

Krzysztof Berbeka

Katedra Polityki Przemysłowej i Ekologicznej

Koszty zasobowe w Polsce – próba szacunku na potrzeby Ramowej dyrektywy wodnej

1. Wprowadzenie

Celem artykułu jest oszacowanie kosztów zasobowych związanych z gospodarką wodną w Polsce. Konieczność takich prac wynika bezpośrednio z wymogów Ramowej dyrektywy wodnej (RDW) wdrażanej przez rząd RP¹.

Zgodnie z wymogami RDW, obliczenia przeprowadzono dla sektorów: komunalnego, przemysłu i rolnictwa. Należy jednak podkreślić pewną umowność tego podziału. W sprawozdawczości statystycznej występują bowiem następujące zjawiska:

- część presji (zrzutów) przemysłowych widoczna jest w statystyce opisującej sektor komunalny – chodzi o podmioty przemysłowe podłączone do komunalnej sieci wodno-kanalizacyjnej,
- presję powodowaną przez ludność nieobsługiwaną przez systemy komunalne² uwzględnia się w ramach spływów powierzchniowych przypisywanych potem w całości do rolnictwa,
- część punktowych zrzutów rolniczych (z dużych ferm podlegających sprawozdawczości statystycznej) ujmowana jest w sprawozdawczości statystycznej jako źródła punktowe do kategorii „przemysł”.

Skala wymienionych zjawisk jest trudna do określenia i wymyka się precyzyjnej kwantyfikacji ilościowej. Empirycznym sygnałem potwierdzającym ich

¹ Artykuł powstał na podstawie opracowania autora pt. „Oszacowanie kosztów środowiskowych i zasobowych”, zamówionego przez Krajowy Zarząd Gospodarki Wodnej w 2007 r.

² Potocznie mówi się o ludności niepodłączonej do kanalizacji, co nie jest do końca ściśle. Ludność niepodłączona do kanalizacji, ale przekazująca swoje ścieki do systemów zbiorczych poprzez usługi wywozu ścieków jest nie podłączona, ale obsługiwana przez systemy oczyszczania.

występowanie jest m.in. bardzo zróżnicowany skład surowych ścieków komunalnych. Ścieki bytowo-gospodarcze powinny mieć zbliżony skład, jednak wpływ przemysłu i usług powoduje ich istotne zróżnicowanie.

W trakcie realizacji pracy napotkano kilka istotnych problemów. Wbrew powszechnym oczekiwaniom najpoważniejsze z nich nie dotyczyły trudności z gromadzeniem danych – tu pomocna okazała się metodyka badań i estymacji danych, przygotowana w ramach wcześniejszych prac metodycznych zamawianych przez Ministerstwo Środowiska, a później przez Krajowy Zarząd Gospodarki Wodnej. Największe problemy miały charakter metodyczny. Szczegółowy przegląd materiałów roboczych i metodycznych opublikowanych w ramach prac grup roboczych Komisji Europejskiej nie pomógł w rozwiązaniu teoretycznych problemów związanych z samym definiowaniem deficytów wody w kontekście kosztów zasobowych.

W trakcie prac związanych z obliczeniem kosztów zasobowych napotkano następujące szczegółowe problemy metodyczne:

- interpretacja przerzutów wody w kontekście kosztów zasobowych,
- integracja kosztów zasobowych i środowiskowych w momencie poborów wód powierzchniowych poniżej przepływów nienaruszalnych,
- koszty zasobowe generowane nie dla obecnych, ale dla przyszłych pokoleń – jako rezultat nadmiernego poboru wód podziemnych,
- zmniejszenie zasobów wód podziemnych nie jako efekt zorganizowanego poboru, lecz jako efekt koniecznego odwadniania kopalń – interpretacja kosztów zasobowych w kontekście wpływu nie tylko na malejącą ilość wód podziemnych, ale także na przyrost ilości wód powierzchniowych.

Lektura dostępnej literatury wskazuje na sporą asymetrię między pracami koncepcyjnymi związanymi z kosztami zasobowymi i środowiskowymi. Wydaje się, że prace metodyczne Komisji Europejskiej dotyczące kosztów zasobowych są w początkowej fazie, a z pewnością nie osiągnęły jeszcze oczekiwanego poziomu uszczegółowienia – niezbędnego do prowadzenia wymaganych obliczeń. Ukończenie szacunków wymagało jednak przyjęcia określonych założeń i rozwiązań dla wszystkich wyszczególnionych problemów – propozycje te (zawarte w części obliczeniowej) mogą się okazać różne od rozwiązań, które być może wypracują w przyszłości grupy robocze Komisji Europejskiej.

2. Metodyka szacowania kosztów zasobowych

Pojęcie kosztów zasobowych, jak też sposoby ich szacowania były przedmiotem wielu dyskusji na poziomie unijnych grup roboczych zajmujących się RDW. Przyjmuje się następującą definicję kosztu zasobowego:

Koszt zasobowy = koszt alternatywny = koszt utraconych korzyści.

Koszty zasobowe, czyli koszty utraconych korzyści występują wtedy, gdy istnieje alternatywny sposób (sposoby) wykorzystania danego dobra, wykluczający się z innymi. Koszt utraconych korzyści równy jest korzyściom z najlepszego alternatywnego wykorzystania danego dobra (zasobu).

Praktyczna interpretacja tej definicji sprowadza się do zidentyfikowania obszarów, w których nastąpiło wykluczenie jednej działalności gospodarczej przez drugą z powodu braku wody niezbędnej do prowadzenia jednej i drugiej aktywności. W kolejnym etapie należy oszacować utratę korzyści z tytułu zaniechania działalności, dla której brakło wody. Przykład ten jest pewnym uproszczeniem, gdyż sprowadza użyteczność wody wyłącznie do zasobów surowca, niemniej dobrze ilustruje ideę utraconych korzyści.

