Feliks GRĄDALSKI*

Teoretyczne podstawy proekologicznego systemu podatkowego

Wprowadzenie

System podatkowy zorientowany ekologicznie ma za zadanie wywołać na rynku reakcje dostosowawcze po stronie producentów, konsumentów i państwa, zwane dalej **efektami alokacyjnymi**, zgodne z potrzebami ochrony środowiska. Z tego wynika, i to należy na wstępie wyraźnie podkreślić, że głównym celem każdego podatku ekologicznego nie jest pokrywanie fiskalnych potrzeb państwa, lecz realizacja zamierzeń ekologicznych. Efekt fiskalny pojawia się jako „uboczny produkt" realizacji celów ekologicznych. Ten właśnie fakt stanowi istotny wyróżnik podatku ekologicznego na tle pozostałych podatków i równocześnie stawia w centrum uwagi problem zarządzania „wygospodarowanym" wpływem ekologicznym. Powstaje bowiem do rozstrzygnięcia kwestia: czy podatki ekologiczne powinny być zintegrowane z systemem podatkowym, czy też wpływy z tych podatków należy wyodrębnić w oddzielny fundusz celowy. Problem ten stawiamy we wstępie, nie będzie on jednak przedmiotem rozważań w artykule.

System podatkowy zorientowany ekologicznie jest istotnym fragmentem polityki ekologicznej państwa, która określa cele i instrumenty skierowane na ochronę naturalnego środowiska człowieka i zasobów nieodnawialnych[1]. Cele ekologiczne sprowadzają się w gruncie rzeczy do wyznaczania dopuszczalnych granic imisji i emisji. Imisja jest miarą jakości środowiska (np. zasobów wodnych, powietrza lub ziemi) i informuje o *stopniu obciążenia* środowiska zanieczyszczeniami. Emisja z kolei informuje o ilości zanieczyszczeń „wyrzucanych" do środowiska przez emitentów. Rozróżnienie pomiędzy imisją i emisją jest szczególnie istotne w kontekście problematyki podatkowej, ponieważ konstruując konkretne rozwiązania, podstawę opodatkowania można lokować albo po stronie imisji, albo po stronie emisji. Z tego faktu mogą wynikać różne konsekwencje, jeśli chodzi o skuteczność i koszty zastosowanych instrumentów.

Istota problemu, przed którym stoi każda polityka ekologiczna, sprowadza się do odpowiedzi na następujące pytanie: **komu i za pomocą jakich instrumentów należy przypisać koszty „zużycia" środowiska**? Teoria formułuje ogól-

---

* Autor jest pracownikiem naukowym Szkoły Głównej Handlowej oraz Instytutu Ochrony Środowiska w Warszawie.

1 W dalszym ciągu używać będę skróconego określenia „środowisko".

ne zasady, w myśl których, zależnie od okoliczności, koszty te mogą być przypisywane:

- sprawcy zanieczyszczenia (zasada „zanieczyszczający płaci"),
- społeczności (zasada wspólnej odpowiedzialności za zanieczyszczenie),
- konsumentowi środowiska (zasada stopnia korzystania ze środowiska).

Oprócz tego teoria wysuwa nadrzędną zasadę przezorności, według której lepiej i taniej jest unikać degradacji środowiska niż interweniować w sytuacjach bezpośredniego zagrożenia.

Instrumenty polityki ekologicznej można podzielić generalnie na te, które mają charakter nakazów i zakazów oraz na instrumenty ekonomiczno-finansowe należące do obszaru polityki fiskalnej. W pierwszym przypadku chodzi o regulacje ogólnoprawne, w drugim zaś o system podatkowy zorientowany ekologicznie. W literaturze przedmiotu toczy się dyskusja na temat ekologicznej skuteczności i ekonomicznej efektywności jednej i drugiej grupy instrumentów. Sedno kontrowersji sprowadza się do ustalenia optymalnej *proporcji* pomiędzy regulacjami ogólnoprawnymi a instrumentami ekonomiczno-finansowymi z punktu widzenia realizacji celów ekologicznych. W artykule rozwinięta jest teoretyczna argumentacja na rzecz generalnej tezy, że o wzajemnej proporcji różnych narzędzi polityki ekologicznej decydują krótko i długofalowe, makroekonomiczne uwarunkowania danego kraju. Z tej argumentacji wynikają wnioski dla Polski.

Zadaniem regulacji ogólnoprawnych jest wyrażenie preferencji państwa co do sposobu korzystania ze środowiska oraz – co jest niemniej istotne – stworzenie ram dla efektywnego i skutecznego zastosowania instrumentów ekonomiczno-finansowych. W opinii wielu autorów instrumenty ogólnoprawne są mniej efektywne od instrumentów ekonomiczno-finansowych, w szczególności, jeśli chodzi o generowanie efektów alokacyjnych w dłuższym okresie, pożądanych z punktu widzenia celów ochrony środowiska.

Dla uzasadnienia takiego stanowiska wysuwa się następujące argumenty. Po pierwsze, nakazy i zakazy określające dopuszczalne poziomy emisji (lub imisji) nie stanowią zachęty dla jej ograniczania poniżej wyznaczonych norm, pomimo że byłoby to korzystne z punktu widzenia celów ekologicznych. Po drugie, nie uwzględniają one różnic w *kosztach* redukcji emisji u poszczególnych emitentów. Są emitenci, u których obniżka emisji o daną wartość „kosztuje" dużo, są jednak emitenci, u których tę samą obniżkę można uzyskać znacznie niższym kosztem. W celu osiągnięcia pożądanej obniżki emisji ogółem, decyzje o przedsięwzięciach ochronnych – ze względów ekonomicznych – powinny podejmować te podmioty, dla których koszty ochrony środowiska są najmniejsze. Po trzecie, są one „bezradne" wobec emitentów, których jednoznacznie nie można zidentyfikować. Koszty takiej emisji są – siłą rzeczy – przerzucane na społeczność. Po czwarte, windykacja roszczeń z tytułu zanieczyszczenia środowiska na drodze karnej lub cywilnoprawnej jest długotrwała, uciążliwa i często mało skuteczna. I po piąte, mamy do czynienia ze zjawiskiem inercji prawa w tym sensie, że proces legislacyjny nie zawsze nadąża za wyzwaniami i potrzebami praktyki w obszarze ochrony środowiska.

W obliczu narastających problemów ekologicznych, coraz większego znaczenia w wielu krajach nabiera dyskusja na temat reformy systemu podatkowego w kierunku orientacji ekologicznej. Głównym celem takiego systemu jest włączenie gospodarki czynnikiem „środowisko" w ramy mechanizmu rynkowego i poddanie jej regułom ekonomicznej efektywności gospodarowania w „świecie" dóbr rzadkich. Na ile makroekonomiczne uwarunkowania taki proces umożliwiają – oto pytanie, na które poszukujemy odpowiedzi w artykule.

Środowisko występuje w dwóch rolach: raz – jako czynnik wytwórczy niezbędny w procesach produkcji, dwa – jako powszechnie „spożywane" dobro konsumpcyjne. Cele sektora „produkcja" i sektora „konsumpcja" są względem siebie konkurencyjne. System podatkowy zorientowany ekologicznie służyć ma także integracji tych celów oraz sprzyjać zachowaniu w długim okresie wartości użytkowej środowiska dla obydwu stron. W płaszczyźnie rozwiązań politycznych ta właśnie myśl przybrała postać koncepcji zrównoważonego rozwoju[2].

Teoretyczne podstawy podatku ekologicznego zostały po raz pierwszy sformułowane w 1920 roku przez angielskiego ekonomistę [A.C. Pigou, 1920]. Dlatego też podatek ten określa się w literaturze mianem „podatku Pigou". Koncepcja „podatku Pigou", oprócz niewątpliwych walorów teoretycznych, posiada także duże znaczenie dla praktyki, ponieważ stała się ona podstawą, wytyczającą *kierunek* poszukiwań konkretnych rozwiązań podatkowych. Zanim więc odniosę się do praktycznych aspektów podatku ekologicznego przedstawię najpierw założenia i istotę „podatku Pigou" oraz wnioski wypływające z koncepcji tego podatku.

„Podatek Pigou"

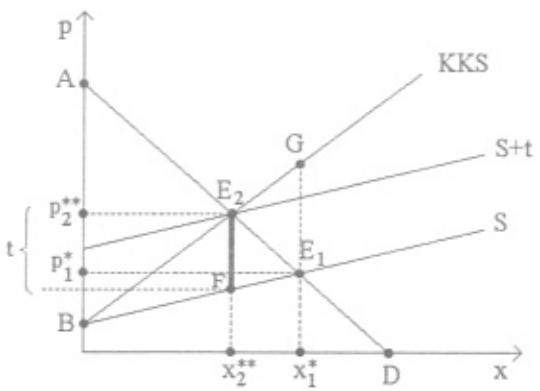
Wkład A.C. Pigou w stworzenie teoretycznych podstaw koncepcji podatku ekologicznego polega na wyraźnym rozróżnieniu pomiędzy *społecznymi kosztami* aktywności gospodarczej a *indywidualnymi kosztami* firmy, rejestrowanymi w rachunku zysków i strat. Pigou podkreślił, że faktyczne, społeczne koszty działalności gospodarczej są większe niż suma indywidualnych, „rynkowych" kosztów produkcji, czyli tych, które wyrażone są w jednostkach monetarnych i obciążają konto każdego wytwórcy. Różnica pomiędzy społecznymi a indywidualnymi kosztami dotyczy zewnętrznych efektów działalności gospodarczej (zanieczyszczenie wody, powietrza i ziemi, hałas itp.). Efekty zewnętrzne w koncepcji „podatku Pigou" traktowane są jako **koszt zastosowania czynnika „środowisko" przez producenta**. Jest to jednak koszt bardzo specyficzny. Specyfika tego kosztu, w odróżnieniu od nakładów pracy i kapitału polega na tym, że w praktyce nie jest on wliczany do rachunku firmy, lecz jest przerzucany na społeczność konsumentów. Podlega więc tzw. eksternalizacji. Efekty ze-

[2] Koncepcja zrównoważonego rozwoju zakłada taki sposób korzystania z zasobów środowiska przez dzisiejszą generację, który nie ograniczy możliwości rozwoju generacjom następnym.

wnętrzne zmniejszają wartość użytkową środowiska i tym samym ograniczają konsumentom możliwość realizacji potencjalnego dobrobytu. W tym sensie stanowią dla nich koszt.

„Podatek Pigou" ma za zadanie **internalizować** koszty efektów zewnętrznych, tzn. przypisywać je konkretnemu producentowi – sprawcy kosztu. Podatek ten powinien być równy kosztom zużycia środowiska spowodowanym przez danego wytwórcę i w wysokości tych właśnie kosztów, powinien być wliczony do rachunku firmy. Pełna internalizacja efektów zewnętrznych sprawiłaby, że indywidualne koszty firmy pokryłyby się ze społecznymi kosztami wytwarzania i w całości obciążyłyby rachunek bezpośredniego sprawcy kosztów, czyli producenta. Istotę „podatku Pigou" ilustruje wykres 1. Dla uproszczenia i wyeksponowania cech tego podatku posługujemy się modelem rynku doskonałej konkurencji ze średnim poziomem elastyczności popytu i podaży.

