

ROBERT BOREK

Instytut Uprawy, Nawożenia i Gleboznawstwa – Państwowy Instytut Badawczy

OCENA POTENCJAŁU INSTRUMENTÓW WSPÓLNEJ POLITYKI ROLNEJ W OCHRONIE WÓD I BIORÓŻNORODNOŚCI¹

Nadesłany: 15.10.2020 Zaakceptowany do druku: 20.10.2020

1. Wstęp

Wspólna Polityka Rolna (WPR) wywiera znaczący wpływ na sposób użytkowania gruntów na obszarach wiejskich, próbując jednocześnie odpowiadać na zróżnicowane potrzeby ich mieszkańców oraz zobowiązania ochrony gleb, wód, powietrza i biocenoz. Wzrost społecznej świadomości ekologicznej doprowadził do stopniowych zmian w kierunku jej ekologizacji. Jednak środowiskowa efektywność działań wdrażanych w ramach zasad ustalonej polityki, została poddana surowej krytyce przez ekspertów [Peèr i in. 2020, Batory i in. 2015].

Skuteczność zasad wzajemnej zgodności w wypełnianiu celów środowiskowych WPR została również zakwestionowana przez Europejski Trybunał Obrachunkowy [ETO 2016] w kontekście ustalonych wskaźników (m.in. jakości wody, zawartości glebowej materii organicznej czy wskaźnika erozji gleby). Trybunał zalecił harmonizację przepisów i uproszczenie zasad w zakresie przyszłego programowania polityki rolnej.

Raport ETO z 2017 roku [ETO 2017] wskazuje, że koncepcja zazielenienia nie była jasno powiązana ze środowiskowymi celami, zdefiniowanymi w tematycznej strategii ochrony gleb, pakiecie klimatyczno-energetycznym oraz strategii ochrony bioróżnorodności. Brak jest metodologii dostarczającej mierzalne rezultaty instrumentu zazielenienia oraz danych przedstawiających stan wyjściowy przed ich

¹ Artykuł opracowano w ramach Programu wieloletniego IUNG-PIB na lata 2016-2020, zadanie 1.7: Opracowanie i doskonalenie metod oceny oraz prognozowania (modelowania) skutków środowiskowych i produkcyjno-ekonomicznych WPR i zmian klimatu.

wdrożeniem (np. jakość gleb rolniczych, wskaźnik bioróżnorodności gospodarstwa). W 2016 roku zazielenienie objęło realnie 5% gruntów rolnych UE w przeciwieństwie do wskaźnika Komisji na poziomie 77%, który rozlicza wszystkie grunty rolne gospodarstw kwalifikujących się do zazielenienia, a nie tylko działki faktycznie objęte praktyką. Zauważono również brak spójności oraz nakładanie się efektów działań rolno-środowiskowo-klimatycznych w II filarze i efektów zobowiązań rolników w ramach wypełniania zasad wzajemnej zgodności. W Polsce dotyczyły one głównie stref buforowych i miedz, oczek wodnych, rowów, drzew oraz roślin okrywowych. Nieosiągnięcie założonych rezultatów objęło także między innymi kwestie rozbieżności rozliczania dywersyfikacji upraw czy wprowadzania w ramach obszarów proekologicznych (EFA) elementów wdrażanych powszechnie przez rolników (np. międzyzplony i pokrywa zielona) oraz pomijanie dobrych praktyk uprawy, nawożenia i ochrony chemicznej zamiast maksymalizacji celów środowiskowo-klimatycznych. Większość działań stanowiła kontynuację tych prowadzonych w poprzednim okresie programowania (2007-2013) i nie zapewniła wartości dodanej „zazieleniania”.

W najnowszym raporcie Trybunału [ETO 2020], oceniającym skutki WPR dla różnorodności biologicznej stwierdza się, że brak jest wiarygodnych wskaźników pozwalających zmierzyć rezultaty i oddziaływanie systemów płatności bezpośrednich i programów rozwoju obszarów wiejskich w odniesieniu do różnorodności biologicznej. Największy potencjał w zakresie realizacji tego celu posiadają, według państw członkowskich, działania rolno-środowiskowo-klimatyczne, a następnie rolnictwo ekologiczne i płatności dla obszarów Natura 2000. Rezultaty dotyczące różnorodności biologicznej są trudne do zmierzenia a ich efekt może być osiągnięty dopiero w dłuższym okresie. Jednakże zaleca się przedstawienie naukowych dowodów potwierdzających ich działanie. Jest to szczególnie istotne w odniesieniu do wskaźników rezultatu zaproponowanych na okres po 2020 roku. Rekomendacje wskazują też, aby państwa członkowskie samodzielnie opracowały dodatkowe mierzalne wskaźniki.

W kontekście powyższych problemów i potrzeb, istotne jest więc przedstawienie ilościowych danych, obrazujących możliwości instrumentów WPR w wypełnieniu celów środowiskowo-klimatycznych Unii Europejskiej. Celem pracy jest charakterystyka potencjału instrumentów WPR wykorzystywanych w okresie programowania 2014-2020 w ochronie wód i bioróżnorodności.

2. Płatności bezpośrednie

Jednolite płatności obszarowe są kluczowym narzędziem wsparcia rolnictwa w Unii Europejskiej, pozwalającym na zachowanie potencjału produkcyjnego oraz dostarczanie dóbr publicznych przez rolnika. W praktyce, system płatności często nie sprzyja zachowaniu zasobów przyrodniczych dla przyszłych pokoleń oraz powoduje pogorszenie stanu gleb i wód destabilizując ekosystemy oraz oddziałując negatywnie na bezpieczeństwo żywności. Analizy przeprowadzone w modelu CAPRI pokazują, że jednolite płatności obszarowe odpowiadają za odpowiednio 2,4% i 2,3% wzrostu zanieczyszczenia ładunkami N i P z rolnictwa UE w porównaniu do scenariusza bez takich płatności [Brady i in. 2017]. W celu kompensacji strat środowiskowych stymulowanych przez płatności obszarowe zostały wprowadzone instrumenty narzucające zobowiązania pro-środowiskowe (normy i wymogi wzajemnej zgodności, praktyki zazieleniania oraz działania rolno-środowiskowo-klimatyczne – p. kolejne podrozdziały), które w dużym stopniu łagodzą te niekorzystne zmiany.