Wdrożenie zaproponowanej koncepcji (definicji) nawet w najprostszej wersji do praktyki obliczeniowej budzi wiele kontrowersji. Potwierdzeniem tej hipotezy jest przegląd najnowszych 10 programów pilotowych prowadzonych w ramach unijnego projektu AquaMoney³. O ile niejednorodność metod wyceny jest usprawiedliwiona (identyfikacją różnych strumieni korzyści), o tyle brak jednolitych definicji przyjętych do obliczeń budzi już pewne zdziwienie. Podsumowując omawiane projekty pilotowe: na 10 obszarów – zaledwie trzy zespoły autorskie wydzieliły jako takie koszty zasobowe i związały je z aspektami ilościowymi, zaś jeden zespół w części metodycznej wyróżnił wyraźnie sposób ich odrębnego oszacowania. W efekcie projekty, które miały przyczynić się do wyjaśnienia i upowszechnienia metodyki szacunku, niekoniecznie wydają się zmierzać w tym kierunku, przynajmniej na ich obecnym etapie. Wobec braku nowych przesłanek i studiów rzucających światło na problem kosztów zasobowych, w niniejszym artykule kontynuowana będzie więc metodyka zaproponowana w poprzednich

³ J. Andreu, M. Pulido, *General Guidelines for the Case Study. Status Reports 2007* (Danube, Hungary), http://www.aquamoney.ecologic-events.de/sites/case_studies/case_studies.html; J. Andreu, M. Pulido, G. Lozano, *Case Study Report Serpis. Serpis River (Jucar River Basin District), Spain*, http://www.aquamoney.ecologic-events.de/sites/case_studies/case_studies.html, 2007; D.N. Barton, *Morsa Case Study Status Report Norwegian AQUAMONEY Case Study on Valuation of Environmental and Resource Costs of Water Services*, http://www.aquamoney.org/sites/download/D29_Status_report_case_study_Morsa_Norway.pdf, 2007; A. Dubgaard, B. Hasler, K.S. Andersen, J. Nygaard-Pedersen, *Case Study Status Report Odense River Basin, Denmark*, http://www.aquamoney.ecologic-events.de/sites/case_studies/case_studies.html, 2007; A. Gilbert, M. Schaafsma, *Case Study Report Rhine Subbasin Rhine-West, Netherlands*, http://www.aquamoney.ecologic-events.de/sites/case_studies/case_studies.html (10.02.2008); A. Gilbert, M. Schaafsma, L. De Nocker, I. Liekens, S. Broekx, *Case Study Report Scheldt*, http://www.aquamoney.ecologic-events.de/sites/case_studies/case_studies.html (10.02.2008); D. Semeniene, R. Ščeponavičiūtė, *Neris Case Study Report (Lithuania)*, http://www.aquamoney.ecologic-events.de/sites/case_studies/case_studies.html (10.02.2008); S. Watkins, I. Bateman, B. Day, *Development and Testing of Practical Guidelines for the Assessment of Environmental and Resource Costs and Benefits in the WFD* (AQUAMONEY, (Humber, UK)), CSERGE Interim Report, http://www.aquamoney.ecologic-events.de/sites/case_studies/case_studies.html (10.02.2008).

pracach. Metodyka ta w całości opiera się na przyjętej definicji kosztów zasobowych i sprowadza się do dwóch podstawowych kroków obliczeniowych:

1) określenie ilościowego deficytu zasobów wodnych w danej jednostce obliczeniowej; jednostką tą może być: cały kraj, dorzecze, obszar regionalnych zarządów gospodarki wodnej (RZGW),

2) przypisanie konkretnej wartości jednostkowej do korzyści utraconych w wyniku zidentyfikowanego deficytu wody (w zł/m³ deficytu wody rocznie).

3. Metodyka określenia deficytów ilościowych wód

Istnieją przynajmniej dwa, całkowicie rozbieżne podejścia do ilościowego określenia deficytu zasobów wodnych. Pierwsze z nich, nazwane w skrócie „formalnym”, odwołuje się do pozwoleń wodnoprawnych. Podejście „formalne” zakłada, że deficyt istnieje w momencie, gdy nastąpiła odmowa lub kwotowe ograniczenie udzielonego pozwolenia. Deficyt dla danej jednostki obliczeniowej jest więc sumą zidentyfikowanych odmów (ograniczeń). Przeprowadzone rozpoznanie praktyczne wskazuje jednak na rzeczywisty brak zarejestrowanych odmów i ograniczeń. Wynika to z przyjętej praktyki wstępnego negocjowania kwot, a co za tym idzie, składany wniosek opiewa na wcześniej uzgodnioną kwotę poboru. Przyjęcie tak formalnego podejścia skutkuje stwierdzeniem braku deficytu na obszarze Polski, co równoważne jest brakowi kosztów zasobowych. Uściślając, chodzi o brak zewnętrznych kosztów zasobowych, gdyż pobór wód obciążony jest opłatą (za korzystanie ze środowiska), która w chwili obecnej wydaje się równoważyć podaż z popytem. Uiszczone opłaty są zatem zinternalizowanymi (prywatnymi) kosztami zasobowymi. Mimo formalnego braku stwierdzonych deficytów, w pracy nie zrezygnowano z prób wyznaczania jednostkowych wskaźników utraty korzyści. Za kontynuowaniem wysiłków przemawiały zarówno względy formalne (zobowiązania wynikające ze zdefiniowanego zakresu zadań), jak i merytoryczne. Stan „braku deficytu” jest stanem dynamicznym i nie ma żadnej gwarancji, że w ciągu krótkiego okresu nie ulegnie on zmianie. Badania wychodzą więc naprzeciw możliwym zmianom bieżącej sytuacji.

Podejście drugie ignoruje opisaną powyżej ścieżkę formalną i koncentruje się na danych hydrologicznych skojarzonych z informacjami na temat wielkości wykorzystania zasobów. Ze względu na specyfikę analiza hydrologiczna musi być prowadzona rozłącznie dla wód podziemnych i powierzchniowych.

Dla wód podziemnych kompletny bilans wielkości zasobów wraz ze stopą odnawialności oraz bieżącego zużycia został wykonany w ramach pracy pt. *Opracowanie analizy presji i wpływów zanieczyszczeń antropogenicznych w szczegółowym ujęciu jednolitych części wód powierzchniowych i podziemnych dla potrzeb opracowywania programów działań i planów gospodarowania*

wodami (IMGW, PIG, IOŚ 2007 r.). Założenia przyjęte do obliczeń przez autorów tego opracowania sprowadzają się do następujących tez.

W celu dokonania wstępnej identyfikacji jednolitych części wód podziemnych zagrożonych niespełnieniem dobrego stanu ilościowego wód podziemnych oparto się na wyniku bilansu wodnego ΔQ , przeprowadzonego z zastosowaniem szacunkowej oceny poboru z ujęć wód podziemnych i szacunkowej oceny zasobów dostępnych do zagospodarowania:

$$\Delta Q = ZD - PU,$$

gdzie:

ZD – dostępne do zagospodarowania zasoby jednolitej części wód podziemnych, oszacowane z zastosowaniem metody analogii hydrogeologicznej do obszarów o rozpoznanych dyspozycyjnych lub perspektywicznych zasobach wód podziemnych (z uwzględnieniem wartości wskaźnika perspektywicznych zasobów wód podziemnych lub wskaźnika dyspozycyjnych zasobów wód podziemnych, średniej w obszarze ustalenia zasobów),

PU – pobór wód podziemnych do celów komunalnych, przemysłowych (w tym odwodnieniowych) i rolniczych, oszacowany z wykorzystaniem dostępnych materiałów (m.in. KZGW, RZGW, GUS, MHP i in.).