Wykres 1. „Podatek Pigou" w modelu doskonałej konkurencji



Źródło: [A.C. Pigou 1950, s. 223]

Na osi odciętych odłożone jest dobro x, którego wyprodukowanie powoduje zanieczyszczenie środowiska. Na osi rzędnych – cena tego dobra. Linia AD – to funkcja popytu na dobro x. Pole pod funkcją popytu – to renta konsumenta, wyrażająca gotowość zakupu określonej ilości dobra x przy danej cenie p. W przybliżeniu można przyjąć, że gotowość zakupu określonej liczby jednostek dobra x przy danej cenie, jest monetarnym wyrazem użyteczności, jaką dostarcza konsumentowi ta właśnie zapotrzebowana liczba jednostek dobra x.

Linia S – to funkcja podaży, która jest równocześnie funkcją indywidualnych kosztów krańcowych producenta dobra x. Ponieważ produkcja dobra x zanieczyszcza środowisko i wywołuje negatywne efekty zewnętrzne, dlatego też całkowite społeczne koszty wytworzenia dobra x są wyższe niż indywidualne koszty powstałe u producenta. Fakt ten odzwierciedla na wykresie linia KKS, która jest funkcją krańcowych kosztów społecznych obejmującą łącznie indy-

widualne, „rynkowe" koszty producenta oraz koszty efektów zewnętrznych. Pole pod funkcją podaży *S* odzwierciedla sumę indywidualnych kosztów całkowitych poniesionych przez producenta, zaś pole pod *KKS* wyraża sumę społecznych kosztów wytworzenia dobra *x*. Pole pomiędzy krzywymi *S* i *KKS* – to koszt efektów zewnętrznych.

Pigou podkreśla, że maksymalizacja dobrobytu społecznego wymaga konfrontacji użyteczności wytwarzanych dóbr (pole pod krzywą popytu *AD*) nie z indywidualnymi, lecz ze społecznymi kosztami produkcji (pole pod funkcją krańcowych kosztów społecznych *KKS*). Tak długo, jak długo funkcja popytu leży ponad funkcją krańcowych kosztów społecznych, to wówczas wyprodukowanie *dodatkowej* jednostki *x* przyczynia się do powiększenia ogólnego dobrobytu. Konsument jest bowiem gotów zapłacić więcej (czyli użyteczność tej jednostki jest dla niego wyższa), niż wynoszą społeczne koszty produkcji. W przypadku kiedy funkcja popytu znajduje się poniżej krzywej krańcowych kosztów społecznych, efekt wyprodukowania dodatkowego dobra *x* jest dla dobrobytu społecznego negatywny. Konsument płaci mniej (czyli użyteczność tej jednostki dobra jest dla niego mniejsza), niż wynoszą społeczne koszty wytworzenia tego dobra. Z wykresu można odczytać, że dobrobyt społeczny jest zmaksymalizowany przy wielkości produkcji x_2^{**} w punkcie E_2. W tym punkcie następuje bowiem wyrównanie krańcowej użyteczności dobra *x* z krańcowymi kosztami społecznymi. Wielkość maksymalnego dobrobytu reprezentowana jest przez trójkąt $B\ E_2\ A$.

Na wolnym rynku konkurencyjnym decyzje producentów podejmowane są nie na podstawie społecznych kosztów, lecz w oparciu o indywidualne koszty produkcji. Koszty efektów zewnętrznych – jak powiedzieliśmy – są przerzucone na konsumenta. W tej sytuacji równowaga rynkowa ukształtuje się w punkcie E_1 przy produkcji x_1^*. Wyraźnie widać, że wielkość produkcji x_1^* nie pokrywa się z optymalną z punktu widzenia dobrobytu społecznego produkcją x_2^{**}. Jest ona większa od produkcji „optimum społecznego". Oznacza to, że wyprodukowanie dodatkowej jednostki dobra w przedziale $x_2^{**} - x_1^*$ prowadzi do zmniejszenia dobrobytu. W przedziale tym użyteczność każdej dodatkowej jednostki, a więc i gotowość jej zakupu jest niższa niż społeczny koszt wytworzenia. Strata w dobrobycie z tego tytułu reprezentowana jest przez trójkąt $E_2\ E_1\ G$.

Z powyższych rozważań wynika bardzo ważny wniosek. Na wolnokonkurencyjnym rynku nie poddanym żadnej regulacji, stan równowagi rynkowej nie jest tożsamy z osiągnięciem optimum społecznego. Innymi słowy, alokacja czynników wytwórczych i produktów osiągnięta w wyniku działania takiego mechanizmu rynkowego nie prowadzi do maksymalizacji dobrobytu.

I w tym miejscu pojawia się rola dla podatku ekologicznego. Pigou proponuje, aby rozbieżność między indywidualnymi a społecznymi kosztami skorygować tym właśnie podatkiem. Korekta ta – jak już wspomnieliśmy – ma polegać na przypisaniu efektów zewnętrznych prywatnemu wytwórcy i uczynić z kosztów zewnętrznych element składowy jego kosztów indywidualnych. Podatek – *t*, który pozwala wykonać to zadanie i w pełni internalizować koszty

zewnętrzne, równy jest krańcowym kosztom efektów zewnętrznych w punkcie optimum społecznego E_2 przy produkcji x_2^{**}. Na wykresie wysokość tego podatku wynosi $t = E_2 F$. Jeśli identyczny podatek zostanie nałożony na wszystkich producentów dobra x, to wówczas funkcja podaży S przesunie się w górę do pozycji $S + t$ przecinając punkt optimum społecznego E_2. W wyniku nałożenia na producentów „podatku Pigou", produkcja obniży się z x_1^* do x_2^{**}, zaś cena, wskutek częściowego przerzucenia tego podatku na konsumentów, wzrośnie z p_1^* do p_2^{**}. W rezultacie takiej operacji opodatkowania równowaga rynkowa ustali się w punkcie optimum społecznego na poziomie maksimum dobrobytu. Punkt ten w przekonaniu Pigou spełnia równocześnie warunek optimum w sensie Pareto. Oznacza to, że przy produkcji x_2^{**} i cenie p_2^{**} nikomu, tj. ani żadnemu producentowi, ani żadnemu konsumentowi nie można już poprawić sytuacji nie pogarszając w tym czasie położenia kogoś innego[3].

Koncepcja „podatku Pigou" pokazuje teoretycznie prosty sposób sharmonizowania indywidualnych celów prywatnych producentów (maksymalizacja zysku) z celami społecznymi (maksymalizacja dobrobytu). W tym sensie stanowi ona istotny wkład w teorię opodatkowania.

Bezpośrednia aplikacja do praktyki podatkowej „podatku Pigou" w jego modelowej postaci natrafić musi jednak na poważne trudności przede wszystkim z powodu braku pełnej informacji. Praktyczna realizacja modelu tego podatku wymaga bowiem spełnienia następujących warunków:

- każdy „producent" efektów zewnętrznych musi być jednoznacznie zidentyfikowany;
- w sytuacji kiedy ogólna suma efektów zewnętrznych generowana jest przez wielu wytwórców, musi istnieć możliwość jednoznacznego przypisania stosownej części kosztów zewnętrznych konkretnemu sprawcy;
- koszt efektów zewnętrznych musi być wyrażony w jednostkach monetarnych;
- w celu zapewnienia pełnej i sprawiedliwej internalizacji efektów zewnętrznych, podatek musi być ciągle dostosowywany do wysokości generowanych kosztów zewnętrznych u poszczególnych producentów.

Jest rzeczą oczywistą, że te warunki w praktyce są niemożliwe do spełnienia. W niczym to jednak nie podważa *uniwersalności* samej idei tego podatku, która – jak pokazaliśmy – polega na pełnej i sprawiedliwej internalizacji efektów zewnętrznych. Należy podkreślić, że pełna internalizacja kosztów zewnętrznych – gdyby taka była możliwa – oznaczałaby w istocie tak pożądane urynkowienie czynnika „środowisko", tj. przypisanie mu za pośrednictwem podatku, rynkowej wyceny. W ten sposób „podatek Pigou" stałby się atrakcyjnym instrumentem rynkowym, najsilniej wyzwalającym efekty alokacyjne. Wszelkie próby praktycznego rozwiązania problemu podatków ekologicznych za-

[3] Czy punkt ten rzeczywiście jest optimum Pareto pozostaje w teorii problemem dyskusyjnym. Należy tu wskazać m.in. na prace: [J.M. Buchanan, W.C. Stubblebine, 1962, s. 371-384] oraz [H. Shibata, 1972, s. 190-202]. Niezależnie od wyników dyskusji na ten temat, będziemy w dalszym ciągu traktować punkt E_2 jako optimum Pareto.

wsze odnoszą się do zewnętrznych efektów działalności gospodarczej i mniej lub bardziej skutecznie starają się te efekty „sprowadzić" do miejsca ich powstawania. Ta właśnie myśl stanowi sedno „podatku Pigou" i, pomimo ograniczonych możliwości bezpośredniej aplikacji w formie modelowej, przesądza o jego znaczeniu dla kształtu przyszłych praktycznych rozwiązań podatkowych. Interesującą próbę przełożenia idei „podatku Pigou" na rozwiązanie praktyczne stanowi koncepcja tzw. standardowego podatku imisyjnego [W.J. Baumol, W.E. Oates, 1971, s. 42-68].

Standardowy podatek imisyjny

W.J. Baumol i W.E. Oates mając na uwadze praktyczne trudności bezpośredniej internalizacji efektów zewnętrznych oraz konieczność „obejścia" bariery doskonałej informacji, proponują koncepcję internalizacji pośredniej i niepełnej. Internalizacja ta ma się dokonać za pomocą standardowego podatku imisyjnego. Podatek ten został nieprzypadkowo w ten właśnie sposób nazwany, ponieważ dla jego ustalenia państwo musi najpierw określić cel ekologiczny w postaci pożądanego jakościowego standardu środowiska. W praktyce wymaga to wyznaczenia krytycznych i dopuszczalnych poziomów imisji zgodnych z założeniami polityki ekologicznej. W następnej kolejności dobiera się odpowiednie podstawy opodatkowania i nakłada się na nie podatek, który powinien zapewnić osiągnięcie założonego standardu imisji. Po określonym czasie sprawdza się, czy założony cel został osiągnięty. Jeśli nie, podatek podlega podwyższeniu. Jeśli natomiast realia są korzystniejsze niż założony standard, istnieją podstawy do obniżenia podatku. Wysokość optymalnego z punktu widzenia ekologicznych celów państwa podatku, ustala się więc w dłuższym okresie *metodą prób i błędów*. Jeśli zmieniony zostaje standard, proces iteracji rozpoczyna się od początku.

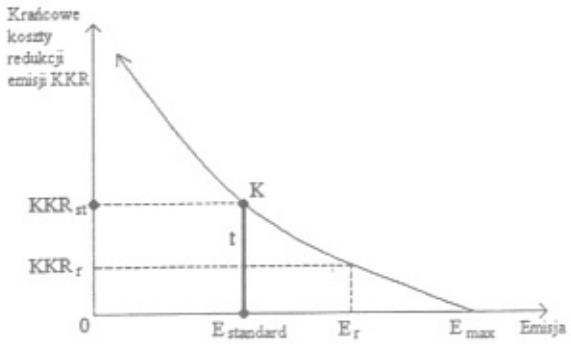
Standardowy podatek imisyjny w praktyce przyjmuje formę podatku: *emisyjnego* lub *energetycznego*. Rozróżnienie podatku emisyjnego i energetycznego zależy od wyboru podstawy opodatkowania, która zapewnić ma osiągnięcie pożądanego standardu imisji. W przypadku podatku emisyjnego taryfa podatkowa nałożona zostaje na określoną w jednostkach fizycznych „porcję" emisji wybranej substancji (np. CO_2, CH_4, m^3 ścieku odprowadzonego do rzeki itp.). Podstawą opodatkowania jest więc emisja szkodliwej substancji. W tym świetle, wszelkie opłaty ekologiczne mają „naturę" podatku emisyjnego.

