

*JACEK KULAWIK*  
Instytut Ekonomiki Rolnictwa  
i Gospodarki Żywnościowej – PIB  
Warszawa

## **WYBRANE ASPEKTY FINANSOWE PROGRAMÓW ROLNOŚRODOWISKOWYCH**

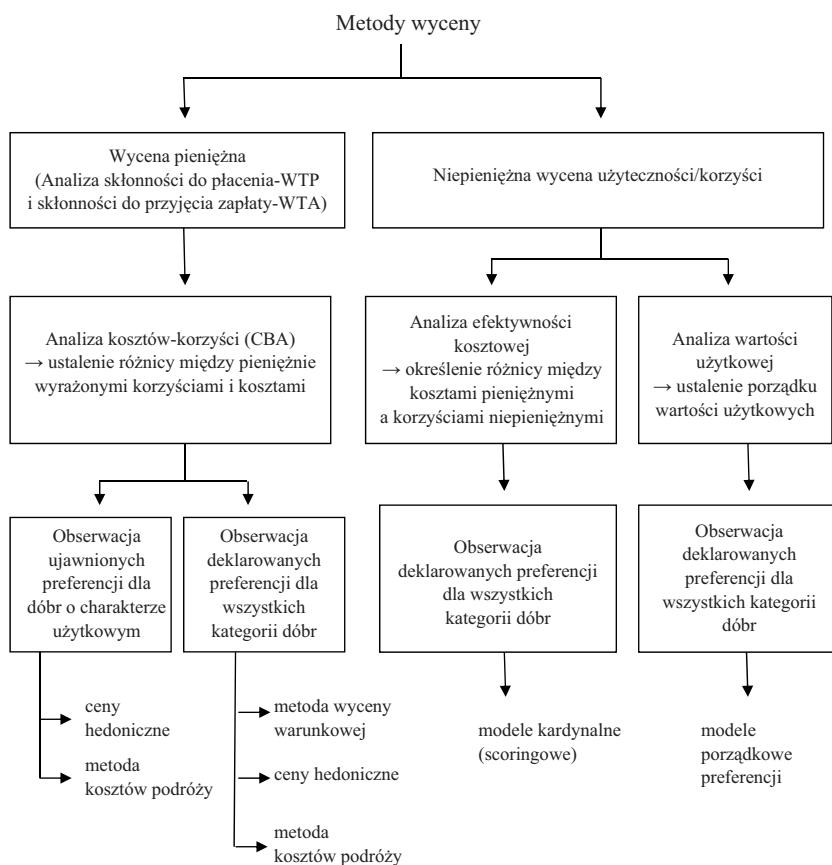
### **Wprowadzenie**

Główną podstawą teoretyczną analiz środowiskowych jest ekonomia dobrobytu będąca subdyscypliną w ramach ekonomii neoklasycznej. Współczesna ekonomia dobrobytu, nazywana także nową ekonomią dobrobytu, łączy w sobie ponadstuletni dorobek szkoły neoklasycznej, psychologicznej i matematycznej. Z kolei, w jej warstwie teoretyczno-modelowej i aplikacyjnej próbuje się w niej integrować teorię efektów zewnętrznych i dóbr publicznych, wyboru społecznego i optymalizacji ogólnej oraz analizę kosztów i korzyści. Na niższym poziomie w ekonomii dobrobytu operuje się znanymi kategoriami mikroekonomicznymi (teoria i renta konsumenta, teoria i renta producenta, różne modele konkurencji i użyteczności oraz dobrobytu), makroekonomicznymi (teoria równowagi ogólnej) oraz ze sfery polityki gospodarczej (optimum dobrobytu społecznego, teoria finansów publicznych). Problemy projektowania kontraktów bardzo ściśle łączą natomiast ekonomię dobrobytu z teorią zarządzania, a w szczególności z teorią agencji, oraz z ekonomiczną teorią informacji i teorią gier. Kwestie efektów zewnętrznych i dóbr publicznych są z kolei podstawą współczesnej ekonomii środowiskowej i zasobów naturalnych. Jak z powyższego wynika, problemy agrośrodowiskowe tworzą bardzo złożony układ różnorodnych współzależności, nie do końca jeszcze rozpoznanych, wymagający interdyscyplinarnej wiedzy, doświadczenia i dysponowania efektywnymi modelami ekonomiczno-ekologicznymi do ich analizowania, symulacji oraz doskonalenia narzędzi polityki ukierunkowanych na osiągnięcie zakładanych celów.

### **Podstawy analizy kosztów–korzyści**

Ważne miejsce we współczesnej ekonomii dobrobytu zajmuje analiza kosztów–korzyści (polski akronim AKK, angielski – CBA). Istnieje wiele definicji powyższego rodzaju rozwiniętego rachunku mikroekonomicznego. Wspólną ich cechą jest to, że składa się on z pewnego zbioru technik, mających ułatwiać

wybór preferowanych przez społeczeństwo rozwiązań, projektów i przedsięwzięć, które pochłaniają rzadkie zasoby, w warunkach złożoności ich wpływów (efektów), ujawniających się często dopiero w długich okresach, nie zawsze przy tym łatwo mierzalnych w pieniądzu. AKK zawężana natomiast do problematyki środowiskowej zazwyczaj nazywana jest rachunkiem sozoeconomicznym. Każdy schemat AKK nawiązuje do trójelementowej procedury, w której najpierw należy zidentyfikować wszystkie ważne dla danego problemu składniki pomiaru ilościowego, później dokonać powinno się ich ujęcia w ogólnie przyjętych jednostkach naturalnych, czyli kwantyfikacji, a na samym końcu następuje waloryzacja, tj. wyrażenie w mierniku wartościowym łącznej ich sumy. W praktyce powyższy schemat zostaje jednak rozbudowywany przez jednoznaczne wyspecyfikowanie kosztów i korzyści, pokazanie ich rozkładu w czasie (dyskontowanie), przekształcenie kosztów oraz korzyści w strumienie pieniężne i sprowadzenie ich do wartości bieżącej (NPV), wykonanie testów odporności i wrażliwości, a także uwzględnienie ryzyka.

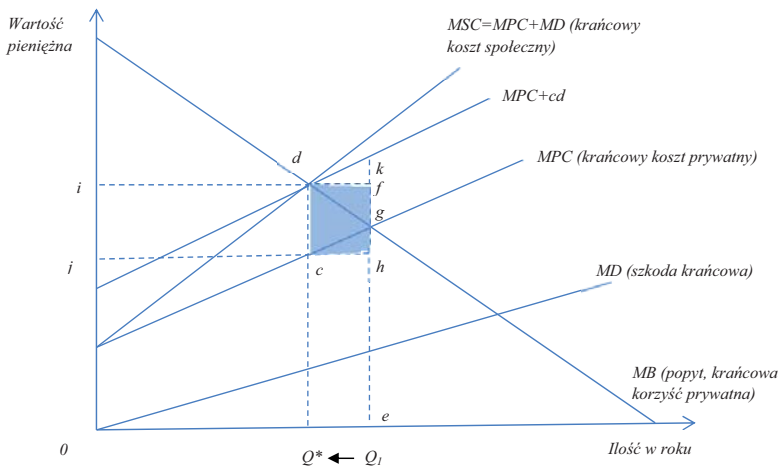


**Rys. 1.** Klasyfikacja metod wyceny dóbr nierynkowych

Źródło: Opracowanie własne na podstawie [25].