Danymi wejściowymi były:

- ilości zasobów wód podziemnych dostępnych dla zagospodarowania, zestawione w opracowaniu: P. Herlich i in., *Ustalenie zasobów perspektywicznych wód podziemnych w obszarach działalności regionalnych zarządów gospodarki wodnej* (praca wykonana na zamówienie Ministra Środowiska, Państwowy Instytut Geologiczny, Warszawa 2003),
- wielkość poboru wód podziemnych oszacowana z wykorzystaniem bazy danych GIS, Mapy hydrogeologicznej Polski 1:50 000, danych GUS, dokumentacji zasobów dyspozycyjnych wód podziemnych i wykazów wód podziemnych wykorzystywanych do spożycia.

Stwierdzenie ujemnej wartości wyniku rachunku bilansowego ($-\Delta Q$) było podstawą do stwierdzenia deficytu ilościowego jednolitej części wód podziemnych, ze względu na zagrożenie dla utrzymania przepływu nienaruszalnego w rzekach wypływających z obszaru jednolitej części wód podziemnych.

Uzupełnieniem dla powyższego kryterium bilansowego była ogólna ocena możliwości wystąpienia zmian położenia zwierciadła wód gruntowych, wywołanych intensywną i skoncentrowaną eksploatacją ujęć wód podziemnych (komunalnych, odwodnieniowych, przemysłowych), które mogą mieć znaczący wpływ na chronione dolinne ekosystemy podmokłe w obszarach chronionych, zaliczonych do systemu obiektów Natura 2000, występujących w obrębie rozpatrywanej jednolitej części wód podziemnych.

W przypadku wód powierzchniowych oszacowanie deficytów wody jest skomplikowane. Za deficyt możemy uznać sytuację, gdy w określonym punkcie zlewni dostępne zasoby (przepływ miarodajny) są mniejsze niż potrzeby użytkowników powiększone o przepływ nienaruszalny (otrzymujemy bilans ujemny).

Obecnie ze względu na brak bilansów wodno-gospodarczych określenie faktycznych deficytów wody jest niemożliwe. W przyszłości, gdy bilanse zostaną wykonane, np. na potrzeby określania warunków korzystania z wód dorzecza czy zlewni, ich wyniki będą podstawą do szacowania kosztów zasobowych.

W związku z powyższym na potrzeby niniejszej pracy przyjęto, że deficyt identyfikowany jest w tych częściach wód, w których w znacznym stopniu został naruszony reżim przepływu poprzez pobór wody na potrzeby innych części wód (przerzuty wód). Przyjęto następującą metodykę określania potencjalnego deficytu wód powierzchniowych:

1. Wybrano te części wód, dla których został przekroczony wskaźnik W2 (wskaźnik potencjalnego wpływu strat bezzwrotnych na reżim hydrologiczny) przedstawiony w pracy pt. *Opracowanie analizy presji i wpływów zanieczyszczeń antropogenicznych w szczegółowym ujęciu jednolitych części wód powierzchniowych i podziemnych dla potrzeb opracowywania programów działań i planów gospodarowania wodami* (IMGW, PIG, IOŚ 2007 r.).

2. Z wybranych w pierwszym kroku części wód odrzucono te, dla których wskaźnik W2 był jedynie wynikiem wpływu zmiany reżimu części wód znajdujących się powyżej.

3. Z wybranych w drugim kroku części wód odrzucono te, dla których przekroczenie wskaźnika miało miejsce ze względu na zrzut przewyższający pobór.

4. Dla pozostałych części wód dokonano korekty wskaźnika W2 przez uwzględnienie w obliczeniach jedynie poborów bezzwrotnych, które wskazują na przerzut wody do innych części wód.

5. Do obliczeń kosztów zasobowych przyjęto te części wód, dla których zwerifikowany wskaźnik W2 okazał się wyższy niż 10%.

4. Metodyka wyznaczania jednostkowego wskaźnika kosztów zasobowych

Przyjęto następujące założenia do wyznaczania wskaźników kosztów jednostkowych:

1. Oszacowanie kosztów jednostkowych (na 1 m³ wody) będzie prowadzone rozdzielnie dla poszczególnych sektorów.

2. Sektorami, które mogą doświadczyć deficytu, są rolnictwo i leśnictwo⁴ oraz przemysł. Wykluczono możliwość wystąpienia trwałego deficytu w sektorze usług (w tym sektorze komunalnym) i w budownictwie.

3. Dyskusja dotycząca poborów wód przez sektor komunalny prowadzących do naruszeń trwałości zasobów wód podziemnych czy też poborów poniżej przepływów nienaruszalnych przeprowadzona będzie oddzielnie.

4. Utracona korzyść utożsamiana jest z wartością dodaną brutto (na poziomie makro – czyli gospodarki całego kraju) oraz dochodem brutto na poziomie pojedynczych podmiotów.

Przy określeniu wskaźnika kosztów zasobowych kluczowa jest odpowiedź na pytanie, jak deficyt wody wpływa na wytwarzaną wartość dodaną brutto. Najprostszą odpowiedź uzyskuje się, gdy podzieli się wartość dodaną brutto przez zużycie wody (jest to wskaźnik wodochłonności wartości dodanej brutto). Tak otrzymany wskaźnik w zł/m³ jest prosty do interpretacji – aczkolwiek nie zawsze prawidłowy. Wykorzystanie tego wskaźnika opiera się bowiem na założeniu, że woda w określonej ilości (identyfikowanej na podstawie danych historycznych) jest absolutnie niezbędna do osiągnięcia przychodu i wartości dodanej. Tak restrykcyjne założenie jest prawdziwe w przypadku części stawów rybnych. Przykładowo: napełnienie zaledwie połowy z nich prawdopodobnie ograniczy produkcję ryb o połowę. W przypadku upraw rolniczych woda do nawodnień wspomaga tylko naturalne opady, dlatego jej ograniczenie nie prowadzi do wprost proporcjonalnego ograniczenia wielkości produkcji.

Funkcja krańcowej produktywności wody (związek pomiędzy jej zużytą ilością, ceną zakupu a wielkością produkcji) powinna być wyznaczona na podstawie danych empirycznych. Dla rolnictwa w Polsce ostatnie zidentyfikowane badania mające na celu określenie wpływu nawodnień na wydajność plonów prowadzono w okresie 1969–1975. Ich wyniki nie mogą jednak zostać obecnie uznane za miarodajne, zwłaszcza w perspektywie do 2015 r., z uwagi na upływ czasu⁵. Z nowszych badań dotyczących produktywności rolnictwa udało się zidentyfikować jedną pracę empiryczną opartą na próbie ok. 600 gospodarstw rolnych z okresu 2001–2003⁶. Funkcja dochodu była związana z powierzchnią gospodarstwa, pracą i kapitałem obrotowym. Ze sporym błędem wodę użytą do produkcji można utożsamić z elementem kapitału i wykorzystać tak oszacowaną funkcję

⁴ W tym również napełnianie stawów rybnych.

