne na podstawie monografii OECD

**Instrumenty administracyjno-prawne** często określane są mianem nakazowo-zakazowych lub też nakazowo-kontrolnych. Stosowanie tego rodzaju instrumentów polityki ekologicznej wiąże się z ogłaszaniem oraz narzucaniem praw i regulacji dotyczących ustalonych obiektów, standardów i technologii, do których zanieczyszczający musi się dostosować. Konsekwencją naruszenia przepisów są określone przepisami prawnymi sankcje.

Podejście administracyjno-prawne stosowane w polityce ekologicznej ma swoje zalety i wady. Główną zaletą regulacji administracyjnych jest to, że dysponujemy długoletnim doświadczeniem ich stosowania nie tylko w ochronie środowiska, lecz także w takich obszarach jak zdrowie, bezpieczeństwo, praca itp., a tym samym mamy określoną pewność co do ich skuteczności. W wielu przypadkach są one jednak mało skuteczne, gdyż egzekwowanie wielu norm, przy słabym aparacie administracyjnym, jest niezadowolające. Ponadto instrumenty nakazowo-zakazowe są kosztowniejsze niż alternatywne w stosunku do nich narzędzia ekonomiczne.

Ten ostatni czynnik spowodował, że coraz częściej odchodzi się od stosowania instrumentów nakazowo-zakazowych na korzyść alternatywnych sposobów wpływania na zachowanie podmiotów objętych regulacjami ekologicznymi. Tymi alternatywnymi sposobami są narzędzia ekonomicznego oddziaływania. Podstawą stosowania **instrumentów ekonomicznych** w ochronie środowiska jest założenie, że podmioty gospodarcze powinny same wybierać alternatywne sposoby dochodzenia do narzuconych celów ekologicznych, kierując się przy tym indywidualnym rachunkiem kosztów i korzyści, wynikającym z ich różnych możliwych zachowań.

Istota działania i rodzaje instrumentów ekonomicznych mają swoją bardzo bogatą literaturę i nie ma tu potrzeby ich powtarzania<sup>1</sup>. Należy jednak zwrócić uwagę, że bardzo rzadko ich główna cecha polegająca na minimalizowaniu kosztów podejmowanych działań proekologicznych jest realizowana w praktyce. W rezultacie ich skuteczność środowiskowa jest także w wielu przypadkach kwestionowana.

Stosowanie **instrumentów perswazyjnych** opiera się na założeniu, że cel ekologiczny może być osiągnięty na skutek negocjacji (umów) pomiędzy rządem (lub jego agendami) a podmiotami (czy całymi sektorami gospodarczymi) w zakresie rodzaju, zakresu i terminu jego osiągnięcia. W rezultacie może dochodzić do zawierania tzw. **umów dobrowolnych**, przy czym w przypadku ich niedotrzymania rząd może wprowadzić regulacje administracyjne lub inne środki przymusowe.

Podstawową zaletą umów dobrowolnych jest ich elastyczność, gdyż są one negocjowane przez obie strony kontraktu. Kolejnym walorem jest ich klarowność, wynikająca z faktu ujawnienia i wymiany niezbędnych informacji przez pertraktujących uczestników. Ich skuteczność środowiskowa jest w zasadzie zapewniona, o ile istnieje skuteczna sankcja w postaci alternatywnego rozwiązania administracyjnego. Istnieje jednak obawa, że rząd wchodząc w ten sposób w zmwę z przemysłem realizuje zupełnie inne cele niż deklarowane w porozumieniu.

---

<sup>1</sup> Więcej na ten temat można znaleźć w: Instrumenty... 1990, Fiedor 1999, 2003, 2004, Górka 1993, Czaja i in. 1995 oraz m.in. publikacjach zamieszczanych przez Europejskie Stowarzyszenie Ekonomistów Środowiska i Zasobów Naturalnych — Oddział Polski, Biblioteka Ekonomia i Środowisko.

Reasumując należy stwierdzić, że rząd realizując cele polityki ochrony środowiska ma do dyspozycji zestaw wielu różnorodnych narzędzi. To, czy i jaki instrument w określonych warunkach powinien być zastosowany, musi być zatem decyzją przemyślaną, opartą na ściśle określonych kryteriach ich wyboru. Najistotniejsze z nich opisano w rozdziale następnym.

## Kryteria wyboru instrumentów ochrony środowiska

### Skuteczność ekologiczna

Skuteczność ekologiczna dotyczy wymiaru potencjalnego i rzeczywistego i odnosi się do celów polityki ekologicznej. Może być wyrażona poprzez osiągnięcie określonego standardu środowiskowego lub redukcję oddziaływania danego zagrożenia. Jest mierzona w odniesieniu do różnych standardów czy norm ekologicznych jako wskaźników, które operacjonalizują poszczególne cele realizowanej polityki ekologicznej.