W ramach rachunku sozoeconomicznego identyfikacja i kwantyfikacja elementów środowiska przyrodniczego oraz usług środowiskowych stwarza wprawdzie wiele problemów, ale najtrudniejsza jest bez wątpienia ich waloryzacja [17, 40]. Ta ostatnia może być przeprowadzona w sposób statyczny oraz dynamiczny [3]. Istotą waloryzacji statycznej jest dotarcie do całkowitej (ogólnej) wartości ekonomicznej środowiska przyrodniczego (TEV, *total environmental value*). Autorzy, oczywiście, różnią się, jeśli chodzi o składniki tej ogólnej wartości. Niektórzy wymieniają tu wartość alternatywną, istnienia (potencjalną) oraz rzeczywistą (praktyczną, pragmatyczną) zasobów [3, 9, 14]. Częściej jednak operuje się wartością użytkową środowiska przyrodniczego, wynikającą z jego bezpośredniego lub pośredniego eksploataowania, oraz wartością poza/nieużytkową w postaci np. wartości opcji (przesunięcie w czasie momentu użytkowania zasobu), wartości dziedziczenia (przekazanie części zasobów kolejnym pokoleniom) czy wartości egzystencji (wartość zasobu jako takiego) [16, 21, 41]. Waloryzacja dynamiczna natomiast koncentruje się na pomiarze samych usług ekosystemowych, a więc na wartości strumieni korzyści pochodzących z zasobów środowiskowych. Obydwa rodzaje waloryzacji wymagają zastosowania odpowiednich narzędzi wyceny, takсации. Interesujące, kompleksowe i nowoczesne spojrzenie na ten bardzo złożony problem przedstawiono na rysunku 1. Ze wszech miar pożądanę byłoby odwoływanie się do tej nadbudowy teoretyczno-metodologicznej przy konstruowaniu stawek wynagradzania rolników za świadczenie usług agrośrodowiskowych.

Podstawą teoretyczną wynagradzania unijnych rolników za dostarczanie dóbr publicznych i internalizację efektów zewnętrznych powinna być koncepcja subsydium Pigou, nazywana też ujemnym podatkiem Pigou. Warto tu przypomnieć, że zarys swojej propozycji ten brytyjski ekonomista przedstawił w pracy z 1912 roku, a dojrzałą już wersję opublikował w 1920 roku. Istotę subsydium Pigou oddaje rysunek 2.

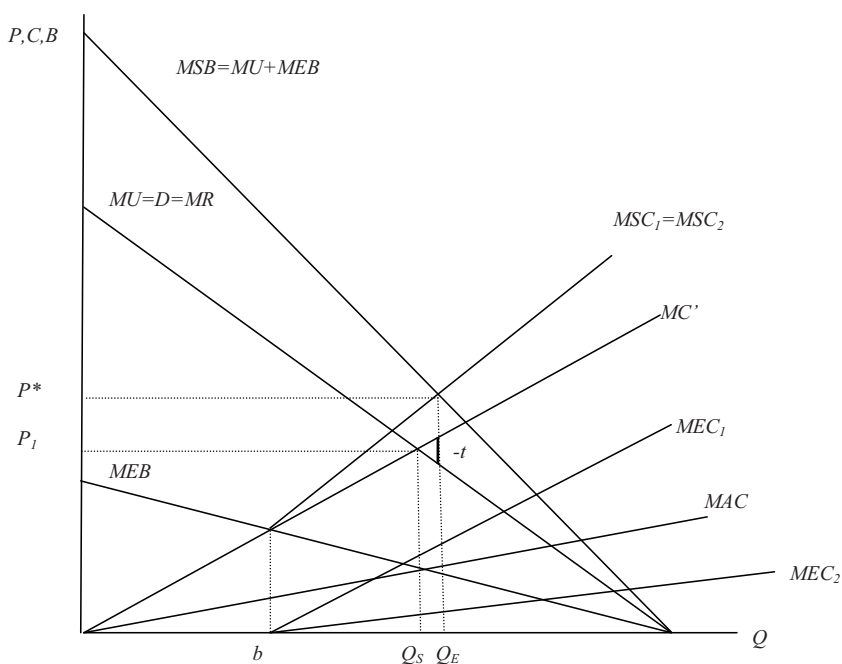


Oznaczenia:  $cd$  - stawka subsydium na ostatnią jednostkę produktu  $Q$ .

**Rys. 2.** Negatywny efekt zewnętrzny – jego internalizacja za pomocą subsydium Pigou

Źródło: Opracowanie własne na podstawie [33].

Interesującą modyfikację do standardowego ujęcia subsydium Pigou wprowadzili A. Graczyk i K. Kociszewski (por. rys. 3) [17]. Polega ona na uwzględnieniu w geometrycznej interpretacji problemu skutków wdrożenia w rolnictwie unijnym zasad wzajemnej zgodności (CC). Płatność jednostkowa, liczona na 1 ha, przed modyfikacją mogła być obliczona jako różnica między społeczną użytecznością marginalną ( $MSB$ ) a popytem na produkcję rolną ( $MU$ ). Jednak po uwzględnieniu  $CC$  jej wielkość maleje do różnicy między  $MU$  a  $MC'$ , czyli sumą marginalnego prywatnego kosztu produkcji i marginalnego kosztu redukcji zanieczyszczeń. Mimo to niższa stawka płatności jest wciąż wystarczająca, by rolnik był skłonny do zbliżenia się do optimum społecznego (punkt  $Q_E$ ), w którym volumen efektu zewnętrznego jest uzasadniony ekonomicznie.



Oznaczenia:

$MAC$  – marginalny koszt redukcji zanieczyszczeń,

$MC$  – marginalny prywatny koszt produkcji,

$MC'$  – suma  $MC$  i  $MAC$ ,

$MEB$  – marginalna korzyść zewnętrzna,

$MEC$  – marginalny koszt zewnętrzny,

$MSC$  – marginalny społeczny koszt produkcji,

$MU$  – marginalna użyteczność konsumenta.

**Rys. 3.** Internalizacja korzyści zewnętrznych za pomocą dotacji powiązanych z koniecznością spełnienia obowiązkowych standardów środowiskowych

Źródło: Opracowanie własne na podstawie [17].