⁵ Chodzi o badania opisane w: W. Zawadzki, Z. Jeżewski, *Nawadnianie gruntów a wzrost produkcji rolniczej*, „Wiadomości Melioracyjne i Łąkarskie” 1978, nr 6.

⁶ T. Czekał, *Obserwacje odstające i wpływowe w analizie regresji. Analiza dochodowości materialnych czynników produkcji w gospodarstwach rolnych*, Roczniki Naukowe, t. VIII, z. 5, 2006, s. 11–15. Badania objęły 11% indywidualnych gospodarstw rolnych, dane opisywały sytuację w latach 2001–2003.

produktywności⁷. Liniowa funkcja regresji zbudowana przez autora cytowanych badań pozwoliła na sformułowanie związku pomiędzy zmianą kapitału a zmianą dochodu w postaci: 1% zmiany kapitału generuje zmianę dochodu w wysokości 0,55% dla funkcji liniowej i 0,7% dla funkcji wykładniczej (o lepszym dopasowaniu). Wskaźnik ten jest raczej nieporównywalny z cytowanymi wcześniej polskimi badaniami z początku lat 70. ubiegłego wieku. Problem porównywalności ma podłoże metodologiczne: badania polskie były prowadzone osobno dla wielu gatunków upraw (ok. 23 gatunki), a ponadto badacze nie operowali pojęciem produktywności krańcowej. Prowadzone badania eksperymentalne obejmowały stany skrajne: „nawodnienie optymalne” i „brak nawodnienia”. Przyjmując jednak, że średni wzrost plonów w sytuacji optymalnego nawadniania wynosił 30%, można przyjąć, że spadek nawodnień o 1% powodował zmniejszenie plonów o 0,3%. Porównując ten wskaźnik ze wcześniej wspomnianą wartością 0,55% (obejmującą kapitał ogółem), wydaje się on dość realny. Do dalszych obliczeń przyjęto zatem wartość 0,4%, mając jednak świadomość, że jest to bardzo duże przybliżenie.

Niedostatek polskich badań empirycznych dotyczących produktywności wody w rolnictwie spowodował potrzebę przeglądu literatury zagranicznej z tego zakresu. Przegląd ten również nie okazał się pomocny – badania na terenie Europy, o ile były prowadzone, dotyczyły najczęściej wybranych rejonów Hiszpanii, w której profil i uwarunkowania produkcji rolnej jest zdecydowanie inny niż w Polsce. Pozostałe badania zagraniczne dotyczyły Afryki i z tych samych przyczyn nie mogły być pomocne.

Powracając do wyboru wartości wskaźnika jednostkowych kosztów zasobowych dla sektora rolnictwa i leśnictwa, należy wziąć pod uwagę strukturę zużycia wody w ramach analizowanej kategorii. Na 1100 hm³ wody zużytej przez ten sektor – do nawodnień rolniczych⁸ wykorzystano zaledwie 95 hm³, czyli 8,6%. Pozostała woda zużywana jest do napełnienia stawów rybnych. Fakt ten jest mocnym argumentem za przyjęciem bezwzględnej wartości wskaźnika jednostkowych kosztów zasobowych, bardzo zbliżonego do bezwzględnej wartości wodochłonności wartości dodanej brutto (w przypadku hodowli ryb w stawach dostępność wody w sposób bezwzględny warunkuje możliwość jakiejkolwiek produkcji).

⁷ Oryginalne równania regresji zbudowane przez T. Czekaja (w pierwszej fazie badań przyjęto równania liniowe, a w kolejnych wykładnicze) nie uwzględniały takiego czynnika kapitału jak woda do nawodnień, z naturalnej przyczyny występowania zerowej ceny za taką wodę. Stąd też sygnalizacja błędów upraszczających takie rozumowanie. Usprawiedliwieniem tej metody jest jednak dość oczywiste stwierdzenie, że ziemia oraz praca są głównymi czynnikami generującymi wartość dodaną. Zatem po ich wyeliminowaniu pozostałe czynniki siłą rzeczy muszą uwzględniać wodę. Należy również zauważyć, że woda jako osobna zmienna objaśniająca nie mogła być użyta w klasycznej funkcji produkcji Cobba-Douglasa, którą wykorzystywał autor cytowanych badań. Na przeszkodzie stoi brak substytucji wody pracą czy też ziemią. Jest to ograniczenie o charakterze naturalnym, którego modelowanie wymaga zmiany postaci funkcji.

⁸ Dane według GUS dla Polski w 2005 r.

Produktywność krańcową dla stawów i nawodnień rolniczych i jej uśrednienie metodą średniej ważonej przedstawia tabela 1.

Tabela 1. Obliczenie średniego wskaźnika utraty wartości dodanej brutto dla rolnictwa (w %)

Rodzaj działalności	Odsetek wody wykorzystany do danej działalności	Zmiana ilości wody	Zmiana dochodu brutto
Napełnianie stawów	91,40	1	1
Nawodnienia rolnicze	8,60	1	0,40
Wartość średnia (ważona)	–	1	0,95

Źródło: opracowanie własne.

Kolejnym krokiem jest określenie jednostkowego kosztu zasobowego na podstawie zysku brutto i zużycia wody. Zasadniczym problemem jest wydzielenie z kategorii „zysk brutto” tej części, która wynika z produkcji roślinnej oraz hodowli ryb (bez pozostałej produkcji zwierzęcej). Ponadto nie cała produkcja roślinna uzależniona jest od nawodnień. Te zastrzeżenia nie korespondują jednak z danymi statystycznymi opisującymi rachunki finansowe w rolnictwie. Według wstępnych danych produkcja zwierzęca daje ok. 1/2 przychodów (nie zysku brutto). Bardzo przybliżony wskaźnik oparty na następujących wskaźnikach: zużycie wody do nawodnień i napełnień stawów (1093 hm³ w 2006 r.), wyestymowana część zysku brutto (0,1 mld zł w 2006 r.⁹) i wskaźnik produktywności 0,95 – można oszacować na poziomie 0,086 zł/m³ i jest to przyjęty dalej do obliczeń jednostkowy wskaźnik kosztu zasobowego dla rolnictwa.