W przypadku zaś podatku energetycznego podstawą opodatkowania staje się „wsad" określonej ilości nośnika energetycznego (np. litr benzyny, tona węgla itp.) w proces produkcji lub konsumpcji.

Podatek emisyjny

Logikę działania standardowego podatku imisyjnego na przykładzie podatku emisyjnego przedstawia wykres 2.

Wykres 2. Działanie podatku emisyjnego



Źródło: Opracowanie własne na podstawie [C.B. Blankart, 1994, s. 478]

Na osi odciętych odłożona jest wielkość emisji od 0 do emisji maksymalnej E_{max}, przy której środowisko zostaje zupełnie zdegradowane. Punkt E_r odzwierciedla realnie istniejący poziom emisji, który uważa się za zbyt wysoki. Państwo wyznacza więc standard jakości środowiska zgodnie z celami polityki ekologicznej przy niższej emisji – $E_{standard}$. Z kolei na osi rzędnych odłożone są krańcowe koszty redukcji emisji *wszystkich* przedsiębiorstw – emitentów. Wyraźnie widać, że wraz z ograniczaniem emisji o kolejne „porcje" (przejście od punktu E_{max} do 0) krańcowy koszt redukcji każdej następnej „porcji" rośnie.

Aby osiągnąć pożądany (tzn. optymalny z punktu widzenia założeń polityki ekologicznej) poziom emisji $E_{standard}$ i ograniczyć ją od rzeczywistego poziomu E_r do $E_{standard}$, należy nałożyć podatek emisyjny t na każdą „porcję" emisji w wysokości $KE_{standard}$. Zauważmy, że jest to typowy podatek „od ilości", nie zaś „od wartości", ponieważ opodatkowaniu nie podlega wartość emisji (mierzona np. wartością wyrządzonych szkód), lecz każda, wyrażona w jednostkach fizycznych, „porcja" emisji. Po wprowadzeniu tego podatku rozpoczyna się swoista gra ekonomiczna na poziomie mikro. Otóż przedsiębiorstwa, które mają indywidualne koszty redukcji emisji niższe niż podatek, będą dążyły do uniknięcia tego podatku wdrażając relatywnie tańsze przedsięwzięcia ograniczające emisję. Od strony ekonomicznej zmniejszają one w ten sposób swoją indywidualną podstawę opodatkowania i tym samym pomniejszają wymiar podatku. Znajdują się one na prawo od punktu $E_{standard}$ i są to głównie przedsiębiorstwa o przestarzałej technologii i dużej emisji. Stanowią one większość w gospodarce. Z kolei przedsiębiorstwa, u których krańcowy koszt emisji jest wyższy niż podatek, będą zapewne płacić ten podatek i zrezygnują z podejmowania stosunkowo kosztownych przedsięwzięć ograniczających emisję. Od strony ekonomicznej oznacza to, że wymiar podatku jest dla nich niższy niż koszt zmniejszenia podstawy opodatkowania o kolejne „porcje" emisji. Przedsiębiorstwa te leżą na lewo od punktu $E_{standard}$, posiadają nowoczesną

technologię i niską emisję, zaś liczba ich w gospodarce jest znacznie mniejsza. W punkcie równowagi, krańcowe koszty redukcji *wszystkich* przedsiębiorstw zrównają się z podatkiem. Oznacza to, że nie ma już impulsów do dalszej obniżki emisji dla przedsiębiorstw z prawej strony $E_{standard}$ oraz nie ma już przedsiębiorstw z lewej strony punktu $E_{standard}$.

Opisany mechanizm działania podatku emisyjnego posiada dwie istotne zalety. Pierwsza polega na tym, że politycznie ustalony standard jakości środowiska osiąga się w skali makro przy *najniższych społecznych kosztach redukcji emisji*. Zauważmy bowiem, że to głównie przedsiębiorstwa o niskich krańcowych kosztach redukcji motywowane są najsilniej do ograniczania emisji. Drugą z kolei zaletą jest to, że podatek emisyjny wywołuje stosunkowo *silne efekty alokacyjne*, tak przecież pożądane z punktu widzenia realizacji celów ekologicznych. W myśl zasad ogólnej teorii opodatkowania efekty te są tym większe, im bardziej jednoznacznie daje się sprecyzować podstawę opodatkowania i im ściślej można ją związać z konkretnym podmiotem opodatkowania. W podatku emisyjnym podstawą opodatkowania jest zwykle konkretny rodzaj zanieczyszczenia i może być on ściśle przypisany do danego emitenta. Dlatego też adresatom podatku emisyjnego trudno jest uniknąć jego zapłacenia oraz mają oni ograniczone możliwości przerzucenia tego podatku na innych odbiorców. Ponadto należy nadmienić, że podatek emisyjny jest najlepszym instrumentem ekonomicznym pozwalającym w praktyce realizować zasadę „zanieczyszczający płaci"[4].

Podatek energetyczny

Mechanizm działania podatku energetycznego jest bardzo podobny do działania podatku emisyjnego przedstawionego na wykresie 2. Na osi odciętych należy tylko odłożyć wielkość zużywanego nośnika energii, zaś na osi rzędnych krańcowe koszty redukcji zużycia. Oprócz tego generalnego podobieństwa, istnieją jednak różnice. Dotyczą one dwóch kwestii, po pierwsze, charakteru podstawy opodatkowania oraz po drugie, wynikają z faktu, iż nośniki energii – w odróżnieniu od emisji – są czynnikiem produkcji, i w dodatku, o stosunkowo dużej mobilności. Różnice te znajdują swoje odbicie w ocenie ekologicznej i ekonomicznej efektywności obydwu instrumentów.

Podstawą opodatkowania w podatku energetycznym jest zużycie określonego nośnika energii lub energii w ogóle zawartej w różnych nośnikach. Jest ona w porównaniu z podstawą podatku emisyjnego znacznie szersza, albowiem każdy jest odbiorcą energii, nie każdy zaś „producentem" emisji w sensie kryteriów fiskalnych. Oprócz tego, z punktu widzenia nadrzędnego celu jakim jest obniżka emisji, podstawa opodatkowania „zużycie energii" jest – względem tego celu – podstawą pośrednią. Fakty te mają istotny wpływ na alokacyjną efektywność podatku energetycznego. W tym miejscu wysuwamy

[4] W Polsce koncepcja podatku emisyjnego jest postulowana jako systemowe rozwiązanie przy redukcji gazów cieplarnianych. Argumentacja na rzecz takiego rozwiązania przedstawiona została w: [M. Sadowski 1996]; [H. Gaj i inni 2002].

hipotezę, iż z punktu widzenia możliwych efektów alokacyjnych związanych z ograniczaniem emisji, podatek energetyczny jest mniej skuteczny od podatku emisyjnego. Na uzasadnienie tej hipotezy teoria opodatkowania dostarcza następującego argumentu: im szersza i bardziej heterogeniczna jest podstawa opodatkowania, tym większe są możliwości *przerzucenia* podatku na konsumenta oraz tym większe istnieją szanse jego *uniknięcia*. W krańcowym przypadku można sobie wyobrazić, że odbiorca opodatkowanego nośnika energii w ogóle nie zareaguje zmniejszeniem jego zużycia, jeśli uda mu się podatek w całości przerzucić na kolejnego odbiorcę, uniknąć jego zapłacenia lub zmienić nośnik. Przy tej okazji często podnoszony jest argument, że przy zastosowaniu szerokiej podstawy opodatkowania kierunek substytucji (czyli zamiany) nośników energii zarówno w produkcji, jak i w konsumpcji, wcale nie musi być zgodny z intencjami ustawodawcy. Przykładowo, opodatkowanie węgla mające na celu ograniczenie emisji CO_2 może tę emisję zwiększyć wskutek zwiększenia spalania np. śmieci, opon itp.

Na bazie wspomnianych wyżej zastrzeżeń, w małej otwartej gospodarce rynkowej (przykładem takiej gospodarki jest Polska) rodzi się uzasadnione pytanie: czy z punktu widzenia – raz – celów ekologicznych i – dwa – efektywności systemu podatkowego jako całości, podatek energetyczny w roli dominującego podatku ekologicznego, ma rację bytu? Otóż, z punktu widzenia celów ekologicznych skuteczność tego podatku jest wątpliwa. Pogląd ten jest szeroko reprezentowany w fachowej literaturze światowej oraz znajduje potwierdzenie w negatywnej ocenie rozwiązań praktycznych. [L.H. Goulder, 1995]; [P. Gottfried, W. Wiegard, 1995]; [W.F. Richter, 1997]; [A.L. Bovenberg, R.A. de Mooij, 1995]. Z kolei ekonomiczny aspekt podatku energetycznego poddawany jest weryfikacji przez pryzmat ogólnej zasady efektywności produkcji Mirrlees'a [P.A. Diamond, J.A. Mirrlees, 1971, s. 8-27]. Zajmijmy się bliżej tym właśnie aspektem. Zasada efektywności produkcji Mirrlees'a – a jest to zasada o charakterze kategorycznym – mówi, że jeśli w sferze produkcji na czynnik wytwórczy zostanie nałożony podatek, to efekt takiego opodatkowania będzie podwójnie negatywny: po pierwsze, obciążenie podatkowe zostanie przerzucone na konsumenta i po drugie, ulegnie zmniejszeniu wielkość produkcji. Wniosek płynący z tej zasady jest więc następujący: jeśli państwo potrzebuje przychodów, to należy je gromadzić nie poprzez opodatkowanie zużycia pośredniego w produkcji, lecz raczej poprzez opodatkowanie bieżącej konsumpcji. Energia jest ważącym czynnikiem zużycia pośredniego w produkcji. Jej opodatkowanie skutkować więc będzie w skali makroekonomicznej – zgodnie z zasadą Mirrlees'a – przerzuceniem tego podatku na konsumenta oraz ograniczeniem produkcji.

Oprócz tego należy zwrócić uwagę na szczególną właściwość energii jako elementu zużycia pośredniego. Otóż, jest ona w małej otwartej gospodarce czynnikiem **mobilnym**, w odróżnieniu od czynnika „praca", który jest o wiele mniej mobilny. Z różnic w mobilności czynników produkcji wynikają dodatkowe okoliczności, które stanowią uszczegółowienie ogólnej zasady Mirrlees'a, jeśli chodzi o ocenę skuteczności podatku energetycznego. Szczegółowy, „energetycz-

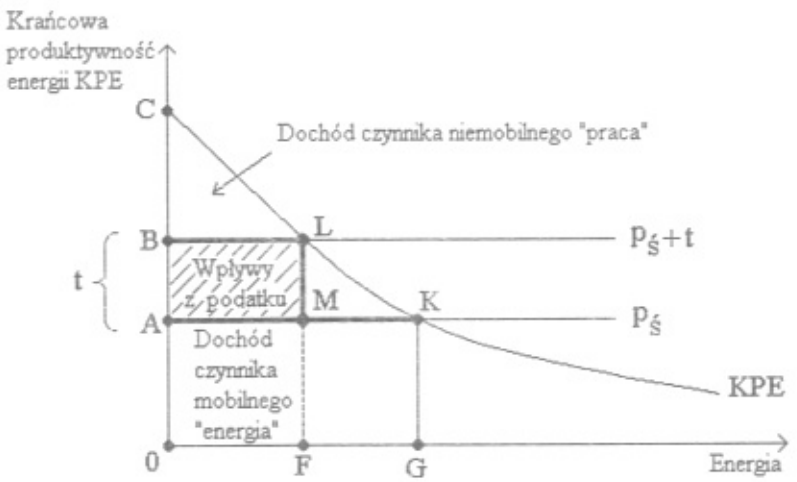
ny" aspekt zasady Mirrlees'a można sformułować następująco [W.F. Richter, 1997, s. 124-130]: jeśli zostanie nałożony podatek na zużycie energii w produkcji, to podatek ten przy założeniu doskonałej elastyczności podaży energii zostanie w całości przerzucony na niemobilny czynnik „praca". Innymi słowy, koszty opodatkowania energii poniosą zatrudnieni. Sprawą otwartą pozostaje, czy przy tej okazji będzie zrealizowany cel ekologiczny, czy też nie.