W praktyce dokładne stosowanie się do zasad konstrukcji subsydium Pigou napotyka wiele przeszkód. Do najważniejszych zalicza się:

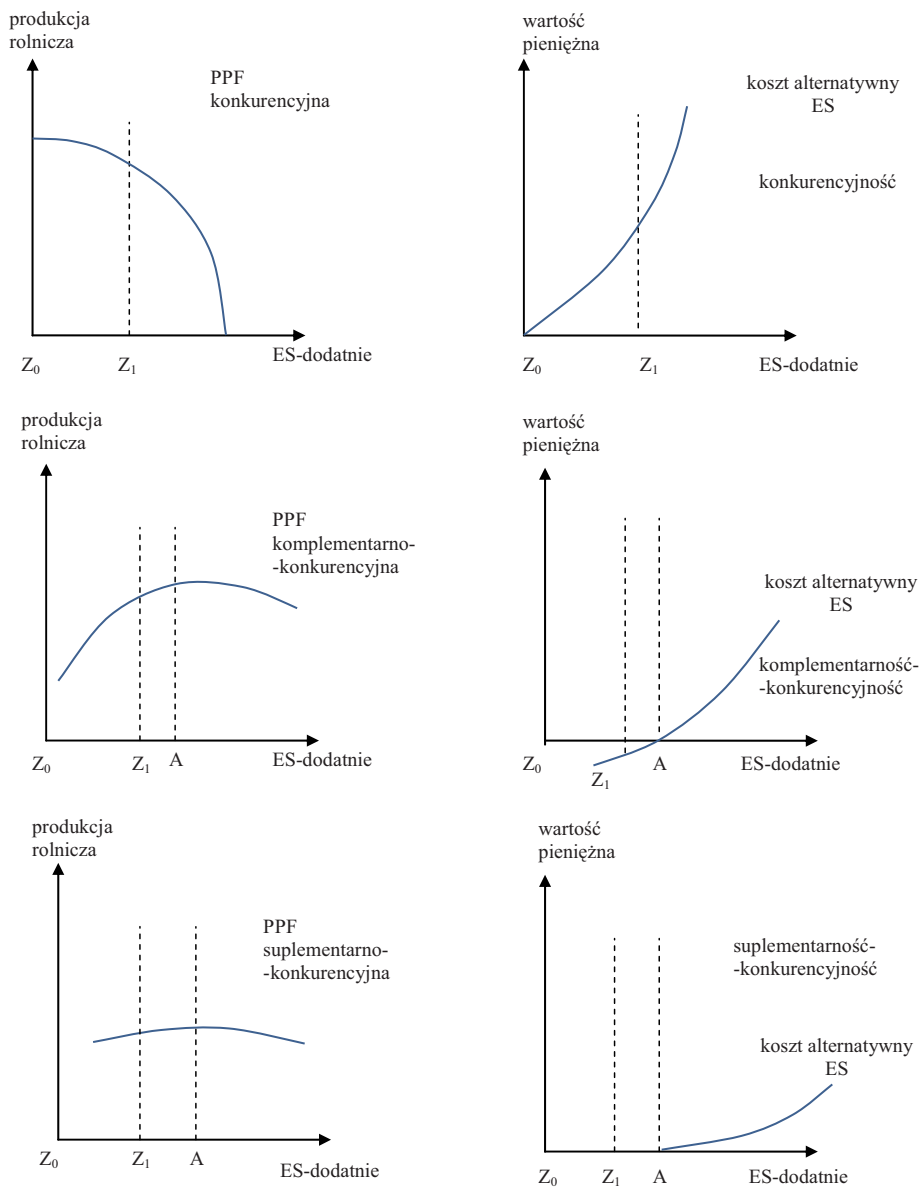
- sprawcy efektów zewnętrznych muszą być jednoznacznie zidentyfikowani i nie może być ich zbyt wielu. Innymi słowy, problem na samym wstępie musi być bardzo precyzyjnie zdiagnozowany i opisany;
- efekty zewnętrzne muszą być zmierzone w pieniądzu;
- brak jest mechanizmu automatycznie gwarantującego osiągnięcie optimum Pareto. Żeby się do niego jednak przybliżyć, stawki subsydium powinny być zróżnicowane, a więc dostosowane do kosztów powstających efektów zewnętrznych. Oznacza to konieczność stworzenia dobrze funkcjonującego systemu monitoringu. Jednak i tak regulator – instytucja publiczna – będzie mieć z reguły duże problemy ze zgromadzeniem bardzo szczegółowych informacji;
- stosowanie subsydiowania może być niewskazane ze względów etyczno-moralnych;
- potrzebna jest aktywna rola państwa, która jednak może przerodzić się w nadmiar interwencjonizmu i rozwiązań etatystycznych;
- instrument ma charakter asymetryczny, co w konsekwencji prowadzi do redystrybucji dochodu i majątku, nie zawsze w sposób uzasadniony i akceptowany społecznie, oraz niekiedy do eliminacji części producentów w sektorze, gdy optimum kosztów zewnętrznych wymaga redukcji szkodliwych emisji [3, 9, 25, 33].

Podatek i subsydium Pigou zazwyczaj wiążą się natomiast z umiarkowanymi kosztami administracyjnymi i transakcyjnymi oraz dają szansę przybliżenia się kosztów prywatnych i społecznych internalizacji efektów zewnętrznych.

### **Koszty i efekty w programach rolnośrodowiskowych**

W programach powyższych zasadą powinno być stosowanie kosztów marginalnych w konwencji różnicowej i różniczkowej. Bardzo mocno podkreśla to grupa wybitnych znawców problemu [13, 15, 22,]. Ostatnio problem ten bardzo dogłębnie rozpatrzyli J. Sauer i A. Wossink [34]. Istotę ich analizy oddaje rysunek 4. Punktem wyjścia rozważań jest dobrze udokumentowany fakt, że większość usług agrośrodowiskowych dostarczana jest w sposób sprzężony z wytwarzaniem tradycyjnych/rynkowych produktów rolniczych. Najczęściej jest to tańsze niż oddzielne oferowanie usług agrośrodowiskowych. Uzasadnione zatem jest analizowanie problemu w konwencji produkt tradycyjny – usługa agrośrodowiskowa albo pewna ich wiązka. Relacje tu mogą być trojaki:

- a) konkurencyjne, tzn. zwiększenie rozmiarów wytwarzania produktu jednego pociąga za sobą spadek ilości dostarczanej produktu drugiego (panel górny na rysunku 4);
- b) komplementarne, gdy w pewnych granicach równocześnie rosną wytwarzane ilości obydwu produktów. Na panelu środkowym granicą tą jest punkt A;
- c) suplementarne, tj. w szerokim przedziale rosnące rozmiary jednego produktu nie powodują uszczuplenia oferowanej ilości produktu drugiego. Na dolnym panelu jest to wielkość usług agrośrodowiskowych wyznaczona przez odcinek  $Z_0 - A$ .



Uwaga: objaśnienia symboli literowych znajdują się w tekście.