Analogiczny problem w określeniu wskaźnika produktywności uwidacznia się dla sektora przemysłu. O ile jednak w procesach produkcji sektora rolnego woda nie ma substytutów, o tyle w przypadku produkcji przemysłowej nie jest to już takie oczywiste. Istnieje częściowa substytucja tego czynnika (np. do chłodzenia). Funkcja produktywności wody (a dokładniej, produktywności krańcowej) musi być szacowana na bardzo dużym zbiorze przedsiębiorstw celem uśrednienia specyficznych technologii, relacji poszczególnych kosztów itd. Na szczęście technologie produkcji przemysłowej nie wykazują tak silnych cech zróżnicowania lokalnego jak produkcja rolna. Dlatego badania zagraniczne mogą w pewnym stopniu stanowić odniesienie do warunków polskich. Badania obejmujące rzeczywiście dużą próbę zakładów przemysłowych (ponad 2000) opisano w projekcie Banku Światowego dla gospodarki chińskiej¹⁰. Uśredniona elastyczność

⁹ Bilansowe wyniki finansowe podmiotów gospodarczych za 2006 r. Informacje wstępne, GUS, Warszawa, 31.10.2007.

¹⁰ H. Wang, S. Lall, *Valuing Water for Chinese Industries: A Marginal Productivity Assessment*. Development Research Group, The World Bank, 1999.

produkcji względem ilości zużytej wody wyniosła 0,17. Są to jedyne odnalezione dane empiryczne, a takie samo stwierdzenie (o pionierskim charakterze badań) zamieszczają w tej pracy również sami jej autorzy¹¹.

Z uwagi na potencjalny duży margines błędu tego oszacowania, przenosząc na warunki polskie – w kolejnym kroku zrezygnowano z różnicowania obliczeń według podsekcji Polskiej Klasyfikacji Działalności. Technicznie możliwe jest dobranie różnych wskaźników *wodochłonności wartości dodanej brutto* dla każdej podsekcji przetwórstwa przemysłowego. Jednak przy tak szacunkowym określeniu elastyczności produkcji względem wody, śledzenie kilkuprocentowych niuansów sugeruje wysoką dokładność obliczeń – co nie jest prawdą. Głęboka dezagregacja na podsekcje była co prawda sugerowana we wcześniejszych pracach metodycznych¹², ale dotyczyć miała konkretnego, określonego na podstawie pozwoleń wodnoprawnych deficytu w konkretnych przedsiębiorstwach, a więc przypadków, dla których obliczenia prowadzone są indywidualnie.

Opierając się zatem na zużyciu wody na cele przetwórstwa przemysłowego (czyli bez energetyki i górnictwa – 1740 hm³), dochodzie brutto osiągniętym w tej kategorii (41,9 mld zł w 2006 r.¹³) oraz wskaźniku produktywności 0,17, można określić koszt zasobowy dla przetwórstwa przemysłowego na poziomie 4,096 zł/m³ w 2006 r.

Dla sektora przemysłu należy rozważyć jeszcze jeden przypadek wymykający się wszystkim uogólnieniom i schematom. Dotyczy on pomijanej do tej pory sekcji górnictwa (odrębnej od przetwórstwa przemysłowego). Górnictwo odpowiedzialne jest za olbrzymią część deficytu wód podziemnych. Specyfika problemu polega na tym, że deficyt ten powstaje w wyniku odwadniania kopalń. Zczyrpywanie wód podziemnych zapobiega zalaniu kopalń, a woda ta jest następnie zrzucana do wód powierzchniowych (poprawiając ich bilans ilościowy i obniżając ich jakość). Jest to ewidentny przypadek przenikania się kosztów zasobowych i środowiskowych. Na fakt ten zwrócono już uwagę w unijnym projekcie pilotowym AquaMoney, aczkolwiek spostrzeżenie to zostało wywiedzione na gruncie teorii ekonomii ochrony środowiska. Niniejszy przykład jest więc dobrą ilustracją słuszności koncepcji teoretycznych ujmujących strumienie korzyści z wód bez podziału na koszty środowiskowe i zasobowe¹⁴.

¹¹ Funkcja produkcji Cobb-Douglasa jest przedmiotem badań przynajmniej od 1928 r., jednak klasycznymi zmiennymi stosowanymi w tej funkcji były kapitał, praca i ewentualnie energia. Woda jako istotna zmienna objaśniająca przez długi czas była pomijana w badaniach.

¹² Wytyczne w zakresie ogólnego procesu planowania. Sekcja nr 7. Doświadczenia z terenu zlewni Narwi rekomendacje w zakresie analizy zwrotu kosztów, w tym kosztów środowiskowych i zasobowych, Projekt bliźniaczy PL 2003/IB/EN/02, Ministerstwo Środowiska, 2006.

¹³ *Bilansowe wyniki...*

¹⁴ Zob. R. Brouwer, *Practical Working Definition Environmental and Resource Costs and Benefits* (Deliverable D12, AquaMoney) 29 November 2006, <http://www.aquamoney.ecologic-events.de/sites/results.html>, s. 12.

Powracając do analizowanego przypadku górnictwa w kontekście kosztów zasobowych – zużycie wód podziemnych generujące deficyt (w sensie obniżania się całkowitej wielkości zasobów wód podziemnych) nie jest wynikiem popytu na tę wodę, lecz koniecznością działań zapobiegawczych. Należy zauważyć, że ograniczenie tego zużycia może nastąpić wyłącznie przez zamknięcie kopalń, ma więc charakter skokowy (zero-jedynkowy). Takie zużycie zasobów (przez odwodnienia) generuje dwojakiego rodzaju koszty:

1) dla przyszłych pokoleń, które na razie nie są artykułowane na żadnym rynku (ich bieżąca wartość wynosi więc 0; dyskusja związana z kosztami dla przyszłych pokoleń zawarta jest w punkcie 5);

2) dla obecnie funkcjonujących podmiotów – brakuje jednak instrumentów identyfikujących aktualny, rzeczywisty, niezaspokojony popyt na wodę podziemną w rejonie dotkniętym deficytem wywołanym działalnością górnictwem. Działalność sektora górnictwa i jej konsekwencje są powszechnie znane, nikt więc nie stara się o pozwolenie na korzystanie z wody podziemnej, świadomy braku szans na pozytywne rozpatrzenie takiego wniosku.

Pewnym sygnałem dużego popytu, przekraczającego lokalną podaż, są przerzuty wód powierzchniowych realizowane na obszarach górniczych, głównie na potrzeby sektora komunalnego. Nie ulega wątpliwości, że koszty przerzutów surowej wody powierzchniowej są klasycznymi efektami zewnętrznymi działalności górnictwa. Trudno jednak określić, w jakim stopniu, tzn. jaki odsetek popytu można by było zaspokoić ze źródeł podziemnych, a ile wód powierzchniowych należałoby przerzucać. Rozważania te mają kluczowy charakter – wyeliminowanie przerzutu byłoby istotnym obniżeniem kosztów, natomiast częściowa redukcja przerzutów już nie, gdyż w działalności tej główną rolę odgrywają koszty stałe. Rozstrzygnięcie tego problemu bez gotowych bilansów wody nie jest jednak możliwe. Reasumując – nadmierne zczepkiwanie zasobów wód podziemnych uzasadnione względami bezpieczeństwa nie ma określonej stawki jednostkowej kosztów zasobowych. Ich brak w zestawieniu nie oznacza jednak braku tych kosztów.