Należy zaznaczyć, że zakaz przekroczenia emisji ponad dozwolony poziom nie oznacza automatycznie, że przedsiębiorstwa zgodnie dostosują się do tych przepisów. Podobnie jest w przypadku systemu opłat (podatków) za emisję i zbywalnych pozwoleń na emisję — nie ma gwarancji, że firmy będą rzetelnie naliczać wielkość emisji szkodliwych substancji i płacić odpowiednie kwoty opłat czy kupować na rynku konieczną ilość pozwoleń. Problem ten można porównać do przypadku kryminalisty, który skłonny jest popełnić przestępstwo wówczas, gdy prywatne krańcowe korzyści z przestępstwa przekroczą spodziewane krańcowe koszty takiego postępowania. Podobnie przedsiębiorstwa porównują koszty dostosowawcze ze spodziewaną wielkością konsekwencji finansowych w razie nie podjęcia koniecznych działań ochronnych.

Firma wybierze wariant zgodności z przepisami wówczas, gdy [1]:

$$C_1 < p(F + C_2)$$

gdzie:  $C_1$  — koszt działań ochronnych w przypadku dostosowania się do przepisów,  
 $C_2$  — koszt działań ochronnych w przypadku niedostosowania się do przepisów,  
 $p$  — prawdopodobieństwo odkrycia i ukarania sprawcy niedostosowania się do przepisów (określone przez dostępny budżet i strategię działania regulatora),  
 $F$  — kara finansowa w przypadku odkrycia oszustwa.

Z tej prostej zależności wynika, że dostosowanie się do przepisów jest bardziej prawdopodobne, jeśli prawdopodobieństwo jego wykrycia jest większe i (lub) im większa jest kara za odkrycie oszustwa. Dlatego z punktu widzenia władz odpowiedzialnych za stan środowiska niezbędne jest częste monitorowanie firm, szczególnie tych, które w przeszłości naruszały przepisy ochrony środowiska. Rośnie w ten sposób prawdopodobieństwo wy-

krycia sprawców łamania przepisów. Co do sposobu naliczania kar finansowych (lub innych sankcji powodujących niekorzystne skutki ekonomiczne), ich wysokość powinna być na tyle duża, aby stanowiła realne obciążenie finansowe dla firm, a skuteczność administracyjna była wysoka.

Wybór instrumentu zarządzania ochroną środowiska w danym kontekście środowiskowym, prawnym i gospodarczym może istotnie zależeć od możliwości powzięcia odpowiednich działań wymuszających. Opłaty (podatki) emisyjne czy handel pozwoleniami zbywalnymi — w porównaniu z nieelastycznymi instrumentami, jak standardy emisyjne — są bardziej preferowane z powodów ich właściwości efektywnościowych. Jednakże, gdy monitorowanie zakładów emitujących zanieczyszczenia jest niemożliwe, a zbieranie opłat emisyjnych niepraktyczne lub drogie, prosty system standardów emisyjnych wydaje się być bardziej skutecznym rozwiązaniem.

Z punktu widzenia skuteczności środowiskowej tylko opłaty (podatki) emisyjne, które spełniają funkcję bodźcową, mogą być oceniane według tego kryterium. Opłaty spełniające funkcję dochodową mogą tylko pośrednio przyczyniać się do lepszej jakości środowiska — za pomocą funduszy ekologicznych, tworzonych z myślą o realizacji programów środowiskowych. Trudności w wyznaczeniu odpowiednich stawek opłat wynikają przede wszystkim z braku wiedzy na temat wysokości szkód środowiskowych (które przesądzą o wielkości optymalnego podatku) oraz ograniczonych możliwości wprowadzenia w życie tak wysokich obciążeń finansowych dla firm. Z tych względów skuteczność środowiskowa tego rodzaju narzędzi jest poważnie ograniczona.

Handel pozwoleniami zbywalnymi oraz system standardów emisyjnych wyznaczają sztywne normy jakościowe, które muszą być spełnione przez firmy-emitentów. Osiągnięcie danego stanu środowiska przyrodniczego (niekoniecznie optymalnego społecznie, gdyż podobnie, jak w przypadku podatków, nieznana jest funkcja szkód środowiskowych, wyznaczająca normę jakościową) odbywa się tu poprzez bezpośredni wymóg redukcji emisji o określoną wielkość. Z tego względu skuteczność środowiskowa tych instrumentów, w porównaniu z systemem opłat, jest większa.

Skuteczność środowiskowa instrumentów zarządzania ochroną środowiska jest często rozpatrywana w kontekście ich elastyczności reagowania na zmieniające się założenia i cele polityki ekologicznej państwa. Standardy emisyjne czy podatki w swej naturze są instrumentami stosunkowo mało elastycznymi. W ich przypadku odpowiedzią na wzrastające w społeczeństwie wymagania odnoszące się do jakości środowiska może być zaostrenie norm lub podwyższenie stawki podatku. Są to jednak działania wymagające m.in. zmiany przepisów prawnych, konsultacji i akceptacji ze strony zainteresowanych stron, co przedłuża ich wprowadzenia w życie. Tego typu wad nie jest także pozbawiony system oparty na handlu pozwoleniami zbywalnymi, choć poprzez zaangażowanie organów rządowych w operacje rynkowe, czyli ograniczanie lub wydawanie nowych pozwoleń na emisję, posiada możliwości łatwiejszego zróżnicowania norm jakości środowiska przyrodniczego w odpowiedzi na warunki ekologiczne panujące na danym terenie. Co więcej, jeśli rynek pozwoleń jest rzeczywiście rynkiem konkurencyjnym, wówczas każdy, kto ma ochotę i środki finansowe może zakupić dowolną ilość pozwoleń. Środowiskowe grupy nacisku zainteresowane poprawą jakości środowiska przyrodniczego mogą więc stanowić poważną siłę, trzymając