**Rys. 4.** Granica możliwości produkcyjnych produkcji rolniczej (PPF) i usług środowiskowych (ES) a ich koszt alternatywny

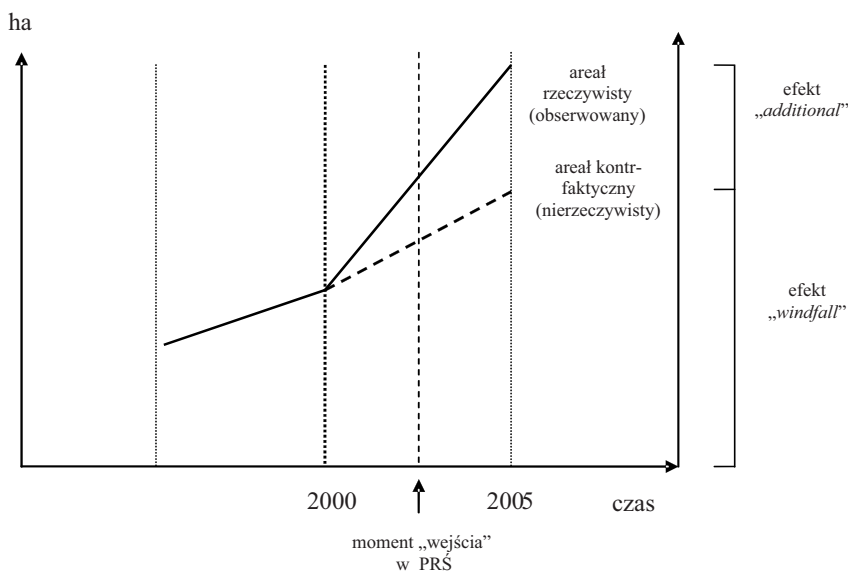
Źródło: Opracowanie własne na podstawie [34].

Te czyste relacje bardzo często występują w formie mieszanej. Na komentowanym rysunku przez  $Z_0$  oznaczono poziom usług agrośrodowiskowych odpowiadający wymogom wzajemnej zgodności (CC), punkt  $Z_1$  to ograniczenie rozmiarów oferowanych usług agrośrodowiskowych, zaś A określa poziom, do którego usługi agrośrodowiskowe wnoszą pozytywny wkład do produkcji dóbr rynkowych. Prawa część rysunku 4 pokazuje natomiast przebieg kosztów alternatywnych usług agrośrodowiskowych, która to kategoria stanowi główną oś rozważań Sauera i Wossink. Po wykonaniu wielu obliczeń autorzy ci dochodzą m.in. do oczywistej konkluzji, że analiza marginalna jest wręcz nieodzowna w regionalnym różnicowaniu stawek płatności rolnośrodowiskowych, wyrażniejszym ich ukierunkowaniu (*targeting*), aż do momentu dojścia do stawek indywidualnie ustalanych w oparciu o system aukcyjny. Tworzy to potencjał pozwalający na poprawę efektywności kosztowej programów rolnośrodowiskowych i przeciwdziałania wypłatom nadmiernych rekompensat części rolnikom. Umożliwia więc lepsze wykorzystanie funduszy publicznych, ale równocześnie będzie generować – przynajmniej w pierwszej fazie – wyższe koszty administracyjne i transakcyjne.

W ostatnich latach coraz częściej pojawiają się publikacje kwestionujące efektywność kosztową przedsięwzięć rolnośrodowiskowych [23, 24]. Wynika to niewątpliwie z ich złożoności i wielocelowości, ale jest także odzwierciedleniem asymetrii informacji między instytucjami kontraktującymi (u nas np. ARiMR) a rolnikami. Ci ostatni bezdyskusyjnie są lepiej poinformowani. W konsekwencji w programach rolnośrodowiskowych często mamy do czynienia z negatywną selekcją, hazardem moralnym – nazywanym w Polsce częściej pokusą nadużycia – oportunistycznym rolników i zachowaniami określanymi jako jazda na gapę. W tych to warunkach bardzo trudno jest skalkulować stawki płatności rolnośrodowiskowych, które byłyby idealnie dopasowane do kosztów ponoszonych przez rolników i uzyskiwanych przez nich efektów agrośrodowiskowych. Innymi słowy, część rolników jest nadmiernie subsydiowana, inni natomiast wynagradzani są niewystarczająco, co przekłada się na ich obniżoną motywację i niechęć do angażowania się w dobrowolne przedsięwzięcia rolnośrodowiskowe. Wydatkowanie środków publicznych nie jest wtedy optymalne i rosną straty dobrobytu spowodowane opodatkowaniem na realizację celów polityki rolnośrodowiskowej.

Bardzo interesująco problem adekwatnego subsydiowania rolników za dostarczanie dóbr publicznych i internalizację efektów zewnętrznych wyjaśniają S. Chabé-Ferret i J. Subervie [8]. W sposób syntetyczny przedstawiono to na rysunku 5. Zaznaczono na nim powierzchnię użytków rolnych faktycznie objętą zobowiązaniem rolnośrodowiskowym (linia ciągła) oraz tzw. kontrfaktyczną, czyli inaczej potencjalną, nierzeczywistą, która odzwierciedla fakt, że część rolników tak zachowałaby się, gdyby realizowali oni dane przedsięwzięcie powyższego typu (linia przerywana). W ślad za tym pojawiają się też dwa efekty: „*addition-al*”, a więc pewien rodzaj wartości dodanej powstającej dzięki realizacji ww. zobowiązania, oraz „*windfall*”, czyli jakiś typ nadzwyczajnego, nieoczekiwanego

dochodu. Zgodnie z taką logiką, rolnikowi faktycznie powinno przysługiwać wynagrodzenie z budżetu jedynie za osiągnięcie efektu „*additional*”. Oczywiście, rozumowanie powyższe można odnieść także do innych, niż powierzchnia, podstaw kalkulowania płatności rolnośrodowiskowych. W praktyce, we wszystkich krajach stosujących programy rolnośrodowiskowe pojawiają się poważne trudności z określeniem i zmierzeniem efektu „*additional*”. Chabé-Ferret i Subervie wyjaśniają to głównie złożonością zidentyfikowania charakteru i kierunku przyczynowości. Chodzi bowiem o to, że efekt „*additional*” – określany także jako „*casual*” – bazuje na powierzchni kontrfaktycznej, a więc w istocie nieobserwowanej empirycznie, lecz szacowanej.



**Rys. 5.** Efekty „*additional*” i „*windfall*” w programach rolnośrodowiskowych (PRŚ)

Źródło: Opracowanie własne na podstawie [8].