Kolejnym ważnym problemem metodologicznym jest prawidłowa interpretacja przerzutów wody. Zidentyfikowany w Polsce deficyt wód powierzchniowych ma swoje źródło właśnie w przerzutach. Identyfikacja deficytu (rozumianego jako pobór poniżej przepływów nienaruszalnych) i jego alokacja, zgodnie z procedurą opisaną w aneksie 4¹⁵ jest jednoznaczna. Przypisanie deficytu do miejsca, w którym on fizycznie występuje, nie jest już jednak takie oczywiste w momencie, kiedy zostanie wzięty pod uwagę cel całego bilansowania i analizy ekonomicznej. Prowadzone rachunki mają na celu korektę mechanizmów cenowych tak, aby oddawały ponoszone koszty, a w przypadku kosztów zasobowych – rzadkość zasobów. W tym momencie pojawia się istotny problem – dlaczego konsekwencje

¹⁵ K. Berbeka, *Oszacowanie kosztów...*

korekty cen (podwyżki) mają obciążyć mieszkańców (i podmioty gospodarcze) regionu, z którego przierzucana (zabierana) jest woda. Co prawda prowadzą oni swoją działalność na obszarze „deficytowym”, ale ich udział w tworzeniu tego deficytu jest znikomy – bez przerw w we wszystkich analizowanych obszarach popyt lokalny nie wykorzystuje bowiem całości zasobów dyspozycyjnych.

Obszary, gdzie mają miejsce przerzuty wody (prowadzące lokalnie do zejścia poniżej przepływów nienaruszalnych), są świadectwem, że nie wszędzie opłata za pobór wód wraz z technicznymi kosztami przerzutu, uzdatnienia i dystrybucji, prawidłowo równoważy popyt z podażą.

Pozostawiając otwartą kwestię geograficznego rozkładu korekt cenowych, w zaistniałych warunkach zaryzykować można stwierdzenie o przejściu kosztów zasobowych w koszty środowiskowe. Konsekwencją takiej hipotezy jest przypisanie jednostkowej stawki kosztów zasobowych równej 0 zł. Uzasadnieniem tej śmiałej hipotezy jest wspomniane wcześniej stwierdzenie o zaspokojeniu lokalnego popytu. W tym momencie przerzut poniżej poziomu przepływów nienaruszalnych tworzy ryzyko dla bioróżnorodności, trwałości gatunków itd., a nie eliminuje alternatywnych zastosowań wody jako surowca.

Osobnej dyskusji wymaga spotykana w Polsce praktyka zaspokajania potrzeb komunalnych w sposób naruszający stopę odnawialności zasobów wód podziemnych lub poborów poniżej przepływów nienaruszalnych dla wód powierzchniowych. Zaspokojenie potrzeb ludności ma absolutny priorytet, co poniekąd usprawiedliwia takie działanie. Usprawiedliwienie nie jest jednak pełne w przypadku wód podziemnych – konsekwencje zostają bowiem przeniesione na przyszłe pokolenia. O ile nadmierne wykorzystanie wód powierzchniowych ma bardzo ograniczone konsekwencje długoterminowe¹⁶, o tyle taka sama działalność w odniesieniu do wód podziemnych skutkować może poważnymi konsekwencjami. Bez względu na horyzont czasowy, z uwagi na naruszanie zasobów nienaruszalnych, odpowiedź na pytanie, jaki jest alternatywny sposób wykorzystania tych wód i jakie są z niego korzyści, brzmi: nie ma alternatywnego, akceptowalnego sposobu. Tak więc w tym wypadku koszt zasobowy wynosi 0.

Konsekwencje nadmiernego poboru wód powierzchniowych przenoszą się w obszar kosztów środowiskowych (potencjalna utrata bioróżnorodności). Skutki nadmiernego poboru wód podziemnych mogą oddziaływać na dobrobyt przyszłych pokoleń, ale nie występują obecnie – tj. na rok bazowy obliczeń 2006.

Powracając do definicji kosztów zasobowych, należy wziąć pod uwagę hipotetyczne korzyści z innego zastosowania zasobów wodnych. Ewentualnym beneficjentem nadmiernego zużycia wody przez sektor komunalny może być przetwórstwo przemysłowe lub rolnictwo. Drugi z wymienionych sekto-

¹⁶ Chyba że w wyniku nadmiernego poboru dojdzie do efektów nieodwracalnych w zakresie bioróżnorodności.

rów można wyeliminować – systematyczny spadek obszarów nawadnianych w Polsce i zmniejszenie ilości wody używanej do nawodnień ma swoje źródło w postępującej dekapitalizacji infrastruktury technicznej do nawodnień, a nie w braku wody. Pozostaje kwestia zaspokojenia hipotetycznych, konkurencyjnych potrzeb przemysłowych. Należy jednak zauważyć, że pobór na cele komunalne ma charakter „zwrotny” i nie obniża znacząco przepływu w rzekach na dłuższych odcinkach – prawie cała pobrana woda (a najczęściej nieco więcej¹⁷) wraca do odbiornika w postaci ścieków. Co prawda jakość cieku ulega obniżeniu, ale biorąc pod uwagę obecny stan wód powierzchniowych, olbrzymia większość naszych rzek nie jest w stanie zaspokoić umiarkowane wymagania jakościowych również przed punktami zrzutu ścieków oczyszczonych. Konkluzją tych rozważań jest propozycja zastosowania zerowej stawki kosztów zasobowych w tym zakresie.

5. Koszt zasobowy jako koszt dla przyszłych pokoleń – problemy metodologiczne

Pełne zaspokajanie popytu na wodę przez nadmierny pobór wód podziemnych generuje koszty dla przyszłych pokoleń (w postaci ograniczonego dostępu lub braku dostępu do tych wód w przyszłości). Wycena korzyści z programów redukujących koszty dla przyszłych pokoleń napotyka olbrzymie problemy, dotąd nierozwiązane na gruncie teorii ekonomii środowiska. Zagadnienie to jest szeroko dyskutowane przy okazji negocjowania programów na rzecz ograniczenia zmian klimatycznych. Z punktu widzenia ekonomii zasobów naturalnych problem jest bardzo podobny. Koszty programów ochronnych występują na bieżąco, obciążając obecne pokolenie, a korzyści rozciągają się na długie okresy – beneficjentami są więc kolejne (przyszłe) pokolenia. Przy próbie wyznaczenia równowagi między ponoszonymi kosztami a uzyskanymi w przyszłości korzyściami (a więc przy próbie określenia zakresu programów ochronnych) pojawiają się dwa nierozwiązane problemy:

1) w jakim horyzoncie czasowym należy liczyć korzyści (tzn. z ilu lat sumować korzyści, które mają równoważyć ponoszone obecnie koszty)?