pozwolenia poza rynkiem lub nawet je niszczą. Rozwiązanie to jest skuteczne i efektywne ekonomicznie, gdyż odzwierciedla intensywność preferencji różnych grup społecznych i podmiotów gospodarczych w zakresie ochrony środowiska oraz ukazuje praktyczną wolę płacenia za dobra środowiskowe przez zainteresowane strony [8].

## Efektywność ekonomiczna

Efektywność ekonomiczna rozpatrywana jest zazwyczaj w kontekście tzw. optymalnej alokacji zasobów (czy też maksymalizacji dobrobytu społecznego), uwzględniającej w możliwie szerokim zakresie bezpośrednie i pośrednie ekonomiczne skutki ograniczenia zagrożeń środowiskowych. Stosowanie tej zasady wynika z faktu, iż na prawidłowo funkcjonujących rynkach konkurencyjne zachowania producentów zmierzających do maksymalizacji zysku, w powiązaniu z reakcjami konsumentów o określonych ograniczeniach budżetowych prowadzą do ukształtowania się optymalnego poziomu produkcji i konsumpcji danego dobra. W przypadku istnienia zagrożeń środowiskowych powiązania rynkowe pomiędzy ich „producentami” a konsumentami domagającymi się czystości środowiska nie pozwalają na ustalenie takiego stanu. Stąd też konieczna jest interwencja poprzez określenie „ceny” za emitowane zanieczyszczenia i doprowadzenie do optimum społecznego.

Jednym z rodzajów takiej interwencji jest narzucenie podatku na zanieczyszczającego. Wyznaczenie wysokości stawki podatku opiera się na analizie relacji krańcowych korzyści i niekorzyści działalności produkcyjnej. Wysokość optymalnego podatku jest równa krańcowym kosztom zewnętrznym w punkcie wyznaczającym optymalny poziom działalności. Co istotne, osiągnięcie optymalnego poziomu emisji (i tym samym maksymalizacji dobrobytu społecznego) poprzez narzucenie podatku korygującego zapewnia, iż cel ten zostaje osiągnięty przy mniejszych kosztach niż w przypadku zastosowania regulacji bezpośredniej. Przedsiębiorstwa o zróżnicowanych krańcowych kosztach redukcji zanieczyszczeń redukują w różnym stopniu poziom emisji — warunkiem jest jednak zrównanie krańcowych kosztów redukcji emisji z wysokością podatku. Ich zróżnicowanie powoduje, że firmy o wysokich kosztach krańcowych redukują w mniejszym stopniu swój poziom emisji, natomiast firmy o niskich kosztach mają zachętę ekonomiczną do większej redukcji. Rezultat jest taki, że ogólny poziom redukcji zanieczyszczeń jest osiągnięty mniejszym kosztem. W przypadku narzucenia standardów emisyjnych krańcowe koszty redukcji emisji w poszczególnych źródłach nie są wyrównywane i wszystkie z nich zobowiązane są do takiej samej (ilościowej lub procentowej) redukcji emisji.

Podobną zasadę jak w przypadku podatków (opłat) emisyjnych wykorzystuje się w systemie handlu pozwoleniami zbywalnymi. Przedsiębiorstwo o wyższym koszcie redukcji emisji zanieczyszczeń kupuje więcej pozwoleń, natomiast zakład z niskimi kosztami będzie preferował redukcję emitowanych zanieczyszczeń. Ponieważ przedsiębiorstwa zazwyczaj mają różne koszty redukcji emisji, wytwarza się naturalny rynek — firmy o niskich kosztach redukcji będą sprzedawać prawa do emisji, natomiast firmy o wysokich kosztach redukcji będą te prawa kupować. Poprzez umożliwienie przedsiębiorstwom handlu posiadanymi uprawnieniami całkowity koszt redukcji emisji zanieczyszczeń, w porównaniu z trady-