Powyższy tok rozumowania można zilustrować na wykresie. Załóżmy, że mamy do czynienia z małą otwartą gospodarką rynkową, w której:

- dochód wytwarzany jest przez dwa czynniki: energię i pracę,
- brak jest samodzielności energetycznej,
- ceny energii są dane z rynku światowego,
- istnieje doskonała elastyczność podaży energii (czynnik mobilny),
- mamy do czynienia ze sztywną elastycznością podaży siły roboczej (czynnik niemobilny).

Zauważmy, że założenia te są bliskie realiom gospodarki Polski, stąd też wnioski analizy modelowej mogą mieć pewne znaczenie praktyczne. Wykres 3 przedstawia, w jaki sposób podatek energetyczny nałożony na mobilny czynnik wytwórczy obciąża dochód wytworzony przez czynnik niemobilny, czyli pracę.

Wykres 3. Skutki opodatkowania mobilnego czynnika wytwórczego „energia" w małej otwartej gospodarce rynkowej



Źródło: [W.F. Richter, 1997, s. 125]; [C.B. Blankart, 1994, s. 319]

Na osi odciętych odłożone jest zużycie energii, zaś na osi rzędnych krańcowa produktywność energii, która zależy od zastosowanej technologii. Funkcja krańcowej produktywności energii *KPE* w małym kraju jest opadająca, ponieważ na początku znajdują się technologie, przy zastosowaniu których przyrost produkcji z dodatkowej jednostki energii jest stosunkowo wysoki. W miarę zwiększania produkcji i tym samym zużycia energii, produktywność każdej

następnej jednostki energii maleje, ponieważ jest ona zastosowana w technologiach coraz mniej wydajnych. Jeśli krzywą *KPE* potraktujemy jako jednoczynnikową, makroekonomiczną funkcję produkcji, to pole pod tą funkcją odzwierciedlać będzie wielkość realnie wytworzonego PKB. Realnie wytworzony PKB posiada swoją „stronę" dochodową, która w naszym modelu została wytworzona przez dwa czynniki: jeden mobilny – energię i drugi niemobilny – pracę.

Na osi rzędnych zaznaczona została światowa cena energii $p_{\$}$, na którą mały kraj nie ma wpływu i musi ją przyjąć jako daną z zewnątrz. Przy tej cenie zostaje zgłoszone zapotrzebowanie na energię na poziomie *OG*, zaś wytworzony w kraju dochód reprezentowany jest przez pole *OGKC*. Dochód ten jest podzielony na część przypadającą mobilnemu czynnikowi „energia" w wielkości pola *OGKA* oraz część wytworzoną przez niemobilny czynnik „praca" w wielkości pola *AKC*.

W tym momencie mały kraj wprowadza u siebie podatek energetyczny na każdą jednostkę zużytej w produkcji energii w wysokości t. W wyniku takiego posunięcia cena energii w kraju nie wynosi już $p_{\$}$, lecz $p_{\$} + t$. Wzrost ceny energii konfrontowany jest przez producentów z ich krańcową produktywnością energii, i jeśli ta cena wzrośnie do $p_{\$} + t$, to wówczas zapotrzebowanie na energię spadnie do poziomu *OF*. Równocześnie spada produkcja, i tym samym zmniejsza się realnie wytworzony PKB z *OGKC* do *OFLC*. Ponieważ czynnik mobilny nie „zaakceptuje" wyższej ceny niż cena światowa $p_{\$}$, dlatego też jego dochód wyniesie teraz *OFMA*. W tej sytuacji wyraźnie widać, że obciążenie podatkowe *AMBL* zostało w całości przerzucone na niemobilny czynnik „praca" i pomniejszyło stojący do jego dyspozycji dochód, który po opodatkowaniu wynosi już tylko *BLC*. Zwróćmy uwagę, że dochód wytworzony przez czynnik „energia" przy zużyciu energii na poziomie *OF*, w ogóle na tej operacji nie ucierpiał. W wyniku ustanowienia podatku energetycznego wystąpiły więc równocześnie w skali makroekonomicznej trzy następujące procesy:

- obniżeniu uległ poziom produkcji,
- obciążenie podatkowe zostało pokryte z dochodu czynnika niemobilnego „praca",
- wbrew intencjom ustawodawcy, mobilny czynnik „energia" nie został podatkiem obciążony.

Komentując powyższe modelowe ustalenia można dojść do wniosku, że od strony ekonomicznej podatek energetyczny jest nieefektywny. Po co bowiem w celu uzyskania przychodu podatkowego *AMBL* opodatkowywać energię, skoro rozwiązaniem prostszym i tańszym byłoby bezpośrednie opodatkowanie czynnika „praca". Jeśli zaś chodzi o efekt ekologiczny tego podatku, to jest on także wątpliwy. Trudno przecież mówić o skutecznej motywacji przedsiębiorstw do realizacji celów ekologicznych, skoro podatek energetyczny *de facto* nie dotknął producentów, lecz został „sfinansowany" z dochodów czynnika „praca". Jedyny efekt ekologiczny, który możnaby nazwać efektem pozornym, to zmniejszenie zużycia energii i to bynajmniej nie w wyniku reakcji dostosowawczych, lecz wskutek ograniczenia skali produkcji.

Porównując koncepcję standardowego podatku imisyjnego z koncepcją „podatku Pigou", można wskazać na następujące elementy:

(A) *Dzięki rozluźnieniu założeń podatku Pigou, w szczególności założenia o doskonałej informacji oraz rezygnacji z postulatu pełnej internalizacji kosztów zewnętrznych istnieje możliwość praktycznej aplikacji standardowego podatku imisyjnego.* Zauważmy, że optymalny podatek w sensie Pareto musi być równy krańcowym szkodom ekologicznym przy optymalnym wykorzystaniu czynnika „środowisko". Aby go ustalić, należy z jednej strony w ramach makroekonomicznej funkcji produkcji wyznaczyć optymalny udział czynnika „środowisko" w tworzeniu PKB, z drugiej zaś zmierzyć krańcowe szkody ekologiczne nie tylko w kategoriach technicznych, ale także wyrazić je w jednostkach monetarnych. Aby tego z kolei dokonać muszą być znane preferencje obywateli oraz muszą istnieć techniczne możliwości „wychwycenia" wszelkich szkód ekologicznych. Koncepcja podatku standardowego „omija" te przeszkody i umożliwia przybliżoną internalizację efektów zewnętrznych. Dlatego też staje się ona procedurą możliwą do praktycznej aplikacji.

(B) *Docelowa alokacja czynników wytwórczych i produktów jest funkcją politycznego wyboru dotyczącego standardów imisji i emisji.* Oznacza to, że optimum w sensie Pareto może się pojawić jedynie przypadkowo. Fakt ten w sposób zasadniczy odróżnia standardowy podatek imisyjny od „podatku Pigou", w którym podatek przy pełnej internalizacji lokuje gospodarkę w stanie optimum Pareto.

(C) *Realnie osiągany standard jakości środowiska, czyli poziom imisji jest zawsze wartością oczekiwaną.* Fakt ten jest skutkiem zastosowania metody prób i błędów w procedurze ustalenia optymalnego podatku ekologicznego. Jedynie przez przypadek można „utrafić" wysokością podatku w założony cel – standard jakości środowiska.

(D) *Koncepcja standardowego podatku imisyjnego nie ma większego zastosowania przy regulacji zanieczyszczeń w skali ponadnarodowej.* Wynika to nie tyle z ułomności samej koncepcji, ile z niemożliwości (jak pokazuje dotychczasowe doświadczenie) ustanowienia wspólnych „światowych" standardów środowiska[5].

Dwie ostatnie ułomności standardowego podatku imisyjnego spowodowały, że zaproponowano inne, niepodatkowe instrumenty finansowe, które mogłyby służyć integracji celów ekologicznych na poziomie regionalnym i ponadnarodowym. Takimi instrumentami są: transfer uprawnień do emisji i „handel emisjami"[6].

---

[5] Wskazują na to – słuszne od strony merytorycznej – próby podejmowane na „Szczytach Ziemi" w Rio i Johannesburgu. Rzeczywistość pokazuje, iż te inicjatywy są w znacznym stopniu wykorzystywane jako „polityczne punkty" poszczególnych rządów, za którymi, niestety, nie idą konkretne decyzje na rzecz ochrony środowiska.

[6] „Handel emisjami" nie jest pojęciem do końca precyzyjnym. W istocie chodzi o handel *pozwoleniami* do emisji. W dalszym ciągu używać będziemy skróconego i obiegowego określenia „handel emisjami".

Transfer uprawnień do emisji i „handel emisjami"

Czym jest transfer uprawnień do emisji i czym jest „handel emisjami"? Otóż wyobraźmy sobie, że zostaje określona suma dopuszczalnej emisji na danym obszarze i w danym czasie, zgodnie z polityką ekologiczną państwa lub ustaleniami międzynarodowymi. Wielkość emisji nie jest już wartością oczekiwaną, lecz z góry ustaloną i ustawowo zabezpieczoną. Przedmiotem transferu na rzecz indywidualnych emitentów staje się *uprawnienie* do ściśle określonej wielkości emisji. Suma transferowanych uprawnień indywidualnych nie może przekroczyć założonej emisji ogółem.

Metody transferu uprawnień do indywidualnych emitentów mogą być różne. Państwo może, według określonych kryteriów, przydzielić bezpłatnie takie uprawnienie poszczególnym emitentom, a następnie kontrolować, czy jest ono właściwie realizowane. Efekt fiskalny takiej procedury jest zerowy. Państwo może także sprzedawać uprawnienia do emisji na publicznym przetargu. Nabywa je ten, kto ma taką potrzebę i środki finansowe. Taka procedura z kolei daje wysoki wpływ fiskalny; może jednak wyeliminować z obrotu te podmioty, których kondycja finansowa jest słaba, natomiast funkcjonowanie ze względów społecznych, konieczne. Możliwe są także rozwiązania pośrednie.

W momencie kiedy uprawnienia do emisji w wyniku pierwotnego transferu „od góry do dołu" trafią do indywidualnych (obecnych i potencjalnych) emitentów, państwo może zezwolić na wtórny obrót przydzielonymi uprawnieniami, tworząc i wspierając rynek „handlu emisjami". W celu usprawnienia obrotu wtórnego, państwo może także stworzyć bank uprawnień do emisji, który pełniłby rolę pośrednika pomiędzy emitentami mającymi nadwyżki uprawnień ponad bieżące potrzeby emisyjne a podmiotami, które zgłaszają zapotrzebowanie na nową lub dodatkową emisję.