Podobnie jak w przypadku płatności obszarowych, środowiskowy wpływ płatności dodatkowych oraz dobrowolnych związanych z produkcją zależy od powierzchni upraw i stopnia ich intensywności (nawożenia, ochrony chemicznej, sposobu chowu zwierząt i magazynowania nawozów). Uprawa roślin strączkowych na ziarno jest uważana za pozytywną dla środowiska w kontekście poprawy zasobności gleby w próchnicę, a więc wodę i składniki pokarmowe przy jednoczesnym ograniczeniu emisji azotu, chociaż ostateczny efekt jest uzależniony od wielu czynników związanych z glebą, terminem i rodzajem prowadzonych zabiegów uprawowych oraz warunkami pogodowymi [Hansen i in. 2019]. Pozytywny wpływ bobowatych na bioróżnorodność jest uznawany przez ekspertów jako niski lub wątpliwy [Alliance Environnement 2017]. Płatność do zwierząt ma pewien wpływ na zwiększenie powierzchni TUZ w Polsce, w tym tych użytkowanych ekstensywnie, w efekcie może przyczyniać się do ochrony wód. Otrzymywanie płatności do produkcji owoców i warzyw (zwykle o wysokim zużyciu środków produkcji) obliguje również rolników do dostosowania się do zasad wzajemnej zgodności.

Uznaje się, że system płatności dla małych gospodarstw ma niekorzystny wpływ na środowisko z uwagi na niespełnianie standardów środowiskowych (przede wszystkim wynikających z obowiązku zazielenienia), które obejmują jedynie większe gospodarstwa wspierane przez WPR [Alliance Environnement 2018].

3. Zasady wzajemnej zgodności

Zasady wzajemnej zgodności (cross-compliance) są mechanizmem warunkującym środowiskowo jednolitą płatność obszarową (JPO), zobowiązującym rolników do przestrzegania Norm Dobrej Kultury Rolnej zgodnej z ochroną środowiska (Normy DKR) i Wymogów podstawowych z zakresu gospodarowania (Wymogi SMR) [Obwieszczenie MRiRW z dn. 10 marca 2015 r. i późniejsze jego zmiany]. Normy DKR dotyczą wszystkich gospodarstw rolnych ubiegających się o płatności bezpośrednie, dlatego mają za założenia znaczący potencjał w zakresie działań środowiskowych.

Główną rolą działań w ramach SMR i DKR jest ochrona gleb i wód, w tym ochrona przed zanieczyszczeniami powodowanymi przez azotany pochodzenia rolniczego w zgodności z Dyrektywą Wodną. Bezpośrednie efekty działań ochronnych są trudne w ocenie. Zmienność glebowa, rzeźba i użytkowanie terenu, ładunek azotu i fosforu wnoszony do gleby, poziom wód gruntowych, struktura krajobrazu z barierami biogeochemicznymi i miejscami naturalnej retencji to czynniki, które mają ogromny wpływ na ruch wody i składników pokarmowych w ekosystemie. Z powyższych względów przedstawione w pracy wartości mają charakter orientacyjny dla przeciętnych warunków pogodowych, a ich przydatność powinna być zweryfikowana pomiarami na obszarze zlewni.

Tabela 1

Potencjał elementów zasad wzajemnej zgodności w ochronie wód

Wymóg cross-compliance	Ograniczenie spływu powierzchniowego	Ograniczenie wymycia N i P	Źródło
Optymalizacja terminów zastosowania nawozów		22% N	1
Racjonalizacja dawkowania		43-50% N	1
Rośliny okrywowe	5-10% do 50%	30-60% N 23-35% P	2 3 4
Mulcz	20-43%	30-60% P	5 6
Oczka wodne		25% N (5% zlewni użytkowanej rolniczo) 50-60% P i 14-20% N (obiekty 0.3-1 ha)	7 8

Źródło: ¹ [Quemada i in., 2013], ² [Rickson i in. 2010; Collins i in. 2009; JRC 2013], ³ [Newell-Price i in. 2011], ⁴ [Posthumus i in. 2015], ⁵ [Rikson i in.; 2010; Stevens i in. 2009], ⁶ [Rickson i in. 2010; Posthumus i in. 2015], ⁷ [Passy i in., 2012], ⁸ [IGER 2002; Biggs 2007; Braskerud 2002a, 2002b].

Stosowanie roślin okrywowych w płodozmianie ogranicza spływ powierzchniowy i erozję wodną w pewnym stopniu, zależnym w szczególności od składu granulometrycznego gleby. Okrycie gleby roślinnością zapobiega utracie **30-60%** azotu [Newell-Price i in. 2011] i **23-35%** fosforu [Posthumus i in. 2015]. Pozosta-

wianie resztek poźniwnych na polu, nie będące praktyką obowiązkową redukuje **20-43%** spływu powierzchniowego. Wymycie fosforu jest oceniane na **30-60%** wartości kontrolnej bez resztek [Rickson i in. 2010; Posthumus i in. 2015]. Lal [2009] podkreśla, że pozostawiona biomasa stanowi cenne źródło substancji odżywczych dla mikroorganizmów glebowych, wzbogacając bioróżnorodność. Należy dodać, że utrzymanie warstwy roślinności żywej lub po zbiorze na powierzchni pola ogranicza parowanie z powierzchni gleby i zwiększa glebową retencję, w szczególności przy zastosowaniu bezorkowej uprawy. Szacuje się, że okrywa gruntu w uprawie bezorkowej zwiększa infiltrację o **12-46%** [Reeves i in. 2015].