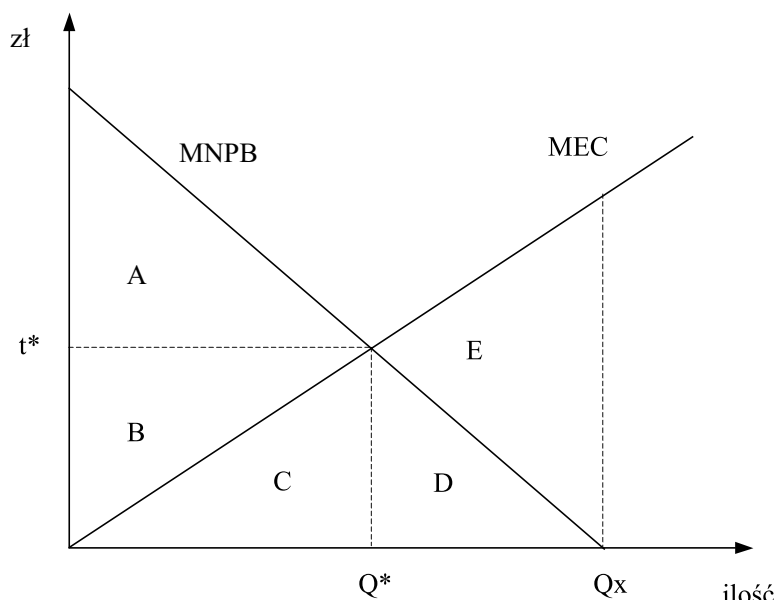
cyjnym rozwiązaniem opartym na standardach emisyjnych, jest mniejszy. Stanowi to istotę efektywności kosztowej tego narzędzia.

## Skutki dystrybucyjne

Każde obciążenie finansowe związane z istotą działania instrumentów ochrony środowiska wpływa bezpośrednio na ceny wytwarzanych dóbr i pośrednio na ceny pozostałych dóbr czy czynników produkcji. W efekcie tych zmian pojawiają się tzw. skutki dystrybucyjne, które w różnym stopniu mogą dotyczyć przedsiębiorstw, gospodarstw domowych oraz państwa.

Przykładem redystrybucji dochodów jest system podatków ekologicznych. Są one formą transferu finansowego z sektora prywatnego do sektora publicznego. Z tego powodu istnieje duży opór przeciwko rozwiązaniom podatkowym, chyba że generowany dochód jest wykorzystywany w sposób aprobowany przez zainteresowane strony.

Wpływ skutków dystrybucyjnych na akceptację określonego instrumentu może być analizowany w oparciu o klasyczny model wyznaczania optymalnego poziomu produkcji (zanieczyszczenia) (rys. 1). Działalność przedsiębiorstwa jest tutaj rozpatrywana dla dwóch przypadków: nieuwzględnienia i uwzględnienia wysokości kosztów zewnętrznych w decyzjach produkcyjnych przedsiębiorstwa. Krzywa zysku krańcowego *MNPB* reprezentuje przyrost zysku firmy na skutek zwiększenia produkcji o dodatkową jednostkę produktu.



Rys. 1. Ekonomicznie optymalny poziom produkcji (zanieczyszczenia)  
Źródło: Pearce, Turner 1990

Fig. 1. Economically optimal level of production (pollution)



W przypadku, gdy koszty zewnętrzne, określone przez krzywą *MEC*, nie są uwzględnione w decyzjach produkcyjnych przedsiębiorstwa, działalność firmy będzie prowadzona w warunkach, jakby nie istniały one w ogóle. Firma dążąc do maksymalizacji własnego zysku wybrałaby poziom produkcji  $Q_x$ , przy której zysk krańcowy spada do 0. Gdyby jednak uwzględnić w rachunku koszty zewnętrzne, czyli uznać prywatne korzyści i społeczne straty za jednakowo ważne, wówczas optymalny poziom produkcji wyznaczony by był przez punkt przecięcia obu funkcji i wynosił  $Q^*$ , w którym zysk krańcowy zrównuje się z krańcowymi kosztami zewnętrznymi.

Zachodzi przy tym pytanie, w jaki sposób można osiągnąć optymalny poziom produkcji (emisji zanieczyszczeń). Zadanie to może być zrealizowane dwoma sposobami: poprzez ustalenie praw własności do dóbr środowiskowych oraz interwencję państwa. Pierwszy sposób analizowany był przez Coase'a (1960). Jeżeli prawa własności dysponowania dobrami środowiskowymi byłyby ustalone i przekazane konkretnym osobom, wówczas ponosiliby oni koszt swoich działań. Co więcej, nie ma wtedy znaczenia, kto byłby w posiadaniu tych praw — sprawca zanieczyszczeń czy ofiara. Obie strony mogłyby wówczas wymieniać się tymi prawami odchodząc od swoich początkowych przydziałów do alokacji efektywnej w sensie Pareta. Ponieważ z wielu powodów sposób ten napotyka na poważne przeszkody, konieczna staje się interwencja państwa. Pożądany poziom zanieczyszczeń osiągnąć jest wówczas metodami ilościowymi (standardy emisji) lub cenowymi (podatki).

W tym kontekście należy także analizować kwestię akceptacji dopuszczalnych rozwiązań z uwagi na pojawiające się skutki dystrybucyjne. Okazuje się, iż jest on różny z punktu widzenia producentów, społeczeństwa (ofiary) i rządu (regulatora). Poniższa tabela przedstawia analizę preferencji w zakresie akceptacji poszczególnych rozwiązań z punktu widzenia poziomu dobrobytu (korzyści) osiąganego przez zainteresowane strony. Litera w tabeli odpowiadają polom na rysunku 1.