Cała operacja transferu uprawnień do emisji i „handlu emisjami" składa się więc z dwóch etapów. Pierwszy etap, to wypracowanie metody transferu uprawnień w obrocie pierwotnym (od państwa do indywidualnego emitenta), drugi etap, to organizacja rynku obrotu wtórnego (wymiana uprawnień pomiędzy indywidualnymi emitentami). Należy zauważyć, że tak długo, jak długo nie zostanie wypracowany system pierwotnego transferu uprawnień od państwa do indywidualnego emitenta, nie ma przesłanek dla funkcjonowania wtórnego rynku „handlu emisjami".

Od strony ekonomicznej procedura transferu uprawnień i stworzenie rynku „handlu emisjami" ma na celu urynkowienie czynnika „środowisko" i zobiektywizowanie jego relatywnej rzadkości. Rynek „handlu emisjami" traktuje bowiem prawo do emisji tak, jak każde dobro rzadkie i nadaje mu, w zależności od stopnia rzadkości, odpowiednią wycenę. Podaż tego dobra jest wyznaczona przez polityczną decyzję państwa dotyczącą dopuszczalnej wielkości emisji, zaś popyt jest funkcją skali produkcji oraz stanu techniki, która w mniejszym lub większym stopniu umożliwia przedsiębiorstwom „ucieczkę" od emisji.

W kategoriach teorii opodatkowania mechanizm „handlu emisjami" jest instrumentem niekonwencjonalnym, posiadającym znaczące przewagi nad podat-

kami. Istotną przewagę stanowi fakt, że nabycie prawa do emisji jest z punktu widzenia mikroekonomicznego wyborem *dobrowolnym*, podczas gdy podatek jest zawsze *przymusowym zawłaszczeniem* wartości nowo wytworzonej przez jakiś czynnik wytwórczy. Drugą zaletą regulowania imisji za pomocą mechanizmu rynkowego jest to, że „handel emisjami" nie zniekształca decyzji mikroekonomicznych, tak jak to czynią podatki, rozdziela uprawnienia do emisji przy najniższych kosztach transakcyjnych i nie generuje tzw. dodatkowych strat w dobrobycie. Tym samym „handel emisjami" nie zakłóca mechanizmu rynkowego, lecz wręcz przeciwnie, traktując środowisko jak dobro rzadkie, wpisuje się w logikę jego działania.

Makroekonomiczne kryteria oceny efektywności podatków ekologicznych

Makroekonomiczna ocena systemu podatkowego zorientowanego ekologicznie polega na *łącznym* ujęciu jego skuteczności ekologicznej oraz efektywności ekonomicznej. Metodologicznej wskazówki i kryteriów do takiej oceny dostarcza teoria dywidendy podatku ekologicznego. Teoria ta wyodrębnia trzy rodzaje dywidendy.

Dywidenda pierwsza

Dywidenda pierwsza odzwierciedla ekologiczny skutek podatku, mierzony skalą wywołanych efektów alokacyjnych. Dlatego też zwana jest ona dywidendą ekologiczną i jest tym wyższa, im szybciej po nałożeniu podatku zareagują podmioty opodatkowania, zgodnie z oczekiwaniami ustawodawcy. W kategoriach pierwszej dywidendy skuteczność podatku jest więc wyrażona stopniem realizacji celu ekologicznego.

Dla zilustrowania istoty pierwszej dywidendy, posłużmy się raz jeszcze przykładem podatku emisyjnego i energetycznego oraz załóżmy, że ekologicznym celem ustawodawcy jest ograniczenie emisji. Dywidenda pierwsza będzie w tym przypadku tym większa, im ściślej z daną szkodliwą substancją zostanie związana podstawa opodatkowania. Warunek ten lepiej spełnia podatek emisyjny niż energetyczny i dlatego też pierwsza dywidenda podatku emisyjnego będzie wyższa niż podatku energetycznego. Z punktu widzenia więc celu ograniczenia emisji i kryterium pierwszej dywidendy, podatek energetyczny nie stanowi alternatywy dla podatku emisyjnego. Gdyby jednak w obszarze ograniczania emisji szukać miejsca dla podatku energetycznego, to należałoby zwiększyć jego pierwszą dywidendę, opodatkowując nie zużycie energii, lecz potencjalną emisję tkwiącą w poszczególnych nośnikach energii. Takie rozwiązanie może być jednak trudne i kosztowne w fazie samej techniki opodatkowania, chociaż w praktyce – również i w Polsce – jest ono stosowane.

Sytuacja może ulec zmianie, jeśli zmieni się hierarchia celów. Załóżmy, że nadrzędnym celem ekologicznym będzie ochrona danego, wybranego, nieodnawialnego zasobu lub zachęcenie podmiotów do korzystania z odnawialnych

źródeł energii. Wówczas niewątpliwie pierwsza dywidenda ekologiczna podatku energetycznego będzie wyższa niż podatku emisyjnego. Będzie on bardziej skutecznym instrumentem wymuszającym zmianę w strukturze zużycia nośników energii niż podatek emisyjny.

Wysoką pierwszą dywidendę ekologiczną mogą także przynosić niepodatkowe narzędzia polityki ekologicznej, czyli regulacje ogólnoprawne w postaci administracyjnych nakazów i zakazów. Pomimo „mechanizmowych" słabości tych instrumentów, wszędzie tam, gdzie może chodzić o realizację jednoznacznie zdefiniowanych celów ekologicznych ściśle określonych co do przedmiotu i podmiotu, to wówczas metody administracyjne mogą być, w myśl kryteriów pierwszej dywidendy, lepszym rozwiązaniem niż instrumenty podatkowe. Istotną zaletą instrumentów prawnych jest to, że nie zakłócają one na bieżąco mechanizmu rynkowego, lecz zakreślają stabilne ramy jego działania.

Dywidenda druga

W odróżnieniu od dywidendy pierwszej, która kładzie nacisk na efekt ekologiczny, druga dywidenda odnosi się do ekonomicznej efektywności podatku ekologicznego. [L.H. Goulder, 1995, s. 157-183]; [G. Kirchgässener, 1998, s. 282-289]. W teorii optymalnego opodatkowania ekonomiczną efektywność podatku „mierzy" się skalą dodatkowych strat w dobrobycie *(excess burden lub deadweight loss of taxation)*, którą dany podatek generuje[7]. Dodatkowe straty w dobrobycie są to substytucyjne efekty zmiany ceny w wyniku opodatkowania polegające na konieczności podjęcia reakcji dostosowawczych w odpowiedzi na zmianę *relacji* cen. Reakcje te w sposób oczywisty zakłócają mechanizm rynkowy, są one bowiem wyrazem swoistej logiki podatkowej nie zaś rynkowej efektywności ekonomicznej. Im dodatkowe straty w dobrobycie są niższe w tym mniejszym stopniu zostaje zakłócony mechanizm rynkowy i podatek w sensie ekonomicznym jest bardziej efektywny i odwrotnie. Podatkiem „doskonałym" jest podatek w pełni neutralny względem mechanizmu rynkowego. Warunek ten spełnia jedynie podatek ryczałtowy oraz jednolity podatek od konsumpcji[8]. Niestety, podatki ekologiczne nie spełniają warunku podatku neutralnego (optymalnego), zmieniają relacje cen, zakłócają decyzje rynkowe, generują dodatkowe straty w dobrobycie i stanowią dodatkowy ciężar fiskalny dla podmiotów.

Ocena ekonomicznej efektywności podatku ekologicznego polega z jednej strony na oszacowaniu (skwantyfikowaniu) skali zakłóceń mechanizmu rynkowego oraz dodatkowych strat w dobrobycie, które powstają w wyniku jego zastosowania. Zaznaczmy, że precyzyjna i obiektywna kwantyfikacja tych efektów jest praktycznie niemożliwa, można je jedynie szacować odwołując się do wcześniej uzgodnionych kryteriów.

---

[7] W dalszym ciągu będziemy używać zamiennie określenia polskiego „dodatkowe straty w dobrobycie" i angielskiego *excess burden*.

[8] Szerzej na temat podatków optymalnych oraz *excess burden* jako elementu kosztów fiskalizmu można znaleźć w [F. Grądalski, 2002, s. 221-243].

Z drugiej strony podatek ekologiczny, oprócz tego, że jest podatkiem zniekształcającym i generuje dodatkowe straty w dobrobycie, przynosi dodatkowe dochody fiskalne. Można zatem, w celu skompensowania tych strat wykorzystać te dochody do obniżenia innych podatków, które znacznie bardziej zniekształcają mechanizm rynkowy niż same podatki ekologiczne. Mówiąc o innych podatkach najczęściej wskazuje się na zmniejszenie fiskalnych obciążeń czynnika „praca". Taki kierunek transferu wpływów z podatków ekologicznych znajduje merytoryczne uzasadnienie w tym, że praca jako czynnik mniej mobilny jest i tak w ostatecznym rozrachunku obciążona podatkiem ekologicznym. A zatem zwrot tego podatku na rzecz czynnika „praca" znajduje właściwą legitymizację.

Czy istnieje jednak szansa ograniczenia negatywnych skutków podatku ekologicznego i zminimalizowania dodatkowych strat w dobrobycie? Otóż, taka szansa pojawia się wówczas, kiedy taryfa podatku ekologicznego zostanie skonstruowana ze znacznym wyprzedzeniem czasowym. Owo wyprzedzenie eliminuje efekt zaskoczenia, pozostawia podmiotom czas na podjęcie działań dostosowawczych i pozwala przygotować się do nowej sytuacji fiskalnej. Działania dostosowawcze mają w takim przypadku charakter długofalowy, planowany i dlatego też są mniej kosztowne niż chaotyczne reakcje podejmowane w obliczu przymusu i zaskoczenia[9].

Reasumując druga dywidenda podatku ekologicznego jest saldem pomiędzy stratami, które wywołuje sam fiskalizm podatku ekologicznego, a korzyściami, które można uzyskać z obniżki innych, bardziej zniekształcających mechanizm rynkowy podatków, w wyniku transferu dochodów ekologicznych. Koncepcja drugiej dywidendy opiera się więc na zasadzie kompensacji strat i korzyści, i jest ona dodatnia wówczas, kiedy *excess burden*, czyli dodatkowe straty w dobrobycie w skali całego systemu podatkowego ulegną zmniejszeniu.

Dywidenda trzecia

Trzecia dywidenda nawiązuje bezpośrednio do sposobu wykorzystania wpływów fiskalnych z podatku ekologicznego. Jeśli te dochody zostaną wykorzystane w celu obniżenia kosztów pracy, to oczekuje się dodatkowych efektów na rynku pracy w postaci obniżki stopy bezrobocia. Te właśnie pozytywne reakcje rynku pracy stanowią treść trzeciej dywidendy podatku ekologicznego. Argumentacja na rzecz takiego stanowiska odwołuje się do teorii cen relatywnych i zakłada, że w wyniku nałożenia podatku ekologicznego oraz transferu

---

[9] Taka strategia taryfikacji podatku ekologicznego została zaproponowana w dwóch znaczących projektach. W projekcie podatku energetycznego opracowanym przez Niemiecki Instytut Badań nad Gospodarką *(Deutsche Institut für Wirtschaftsforschung – DIW)* w Berlinie [S. Bach i inni 1995] oraz w propozycji Komisji Europejskiej [*Europäische Kommission* 1997]. W podobnym duchu formułowane są sugestie zawarte w Drugiej polityce ekologicznej państwa przyjętej przez Radę Ministrów 13.06.2000 r. Zacytujmy nastepujący pogląd: „Implementacja instrumentów podatkowych powinna przebiegać stopniowo, aby umożliwiła ona wyprzedzające poinformowanie podmiotów o zamiarze przejścia do kolejnych faz" [Druga polityka ekologiczna 2001, s. 58].

wpływów ekologicznych skierowanego na odciążenie kosztów pracy, nastąpi względne podrożenie czynnika „środowisko" w stosunku do czynnika „praca". Tym samym zwiększy się udział czynnika „praca" w tworzeniu PKB natomiast spadnie udział czynnika „środowisko". W ramach tej logiki podatki ekologiczne odgrywają podwójnie pozytywną rolę. Z jednej strony chronią i oszczędzają „środowisko", z drugiej zaś aktywizują rynek pracy[10].