Pozostałe praktyki SMR mają bezpośrednie znaczenie dla poprawy bioróżnorodności (zgodność z Dyrektywą Ptasią, zgodność z Dyrektywą Siedliskową). Przyczyniają się również do ochrony jakości wód, na przykład poprzez stosowanie się do zasad bezpieczeństwa przechowywania środków ochrony roślin. Istotnym elementem cross-compliance polepszającym retencję wody w glebie jest zachowanie cech krajobrazu (utrzymanie drzew i krzewów, rowów, oczek wodnych).

4. Płatność za zazielenienie

Zestawem działań jeszcze bardziej ukierunkowanym na spełnienie celów środowiskowych niż normy i wymogi wzajemnej zgodności jest zazielenienie, które pochłania 30% kwoty przeznaczonych na płatności bezpośrednie.

Stosunkowo najmniej korzystną efektywnością środowiskową wydaje się mieć dywersyfikacja upraw [Gocht i in. 2016]. Zdecydowanie bardziej korzystnym działaniem jest utrzymanie użytków zielonych, chociaż rezultaty są pochodną sposobów zarządzania gruntem. W porównaniu z gruntem ornym, następuje ograniczenie spływu powierzchniowego, szacowane na **23-100%** [Kędziora, 2010]. Bardzo różnorodne i zmienne środowiskowo efekty daje wprowadzenie obszarów EFA, których zestaw jest wybrany przez państwo członkowskie.

Wysoka efektywność stref buforowych w ochronie wód i gleb została przedstawiona w tabeli 2. Największy wpływ na skuteczność stref buforowych ma ich szerokość. Dodatkową korzyścią między śródpolnych jest silny wzrost bioróżnorodności w krajobrazie rolniczym [Kędziora i in. 2012, Gamrat i in. 2018]. Najpowszechniej stosowanym elementem EFA jest wprowadzenie do płodozmianu międzyplonów i poplonów ozimych w tym roślin bobowatych. W zależności od rodzaju gleby i doboru roślin, szacowana redukcja wymycia azotu zawiera się w zakresie **29-91%** w porównaniu do ugoru [Wiltshire i in., 2014]. Ponieważ oddziaływanie bobowatych na środowisko bywa negatywne (na przykład po zaoraniu mogą wzmocnić ryzyko wymycia N i P), kluczowym czynnikiem dla zachowania dodatniego bilansu azotu w glebie i ochrony wód jest dopasowanie agrotechniki.

Tabela 2

Potencjał praktyk zazielenienia w ochronie wód

Praktyka zazielenienia	Ograniczenie spływu pow.	Ograniczenie wymycia N i P	Źródło
Dywersyfikacja upraw	2%		1
Utrzymanie TUZ	23-100%	25-50% P i 50-95% N	2 3
Wprowadzenie strefy buforowej	70-80%	70-98% N i 70-95%P (optymalna struktura)	4
	55-97%	27-81% N i 15-96% P (5 m szerokości)	5
		75-98% (11 metrów)	6
Wprowadzenie buforowej strefy zadrzewionej		100% (60 metrów)	7
Rośliny okrywowe	5-10% do 50%	30-60% N	1 5 8
		23-35%	9
	Do 25%	29-91% N (w porównaniu do ugoru)	10 3
Racjonalna uprawa bobowatych		40% N (w porównaniu do uprawy konwencjonalnej)	11
Wprowadzanie zagajników krótkiej rotacji		40-80% N w pierwszych 4-ch latach W całym cyklu życia prawdopodobnie efekt negatywny	12
Wprowadzanie żywoplotów, zadrzewień, zagajników śródp. i pasów gruntów wzdłuż lasów	10 %	5-50 % P	13
		56% P, 22% N (dla 26-letniego zadrzewienia)	14
Oczka wodne		25% N (5% zlewni użytkowanej rolniczo)	15
		50-60% P i 14-20% N (0.3-1 ha)	16

Źródło: ¹ [Rickson i in. 2010; Collins i in. 2009], ² [Kędziora 2010; Rickson i in. 2010], ³ [Wiltshire i in. 2014], ⁴ [Louwagie i in. 2009], ⁵ [JRC 2013], ⁶ [Lind i in. 2019], ⁷ [Aguiar i in. 2015], ⁸ [Newell-Price i in. 2011], ⁹ [Posthumus i in. 2015], ¹⁰ [Panagos i in. 2015 a, b], ¹¹ [Tonitto i in. 2016], ¹² [Diaz-Pines i in. 2016; Schmidt-Walter i in. 2012], ¹³ [Rickson i in. 2010; Wiltshire i in. 2014], ¹⁴ [Jaskulska 2017], ¹⁵ [Passy i in. 2012], ¹⁶ [IGER 2002; Biggs 2007; Braskerud 2002a, 2002b].

W optymalnych warunkach uprawy bobowatych, nienawożone pola ograniczają wymywanie azotu o **40%** w porównaniu do nawożonych w sposób konwencjonalny bez udziału motylkowatych [Tonitto i in. 2006]. Największe oszczędno-

ści składników pokarmowych osiągnąć są w mieszankach z trawami [Tosti i in. 2014, Bergkvist i in. 2011]. Uprawa roślin strączkowych w systemach konwencjonalnych jest zwykle toksyczna dla ekosystemów wód powierzchniowych, gdyż wymaga wysokich dawek pestycydów [Underwood 2016].

Oddziaływanie zagajników krótkiej rotacji na wody i gleby jest mieszane i trudne w ocenie. Z jednej strony plantacje trwale chronią glebę przed zmywem powierzchniowym [Langeveld i in. 2012], a korzenie posiadają wysoką efektywność pobrania składników pokarmowych z roztworu glebowego. Z drugiej strony, zdrewniałe rośliny energetyczne charakteryzują się intensywną transpiracją i zużyciem wody [Busch 2012, Borek i in. 2010]. Ponadto, efekt uwolnienia biogenów podczas fazy założenia plantacji oraz podczas jej likwidacji może przeważać nad pozytywnymi skutkami redukcji strat. Bilans staje się bardziej negatywny dla wydłużonych rotacji zbioru [Schmidt-Walter i in. 2012]. Niepewny jest również wpływ na bioróżnorodność, plantacje położone w mało zróżnicowanym krajobrazie i o niewielkiej powierzchni lub długim obwodzie będą mieć bardziej pozytywne oddziaływanie.