TABELA 2. Poziom dobrobytu dla różnych instrumentów internalizacji kosztów zewnętrznych

TABLE 2. Welfare for different instruments of external costs internalisation

Wyszczególnienie	Producent	Ofiara	Regulator	Dobrobyt
Brak interwencji	$A+B+C+D$	$-C-D-E$	0	$A+B-E$
Regulacja:				
ilościowa ( $Q^*$ )	$A+B+C$	$-C$	0	$A+B$
cenowa ( $t^*$ )	$A+B+C-(B+C)=A$	$-C$	$B+C$	$A+B$
Prawa własności dla producentów	$A+B+C+D$	$-C-D$	0	$A+B$
Prawa własności dla konsumentów	$A+B+C-C=A+B$	$-C+C=0$	0	$A+B$

Źródło: Verhoef 2002

Najniższy poziom dobrobytu społecznego występuje w przypadku braku jakiegokolwiek interwencji. Każda z możliwych interwencji polepsza poziom dobrobytu o pole E. Producent zanieczyszczeń preferuje brak interwencji lub, jeśli to jest niemożliwe, przypisanie mu praw własności do korzystania ze środowiska. Następną w kolejności korzystną opcją dla producenta to regulacja ilościowa (np. w postaci norm emisyjnych lub systemu handlu

pozwoleniami zbywalnymi), a kolejna to cenowa (np. za pomocą podatku emisyjnego). Z kolei ofiara najbardziej preferuje przypisanie jej praw własności, a następnie dowolną formę regulacji.

Przedstawione przesłanki wyboru instrumentów zarządzania ochroną środowiska mają swoje odbicie w praktycznej realizacji polityki ekologicznej przez państwo, zaś znaczenie powyższego rankingu polega na tym, że w pewnym sensie wyjaśnia, dlaczego pewne rozwiązania są częściej wykorzystywane niż pozostałe. Przykładowo, przedsiębiorstwa będą raczej optować za rozwiązaniami ilościowymi (normy emisji, handel pozwoleniami zbywalnymi) niż cenowymi (podatki emisyjne). Ofiary zanieczyszczeń są obojętni na rodzaj zastosowanego instrumentu przy założeniu, że nie jest rozważany kierunek alokacji dochodów z podatku. Finansowa rekompensata dla ofiar oznacza bowiem większą akceptację dla regulacji cenowej. Natomiast regulator maksymalizujący swoją pozycję polityczną będzie preferował rozwiązania ilościowe nad cenowymi. Decydujące znaczenie odgrywa tutaj większy poziom dobrobytu producentów, który przesądza o tym wyborze.

### Możliwość wdrożenia

Z implementacyjnego punktu widzenia bardzo ważnym kryterium wyboru określonego instrumentu jest możliwość jego wdrożenia. Kluczową wagę przypisuje się tu prawnoinstytucjonalnym podstawom umożliwiającym użycie określonego instrumentu oraz kontrolę jego funkcjonowania. Ponadto kryterium to łączy się z występowaniem tzw. kosztów administracyjno-prawnych, związanych z mechanizmem interwencji państwa.

Jednym z powodów dla których instrumenty ekonomiczne (nie tylko podatki) są rzadko wykorzystywane w praktyce jest złudne przekonanie, iż są one łatwiejsze do wprowadzenia i administrowania od innych narzędzi. Klasycznym przykładem jest porównywanie tradycyjnych systemów regulacji bezpośredniej z systemem handlu pozwoleniami zbywalnymi. Wskazuje się na nieefektywność regulacji bezpośredniej, przemilczając jednocześnie skomplikowany mechanizm administrowania systemem pozwoleń. W ten sposób rodzi się niesłuszne przekonanie, że wykorzystanie instrumentów ekonomicznych z zasady przyczynia się do ograniczenia kosztów społecznych, w związku z czym powinno być akceptowane przez wszystkie grupy społeczne. Jak przekonuje praktyka, oczekiwania te często są niezasadne.

Zgodnie z teorią osiągnięcie celów ekologicznych za pomocą systemu podatków ekologicznych ze społecznego punktu widzenia jest mniej kosztowne od instrumentów bezpośrednich, jeśli cele te, np. w postaci wyznaczonego globalnego poziomu emisji, są w obu przypadkach takie same. Jednak oczekiwanie, że władze będą w stanie precyzyjnie ustalić pożądany (niekoniecznie optymalny) stan środowiska, a następnie wprowadzić skuteczny system podatków korygujących, jest iluzoryczne. Z kolei gdy cele nie są takie same dla obu instrumentów, społeczny koszt opodatkowania może być większy niż tradycyjnego systemu regulacji bezpośredniej.

Nierealne wydaje się także przekonanie, iż system podatków ekologicznych jest łatwiejszy w projektowaniu i administrowaniu od innych form regulacji. Wynika to z opinii, że

wszystko co władze powinny zrobić, to jedynie określić stawkę podatkową, a mechanizm rynkowy sam rozwiąże problemy alokacyjne. Jest to duże uproszczenie, gdyż tego typu narzędzia również wymagają wysiłku administracyjnego, stałego monitorowania ich działania, częściej zmiany stawek podatkowych itp. Ogólnie mówiąc zadania stojące przed regulatorem i dotyczące określania kosztów środowiskowych, monitorowania emisji zanieczyszczeń, zakresu obowiązywania systemu podatków ekologicznych, decyzji o wyborze typu instrumentu (bodźcowy, dochodowy) są równie trudne (jeśli nie trudniejsze) niż w tradycyjnym systemie regulacji bezpośredniej.