Zwolennikom trzeciej dywidendy przedstawia się kontrargument mówiący, że pozytywne efekty na rynku pracy są mało prawdopodobne. Uzasadnia się to znanym już faktem, że w długim okresie czynnik „praca" jest mniej mobilny i to on w konsekwencji poniesie ciężar podatku ekologicznego. Dlatego też trudno oczekiwać pozytywnych reakcji rynku pracy, jeśli został on *de facto* fiskalnie „dociążony". Wskazuje się również na okoliczność, że cała operacja transferu środków od podmiotu do państwa i z powrotem do podmiotu, może być ze względów politycznych trudna do przeprowadzenia oraz prowadzić może do wzrostu skali fiskalizmu, mierzonego udziałem wydatków państwa w PKB.

Makroekonomiczne uwarunkowania reformy systemu podatkowego w kierunku „orientacji ekologicznej"

Cele ekologiczne mogą być realizowane – jak wiadomo – przy użyciu instrumentów niepodatkowych oraz za pomocą podatków ekologicznych. Jedne i drugie mają swoje dobre i złe strony. Jeśli jednak zostanie podjęta strategiczna decyzja polityczna rozstrzygająca o tym, że wśród narzędzi polityki ekologicznej instrumenty podatkowe mają odgrywać dominującą rolę, to reorientacja istniejącego systemu podatkowego w kierunku ekologicznym może dokonać się teoretycznie według trzech, następujących strategii:

- Pierwsza polega na ustanawianiu – obok istniejącego systemu podatkowego – nowych podatków ekologicznych, takich jak: podatki emisyjne, energetyczne, opłaty produktowe, winiety itp., które stanowią dodatkowe obciążenie fiskalne sektora prywatnego ponad zobowiązania wynikające z ustawy budżetowej.
- Druga polega na zasadniczej rewizji samej filozofii systemu podatkowego. Rewizja miałaby pójść w kierunku koncentracji podstawy opodatkowania na zdarzeniach związanych ze zużyciem i konsumpcją czynnika „środowisko" przy równoczesnym wycofaniu się z podatków nałożonych na zdarzenia przyjazne i neutralne dla środowiska. Zdarzenia nieprzyjazne dla środowiska stają się w ramach takiej koncepcji podstawą, na której budowana

[10] Liczne symulacje ekonometryczne potwierdzają pozytywny związek pomiędzy podatkiem ekologicznym a stopą bezrobocia [L.H. Goulder, 1995]; [J. Priewe, 1998, s. 131-148]. Szacunki efektu zatrudnienia w modelu Komisji Europejskiej dały podstawę do wniosku, że wprowadzenie podatku ekologicznego według tej koncepcji z największym prawdopodobieństwem wywoła pozytywny efekt obniżki stopy bezrobocia w granicach 0,2-1 punktu procentowego [OECD 1998].

jest fiskalna sprawność systemu podatkowego. W tej sytuacji podatki ekologiczne stanowią integralną część systemu podatkowego i oprócz realizacji celów ekologicznych są normalnym źródłem dochodów fiskalnych państwa. Nadmieńmy tylko, iż jest to zupełnie odmienna logika kształtowania struktury systemu podatkowego niż dotychczas spotykane standardy. Współczesne systemy podatkowe opierają się na szerokich i bardzo zróżnicowanych podstawach opodatkowania (jest to podyktowane dążeniem rządów w demokracji do maksymalizacji wpływów budżetowych w celu odtworzenia własnego „potencjału" wyborczego), podczas gdy druga strategia zakłada homogeniczność podstawy i ograniczenie jej zasięgu do zdarzeń nieprzyjaznych dla środowiska.

- Pomiędzy tymi dwiema strategiami można wyobrazić sobie trzecie rozwiązanie polegające na *stopniowym* korygowaniu już istniejącego systemu podatkowego. Korekta ta miałaby na celu „uwolnienie" w ramach dotychczasowego systemu podatkowego, pierwszej dywidendy ekologicznej. Aby tę dywidendę „uwolnić" należy stopniowo eliminować lub ograniczać te podatki, które zostały nałożone na zdarzenia przyjazne lub neutralne dla środowiska i zastępować je podatkami ekologicznymi, które byłyby związane ze zdarzeniami szkodliwymi dla środowiska. Cechą charakterystyczną tej strategii jest założenie fiskalnej neutralności podatków ekologicznych. Założenie to oznacza, że każdy nowy podatek ekologiczny kompensowany jest obniżką innego podatku. Oprócz tego strategia ta może prowadzić do zmniejszenia ogólnych strat w dobrobycie w obrębie całego systemu fiskalnego. Fakt ten będzie miał miejsce wówczas, jeśli skala redukcji strat w dobrobycie wywołana usuwaniem podatków najbardziej zniekształcających, będzie wyższa niż przyrost *excess burden* wynikający z ustanowienia nowych podatków ekologicznych.

Jeśli chodzi o realne możliwości implementacji poszczególnych strategii, to należy stwierdzić, że najmniej prawdopodobna jest strategia druga. Trudno sobie bowiem wyobrazić rewolucję w systemach podatkowych, które ukształtowane zostały tradycją ostatnich stu lat. Z kolei najbardziej „praktyczna" zarówno z punktu widzenia państwa, jak i społeczeństwa, wydaje się być strategia trzecia. Jest ona z jednej strony fiskalnie neutralna, czyli nie prowadzi do pogorszenia sytuacji budżetu państwa, z drugiej zaś jest społecznie najmniej konfliktowa, ponieważ minimalizuje negatywne efekty redystrybucyjne. Niemniej jednak obserwacja praktyki wielu krajów pokazuje, że najczęściej – jako skuteczny kierunek realizacji celów ochrony środowiska – preferowana jest strategia pierwsza, czyli: *nowe podatki przy nienaruszaniu dotychczasowego systemu podatkowego*. Polska w tym przypadku nie należy do wyjątków. Przyjrzyjmy się więc, jak duży *obszar swobody* przy wyborze strategii reformy systemu podatkowego w kierunku orientacji ekologicznej, pozostawiają ustawodawcy uwarunkowania makroekonomiczne.

(A) Pierwszym, najbardziej fundamentalnym uwarunkowaniem jest wpisanie celów ekologicznych w strukturę strategicznych celów rozwojowych zarówno na poziomie uregulowań konstytucyjnych, jak i ustawowych.

(B) Drugim uwarunkowaniem wprowadzenia podatków ekologicznych jest konieczność zachowania neutralności względem już osiągniętego fiskalizmu państwa. Oznacza to, że wzrost obciążeń fiskalnych wynikający z podatków ekologicznych powinien być skompensowany obniżką obciążeń w innych miejscach systemu podatkowego. Za postulatem neutralności przemawia argument, iż nałożenie podatku ekologicznego w *pierwszej kolejności* (tzn. w krótkim czasie i *(sic!)* na trwałe) prowadzi do zwiększenia ciężaru podatkowego, a dopiero w następnej kolejności być może ujawni się pierwsza dywidenda, czyli efekt ekologiczny. Drugim argumentem przemawiającym za neutralnością, jest niebezpieczeństwo przekroczenia „krytycznej masy" fiskalizmu państwa. Przekroczenie tej granicy już w sposób bezpośredni przekłada się negatywnie na koniunkturę.

(C) Trzecie uwarunkowanie wynika z różnic w mobilności czynników wytwórczych. Jeśli czynnikiem bardziej mobilnym jest czynnik nieprzyjazny środowisku, to jego obciążenie podatkowe w długim okresie zostanie przerzucone na czynnik mniej mobilny. W rezultacie może to ograniczyć pierwszą dywidendę i doprowadzić do niezamierzonych, negatywnych efektów redystrybucyjnych. Efekty te nie zawsze muszą być społecznie akceptowane.

(D) Czwarte uwarunkowanie wynika z konieczności zachowania równowagi zewnętrznej, czyli utrzymania pożądanego poziomu konkurencyjności gospodarki. Nałożenie podatków ekologicznych przy nieprzestrzeganiu zasady neutralności fiskalnej, może prowadzić do obniżenia konkurencyjności gospodarki i nierównowagi w bilansie płatniczym ze wszystkimi tego konsekwencjami dla stabilizacji makroekonomicznej.

(E) Piąte uwarunkowanie związane jest z oczekiwaniami inflacyjnymi. Podatek ekologiczny oprócz tego, że jest przerzucany z czynnika bardziej mobilnego na mniej mobilny, to równie skutecznie jest przerzucany przez producenta na konsumenta wywołując przy tym negatywne efekty redystrybucyjne. Prowadzi to bezpośrednio do wzrostu przeciętnego poziomu cen konsumpcyjnych. Mówimy wówczas o inflacyjnym impulsie podatku ekologicznego.

Biorąc pod uwagę wielopłaszczyznowość uwarunkowań makroekonomicznych, w różnych krajach mogą wystąpić mniej lub bardziej sprzyjające warunki dla realizacji celów ekologicznych za pomocą instrumentów podatkowych. Spróbujmy odnieść wymienione uwarunkowania do sytuacji Polski, nawiązując kolejno do punktów od A do E.

Wnioski dla Polski

A. W Konstytucji RP znajduje się ogólny zapis w art. 5: „Rzeczypospolita Polska strzeże niepodległości i nienaruszalności swojego terytorium, zapewnia wolności i prawa człowieka i obywatela oraz bezpieczeństwo obywateli, strzeże dziedzictwa narodowego oraz **zapewnia ochronę środowiska, kierując się zasadą zrównoważonego rozwoju**". Zauważmy, że konstytucja stawia ochronę środowiska na równi z niepodległością kraju i wolnościami człowieka. Ten za-

pis konstytucyjny „rozpływa" się jednak w dużej liczbie niespójnych regulacji prawnych niższego rzędu. Odczuwa się brak jasnego, merytorycznego kryterium, według którego byłaby kształtowana i porządkowana struktura aktów prawnych dotyczących ochrony środowiska. II Polityka Ekologiczna Państwa, niestety, takiego kryterium nie formułuje. Przyjmuje natomiast za funkcję celu zmian legislacyjnych pilną konieczność dostosowania polskich uregulowań do norm Unii Europejskiej [Druga Polityka Ekologiczna, 2001, s. 52]. Takie „ustawienie" procesu legislacyjnego spycha na plan drugi merytoryczne racje związane z ochroną środowiska, natomiast eksponuje zagadnienia formalne i konieczność wypełniania procedur „na termin". Trudno oprzeć się także wrażeniu, że w oficjalnych dokumentach stanowiących podstawę polityki ekologicznej państwa preferowane są rozwiązania na bazie bardzo szerokiej gamy różnorodnych instrumentów zarówno ogólnoprawnych, jak i podatkowych. Nie jest przy tym dokonywana ich merytoryczna selekcja i gradacja oraz nie optymalizuje się *proporcji* pomiędzy nimi w zależności od ich skuteczności w kontekście celów ekologicznych i konkretnych uwarunkowań kraju. Zauważmy, że każdy instrument ma odmienną specyfikę oraz wywiera zróżnicowany wpływ na procesy alokacyjne i redystrybucyjne.