W procesie estymacji tej ostatniej pojawiają się jednak dwa rodzaje obciążeń ekonometrycznych:

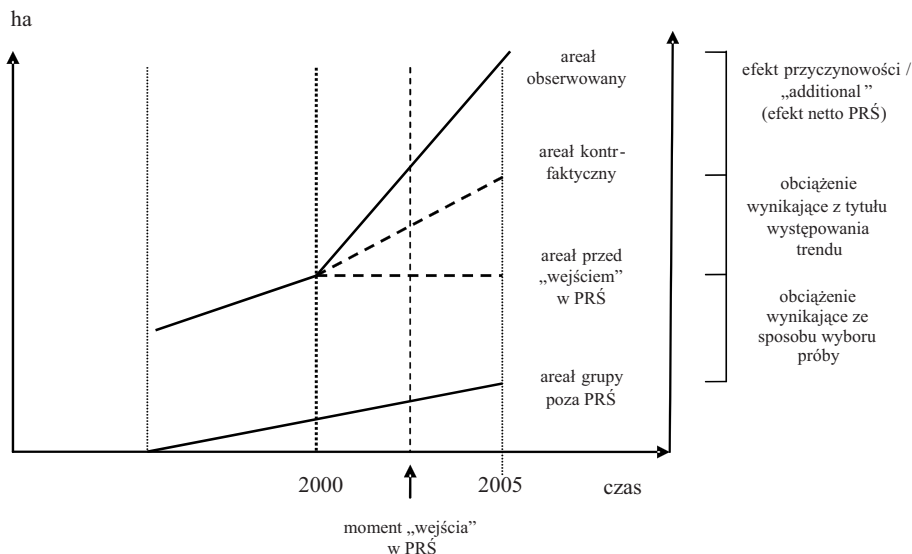
- z tytułu występowania trendu („*time trend bias*”). Wynika ono z porównania zachowania się rolnika przed przystąpieniem do programu i po przyjęciu zobowiązania rolnośrodowiskowego. Co więcej, praktyki stosowane przez rolnika mogą nawet się zmienić, gdy nie był on uczestnikiem programu;
- z racji różnic występujących w trakcie porównywania gospodarstw uczestniczących w danym programie i funkcjonujących poza nim („*selection bias*”).

Rysunek 6 przybliży sposób identyfikacji powyższych obciążeń oraz efektu „*additional*”. Określenie kierunku przyczynowości w analizach ekonometrycznych to wciąż jeden z fundamentalnych problemów. Istnieje jednak kilka metod uzyskiwania w miarę zadowalających rezultatów. Przede wszystkim trzeba tu wymienić techniki:



- dopasowania (matching estimators),
- różnicy różnic (difference-in-difference, DID),
- zmiennych instrumentalnych (instrumental variables, IV),
- regresje nieciągłości (regression discontinuity design, RDD),
- losowe eksperymenty kontroli (randomised control trials, RCT) [7, 8, 18].

Na dobrą sprawę, badacze zajmujący się kalkulacją stawek płatności rolnośrodowiskowych powinni bardzo dobrze być zorientowani w wysoce zaawansowanych narzędziach ekonometrycznych. Problem polega jednak na tym, że w Polsce odczuwa się dotkliwy brak tak wysoko wykwalifikowanych specjalistów.



**Rys. 6.** Obciążenia ekonometryczne w programach rolnośrodowiskowych (PRŚ)

Źródło: Jak na rys. 5.

Koszty i płatności w przedsięwzięciach rolnośrodowiskowych, jak to już wcześniej sygnalizowano, muszą być ściśle analizowane w powiązaniu z obciążeniami wynikającymi z obowiązku przestrzegania zasad wzajemnej zgodności (CC), a więc i w konsekwencji z dopłatami bezpośrednimi. Jak wiadomo, CC jest pomyślane jako swoista *baseline*, a więc granica rozdzielająca korzyści i koszty środowiskowe oraz granica między ochroną (zachowaniem) zasobów przyrody a podwyższeniem ich wartości. Zgodnie z tym, w ujęciu całkowicie teoretycznym, poziom zobowiązań odpowiadający CC jest tożsamy ze stosowaniem zasady „szkodzący płaci” (*polluter pays principle*). W praktyce oznacza to jednak, że koszty spełnienia CC dają prawo do otrzymania dopłat bezpośrednich w pełnej wysokości. Z kolei nieprzestrzeganie CC wiąże się z sankcjami w postaci redukcji dopłat. Problem w tym momencie polega na tym, jak wyważyć sankcje oraz skutecznie je wyegzekwować<sup>1</sup>. Zobowiązania środowiskowe przekraczające poziom CC powinny być

<sup>1</sup> W Wielkiej Brytanii, na przykład, około 5% rolników nie przestrzega CC, nie uważając sankcji za zbyt dotkliwej i licząc na to, że rządowy monitoring faktu tego nie wykryje [12].



Jak już poprzednio wskazywano, w programach rolnośrodowiskowych mamy do czynienia z asymetrią informacji, a więc przewagą pod tym względem rolników w stosunku do instytucji kontraktującej. Skutkuje to selekcją negatywną i hazardem moralnym, które komplikują konstrukcję samych kontraktów, sankcji za nieprzestrzeganie *compliance* oraz podrażniają koszty monitoringu. Bardzo interesujący problem ten modelowali badacze włoscy [2]. Pomocny w tym momencie będzie rysunek 7. Zaznaczono na nim na osi poziomej różne wielkości zobowiązań rolnośrodowiskowych, natomiast na osi pionowej odkładane są koszty i przychody krańcowe. To bardzo uproszczony i stylizowany sposób ujęcia problemu, który w tekście zasadniczym został przedstawiony w sposób formalny i rozbudowany o cztery typy funkcji zysku rolnika oraz zmienne będące przedmiotem oddziaływania polityki i ze sfery wyboru i monitoringu publicznego. Uzupełnieniem analizy graficznej i formalnej jest numeryczna procedura rozwiązywania sformułowanych problemów optymalizacyjnych.

### Kalkulacja płatności rolnośrodowiskowych

Najczęściej stosowaną metodą dochodzenia do stawek płatności rolnośrodowiskowych jest podejście różnicowe, nazywane również przyrostowym. Jest to ujęcie statyczne, gdyż nie uwzględnia zmian wartości pieniądza w czasie<sup>2</sup>. Kompletną formułę obliczeniową można zapisać następująco:

$$PR\acute{S}_b + PP = WI + KE + KA \quad (1)$$

gdzie:

$PR\acute{S}_b$  – płatność rolnośrodowiskowa brutto;

$PP$  – pozostałe pożytki, tj. zmniejszenia kosztów i/lub zwiększenia przychodów;

$WI$  – wydatki/nakłady inwestycyjne, które ze względów praktycznych najlepiej jest uśrednić, tzn. podzielić ich sumę przez liczbę lat zobowiązania rolnośrodowiskowego;

$KE$  – koszty eksploatacyjne/produkcji/bieżące. Pozycja ta zawiera również koszty transakcyjne;

$KA$  – koszty alternatywne/utraconych przychodów.