W sytuacji gdy regulator rozważa wprowadzenie instrumentów ekonomicznych, podkreśla ich podstawową zaletę, jaką jest efektywność. Gdy po jakimś czasie staje się dla niego oczywiste, że proponowany instrument jest niedoskonały, a tym samym mniej efektywny, jego skłonność do zastąpienia go innym rozwiązaniem rośnie. W przypadku stosowania tradycyjnych instrumentów regulacji bezpośredniej ich niedoskonałość traktowana jest jako naturalna cecha, co paradoksalnie uzasadnia utrzymanie tego typu rozwiązań.

## Akceptowalność społeczna

Kryterium akceptowalności społecznej, woli politycznej oraz siły oporów społecznych łączy się z wyzwaniem stojącym przed jakąkolwiek interwencją państwową. Akceptowalność społeczna jest wypadkową funkcjonowania wielu grup interesów, organizacji społecznych (pozarządowych), podmiotów gospodarczych itp. Wiąże się z poziomem wiedzy ekologicznej, zamożnością, świadomością społeczną i preferencjami w stosunku do jakości środowiska przyrodniczego. Doświadczenia krajów rozwiniętych wskazują na tego rodzaju związki i świadczą o pozytywnym nastawieniu społeczeństwa do nowych rozwiązań ekologicznych.

Niezależnie od tego akceptowalność społeczna jest wyższa, jeżeli zostaną zidentyfikowane grupy podmiotów, których obejmą skutki wdrożenia określonych instrumentów ekologicznych, przekazana zostanie im odpowiednia informacja o skutkach ich stosowania oraz zastosowana procedura etapowego ich wdrażania. Przejrzystość informacyjna procesu implementacji powinna dotyczyć istoty instrumentu, celu wdrożenia, skutków finansowych i technicznych możliwości adaptowania się do nowych warunków.

Zaniedbywaniem, a bardzo ważnym elementem pozyskania odpowiednio wysokiego poziomu akceptacji społecznej jest system konsultacji społecznych oraz partycypacji obywatelskiej w procesie ich przygotowywania i wdrażania. Niezbędna jest również wola polityczna ich wprowadzenia w ośrodkach decyzyjnych, połączona z odpowiednim poziomem determinacji realizacyjnej. Należy unikać przy tym otwartych sporów zwolenników i przeciwników proponowanych rozwiązań, mogących wykorzystywać to jako pretekst do bieżących rozgrywek politycznych. Przed wprowadzeniem należy także dokonać rozpoznania zakresu i siły oporów społecznych przeciwko określonemu rozwiązaniu. Należy zorientować się, jakie są przyczyny oporu i które z nich można ograniczyć lub zlikwidować.

## Brak niezbędnych informacji

Rzeczywiste problemy środowiskowe są dużo bardziej skomplikowane niż ich modelowe ujęcia w teorii ekonomii. Przy próbach wdrażania instrumentów ekonomicznych decydenci bardzo szybko zdają sobie sprawę, że ich implementacja wymaga dużej ilości danych oraz prowadzenia na bieżąco szczegółowych analiz i korekt. Głównym problemem wydaje się być to, iż stawki podatkowe powinny być ustalone na poziomie krańcowych kosztów zewnętrznych. Teoretycy idą nawet dalej, udowadniając konieczność ich regionalnego czy obiektowego zróżnicowania. Dlatego proponowane rozwiązania porzucane są już w trakcie wstępnych prac analitycznych. W rezultacie decydenci postrzegają system podatków ekologicznych jako przykład rozwiązań modelowych, niemożliwych w praktycznej realizacji.

Podstawowym problemem w wyznaczeniu optymalnej wysokości podatku Pigou jest brak podstaw do określenia prawidłowej funkcji kosztów zewnętrznych powodowanych na etapie produkcji, zużycia i składowania produktów szkodliwych dla środowiska. Wdrożenie nawet najbardziej rozwiniętych technik analitycznych do szacowania kosztów zewnętrznych w najlepszym wypadku prowadzi do uzyskania rezultatów o bardzo szerokim zakresie niepewności. W wielu przypadkach taki rachunek w ogóle nie jest możliwy. W pełnym rachunku efektywnościowym konieczna jest także znajomość prywatnych korzyści działalności produkcyjnej, co ze względu na tajemnicę handlową jest zadaniem niezwykle trudnym do wykonania. Władze, chcąc np. wprowadzić system podatków ekologicznych, są więc w dość trudnej sytuacji braku tego rodzaju informacji, niezbędnych do określenia optymalnej wysokości podatku. Istniejąca asymetria informacyjna pomiędzy przedsiębiorstwami odpowiedzialnymi za zanieczyszczenie środowiska a władzami jest zatem uważana jako istotny argument przeciwko interwencji cenowej.