Wydaje się, że system prawa ekologicznego mógłby składać się z trzech następujących, logicznie i merytorycznie spójnych segmentów:

- Pierwszy, to określenie krytycznych i dopuszczalnych norm imisji we wszystkich możliwych obszarach wymagających ochrony.
- Drugi, to ustalenie ceny za korzystanie ze środowiska, co w praktyce oznacza wypracowanie metod internalizacji kosztów zewnętrznych[11].
- Trzeci, to ustanowienie reguł odpowiedzialności za przekroczenie norm i szkody ekologiczne, w myśl których jednoznacznie zostałaby rozstrzygnięta kwestia odpowiedzialności indywidualnej według zasady „zanieczyszczający płaci" i odpowiedzialności zbiorowej [M. Sadowski – red. 1996, s. 87].

Często wysuwana jest sugestia, aby poddać także penalizacji „nieprzestrzeganie zasad ochrony środowiska" [Druga Polityka Ekologiczna, 2001, s. 55] oraz „niepodejmowanie działań na rzecz ograniczenia emisji gazów cieplarnianych" [M. Sadowski – red. 1996, s. 87]. Wydaje się, że penalizowanie obszaru „zaniechania określonych działań", w sytuacji kiedy jednoznacznie zostaje określona odpowiedzialność za przekroczenie norm i szkody ekologiczne, nie do końca jest zasadna. Tym bardziej że egzekucja takiego prawa, jak pokazuje doświadczenie, bywa mało skuteczna.

Legislacyjna forma powyższego postulatu jest sprawą otwartą i nie będzie w artykule szerzej rozwinięta. Wyobraźnia podpowiada jednak, że dwa pierwsze segmenty mogłyby być „załatwione" w ramach nowej ustawy o ochronie środowiska, trzeci natomiast powinien być regulowany przepisami kodeksu cywilnego i karnego.

---

[11] W programie wykonawczym do II Polityki Ekologicznej znajdujemy bardzo ważny zapis: „Należy tworzyć warunki dla skuteczniejszej internalizacji zewnętrznych kosztów środowiskowych do kosztów każdej działalności gospodarczej" [Program wykonawczy, 2002, s. 47].

Zwróćmy uwagę, że dywidenda ekologiczna wygenerowana przez regulacje ogólnoprawne może być bardzo wysoka, dlatego też w tym właśnie obszarze należy w pierwszej kolejności poszukiwać „rezerw" dla efektów ekologicznych. Zasięg tych efektów zależy jednak od wewnętrznej spójności, przejrzystości i jednoznaczności samych zapisów oraz od sprawności i nieuchronności egzekucji prawa. Skoro w sprawności systemu prawnego tkwią tak duże „rezerwy" pierwszej dywidendy, to konstytucyjny priorytet dla ochrony środowiska wręcz obliguje ustawodawcę do jego doskonalenia.

B. Postulat fiskalnej neutralności podatków ekologicznych znajduje tym więcej merytorycznego uzasadnienia, im wyższy jest rzeczywisty poziom fiskalizmu w danym kraju[12].

Fiskalizm należy postrzegać w aspekcie statycznym i dynamicznym. Poziom fiskalizmu (ujęcie statyczne) wpływa na koniunkturę, czyli wzrost gospodarczy. Można więc mówić o swego rodzaju wrażliwości stopy wzrostu na zmiany w poziomie fiskalizmu. Od pewnego pułapu fiskalizmu procesy rozwojowe zanikają. Jeśli zatem poziom fiskalizmu w momencie nakładania nowych podatków np. ekologicznych jest odpowiednio wysoki (co oznacza, że wrażliwość stopy wzrostu na zmianę fiskalizmu staje się niewielka), to podatki te mogą – jeśli nie zostaną skompensowane obniżeniem innych podatków – skutecznie „zdusić" wzrost gospodarczy.

Z kolei w dynamicznym ujęciu interesujące jest ustalenie, w jakiej relacji do wzrostu fiskalizmu pozostają oczekiwane wpływy podatkowe oraz jak kształtują się koszty samego procesu fiskalnego. Zagadnienie to zilustrujmy wykresem. W tym celu przyjmijmy następujące oznaczenia: T – wpływy podatkowe, t – poziom fiskalizmu mierzony stosunkiem krańcowego przyrostu obciążeń do przyrostu PKB oraz *EB* (skrót od *excess burden*) – koszty fiskalizmu mierzone dodatkowymi stratami w dobrobycie. Dodajmy tylko, iż nie są to jedyne koszty procesu fiskalnego[13].

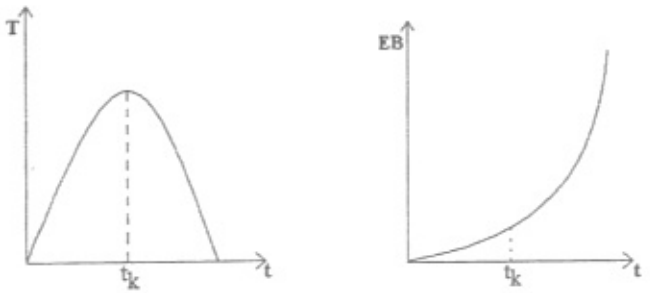
Z przebiegu obydwu wykresów wyraźnie widać, że wraz ze wzrostem fiskalizmu wpływy podatkowe wzrastają do pewnego punktu, a następnie spadają, natomiast dodatkowe straty w dobrobycie rosną ciągle w tempie funkcji kwadratowej [S. Homburg, 1997, s. 162]. Może się więc tak zdarzyć, że po przekroczeniu „krytycznej masy" fiskalizmu – w naszym przykładzie jest to fiskalizm na poziomie t_k – dodanie nowych podatków spowoduje nie tylko obniżkę wpływów podatkowych, ale także wzrost *kosztów procesu fiskalnego* i to w tempie bardziej niż proporcjonalnym. Tego rodzaju manewr jest więc, z punktu widzenia kalkulacji makroekonomicznej, pozbawiony społecznego sensu.

---

[12] Przez fiskalizm państwa rozumie się tu redystrybucję wartości dodanej brutto (wraz z zadłużeniem) przez instytucje sektora rządowego i samorządowego. Najbardziej syntetycznym miernikiem fiskalizmu jest stopa wydatków sektora publicznego (państwa, samorządów, funduszy celowych), czyli relacja wydatków do PKB.

[13] *Excess burden* są kosztami znaczącymi, aczkolwiek niewidocznymi. Pozostałe koszty procesu fiskalnego to: pieniężne obciążenie sektora prywatnego, koszty wymiaru i poboru podatków oraz koszty płacenia podatków.

Wykres 4. Wpływy podatkowe i dodatkowe straty w dobrobycie jako funkcja fiskalizmu



Źródło: [S. Homburg, 1997, s. 163]

Powróćmy do realiów gospodarki Polski i postawmy pytanie: czy poziom fiskalizmu w Polsce pozwala jeszcze „zmieścić" jakiekolwiek nowe podatki, w tym również ekologiczne, czy też jest on już tak wysoki, że każdy jego wzrost może prowadzić do zahamowania procesów rozwojowych?[14] Innymi słowy, jaki margines swobody, jeśli chodzi o zakres i sposób wykorzystania podatków ekologicznych, pozostawia ustawodawcy już osiągnięta skala fiskalizmu.

Stopa wydatków sektora publicznego w latach 1991-2000 wynosiła:

Lata	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
Stopa wydatków	45,2	50,0	49,4	49,1	44,8	44,4	44,3	42,8	43,7	43,1

Liczby pokazują, że w ostatniej dekadzie mamy do czynienia w Polsce z bardzo wysokim i stabilnym poziomem wydatków państwa, znacznie przekraczającym 40% PKB. Świadczy to o strukturalnych a nie koniunkturalnych uwarunkowaniach polskiego fiskalizmu. Oprócz wysokiego poziomu wydatków sektora publicznego można wskazać inne strukturalne cechy fiskalizmu w Polsce:

- Niepokojąco wysoki udział funduszy celowych (tzw. parafiskus) w ogólnym poziomie obciążeń fiskalnych. Jest on ustabilizowany i kształtuje się w granicach 15% PKB.
- Scentralizowanie procesu redystrybucji dochodów pierwotnych w sektorze instytucji rządowych (budżet państwa i fundusze celowe) na poziomie przeszło 90% wpływów fiskalnych. Oznacza to niższy niż 10-procentowy udział jednostek samorządowych w dochodach pierwotnych.
- Permanentny deficyt budżetowy.
- Utrwalenie w strukturze wydatków budżetu państwa tzw. wydatków sztywnych (dotacje do ubezpieczeń społecznych, rozliczenia z bankami oraz obsługa długu publicznego) na poziomie około 1/3 wydatków ogółem.

[14] Szerzej na temat skali i kosztów fiskalizmu w Polsce można znaleźć w: [F. Grądalski, 2002, s. 223-229]. Przytaczane poniżej dane pochodzą właśnie z tego opracowania.

Co wynika z powyższej dygresji dla oceny możliwości wykorzystania instrumentów podatkowych w realizacji polityki ekologicznej? Najważniejszy wniosek sprowadza się do stwierdzenia, że **w warunkach polskiego fiskalizmu nie ma już miejsca na dodatkowe podatki**. Gdyby je ustanowić, to będą one skutecznym czynnikiem utrwalającym recesję. Jeśli jednak cel ochrony środowiska uzasadniałby konieczność sięgnięcia do podatków ekologicznych, to *bezwzględną* zasadą musi być zachowanie neutralności fiskalnej. Istnieje duże prawdopodobieństwo, że podatki ekologiczne bez dotrzymania wymogu neutralności fiskalnej, nie wywołają oczekiwanych efektów alokacyjnych. Przedsiębiorstwa mogą nie być skłonne do podejmowania inwestycji adaptacyjnych. Brzemię fiskalizmu, które „wysysa" z nich środki własne i usztywnia popyt inwestycyjny względem stopy procentowej, praktycznie uniemożliwi taką reakcję[15]. Niezbędnym warunkiem „uwrażliwienia" inwestycji względem stopy procentowej jest *uprzednia* redukcja obciążeń podatkowych. Bez strukturalnej reformy finansów publicznych, która miałaby na celu zasadniczą obniżkę wydatków sektora publicznego, trudno mówić o „przyjaznej i szerokiej przestrzeni" dla podatków ekologicznych.

C. Trzecie uwarunkowanie odnosi się do jednej z form podatku ekologicznego, a mianowicie podatku energetycznego. Efektywność podatku energetycznego w sensie pierwszej dywidendy zależy od dwóch elementów. Po pierwsze, od różnic w mobilności czynników wytwórczych, o czym już była mowa, i po drugie, od stopnia integracji małej rynkowej gospodarki ze społecznością międzynarodową. Teoria – generalnie rzecz biorąc – dowodzi następującej hipotezy: podatek energetyczny ustanowiony w obrębie pojedynczego, małego kraju, w warunkach wyższej mobilności czynnika „energia" niż „praca", jest ekologicznie nieefektywny [W.F. Richter, 1997, s. 124-130]. Polska jest przykładem takiego właśnie kraju. Gospodarka Polski jest stosunkowo słabo zintegrowana z gospodarką światową, mobilność pracy jest bardzo mała, energia jest czynnikiem znacznie bardziej mobilnym, zaś obciążenia nośników energii różnego rodzaju podatkami są duże.

Jak można zwiększyć ekologiczną skuteczność podatku energetycznego w warunkach Polski? Otóż, teoretycznie istnieją cztery możliwości realizacji takiego zadania:

- solidarne ustanowienie podatku energetycznego w ramach szerszego ugrupowania międzynarodowego,
- zwiększenie mobilności pracy,
- ograniczenie mobilności energii,
- postawienie bariery na drodze przerzucania podatku z energii na pracę.