Żywopłaty oraz śródpolne szpalery/pasy drzew zdecydowanie poprawiają bilans wodny oraz bioróżnorodność. Pasy przeciwwietrzne są zdolne do hamowania prędkości wiatru w sposób istotnie ograniczający erozję wietrzną i parowanie wody z powierzchni sąsiedniego pola uprawnego. Korzystny jest również wpływ zadrzewienia na bilans azotu i fosforu. Poprawa bioróżnorodności gruntów rolnych i wód powierzchniowych na skutek wprowadzenia zadrzewień została potwierdzona w pracach Ryszkowskiego i in. [2009] oraz Kędziory i in. [2012].

Dobrze utrzymana sieć rowów ma wpływ pozytywny na regulację przepływu oraz jakość wody, głównie w relacji do nadmiaru ładunku fosforanów [Herzon i Helenius 2015, Shore i in. 2015]. Główną rolą oczek wodnych jest wzrost retencji wody na obszarach rolniczych, ale pełnią one również funkcje ochronne przed wymywaniem biogenów z pól.

5. Działania PROW

Większość działań wspieranych przez instrumenty PROW oddziałuje w sposób pośredni na realizację celów środowiskowych. Szczególną rolę pełnią w tym kontekście działania edukacyjne i usługowe. Należą do nich zwłaszcza: transfer wiedzy i działalność informacyjna, usługi doradcze, usługi z zakresu zarządzania gospodarstwem i usługi z zakresu zastępstw, działanie Współpraca, wsparcie w ramach inicjatywy LEADER. Realizacja powyższych działań pozwala na upowszechnianie praktyk pro-środowiskowych i zwiększenie wykorzystania instrumentów przyjaznych środowisku przez rolników.

Tabela 3

**Potencjał ochrony zasobów i jakości wód dla wybranych działań
w zakresie PROW**

Praktyka PROW/RŚK	Ograniczenie spływu pow./ oszczędność wody	Ograniczenie wymycia N i P	Źródło
Oszczędność wody			
Kroplowe instalacje nawadniające	10-35% (GO), 28-46% (szkółki) 17-43% (produkcja ogrodnicza)		1
Komputerowe sterowanie nawadnianiem	8-41% (20-25%) (szkółki) 30-89% (45-50%) (prod. ogrodnicza)		
Ograniczenie spływu pow.			
Regulacja poziomu wody w zbieraczach drenarskich	2%	10-50% N, 10% P	2
Rolnictwo precyzyjne		20% (wzrost efektywności pobrania N)	3
Doglebowe zastosowanie gnojowicy		13-50% P	4
Aplikacja mocznika z inhibitorem ureazy		27% N	5
Likwidacja podeszwy płuźnej		10-50% P (pługi dławowe) 25% P (GO) i 50-70% P (TUZ) (głębosz)	2 6
Uprawa bezorkowa/pasowa		5-90% P i 20% N	2
Siew bezpośredni		50-76% P	7
Zalesianie i plantacje leśne		60-80% N w pierwszych latach	8
		95% N i 50% P (do 20 lat)	9
		Wzrost wymycia biogenów po 20 latach	10
Systemy rolno-leśne	65% (w połączeniu z uprawą konturową)	28% N	11
Pakiety 3 i 4 (siedliskowe) – utrzymanie TUZ	23-100%		12
		25-50% P i 50-95% N	13

Źródło: ¹ [Serra-Wittling i Mole 2017], ² [Rickson i in. 2010; Newell-Price i in. 2011],
³ [Eory i in. 2015], ⁴ [JRC 2013], ⁵ [Quemada i in. 2013], ⁶ [Posthumus i in. 2015],
⁷ [Rickson i in. 2010; Kronvang i in. 2005; Soane i in. 2012], ⁸ [Rosenqvist 2007],
⁹ [Wiltshire i in. 2014], ¹⁰ [Hansen i in. 2007], ¹¹ [Palma i in. 2007], ¹² [Kędziora, 2010;
Rickson i in. 2010], ¹³ [Wiltshire i in. 2014].

Wszystkie inwestycje w środki trwałe powinny uwzględniać poprawę stanu środowiska przyrodniczego. Instalacje i urządzenia ukierunkowane na wzrost efektywności wykorzystania wody muszą osiągnąć minimalny cel **5-25%** oszczędności wody [Art. 46 Rozporządzenia 1305/2013]. Zastosowanie kroplowych instalacji nawadniających oraz komputerowe sterowanie nawadnianiem pozwala na znaczne oszczędności.

Zastosowanie rolnictwa precyzyjnego pozwala zwiększyć wykorzystanie azotu przez rośliny o **20%** [Eory i in. 2015]. Dogłębne zastosowanie gnojowicy ogranicza wymycie P w zakresie **13-50%** w zależności od uziarnienia gleby i sumy opadów, chociaż stosowanie dużych dawek może być nieefektywne i być powodem zanieczyszczenia wód [JRC 2013].

Uprawa bezorkowa może mieć pozytywne oddziaływanie na bilans wodny gleb i jakość wód, chociaż bezpośrednie efekty zależą do wielu środowiskowych i agrotechnicznych czynników. Zakres wartości przyjmowany w literaturze jest więc bardzo szeroki (tabela 3). Wpływ siewu bezpośredniego na bioróżnorodność nie jest jednoznaczny – z jednej strony w nieruszanej glebie następuje wzrost aktywności fauny glebowej, z drugiej konieczność wyższego zużycia herbicydów w takiej uprawie może mieć negatywny skutek.