## Kryterium dochodowe a efektywność

Podczas prób implementacji podatków korygujących problemem stają się wygórowane oczekiwania decydentów, którzy widzą w nich nie tylko narzędzie regulacji, ale równocześnie sposób na zwiększenie dochodów budżetowych. Cecha ta, przy równoczesnej poprawie stanu środowiska, jest faktycznie bardzo pożądana. Niemniej jednak pomiędzy klasycznymi podatkami mającymi na celu generowanie dochodów budżetowych, a podatkami mającymi służyć regulacji środowiskowej występują zasadnicze sprzeczności.

Sprawne i dobrze funkcjonujące systemy podatkowe to takie, które nie powodują istotnych zniekształceń rynkowych, przynosząc jednocześnie duże przychody do budżetu. Z uwagi na swoje cechy efektywnościowe podatki tego rodzaju nakładane są na dobra i usługi charakteryzujące się niską elastycznością cenową. Jednak kryterium efektywnościowe, które przesądza o stworzeniu dobrego systemu służącego gromadzeniu dochodów finansowych jest całkowicie różne od tego, które cechuje system podatków ekologicznych. Z uwagi na skuteczność środowiskową oraz efektywność ekonomiczną podatki ekologiczne powinny być nakładane na dobra szkodliwe i niekoniecznie cechujące się niską elasty-

cznością cenową. Stąd dochody generowane przez podatki ekologiczne powinny być „produktem ubocznym” ich działania, nie zaś celem samym w sobie.

Wskazane sprzeczności są źródłem poważnych wątpliwości co do zakresu opodatkowania ekologicznego. Inne instrumenty regulacyjne, które od początku skupiają się na uzyskaniu konkretnego efektu ekologicznego, okazują się być z tego względu mniej kosztowne społecznie. Oczywiście nie można wykluczyć, że ekologiczny podatek korygujący przyczyni się do osiągnięcia znacznych dochodów budżetowych, lecz punktem wyjścia przy jego wdrażaniu powinno się przede wszystkim uczynić jego skuteczność w rozwiązywaniu problemów środowiskowych.

## Podsumowanie

W świetle nakreślonych problemów, z jakimi stykają się organy regulacyjne przy próbach wykorzystania dostępnych instrumentów w polityce ochrony środowiska uzasadnione wydaje się pytanie o ich przyszłość. Do tej pory w większości krajów z przyzwyczajonymi skutkami wdrażano tradycyjne systemy oparte na regulacji bezpośredniej. Jednak funkcjonujące równolegle od wielu lat systemy instrumentów ekonomicznych (podatki, systemy opłatowo-depozytowe, handel pozwoleniami zbywalnymi) są coraz powszechniejsze. Przyjmując, że system regulacji bezpośredniej nie jest aż taki zły, jak sugerują to jego oponenty, a system bodźców ekonomicznych nie jest tak dobry, jak życzyliby sobie jego zwolennicy, korzyści z przejścia z jednego systemu na drugi mogą być po prostu przesadzone. Dylemat ten traci jednak na znaczeniu w tych obszarach, gdzie nie istnieje do tej pory żaden system regulacyjny.

Można przypuszczać, że głównym celem zmian w systemach regulacji środowiskowej są postulowane, choć często niejednoznacznie rozumiane, działania efektywnościowe. Niezależnie od tego, czy są one możliwe w praktycznej realizacji, istnieje wola, aby tego rodzaju zmiany wprowadzać. Idzie to w parze z pożądaną, przynajmniej w teorii, skutecznością ekologiczną tego typu rozwiązań i ograniczaniem niekorzystnych efektów dystrybucyjnych. Nie wydaje się jednak, aby możliwe było dążenie do osiągnięcia efektywności alokacyjnej w sensie pożądanego społecznie (i ekonomicznie) stanu środowiska przyrodniczego, np. poprzez ustalenie stawek podatków korygujących w oparciu o teoretyczny model podatku Pigou. Brak do tej pory rzetelnej metodyki szacowania kosztów zewnętrznych oraz duży zakres ewentualnych zmian cenowych, i pochodnych temu niekorzystnych efektów dystrybucyjnych, wydają się być tego głównymi powodami.

Wymienione w prezentowanym artykule najważniejsze kryteria wyboru instrumentów zarządzania ochroną środowiska są niezwykle istotne w odniesieniu do regulacji środowiskowych wdrażanych w elektroenergetyce. Jednym z ostatnich przykładów nowych rozwiązań jest funkcjonujący od niedawna system handlu pozwoleniami zbywalnymi. Szczególnie kryterium odnoszące się do efektywności tego instrumentu było i wciąż jest akcentowane jako główna zaleta tego rozwiązania. Warto przy tym zauważyć, że system ten

będzie w najbliższym czasie bardzo silnie wpływał na kształt polityki energetycznej kraju. Wdrożenie tego systemu oznacza bowiem dla polskich przedsiębiorców konieczność zmiany dotychczasowego sposobu rozwiązywania problemów środowiskowych. Pożądana będzie również większa wyobraźnia u decydentów, określających przyszłe ścieżki rozwoju krajowego sektora energetycznego oraz poszczególnych przedsiębiorstw energetycznych.