2) jakiej społecznej stopy dyskontowej należy używać przy sprowadzaniu wartości przyszłych korzyści do obecnego poziomu cen?

Dobór wartości obydwu zmiennych silnie wpływa na wynik obliczeń – do kilkuset procent zmiany wartości w wypadku każdej zmiennej. Wybór jest więc kluczowy, gdyż może zasadniczo zmienić rachunek opłacalności przedsięwzięcia. Problem polega na braku bezdyskusyjnych, akceptowalnych i merytorycznych uzasadnień wyboru obu zmiennych.

¹⁷ Chodzi o ewentualną deszczówkę i saldo infiltracji wód gruntowych.

Wobec braku jednoznacznej odpowiedzi na postawione pytania o wysokość stóp i długość okresu, w praktyce decyzje związane z ograniczeniem efektu cieplarnianego mają charakter politycznych uzgodnień, a nie wyboru ekonomicznego optimum.

Analogiczny dylemat pojawia się przy nadmiernym zużyciu zasobów wodnych. Należy zauważyć, że prawie żadnej roli w rachunku korzyści nie odgrywa umowna data osiągnięcia dobrego stanu wód. Podstawowym pytaniem jest: ile lat z brakiem dostępu do zasobów wód podziemnych należy uwzględnić: 5, 10, 50, 100? Każdy rok to określone straty ponoszone przez gospodarke, kwota globalna jest iloczynem straty rocznej i liczby lat. Wybór długości okresu przesądza o wyniku. Z kolei proces dyskontowania tych korzyści na rok bazowy obliczeń (tu 2006 r.), a dokładniej stopa dyskontowa, również w bardzo dużym stopniu wpływa na wynik. Przy stopach od 8% wwyż dyskontowanie okresów dłuższych niż 50 lat właściwie nie ma sensu (wartości zdyskontowane są bliskie 0).

Rozważania te wskazują na dość zaskakującą konkluzję – pewne decyzje dotyczące korekty mechanizmów cenowych w gospodarce wodnej nie będą wynikały z rachunku kosztów i korzyści, czy też jego optymalizacji. Będą miały charakter politycznego konsensusu, uzgadnianego bez jednoznacznych wskazówek ekonomicznych. Decyzje te będą wymagały też pewnej unifikacji założeń na poziomie wszystkich krajów członkowskich – o charakterze ogólnym: jak traktować zasobowe koszty przyszłych pokoleń, jak i szczegółowym: długość okresu obliczeniowego, wysokość długookresowej społecznej stopy dyskontowej.

6. Obliczenie wysokości kosztów zasobowych

Jednostkowe wartości kosztów zasobowych, a dokładniej, przesłanki ich przyjęcia, wraz z założeniami zostały przedyskutowane w części metodycznej artykułu. Ich wartości dla poszczególnych sektorów zestawiono w tabeli 2.

Tabela 2. Przyjęte wskaźniki jednostkowe kosztów zasobowych (rok bazowy 2006)

Sektor	Jednostka	Wartość
Przetwórstwo przemysłowe		4,096
Górnictwo ^a		–
Rolnictwo	zł/m ³ deficytu w okresie roku	0,086
Sektor komunalny		
woda podziemna		0,000
woda powierzchniowa		0,000

^a wartość jest różna od zera, jednak nie udało się jej określić.

Źródło: opracowanie własne.

Ilościowe zestawienie zidentyfikowanego deficytu wykonane zostało osobno dla wód podziemnych i powierzchniowych. Deficyt wód podziemnych prezentuje tabela 3.

Tabela 3. Deficyty wód podziemnych według regionalnych zarządów gospodarki wodnej

RZGW	Zasoby		Pobór		Deficyt		Deficyt jako %	
	m ³ /d	hm ³ /r	m ³ /d	hm ³ /r	m ³ /d	hm ³ /r	poboru	zaso- bów
Gdańsk	4136914	1510,0	600945	219,3	0	0	0,00	0,00
Gliwice	851797,1	310,9	736027,1	268,6	-242973,2	-88,68	33,01	28,52
Kraków	4819264	1759,0	1194607	436,0	-29161,6	-10,64	2,44	0,61
Poznań	7216451	2634,0	1880754	686,5	-340211	-124,18	18,09	4,71
Szczecin	3248370	1185,7	212677,3	77,6	-1204,4	-0,44	0,57	0,04
Warszawa	13469660	4916,4	1381719	504,3	0	0	0,00	0,00
Wrocław	4930966	1799,8	783881	286,1	-13432	-4,90	1,71	0,27
Polska	38673423	14115,8	6790610	2478,573	-626982,2	-228,85	9,23	1,62

Źródło: opracowanie własne na podstawie części metodycznej artykułu.

Kolejnym krokiem jest przypisanie odpowiedzialności za ujawniony deficyt poszczególnym sektorom. W etapie tym, podobnie jak w poprzednim, dokonano analizy poszczególnych jednolitych części wód podziemnych. Rezultaty przedstawia tabela 4. Dla wód powierzchniowych sytuację ilościową przedstawia tabela 5.

Tabela 4. Sektory generujące deficyt wód podziemnych

RZGW	Deficyt		Przyczyna deficytu
	m ³ /d	hm ³ /r	
Gdańsk	0	0,00	nie ma deficytu
Gliwice	242973,0	88,69	96% górnictwo podziemne (odwadnianie) 4% pobór na cele komunalne
Kraków	29161,6	10,64	100% górnictwo podziemne (odwadnianie)
Poznań	340211,0	124,18	100% górnictwo odkrywkowe (odwadnianie)
Szczecin	1204,4	0,44	100% pobór na cele komunalne
Warszawa	0	0,00	nie ma deficytu
Wrocław	13432,0	4,90	górnictwo odkrywkowe (odwadnianie)
Polska	626982,0	228,85	98,2% górnictwo, 1,8% na cele komunalne

Źródło: opracowanie własne.

Tabela 5. Deficyt wód powierzchniowych według regionalnych zarządów gospodarki wodnej oraz sektory odpowiedzialne za ich powstanie

RZGW	Deficyt (hm ³ /r)	Sektory generujące deficyt
Gdańsk	–	nie ma deficytu
Gliwice ^a	152,0	98,8% sektor komunalny, 1,2% napełnianie stawów
Kraków	519,1	100% sektor komunalny
Poznań		nie ma deficytu
Szczecin	24,4	100% sektor komunalny
Warszawa	–	nie ma deficytu
Wrocław	–	nie ma deficytu
Polska	695,5	100% sektor komunalny ^b
Dorzecze Odry	24,4	–
Dorzecze Wisły	671,1	–

^a całość deficytu w zlewni Wisły, ^b napełnianie stawów 0,005%.