Pośród działań II filara WPR najbardziej korzystnie środowiskowo wydaje się zalesianie. Dzieje się tak w przypadku dobrze założonych plantacji, które są bardzo skuteczne w ograniczaniu erozji gruntów na nią podatnych [Panagos i in. 2015, Borelli i in. 2016] oraz w wychwytywaniu azotu (do **95%**) i fosforu (do **50%**) [Wiltshire i in. 2014]. Jednak Hansen i in. [2007] szacują, że po 20 latach następuje wzrost wymycia biogenów. Obszary leśne znacząco wpływają na składowe bilansu wodnego zlewni (ograniczenie spływu i zasilania wód gruntowych, wzrost intercepcji i transpiracji ale również wzrost wielkości opadów w regionie).

Zupełnie niedocenionym instrumentem w kontekście poprawy stanu środowiska obszarów wiejskich są systemy rolno-leśne oraz systemy zadrzewień śródpolnych. Systemy rolno-leśne poprawiają mikroklimat pola, łagodząc wpływ ekstremalnych temperatur i wiatru oraz chronią przed erozją wodną (w połączeniu z uprawą konturową do **65%**) i wymywaniem azotanów (do **28%** strat azotu) [Palma i in. 2007]. Posiadają również pozytywny wpływ na bioróżnorodność, zwłaszcza owadów [Tsonkova i in. 2012, Varah i in. 2020].

Wiele innych działań (w szczególności zachowanie sadów tradycyjnych odmian, cenne siedliska, płatności dla obszarów Natura 2000) wzbogaca bioróżnorodność obszarów rolnych i zachowuje rezerwy wodne. Na uwagę zasługują dobre praktyki poprawiające dobrostan zwierząt na pastwisku. Zmniejszona obsada zwierząt może zwiększyć infiltrację wody do **119%** [Xu i in. 2018] oraz znacząco ograniczyć erozję, ugniatanie gleby [Bilotta i in. 2007] oraz wymycie biogenów [Novak i Fiorelli 2010].

6. Podsumowanie

Przedstawiony w pracy przegląd wskaźników i analiza wdrożonych od 2014 roku instrumentów WPR w kontekście ochrony wód i bioróżnorodności, wskazuje jednoznacznie na znaczący potencjał WPR we wdrażaniu polityki adaptacji i przeciwdziałania zagrożeniom wód i zaniku bioróżnorodności. Obecnie trwające prace nad reformą WPR po 2021 roku powinny skorzystać z przedstawionego zestawu dobrych praktyk i technologii, zwłaszcza że większość działań jest już upowszechniana i wdrażana na obszarach wiejskich.

Do praktyk rolnych posiadających największy wpływ na ochronę zasobów wodnych należy zaliczyć zalesianie gruntów ornych (część badań wskazuje tylko na korzyści w pierwszych latach uprawy), zachowanie TUZ, naturalne siedliska utrzymywane w ramach pakietów 3 i 4 PROW, systemy rolno-leśne (agroleśnictwo), wprowadzanie szpalerów drzew/żywopłotów, stref i pasów buforowych oraz optymalizacja obsady zwierząt i wypasu. W kontekście tradycyjnej uprawy polowej, najwyższy potencjał ochronny dostępności i jakości wód posiada zespół praktyk stosowany łącznie w uprawie konserwującej (wprowadzenie roślin okrywowych i ich racjonalna uprawa/pozostawianie resztek poźniwnych oraz uprawa bezorkowa/siew bezpośredni), ale korzyści z zastosowania samej dywersyfikacji upraw są nieznaczne. Znaczącą redukcję wymycia biogenów z pól można również osiągnąć poprzez optymalizację aplikacji nawozów (dawka, czas, miejsce) oraz zakładanie i pielęgnację oczek wodnych. Należy również zwrócić uwagę na oszczędności w użytkowaniu wody z tytułu racjonalizacji nawadniania przez zastosowanie linii kroplujących oraz komputerowego wspomaganie, które pozwalają osiągnąć minimalny unijny cel oszczędności wody na poziomie 5-25%.

Szansą na zwiększanie efektywności środowiskowej instrumentów WPR będzie premiowanie działań, poprawiających jednocześnie świadczenie kilku usług ekosystemowych (akumulacja węgla, ochrona wód, bioróżnorodność) a także wspierających rolnictwo wielofunkcyjne. Rolę takich instrumentów spełniają bardzo skutecznie naturalne siedliska użytkowane ekstensywnie oraz elementy krajobrazu (pasy buforowe, zadrzewienia śródpolne, miedze, oczka wodne), natomiast należy podkreślić, że wprowadzanie roślin bobowatych w ramach EFA nie przyczynia się znacząco do poprawy bioróżnorodności. Inwestycja w naturalną odporność gospodarstwa z wykorzystaniem powyższych elementów powinna również stanowić podstawę do obniżenia składki oraz podwyższenia sumy ubezpieczenia w systemie ubezpieczeń upraw rolnych od wystąpienia szkód spowodowanych m.in. przez suszę [Müller i in. 2017].

Ocena efektywności wprowadzonych działań jest niemożliwa bez prowadzenia cyklicznego (rocznego) i skutecznego (opartego na rezultatach) monitoringu

zobowiązań rolnika w ujęciu użytkowanej zlewni. Monitoring powinien uwzględniać weryfikację terminu i miejsca (działki) właściwego zastosowania praktyki, jednakże z zachowaniem specyfiki gleby/siedliska oraz aktualnych warunków pogodowych.