W odniesieniu do wspomnianych kryteriów decydujących o wyborze określonego rozwiązania system handlu pozwoleniami zbywalnymi wydaje się być rozwiązaniem wręcz modelowym do zastosowania w krajowym sektorze energetycznym. Duża liczba przedsiębiorstw objęta systemem oraz zróżnicowanie metod i kosztów redukcji emisji zanieczyszczeń gazowych stanowią istotną przesłankę wykorzystania mechanizmu efektywnościowego tkwiącego w tym narzędziu. Również skuteczność środowiskowa może być postrzegana, przynajmniej teoretycznie, jako bardzo poważna zaleta tego instrumentu. Przy sprawnym systemie monitoringu i egzekucji wystarczy bowiem administracyjne regulowanie przydziałem puli uprawnień, aby móc określać pożądany cel środowiskowy w postaci globalnej redukcji emisji CO<sub>2</sub>.

Słabym punktem wydaje się możliwość pełnego i szybkiego wdrożenia tego systemu. Obecnie istnieje potrzeba niezwłocznego podjęcia kilku fundamentalnych decyzji przez administrację rządową, które przełamałyby niepewność przedsiębiorstw w zakresie podjęcia odpowiednich działań dostosowawczych. Decydujące znaczenie ma tutaj ostateczne zatwierdzenie Krajowego Planu Redukcji Emisji (KPRE). Zawieszenie aktywności administracji rządowej w tym zakresie powoduje bowiem dodatkowe koszty, np. koszty opóźnionego wdrożenia systemu monitorowania emisji czy koszty realizowania planów inwestycyjnych bez uwzględnienia wpływu kosztów redukcji emisji CO<sub>2</sub> na wybierane strategie rozwoju. Istnieje także potrzeba stworzenia odpowiedniego aparatu sprawdzającego i wymuszającego przestrzeganie przepisów. Jest to warunek niezbędny, aby system mógł w przyszłości skutecznie i efektywnie funkcjonować.

## Literatura

- [1] BRUCE N., ELLIS G.M., 1993 — Environmental Taxes and Policies for Developing Countries, Policy Research. Policy Research Department, The World Bank.
- [2] CZAJA S., FIEDOR B., JAKUBCZYK Z., 1995 — Instrumenty regulacji bezpośredniej i ekonomicznej w realizacji polityki ekologicznej w Polsce. Europejskie Stowarzyszenie Ekonomistów Środowiska i Zasobów Naturalnych — Oddział Polski. Biblioteka Ekonomia i Środowisko, Kraków, nr 18.
- [3] FIEDOR B., 1999 — Ekonomiczne metody regulacji stanu środowiska — istota, rodzaje i kryteria stosowalności. [W:] Polityka ekologiczna w gospodarce rynkowej. Wrocław–Karpacz. Europejskie Stowarzyszenie Ekonomistów Środowiska i Zasobów Naturalnych — Oddział Polski. Biblioteka Ekonomia i Środowisko, Kraków, nr 25.
- [4] FIEDOR B. (kierownik projektu), 2003 — Koncepcja modyfikacji systemu instrumentów ekonomicznych dla ochrony środowiska, (Projekt sfinansowany ze środków Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej na zamówienie Ministra Środowiska). Akademia Ekonomiczna im. Oskara Langego we Wrocławiu, Wrocław.

- [5] FIEDOR B. (kierownik projektu), 2004 — Założenia do opracowania aktów prawych zgodnie z przyjętą przez rząd koncepcją modyfikacji instrumentów ekonomicznych dla ochrony środowiska w Polsce wraz z oceną skutków proponowanych regulacji, (Projekt sfinansowany ze środków Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej na zamówienie Ministra Środowiska). Akademia Ekonomiczna im. Oskara Langego we Wrocławiu, Wrocław.
- [6] GÓRKA K., 1993 — Instrumenty ekonomiczne polityki ekologicznej w Polsce. Europejskie Stowarzyszenie Ekonomistów Środowiska i Zasobów Naturalnych — Oddział Polski, Biblioteka Ekonomia i Środowisko, Kraków, nr 1(3).
- [7] Instrumenty ekonomiczne dla ochrony środowiska, Ministerstwo Ochrony Środowiska Zasobów Naturalnych i Leśnictwa, Warszawa 1990.
- [8] PEARCE D., TURNER K., 1990 — Economics of Natural Resources and the Environment. Harvester Wheatsheaw.
- [9] VERHOEF E., 2002 — Externalities. Handbook of Environmental and Resource Economics. Edward Elgar.

Mariusz KUDELKO, Ewa PEKALA

## The factors determining the selection of instruments for environmental protection

### Abstract

The subject of the article is the most important features and criteria related to the instruments used in environmental protection. They involve their effectiveness and efficiency, distributional effects, possibility of implementation, social acceptance, lack of essential information and income effects.

KEY WORDS: environmental protection, economic instruments, emissions trading