Źródło: opracowanie własne.

Łączny deficyt wód sięga w Polsce ok. 900 hm³/rok, czyli 8% zużycia wody w gospodarce narodowej. Deficyt ten wynika jednak z przyjętej definicji tego zjawiska – jako zużycia wody poniżej stopy odnawialności zasobów wód podziemnych lub pobór wód powierzchniowych poniżej przepływów naturalnych z wielolecia. W praktyce wszystkie potrzeby na wodę jako surowiec są zaspokajane. Z uwagi na specyfikę powstawania deficytu wód podziemnych zaprzestanie nadmiernego poboru może pogorszyć bilans wód powierzchniowych ze względu na olbrzymią skalę zrzutów odpompowanych wód kopalnianych do rzek.

7. Wnioski

Analiza zgromadzonych danych oraz rozważania metodologiczne wskazują, że bieżące koszty zasobowe wynoszą w Polsce zero – aczkolwiek jest to w pewnej części wynik braku odpowiedniego mechanizmu gromadzenia informacji. Uzasadnienie tego stwierdzenia jest następujące:

- 1) brakuje w Polsce mechanizmu rejestrującego niezaspokojony popyt na wodę w sektorze przemysłowym;
- 2) wszystkie potrzeby związane z wykorzystaniem wód jako surowca w pozostałych sektorach są obecnie zaspokajane; kosztem jakości wód powierzchniowych (obniżając przepływ poniżej przepływu nienaruszalnego) lub kosztem przyszłych pokoleń (trwałe zmniejszenie zasobów wód podziemnych);

3) niekorzyści związane z obniżeniem przepływów poniżej poziomu nienaruszalnego zostały wycenione w kosztach środowiskowych;

4) niekorzyści przyszłych pokoleń mają w chwili obecnej wartość zero (co nie jest prawidłowe i wynika po części z braku rozwiązań teoretycznych – aczkolwiek właśnie taka sytuacja ma miejsce);

5) zaspokojenie wszystkich bieżących potrzeb prowadzi do braku alternatywnych kosztów wykorzystania wód traktowanych jako surowiec;

6) alternatywne wykorzystanie wód w innych celach (np. do rekreacji) ujęte zostało w szacunku kosztów środowiskowych.

W przypadku ujawnienia rzeczywistych deficytów polegających na odmowie (ograniczeniu) pozwolenia wodnoprawnego przygotowane są wskaźniki jednostkowe (w zł/m³ rocznego deficytu) umożliwiające oszacowanie takich kosztów.

Literatura

- Andreu J., Pulido M., *General Guidelines for the Case Study. Status Reports 2007* (Danube, Hungary), http://www.aquamoney.ecologic-events.de/sites/case_studies/case_studies.html.
- Andreu J., Pulido M., Lozano G., *Case Study Report Serpis. Serpis River (Jucar River Basin District), Spain*, http://www.aquamoney.ecologic-events.de/sites/case_studies/case_studies.html, 2007.
- Barton D.N., *Morsa Case Study Status Report Norwegian AQUAMONEY Case Study on Valuation of Environmental and Resource Costs of Water Services*, http://www.aquamoney.org/sites/download/D29_Status_report_case_study_Morsa_Norway.pdf, 2007.
- Berbeka K., *Oszacowanie kosztów środowiskowych i zasobowych*, Krajowy Zarząd Gospodarki Wodnej, Warszawa 2007 (praca niepublikowana).
- Bilansowe wyniki finansowe podmiotów gospodarczych za 2006 r. Informacje wstępne*, GUS, Warszawa, 31.10.2007.
- Brouwer R., *Practical Working Definition Environmental and Resource Costs and Benefits* (Deliverable D12) 29 November 2006, <http://www.aquamoney.ecologic-events.de/sites/results.html>.
- Czekaj T., *Obserwacje odstające i wpływowość w analizie regresji. Analiza dochodowości materialnych czynników produkcji w gospodarstwach rolnych*, Roczniki Naukowe, t. VIII, z. 5, 2006.
- Dubgaard A., Hasler B., Andersen K.S., Nygaard-Pedersen J., *Case Study Status Report Odense River Basin*, Denmark, http://www.aquamoney.ecologic-events.de/sites/case_studies/case_studies.html, 2007.
- Gilbert A., Schaafsma M., *Case Study Report Rhine Subbasin Rhine-West, Netherlands*, http://www.aquamoney.ecologic-events.de/sites/case_studies/case_studies.html (10.02.2008).

- Gilbert A., Schaafsma M., De Nocker L., Liekens I., Broekx S., *Case Study Report Scheldt*, http://www.aquamoney.ecologic-events.de/sites/case_studies/case_studies.html (10.02.2008).
- Raggi M., Ronchi D., Sardonini L., Viaggi D., *Po Basin Case Study Status Report*, http://www.aquamoney.ecologic-events.de/sites/case_studies/case_studies.html (10.02.2008).
- Rinaudo J.D., Aulong S., *Case Study Status Report Upper Rhine, France*, Brgm, France, http://www.aquamoney.ecologic-events.de/sites/case_studies/case_studies.html (10.02.2008).
- Semeniene D., Ščeponavičiūtė R., *Neris Case Study Report (Lithuania)*, http://www.aquamoney.ecologic-events.de/sites/case_studies/case_studies.html (10.02.2008).
- Wang H., Lall S., *Valuing Water for Chinese Industries: A Marginal Productivity Assessment*. Development Research Group, The World Bank, 1999.
- Watkins S., Bateman I., Day B., *Development and Testing of Practical Guidelines for the Assessment of Environmental and Resource Costs and Benefits in the WFD* (AQUAMONEY, (Humber, UK)), CSERGE Interim Report, http://www.aquamoney.ecologic-events.de/sites/case_studies/case_studies.html (10.02.2008).
- Wytyczne w zakresie ogólnego procesu planowania. Sekcja nr 7. Doświadczenia z terenu zlewni Narwi rekomendacje w zakresie analizy zwrotu kosztów, w tym kosztów środowiskowych i zasobowych, Projekt bliźniaczy PL 2003/IB/EN/02, Ministerstwo Środowiska, 2006.
- Zawadzki W., Jeżewski Z., *Nawadnianie gruntów a wzrost produkcji rolniczej*, „Wiadomości Melioracyjne i Łąkarskie” 1978, nr 6.

An Attempt to Estimate Resource Costs in Poland for the Needs of the Water Framework Directive

The article seeks to calculate water resource management costs in Poland. The necessity of such work is the direct result of the Water Framework Directive requirements being implemented by the Polish government. Research has enabled progress in calculation methods, and the estimation of individual metrics useful in calculating total resource costs. Analysis of the collected data together with the methodological considerations indicate that the current resource costs are 0, though this is to some extent the result of the lack of an appropriate mechanism for collecting information.