LITERATURA

1. Aguiar T. R., Rasera K., Parron L. M., Brito A. G., Ferreira M.T. (2015): Nutrient removal effectiveness by riparian buffer zones in rural temperate watersheds: the impact of no-till crops practices, *Agricultural Water Management*, 149, s. 74-80.
2. Alliance Environnement (2017): Evaluation study of the payment for agricultural practices beneficial for the climate and the environment, Final Report. <https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/598b81ff-dfbc-11e7-9749-01aa75ed71a1> [dostęp: 15.09.2020].
3. Alliance Environnement (2018): Evaluation study of the impact of the CAP on climate change and greenhouse gas emissions, Final Report. <https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/29eee93e-9ed0-11e9-9d01-01aa75ed71a1> [dostęp: 15.09.2020].
4. Batary P., Dicks L. V., Kleijn D., Sutherland W. J. (2015): The role of agri-environment schemes in conservation and environmental management, *Conservation Biology*, 29(4), s. 1006-1016.
5. Biggs J. (2007): Small-scale Solutions for Big Water Problems, Pond Conservation: The Water habitats Trust, Oxford. <https://freshwaterhabitats.org.uk> [dostęp: 16.09.2020].
6. Bilotta G. S., Brazier R. E., Haygarth P.M. (2007): The Impacts of Grazing Animals on the Quality of Soils, Vegetation, and Surface Waters in Intensively Managed Grasslands, *Advances in Agronomy* 94, s. 237-280.
7. Borek R., Faber A., Kozyra J. (2010): Water implications of selected energy crops cultivated on a field scale, *Journal of Food, Agriculture & Environment* Vol.8, 3&4, s. 1345-1351.
8. Brady M., Hristov J., Hojgard S., Jansson T., Johansson H., Larsson C., Nordin I., Rabinowicz E. (2017): Impacts of Direct Payments Lessons for CAP post-2020 from a quantitative analysis, *Agri-Food Economics Centre Report*.
9. Braskerud B. C. (2002a): Factors affecting nitrogen retention in small constructed wetlands treating agricultural non-point source pollution, *Ecological Engineering*, 18(3), s. 351-370.
10. Braskerud B. C. (2002b): Factors affecting phosphorus retention in small constructed wetlands treating agricultural non-point source pollution, *Ecological Engineering*, 19(1), s. 41-61.
11. Busch G. (2012): GIS-based tools for regional assessments and planning processes regarding potential environmental effects of poplar SRC, *BioEnergy Research* No 5 (3), s. 584-605.

12. Collins A. L., Anthony S. G., Hawley J., Turner T. (2009): The potential impact of projected change in farming by 2015 on the importance of the agricultural sector as a sediment source in England and Wales, *Catena*, 79, s. 243-250.
13. Díaz-Pinés E., Molina-Herrera S., Dannenmann M., Braun J., Haas E., Willibald G., Arias-Navarro C., Grote R., Wolf B., Saiz G., Aust C., Schnitzler J-P., Butterbach-Bahl K. (2016): Nitrate leaching and soil nitrous oxide emissions diminish with time in a hybrid poplar short-rotation coppice in southern Germany, *GCB Bioenergy* No 9 (3), s. 613-626.
14. Eory V., MacLeod M., Topp C. F. E., Rees R. M., Webb J., McVittie A., Wall E., Borthwick F., Watson C., Waterhouse A., Wiltshire J., Bell H., Moran D., Dewhurst R. (2015): Review and update the UK Agriculture Marginal Abatement Cost Curve to assess the greenhouse gas abatement potential for the 5th carbon budget period and to 2050, Final Report. <https://www.theccc.org.uk> [dostęp: 10.07.2020].
15. ETO (Europejski Trybunał Obrachunkowy) (2016): Zwiększenie skuteczności zasady wzajemnej zgodności i uproszczenie związanego z nią systemu nadal stanowi wyzwanie. Sprawozdanie specjalne. Luksemburg. https://www.eca.europa.eu/Lists/ECADocuments/SR16_26/SR_CROSS_COMPLIANCE_PL.pdf [dostęp: 16.09.2020].
16. ETO (Europejski Trybunał Obrachunkowy) (2017): Zazielenianie – bardziej złożony system wsparcia dochodów, który nie jest jeszcze skuteczny pod względem środowiskowym. Sprawozdanie specjalne. Luksemburg. https://www.eca.europa.eu/Lists/ECADocuments/SR17_21/SR_GREENING_PL.pdf [dostęp: 16.09.2020].
17. ETO (Europejski Trybunał Obrachunkowy) (2020): Różnorodność biologiczna na użytkach rolnych – wspólna polityka rolna nie zapobiegła pogorszeniu sytuacji. Sprawozdanie specjalne. Luksemburg. https://www.eca.europa.eu/Lists/ECADocuments/SR20_13/SR_Biodiversity_on_farmland_PL.pdf [dostęp: 16.09.2020].
18. Gamrat R., Gałczyńska M., Sotek Z., Stasińska M. (2018): Phytodiversity of midfield balks (environmental islands) in a selected area in North-West Poland. *Applied Ecology and Environmental Research*, 16 (4), s. 4541-4558.
19. Gocht A., Ciaian P., Bielza M., Terres J. M., Röder N., Himics M., Salputra, G. (2016): Economic and environmental impacts of CAP greening: CAPRI simulation results, EUR 28037 EN, Joint Research Centre, European Commission http://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC102519/jrc%20report_cap%20greening-capri%20v12.pdf [dostęp: 10.06.2020].
20. Hansen K., Rosenqvist L., Vesterdal L., Gundersen P. (2007): Nitrate leaching from three afforestation chronosequences on former arable land in Denmark, *Global Change Biology*, 13 (6), s. 1250-1264.
21. Hansen S., Frøseth R., Stenberg M., Stalenga J., Olesen J. E., Krauss M., Radzikowski P., Doltra J., Shahid N., Torfinn T., Pappa A., Watson C. (2019): Review of causes and sources of N₂O emissions and NO₃ leaching from organic arable crop rotations, *Biogeosciences*, 16 (14), s. 2795-2819.
22. Herzon I., Helenius J. (2008): Agricultural drainage ditches, their biological importance and functioning, *Biological Conservation*, 141(5), s. 1171-1183.
23. IGER (2002): Scoping the potential of farm ponds to provide environmental benefits – Final Project Report, Defra project ES0109. Defra, London. <http://randd.defra.gov.uk> [dostęp: 15.06.2020].