Wyrażenie (1) musi być spełnione dla każdego roku programu rolnośrodowiskowego i działania „rolnictwo ekologiczne”. Jasno z powyższego wynika, że roczna płatność rolnośrodowiskowa jest różnicą:

$$PR\acute{S}_b = (WI + KE + KA) - PP \quad (2)$$

Problemy w praktyce może stwarzać ujęcie elementu  $PP$ , ale w działaniu „rolnictwo ekologiczne” może mieć on ważne znaczenie z racji uzyskiwania wyższych cen, które mogą z nadwyżką rekompensować mniejsze plony i zbiory. Jeszcze większym wyzwaniem jest oszacowanie kosztów alternatywnych. Powszechnie przyjmuje się, że są one wynagrodzeniem za ekstensyfikację go-

<sup>2</sup> Technikę tę w pierwszym rzędzie stosuje się do tzw. przedsięwzięć ochronnych w zarządzaniu środowiskowym wszelkimi organizacjami i w polityce środowiskowej. Więcej na ten temat można znaleźć m.in. w [11, 14, 16, 21, 38].

spodarstwa wcześniej intensywnego. Może to się zdarzyć w krótkim okresie, ale niekoniecznie w długim. Przydatne byłyby tu solidniejsze badania. Wcześniej skomentowana praca Sauera i Wossink dowodzi przecież, że funkcja kosztów alternatywnych może mieć różną postać oraz przebieg. Jak złożone występują w programach rolnośrodowiskowych współzależności, świadczą m.in. badania J. Busenkella i E. Berga [6]. Wynika z nich, że uczestnictwo w programie „ochrona przed erozją na gruntach ornych” spowodowało wzrost dochodów, ale zwiększyła się wówczas ich wariancja. Z kolei, w programie „uprawa roli zorientowana na ochronę środowiska przyrodniczego” dochodowość poprawiła się najbardziej na słabych stanowiskach. Nie mniej ważne, a równocześnie lepsze okazały się wskaźniki ekologiczne. Trzeba jednak dodać, że Busenkell i Berg dysponowali bardzo bogatymi zasobami danych, które pozwoliły im na szacowanie różnych funkcji produkcji i kosztów oraz modelowanie i symulowanie zachowania się wskaźników ekonomicznych i środowiskowych.

Z punktu widzenia wydatków budżetowych, Busenkell i Berg uzyskali podobny wynik do Glebego, a mianowicie: bazując na istniejących już programach rolnośrodowiskowych, powinno osiągać się efekty synergii [15]. Oznacza to, że ewentualne różnicowanie tych programów nie musi wiązać się ze znacznym wzrostem wydatków budżetowych w fazie ich wdrażania, można natomiast oczekiwać ich wzrostu na etapie nadzoru i monitoringu. Do bardzo interesujących, a zarazem zaskakujących wniosków doszli także A. Pufahl i Ch.R. Weiss [31]. Ustalili oni, że gospodarstwa niemieckie uczestniczące w programach rolnośrodowiskowych, w których płatności przekraczały 100 euro na 1 ha, odnotowały przyrost wydatków na ochronę roślin (także przeliczonych na 1 ha) o 46,2% w stosunku do grupy kontrolnej, czyli obiektów bez takowych programów. Może to wynikać ze stosowania technologii konserwujących uprawę roli albo wzrostu intensyfikacji na użytkach nieobjętych programem/programami. To bardzo niepokojące zjawisko, i nie bardzo wiadomo, jak temu skutecznie przeciwdziałać. Dla ewaluatorów i badaczy programów powyższego typu wynika jednakże z tego rekomendacja, by analizować zachowanie się całego gospodarstwa i równoległe jego główne wskaźniki ekonomiczne oraz środowiskowe. Należałoby też rozważyć redukcję przedsięwzięć rolnośrodowiskowych zorientowanych bardzo wąsko na jakiś wycinkowy problem, jeśli nie potrafimy precyzyjnie wyznaczyć dla nich jednoznacznie mierzalnych celów do osiągnięcia.

Ponieważ rolnik musi się liczyć ze zmniejszeniem płatności w momencie niedotrzymania warunków umowy, jej kwota netto może być zatem niższa. Stąd otrzymujemy prosty wzór:

$$PR\acute{S}_n = PR\acute{S}_b - S \quad (3)$$

gdzie:

$PR\acute{S}_n$  – płatność rolnośrodowiskowa netto,

$S$  – sankcje finansowe<sup>3</sup>.

<sup>3</sup> Poza wspomnianym już artykułem F. Bartoliniego et al., problemem tym szeroko zajmują się m.in. [30, 36, 41].

Jeśli z kolei dane działanie rolnośrodowiskowe lub działanie „rolnictwo ekologiczne” ma być równoważne względem „zazielenienia” pierwszego filaru WPR, powyższe formuły muszą pomijać koszty i ewentualnie wydatki inwestycyjne związane z wymogami wzajemnej zgodności.

Programy rolnośrodowiskowe i rolnictwo ekologiczne można potraktować również jako pewnego rodzaju projekty/przedsięwzięcia inwestycyjne. Jeśli w ocenach tych ostatnich uwzględnimy zmiany pieniądza w czasie, przejdziemy do dynamicznego ujęcia płatności za powyższe usługi. Najlepszą kategorią analityczną będzie wówczas koncepcja wartości bieżącej netto (*NPV*). Zakładając, że interesujące nas działania będą realizowane w gospodarstwach przez pięć lat, formułę (1) zapiszemy teraz jak poniżej:

$$NPV = \sum_{t=1}^5 PRS'_{bt} \frac{1}{(1+r)^t} + \sum_{t=1}^5 PP_t \frac{1}{(1+r)^t} - \sum_{t=1}^5 WI_t \frac{1}{(1+r)^t} - \sum_{t=1}^5 KE_t \frac{1}{(1+r)^t} - \sum_{t=1}^5 KA_t \frac{1}{(1+r)^t} \quad (4)$$

gdzie:

$r$  – stopa dyskontowa.

Stopa dyskontowa w przypadku rolnika będzie średnio ważonym kosztem kapitału zastosowanego w danym przedsięwzięciu, a więc uwzględniać będzie oprocentowanie kapitału własnego i obcego oraz proporcje między tymi dwoma rodzajami finansowania. W przypadku natomiast instytucji kontraktującej, np. ARiMR, należałoby operować społeczną stopą dyskontową. Problem z tą ostatnią polega jednak na tym, że brakuje ogólnie przyjętej formuły jej szacowania. Co ciekawe, jej wartość liczbowa może być zarówno dodatnia, jak i ujemna oraz równa zero, w zależności od preferencji społeczeństwa w odniesieniu do teraźniejszości i przyszłości. W praktyce dlatego też jej wartość zazwyczaj ma charakter społeczno-polityczny [3, 4, 10, 14, 19, 32, 39]. Oszacowanie społecznej stopy dyskonta pozwala przejść do rachunku środowiskowej wartości bieżącej przedsięwzięcia/projektu/programu. M. Foltyn-Zarychta określa ją akronimem *ENPV* [14]. Kategoria ta uwzględnia pozaśrodowiskowe korzyści społeczne netto oraz korzyści środowiskowe netto. Jedną z cech wyróżniającą to podejście jest konieczność skorygowania przepływów pieniężnych netto o skutki deformacji cen, wywołane wymianą kosztów/korzyści na rynku efektywnym (korekta równa zero) lub nieefektywnym (korekta różna od zera). Krótko mówiąc, chodzi o uwzględnienie cen dualnych/cienia.