Szanse na realizację dwóch pierwszych możliwości pojawiają się wraz z integracją Polski z Unią Europejską. „Rozszerzenie" granic i wyrównywanie poziomów rozwojowych w ramach szerszego ugrupowania zwiększa mobilność pracy i tym samym relatywnie pomniejsza mobilność energii. Jest to jed-

[15] Mamy tutaj do czynienia z typowym efektem *crowding-out*, czyli wypieraniem inwestycji z sektora prywatnego przez fiskalną ekspansję sektora publicznego.

nak kwestia dłuższej perspektywy. Jeśli chodzi o trzecią możliwość, to ograniczanie mobilności energii w Polsce wydaje się być niekorzystne z punktu widzenia interesów ekonomicznych i politycznych. Z kolei czwarta możliwość wymagałaby podjęcia szczególnych i bardzo kosztownych przedsięwzięć administracyjnych. Zwróćmy uwagę, że cenowa elastyczność popytu na energię jest niewielka, co powoduje, że każdy podatek nałożony na energię daje się stosunkowo łatwo (prawie w całości) przerzucić na ostatniego konsumenta.

Z przytoczonego katalogu możliwości wynika ważny wniosek: *makroekonomiczne uwarunkowania gospodarki Polski nie stwarzają dużych możliwości wykorzystania podatku energetycznego dla realizacji celów ekologicznych.*

Stosowane obecnie w Polsce podatki energetyczne (w postaci różnego rodzaju obciążeń nośników energii) mają niewiele wspólnego z klasyczną koncepcją podatku energetycznego skierowaną na realizację celów ekologicznych. Służą one przede wszystkim fiskalnym potrzebom budżetu państwa. Energia jest bardzo szeroką i dlatego też „wdzięczną" podstawą opodatkowania, pozwalającą skutecznie realizować cele fiskalne. Trudno bowiem funkcjonować bez korzystania z energii, dlatego też trudno tego podatku uniknąć.

D. Podatki ekologiczne zarówno w wersji podatku emisyjnego, jak i energetycznego mogą być przyczyną zmniejszenia konkurencyjności gospodarki, jeśli nie zostaną skompensowane np. obniżką kosztów pracy. Brak kompensacji podatków ekologicznych powoduje ich przeniesienie na ceny towarów eksportowanych i tym samym zmniejsza cenową konkurencyjność eksportu na rynku międzynarodowym [S. Bach i inni, 1998].

Struktura gospodarki Polski i w ślad za tym struktura eksportu charakteryzuje się dużym udziałem produkcji energochłonnej i produkcji uciążliwej dla środowiska. Stąd też podatki ekologiczne w relatywnie wysokim stopniu obciążają wartość oferty polskiego eksportu. Każdy podatek ekologiczny nałożony na wyeksportowany produkt jest formą internalizacji krajowych kosztów zewnętrznych i próbą ich przerzucenia w cenie towarów eksportowanych na zagranicznego odbiorcę. Tego typu praktyka nie zawsze jest akceptowana przez rynki międzynarodowe. Skutkuje ona wypieraniem polskiego eksportu branż energo-i środowiskochłonnych z rynków światowych. Wobec dużych potrzeb importowych i ograniczania konkurencyjności polskiego eksportu, istnieje niebezpieczeństwo utrwalenia się deficytu obrotów bieżących, co stanowić może poważne zagrożenie dla równowagi zewnętrznej kraju.

Przejściowym rozwiązaniem w tej sytuacji może być zwolnienie z podatku ekologicznego tej produkcji, która jest przeznaczona na eksport. Zaznaczmy jednak, że jest to rozwiązanie doraźne, podporządkowane raczej ratowaniu bieżącej równowagi zewnętrznej i nie mające wiele wspólnego z realizacją celów ekologicznych oraz długofalowymi zmianami strukturalnymi w gospodarce.

E. Podatek ekologiczny, podobnie jak każdy inny podatek nałożony na „zużycie", będzie podlegał procesowi przerzucania na konsumenta dóbr finalnych. Proporcje rozkładu podatku na część przypisaną podmiotowi opodatkowania i część obciążającą konsumenta, zależą od wzajemnej relacji pomiędzy elastycznością funkcji popytu i podaży. Można z dużym prawdopodobień-

stwem założyć, że popyt na środowisko i energię jest w porównaniu z innymi dobrami mniej elastyczny. Dlatego też podatek ekologiczny daje się łatwo przerzucać, co w rezultacie generuje stosunkowo silny impuls inflacyjny[16]. W warunkach Polski skutki wysokiej inflacji są ciągle żywe zarówno w świadomości producentów, jak i konsumentów. Dlatego też, istotnym elementem strategii gospodarczej jest trwałe ograniczenie stopy inflacji do poziomu 1-2%. Służy temu restrykcyjna polityka pieniężna NBP, która jest odpowiedzią na nadmierny deficyt budżetu państwa.

W zakończeniu sformułujmy następującą, ogólną konkluzję. Biorąc pod uwagę:

- „rezerwy" pierwszej dywidendy tkwiące w procesie doskonalenia prawa,
- poziom fiskalizmu, który stanowi barierę dla szerszego wykorzystania podatków jako instrumentu polityki ekologicznej,
- nieefektywność podatku energetycznego ustanowionego w skali jednego małego kraju,
- negatywny wpływ podatków ekologicznych na konkurencyjność gospodarki, w szczególności, jeśli energochłonność PKB jest stosunkowo wysoka i wysoki jest deficyt obrotów bieżących,
- inflacyjne i redystrybucyjne skutki podatków ekologicznych.

Wysuwamy postulat, że w długofalowej strategii ochrony środowiska w Polsce, dopóki nie ulegną zmianie makroekonomiczne uwarunkowania, należy większą rolę przypisywać **niepodatkowym** instrumentom polityki ekologicznej niż narzędziom podatkowym. Do niepodatkowych instrumentów należą: regulacje prawne, „handel emisjami", wyodrębnione i celowe procedury finansowania przedsięwzięć ekologicznych oraz subwencje. Szczególne miejsce należy przypisać ulgom fiskalnym dla podmiotów podejmujących działania proekologiczne. Ulga w swej istocie ekonomicznej jest podatkiem ujemnym. Wydaje się, że ten kierunek motywacji ekonomiczno-finansowej dać może większą pierwszą dywidendę niż dodatkowe podatki ekologiczne.

Proces akcesyjny stawia przed Polską określone wymagania. Jednym z wymogów integracji z UE jest harmonizacja prawa w obszarze ochrony środowiska, która najogólniej polegać ma na: (a) upodobnieniu merytorycznej struktury prawa, (b) unifikacji dopuszczalnych norm imisji i emisji i (c) ujednoliceniu procedur związanych z polityką ekologiczną. Spełnienie tych warunków wymaga od Polski zastosowania bardziej rygorystycznych rozwiązań, niż dotychczas istniejące. Rozwiązania te dotyczą w szczególności ustalenia bardziej restrykcyjnych norm imisji i emisji, udoskonalenia treści zapisów prawnych, usprawnienia procedur, co pozostawałoby w zgodzie z ogólną sugestią wynikającą z artykułu, nadającą priorytet instrumentom niepodatkowym.

Natomiast wysokość, rodzaj i zakres wykorzystania podatków ekologicznych nie jest w ogóle objęty zapisami dyrektyw unijnych i może być ustalany w ra-

---

[16] W cytowanym już projekcie *Deutsche Institut für Wirtschaftsforschung* – DIW wprowadzenie podatku energetycznego miałoby zwiększyć roczną stopę inflacji o 0,3-0,4 punktu procentowego.

mach autonomicznych decyzji podejmowanych przez odpowiednie instytucje w kraju, zgodnie z ogólną strategią makroekonomiczną. Odpowiedź na pytanie: czy rzeczywiste wybory w tym obszarze wynikają z rekomendacją teorii, wykracza jednak poza ramy omawianej problematyki.

Bibliografia

Bach S. i inni, [1995], *Wirtschaftliche Auswirkungen einer ökologischen Steuerreform*, DIW (wyd.), „DIW – Sonderhefte" nr 153, Berlin.

Bach S. i inni, [1998], *Sonderregelungen zur Vermeidung von unerwünschten Wettbewerbsnachteilen bei energieintensiven Produktionsbereichen im Rahmen einer Energiebesteuerung mit Kompensation*, DIW (wyd.), „DIW-Sonderhefte" nr 163, Berlin.

Baumol W.J., Oates W.E., [1971], *The Use of Standards and Prices for Protection of the Environment*, „Swedish Journal of Economics" vol. 73.

Blankart C.B., [1994], *Öffentliche Finanzen in der Demokratie*, Verlag Vahlen, München.

Bovenberg A.L., de Mooij R.A., [1995], *Environmental Taxation and the Double-dividend. The Role of Factor Substitution and Capital Mobility*, Diskussionspapier, Universität Konstanz.

Buchanan J.M., Stubblebine W.C., [1962], *Externality*, „Economica" vol. 29.

Diamond P., Mirrlees J., [1971], *Optimal Taxation and Public Production. I. Production Efficiency*, „American Economic Review" vol. 61.

Druga Polityka Ekologiczna Państwa, [2001], Ministerstwo Środowiska, wyd. GEA, Warszawa.

Europäische Kommission, [1997], *Vorschlag für eine Richtlinie des Rates zur Besteuerung von Energieerzeugnissen*, Brüssel.

Gaj H. i inni, [2002], *Opracowanie projektu państwowej polityki klimatycznej i wariantowej strategii jej realizacji w horyzoncie czasowym do roku 2020*, EnergSys, Warszawa.

Gottfried P., Wiegard W., [1995], *Wunderwaffe Ökosteuern? Eine finanzwissenschaftliche Betrachtung*, „Wirtschafts – Wissenschaftliches Studium" nr 24.

Goulder L.H., [1995], *Environmental Taxation and the „Double Dividend"*: A Reader's Guide, „International Tax and Public Finance" vol. 2.

Grądalski F., [2002], *Kierunki racjonalizacji systemu finansów publicznych w Polsce*, „Ekonomista" nr 2.

Homburg S., [1997], *Allgemeine Steuerlehre*, Verlag Vahlen, München.

Kirchgässner G., [1998], *Ökologische Steuereform: Utopie oder realistische Alternative*, w: *Steuersysteme der Zukunft*, praca zbiorowa pod red. G. Krause-Junk, „Schriften des Vereins für Sozialpolitik" vol. 256, Berlin.

Mały Rocznik Statystyczny, [2001], GUS, Warszawa.

OECD, [1998], *Umweltsteuern und ökologische Steuerreform*, Paris.

Pigou A.C., [1950], *The Economics of Welfare*, London, 1920, 4 th ed.

Priewe J., [1998], *Die Öko-Steuer-Diskussion. Positionen und Kontroversen-Eine Bilanz*, Berlin.

Program wykonawczy do II Polityki Ekologicznej Państwa na lata 2002-2010, [2002], Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa, (maszynopis).

Richter W.F., [1997], *Über die Ineffizienz einer nationalen Energiesteuer*, „Wirtschafts – Wissenschaftliches Studium" nr 3.

Sadowski M. (red.), [1996], *Strategie redukcji emisji gazów cieplarnianych i adaptacja polskiej gospodarki do zmian klimatu*, Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa.

Shibata H., [1972], *Pareto Optimality, Trade and the Pigovian Tax*, „Economica" vol. 39.