24. Jaskulska R., Jaskulska J. (2017): Efficiency of old and young shelterbelts in reducing the contents of nutrients in Luvisols, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 240, s. 269-275.
25. JRC (Joint Research Centre) (2013): River Basin Network on Water Framework Directive and Agriculture, EUR 25978 – Joint Research Centre – Institute for Environment and Sustainability. <http://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC81647/lb-na-25978-en-n.pdf> [dostęp: 10.09.2020].
26. Kędziora A. (2010): Landscape management practices for maintenance and enhancement of ecosystem services in a countryside, *Ecohydrology & Hydrobiology* 10 (2-4), s. 133-152.
27. Kędziora A., Kujawa K., Gołdyn H., Karg J., Bernacki Z., Kujawa A., Bałazy S., Oleszczuk M., Rybacki M., Arczyńska-Chudy E., Tkaczuk C., Łęcki R., Szyszkiewicz-Golis M., Pińskwar P., Sobczyk D., Andrusiak J. (2012): Impact of land-use and climate on biodiversity in an agricultural landscape [w:] Biodiversity enrichment in a diverse world, Red. GA Lameed. In-Tech, s. 281-336.
28. Kronvang B., Bechmann M., Lundekvam H., Behrent H., Rubaek G. H., Schoumans O. F., Syversen N., Andersen H. E., Hoffmann C. C. (2005): Phosphorus losses from agricultural areas in river basins: effects and uncertainties of targeted mitigation measures, *Journal of Environmental Quality*, 34, s. 2129-2144.
29. Lal R. (2009): Soil quality impacts of residue removal for bioethanol production, *Soil and Tillage Research*, 102, 2, s. 233-241.
30. Langeveld H., Quist-Wessel F., Dimitriou I., Aronsson P., Baum C., Schulz U., Bolte A., Baum S., Köhn J., Weih M., Gruss H., Leinweber P., Lamersdorf N., Schmidt-Walter P., Berndes G. (2012): Assessing environmental impacts of short rotation coppice (SRC) expansion: model definition and preliminary results, *BioEnergy Research* No 5 (3), s. 621-635.
31. Lind L., Hasselquist E. M., Laudon H. (2019): Towards ecologically functional riparian zones: A meta-analysis to develop guidelines for protecting ecosystem functions and biodiversity in agricultural landscapes, *Journal of Environmental Management*, 249, 109391.
32. Louwagie G., Gay S. H., Burrell A. (2009): Addressing soil degradation in EU agriculture: relevant processes, practices and policies. Report on the project 'Sustainable Agriculture and Soil Conservation (SoCo)', JRC scientific and technical reports. Joint Research Centre, European Commission. <http://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC50424/jrc50424.pdf>
33. Müller B., Johnson L., Kreuer D. (2017): Maladaptive outcomes of climate insurance in agriculture, *Global Environmental Change*, 46, s. 23-33.
34. Newell Price J. P., Harris D., Chadwick D. R., Misselbrook T. H., Taylor M., Williams J.R., Anthony S. G., Duethmann D., Gooday R. D., Lord E. I., Chambers B. J. (2011): Mitigation Methods – User Guide. An Inventory of Mitigation Methods and Guide to their Effects on Diffuse Water Pollution, Greenhouse Gas Emissions and Ammonia Emissions from Agriculture, Prepared as part of Defra project WQ0106. 158 pp. <http://randd.defra.gov.uk> [dostęp: 17.06.2020].
35. Novak S. M., Fiorelli J. L. (2010): Greenhouse gases and ammonia emissions from organic mixed crop-dairy systems: a critical review of mitigation options, *Agron. Sustain. Dev.*, 30, s. 215-236.

36. Palma J. H., Graves A. R., Bunce R. G. H., Burgess P. J., De Filippi R., Keesman K. J., van Keulen H., Liagre F., Mayus M., Moreno G., Reisner Y., Herzog F. (2007): Modeling environmental benefits of silvoarable agroforestry in Europe, *Agriculture, ecosystems & environment*, 119 (3-4), s. 320-334.
37. Panagos P., Borelli P., Meusberger K., Alewell C., Lugato E., Montanarella L. (2015a): Estimating the soil erosion cover-management factor at the European scale, *Land Use Policy* No 48, s. 38-50.
38. Panagos P., Borrelli P., Meusberger K., van der Zanden E. H., Poesen J., Alewell C. (2015b): Modelling the effect of support practices (P-factor) on the reduction of soil erosion by water at European scale, *Environmental Science & Policy* 51, s. 23-34.
39. Passy P., Garnier J., Billen G., Fesneau C., Tournebize J. (2012): Restoration of ponds in rural landscapes: Modelling the effect on nitrate contamination of surface water (the Seine River Basin, France). *Science of the Total Environment*, 430, s. 280-290.
40. Pèr G., Bonn A., Bruelheide H., Dieker P., Eisenhauer N., Feindt P. H., Hagerdorn G., Hansjurgens B., Herzon I., Lomba A., Marquard E., Moreira F., Nitsch H., Oppermann R., Perino A., Rider N., Schleyer C., Schindler S., Wolf C., Zinngrebe Y., Lakner S. (2020): Action needed for the EU Common Agricultural Policy to address sustainability challenges, *People and Nature* 2, s. 305–316.
41. Posthumus H., Deeks L. K., Rickson R. J., Quinton J. N. (2015): Costs and benefits of erosion control measures in the UK, *Soil Use and Management*, 31, s. 16-33.
42. Quemada M., Baranski M., Nobel-de Lange M., Vallejo A., Cooper J. (2013): Meta-analysis of strategies to control nitrate leaching in irrigated agricultural systems and their effects on crop yield, *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 174, s. 1-10.
43. Reeves D. W. i in. (2005): Conservation tillage in Georgia: Economics and water resources, *Proceedings of the 2005 Georgia Water Resources Conference*, s. 665-668. <http://hdl.handle.net/1853/47510> [dostęp: 15.09.2020].
44. Rickson J., Deeks L., Posthumus H., Quinton J. (2010): To review the overall costs and benefits of soil erosion measures and to identify cost-effective mitigation measures. Final report to Defra Sub-Project C of Defra Project SP1601: Soil Functions, Quality and Degradation – Studies in Support of the Implementation of Soil Policy.
45. Rosenqvist L., Hansen K., Vesterdal L., van der Salm C. (2010): Water balance in afforestation chronosequences of common oak and Norway spruce on former arable land in Denmark and southern Sweden, *Agricultural and forest Meteorology*, 150 (2), s. 196-207.
46. Ryszkowski L., Karg J., Glura M. (2009): Influence of agricultural landscape structure on diversity of insect communities [w]: Mander i in. (2009): Multifunctional land use: meeting future demands for landscape goods and services. http://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-540-36763-5_8 [dostęp: 15.09.2020].
47. Schmidt-Walter P., Lamersdorf N. P. (2012): Biomass production with willow and poplar Short Rotation Coppices on sensitive areas—the impact on nitrate leaching and groundwater recharge in a drinking water catchment near Hanover, Germany, *Bio-Energy Research* No 5 (3), s. 546-562.
48. Serra-Wittling C., Molle B. (2017): Evaluation des économies d'eau à la parcelle réalisables par la modernisation des systèmes d'irrigation, IRSTEA. <http://g-eau.fr> [dostęp 16.09.2020].