W przypadku kategorii *NPV* jednoznaczną regułą decyzyjną dla rolnika, by „wchodzić” w jakiś program rolnośrodowiskowy, jest jej wartość wyższa od zera. Jeśli zatem we wzorze (4) pominęlibyśmy człon  $PP_t$ , powyższa reguła decyzyjna oznaczałaby, że zdyskontowana suma płatności powinna przekraczać zdyskontowane sumy wydatków i kosztów. Wynik taki można uzyskać dla różnych rozkładów w czasie przepływów pieniężnych w gospodarstwie. Byłoby to duże utrudnienie w zawieraniu umów, gdyż i rolnik, i instytucja kontraktująca musieliby bardzo starannie, corocznie planować te przepływy. W związku z tym też

i płatności co roku mogłyby się zmieniać. Żeby jednak formuła (4) miała jakąś przydatność aplikacyjną, trzeba by przyjąć założenie upraszczające, że w każdym roku obowiązywania umowy z rolnikiem płatność ta byłaby równa, ale nieco wyższa od sumy wydatków inwestycyjnych i kosztów eksploatacyjnych oraz alternatywnych. Musiałaby być wyższa, by *NPV* w każdym roku była wyższa od zera, a więc i spełniająca automatycznie ten warunek w całym pięcioleciu. W matematyce finansowej dla tego typu problemów często operuje się średnimi wpływami i średnimi wydatkami, czyli tzw. annuitetami [1, 5, 25, 35]. Oczywiście, formułę (4) należałoby odpowiednio przekształcić, znów z uwzględnieniem dyskontowania, gdyby chciało się dotrzeć do wartości płatności netto oraz dla wariantów równoważnych z „zazielenieniem”. Dynamiczne podejście mogłoby prawdopodobnie poprawić efektywność wydatkowania środków budżetowych, ale w naszym rolnictwie byłoby to bardzo trudne do wdrożenia. Patrząc realistycznie, koncepcja *NPV* najszybciej mogłaby znaleźć zastosowanie w przypadku indywidualnie ustalonych stawek płatności rolnośrodowiskowych, a więc np. w systemie aukcyjnym. Jak wiemy, aukcje są próbą naśladowania rynku efektów zewnętrznych oraz ich internalizacji przez wykorzystanie teorematu Coase’a, który z kolei jest podstawą do tworzenia rynków zbywalnych praw do emisji zanieczyszczeń (*Emissions Trading Systems*, ETS). Ostatnio donosi się, że próby organizacji takowych rynków pojawiają się również w rolnictwie<sup>4</sup>.

### Podsumowanie

Programy rolnośrodowiskowe w polityce rolnej UE obecne są już od 1992 roku, czyli od momentu rozpoczęcia wdrażania reformy McSharry’ego, nieco później ich unijne odpowiedniki pojawiły się w USA i innych krajach należących do OECD. To instrument teoretycznie ukierunkowany na osiągnięcie poprawy stanu środowiska przyrodniczego ponad wymogi zawarte w systemie dopłat bezpośrednich. Cel ten ma być realizowany przez zmiany zachowań rolników i ograniczanie intensywności gospodarowania oraz osiągnięcie specyficznych wskaźników środowiskowych. Udział w takich programach jest jednakże dobrowolny, pojawiają się więc trudności określenia całości dodatkowych kosztów ponoszonych przez rolników z racji w nich uczestnictwa oraz faktycznych korzyści, które w ten sposób uzyskuje społeczeństwo. W konsekwencji piętrzą się problemy związane z adekwatnym wynagradzaniem rolników za dostarczane dobra publiczne i internalizację efektów zewnętrznych. Część rolników otrzymuje bowiem zbyt wysokie rekompensaty, szczególnie na stanowiskach mało korzystnych, a gospodarujący w dobrych warunkach są niedostatecznie motywowani do podejmowania przedsięwzięć agrośrodowiskowych. Sytuacja ta się jeszcze zaostrzy w nowej perspektywie budżetowej UE, gdy „zazielenienie” dopłat bezpośrednich stanie się kolejnym instrumentem polityki agrośrodowiskowej. W tych warunkach na znaczeniu powinny zyskiwać coraz bardziej metody regionalnego różnicowania i stosowania indywidualnych kalkulacji płatności rolnośrodowiskowych.

<sup>4</sup> W literaturze prezentowane są doświadczenia z handlem prawami do wody odpowiedniej jakości [27, 37]. Interesujące są także doświadczenia holenderskie dotyczące handlu zanieczyszczeniami z tytułu stosowania nawozów mineralnych [20, 28]. Z kolei Włosi eksperymentują z prawami do sekwestracji dwutlenku węgla [29].

**Literatura:**

1. Barry P., Ellinger P.N.: Financial management in agriculture. Seventh edition. Pearson, New York 2012.
2. Bartolini F., Gallerani V., Raggi M., Viaggi D.: Modelling the linkages between cross-compliance and agrienvironmental schemes under asymmetric information. *Journal of Agricultural Economics*, vol. 63, no. 2, June 2012.
3. Becla A., Czaja S., Zielińska A.: Analiza kosztów-korzyści w wycenie środowiska przyrodniczego. Difin, Warszawa 2012.
4. Boardman E.A., Greenberg H.D., Vining R.A., Weimer L.D.: Cost-benefit analysis. Concepts and practise. Fourth edition. Pearson, New York 2011.
5. Brandes W., Odening M.: Investition, Finanzierung und Wachstum in der Landwirtschaft. Ulmer, Stuttgart 1992.
6. Busenkell J., Berg E.: Einzelbetriebliche Analyse der Agrarumweltmaßnahmen im Ackerbau in Nordrhein-Westfalen und Rheinland-Pfalz. *Berichte über Landwirtschaft*, band 84, no. 1, 2006.
7. Carter Hill R., Griffiths E.W., Lim C.G.: Principles of econometrics. Fourth edition. Willy, New York 2012.
8. Chabé-Ferret S., Subervie J.: Econometric methods for estimating the additional effects of agri-environmental schemes on farmers practices [w:] Evaluation of Agri-Environmental Policies. Selected Methodological Issues and Case Studies, OECD 2012.
9. Czaja S., Fiedor B., Graczyk A., Jakubczyk Z.: Podstawy ekonomii środowiska i zasobów naturalnych. C.H. Beck, Warszawa 2002.
10. Drobnik A.: Ocena projektów publicznych. Wydawnictwo Akademii Ekonomicznej, Katowice 2005.
11. Engelfried J.: Nachhaltiges Umweltmanagement. 2 Auflage. Oldenbourg Verlag, München 2011.
12. Evaluation of cross-compliance in England by Agri-Environment Analysis Theme Group, Farming and Food Group, DEFRA [w:] Evaluation of Agri-Environmental Policies. Selected Methodological Issues and Case Studies, OECD 2012.
13. Falconer K., Whitby M., Dupraz P.: An investigation of policy administrative costs using panel data for English environmentally sensitive areas. *Journal of Agricultural Economics*, vol. 52, no. 1, 2001.
14. Foltyn-Zarychta M.: Analiza kosztów i korzyści w ocenie efektywności inwestycji proekologicznych. *Prace Naukowe. Wydawnictwo Akademii Ekonomicznej im. Karola Adamieckiego w Katowicach*, Katowice 2008.
15. Glebe T.: Optimale Vertragsdifferenzierung in der Agrarumweltpolitik. *Agrarwirtschaft*, jg. 55, h. 4, 2006.
16. Górka K., Poskrobko B., Radecki W.: Ochrona środowiska. Problemy społeczne, ekonomiczne i prawne. Wyd. 3 zm. PWE, Warszawa 1998.
17. Graczyk A., Kociszewski K.: Teoretyczne i aplikacyjne aspekty wyceny środowiskowych efektów zewnętrznych w rolnictwie [w:] Z badań nad rolnictwem społecznie zrównoważonym (red. nauk J.St. Zegar). Raport Programu Wieloletniego 2011-2014, nr 68. IERiGŻ-PIB, Warszawa 2013.
18. Greene H.W.: Econometric analysis. Seventh edition. Pearson, New York 2012.
19. Kasiewicz S., Rogowski W.: Ocena opłacalności inwestycji społecznych (SPI). *Bank i Kredyt*, nr 1, 2006.