49. Shore M., Jordan P., Mellander P.E., Kelly-Quinn M., Melland A.R. (2015): An agricultural drainage channel classification system for phosphorus management, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 199, s. 207-215.
50. Soane B. D., Ball B. C., Arvidsson J., Basch G., Moreno F., Roger-Estrade J. (2012): No-till in northern, western and south-western Europe: A review of problems and opportunities for crop production and the environment, *Soil & Tillage Research* 118, s. 66-87.
51. Tonitto C., David M. B., Drinkwater L. E. (2006): Replacing bare fallows with cover crops in fertilizer-intensive cropping systems: A meta-analysis of crop yield and N dynamics, *Agriculture, Ecosystems & Environment* No. 112 (1), s. 58-72.
52. Tosti G., Benincasa P., Farneselli M., Tei F., Guiducci M. (2014): Barley-hairy vetch mixture as cover crop for green manuring and the mitigation of N leaching risk, *European Journal of Agronomy* No 54, s. 34-39.
53. Tsonkova P., Böhm C., Quinkenstein A., Freese D. (2012): Ecological benefits provided by alley cropping systems for production of woody biomass in the temperate region: a review, *Agroforestry Systems*, 85 (1), s. 133-152.
54. Underwood E., Tucker G.M. (2016): Ecological Focus Area choices and their potential impacts on biodiversity, Institute for European Environmental Policy, London, <http://https://ieep.eu/publications/ecological-focus-areas-what-impacts-on-biodiversity> [dostęp: 10.09.2020].
55. Wiltshire J., Martineau H., Webb J., Shamier N., Bell H., Rees B. (2014): Assessment of the Effectiveness, Impact and Cost of Measures to Protect Soils, Defra project SP1313. <http://sciencesearch.defra.gov.uk> [dostęp: 16.09.2020].
56. Varah A., Jones H., Smith J., Potts S. G. (2020): Temperate agroforestry systems provide greater pollination service than monoculture, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 301, 107031.
57. Xu S., Jagadamma S., Rowntree J. (2018): Response of Grazing Land Soil Health to Management Strategies: A Summary Review, *Sustainability*, 10 (12), s. 4769.

ROBERT BOREK

OCENA POTENCJAŁU INSTRUMENTÓW WSPÓLNEJ POLITYKI ROLNEJ W OCHRONIE WÓD I BIORÓŻNORODNOŚCI

Słowa kluczowe: *Wspólna Polityka Rolna, zasoby wodne, oszczędność zużycia wody, jakość wód, sptyw powierzchniowy, bioróżnorodność*

STRESZCZENIE

Efektywność i skuteczność instrumentów Polityki Rolnej w ochronie zasobów zależy w dużej mierze od przeprowadzenia wiarygodnej oceny potencjału ich oddziaływania na środowisko. Przedstawiony w pracy przegląd wskaźników i analiza mechanizmów wdrażania instrumentów WPR w kontekście ochrony wód i bioróżnorodności, wskazuje na znaczący potencjał WPR we wdrażaniu polityki adaptacji i przeciwdziałania zagrożeniom wód i zaniku bioróżnorodności. Do praktyk rolnych posiadających największy wpływ na

ochronę zasobów wodnych należy zaliczyć: zalesianie gruntów ornych, zachowanie naturalnych siedlisk, wprowadzanie uprawy konserwującej, systemów rolno-leśnych, zadrzewionych i zadarnionych elementów krajobrazu oraz optymalizacja obsady zwierząt i wypasu. Znaczącą redukcję wymycia biogenów z pól można również osiągnąć poprzez optymalizację aplikacji nawozów. Istotne oszczędności z tytułu użytkowania wody można uzyskać poprzez zastosowanie kroplowych instalacji nawadniających, sterowanych komputerowo. Szczególnie ważne jest wpieranie wielokierunkowej produkcji w gospodarstwach oraz działań, poprawiających jednocześnie świadczenie kilku usług ekosystemowych.

ROBERT BOREK

EVALUATION OF THE POTENTIAL OF COMMON AGRICULTURAL POLICY INSTRUMENTS FOR WATER AND BIODIVERSITY PROTECTION

Keywords: *Common Agricultural Policy, water resources, water use efficiency, water quality, surface runoff, biodiversity*

SUMMARY

The efficiency and effectiveness of Common Agricultural Policy instruments for resources protection depends primarily on reliable assessment of their potential environmental impact. Overview of the environmental indicators, presented in the paper shows significant potential of the CAP instruments for climate change adaptation policies, sustainable management of water and biodiversity loss prevention measures. The most important positive effects are the following practices: afforestation of arable lands, conservation of natural habitats, conservation tillage, agroforestry systems, landscape elements such as meadows or woodlands, stocking density and grazing management. The significant reduction of nutrients leaching can be achieved by optimized application of fertilizers. Water use efficiency is improved in computer-controlled drip-irrigation systems to a considerable extent. It is of great importance to support multifunctional agriculture and mixed farming, which can increase synergies among ecosystem services, provided by farmers.

e-mail: rborek@iung.pulawy.pl