20. Komen M.H.C., Peerlings M.H.J.: Restricting intensive livestock production: economic effects of mineral policy in the Netherlands. *European Review of Agricultural Economics*, vol. 25, 1998.
21. Kowal E., Kucińska-Landwiltowicz A., Misiółek A.: Zarządzanie środowiskowe. Polskie Wydawnictwo Ekonomiczne, Warszawa 2013.
22. Mann S.: Zur Wirkungsweise eines outputorientierten Agrarumweltprogramms. Vortrag anlässlich der 48. Jahrestagung der GEWISOLA „Risiken in der Agrar- und Ernährungswirtschaft und ihre Bewältigung“, Bonn, 24-26 September 2008.
23. Matzdorf B., Lorenz J.: How cost-effective are result-oriented agri-environmental measures? An empirical analysis in Germany. *Land Use Policy*, vol. 27, no. 2, 2010.
24. Mettepenningen E., Beckmann V., Eggers J.: Public transaction costs of agri-environmental scheme and their determinants – analysis stakeholders involvement and perceptions. *Ecological Economics*, vol. 70, 2011.
25. Mußhoff O., Hirschauer N.: Modernes Agrarmanagement. Betriebswirtschaftliche Analyse- und Planungsverfahren. 2 Auflage. Verlag Franz Vahlen, München 2011.
26. Niewęgłowska G.: Wpływ realizacji program rolnośrodowiskowego na gospodarstwa rolne w świetle danych Polskiego FADN z lat 2005-2007. Raport Programu Wieloletniego 2005-2009, nr 147. IERiGŻ-PIB, Warszawa 2009.
27. O’Grady D.: Socio-political conditions for successful water quality trading in the South Nation River Watershed, Canada [w:] *Evaluation of Agri-Environmental Policies. Selected Methodological Issues and Case Studies*, OECD 2012.
28. Peerlings M.H.J., Polman N.: Agri-environmental contracting of Dutch dairy farms: the role of manure policies and the occurrence of lock-in. *European Review of Agricultural Economics*, vol. 35, 2008.
29. Povellato A., Longhitano D.: Cost effectiveness of CAP greening measures: an ex ante evaluation in Italy [w:] *Evaluation of Agri-Environmental Policies. Selected Methodological Issues and case Studies*, OECD 2012.
30. Principles of environmental and resource economics (edited by H. Folmer, H. Landis Gabel). Edward Hagler, Cheltenham 2000.
31. Pufahl A., Weiss R.Ch.: Effekte von Agrarumweltmaßnahmen und der Ausgleichzulage auf den betrieblichen Faktoreinsatz: Ergebnisse einer Propensity-Score-Matching-Analyse. *German Journal of Agricultural Economics*, vol. 59, no. 1, 2010.
32. Rausser C.G., Swinnen J., Zusman P.: Political power and economic policy. Theory, analysis and empirical applications. Cambridge University Press, New York 2011.
33. Rosen H.S., Gayer T.: Public finance. Ninth Edition. McGraw-Hill International Edition, New York 2010.
34. Sauer J., Wossink A.: Marketed outputs and non-marketed ecosystem services: the evaluation of marginal costs. *Journal of Agricultural Economics*, vol. 40, no. 4, 2013.
35. Scheuerlein A.: Finanzmanagement für Landwirte. Verlag Union Agrar, München 2002.
36. Schmitz A., Moss B.Ch., Schmitz G.T., Furtan W.H., Schmitz C.H.: Agricultural policy, agribusiness and rent seeking behaviour. Second edition. University of Toronto Press, Toronto 2010.
37. Selman M., Greenhalgh S., Branosky E., Jones C., Guiling J.: Water quality trading programs: an international overview. WRI Issue Brief, no. 1. World Resources Institute, Washington, DC 2009.



38. Streit B.: Umwellorientierte Investitionsplanung. Studienbrief 2-804-0203. 2 Auflage. FHL, Berlin 2000.
39. Weimer L.D., Vining R.A.: Policy analysis. Pearson, New York 2011.
40. Zrównoważony rozwój – doświadczenia polskie i europejskie (red. S. Czaja). Wydawnictwo I-BIS, Wrocław 2005.
41. Żylicz T.: Ekonomia środowiskowa i zasobów naturalnych. PWE, Warszawa 2004.

*JACEK KULAWIK*

Institute of Agricultural and Food Economics  
– National Research Institute  
Warszawa

## SELECTED FINANCIAL ASPECTS OF AGRI-ENVIRONMENTAL PROGRAMMES

### Summary

Agri-environmental programmes should be designed, implemented and evaluated on the basis of the use of the scientific output of new welfare economics, and in particular to its part defined as the cost-benefit analysis. Then, there is a chance that the public goods and internalised externalities offered by the farmers will be optimised. Subsequently, it will be possible to properly define the increase in total costs and the effects occurring in the farms that choose to participate in the available agri-environmental projects. This means that the rates of payments to farmers for agri-environmental services will be calculated on an objectified basis. In a larger scope, it will be possible then to rely on the diversity of rates of remuneration of farmers. This way, it will be possible to improve cost and allocation efficiency of the programmes themselves and to streamline public expenditure incurred on the agri-environmental policy and to reduce the welfare losses caused by taxation.