

Jerzy Mirosław KUPIEC

Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, Katedra Ekologii i Ochrony Środowiska
ul. Piątkowska 94C, 60-649 Poznań
e-mail: jkupiec@up.poznan.pl

Przegląd metod bilansowania makroskładników NPK w produkcji rolnej

Problem zanieczyszczeń obszarowych jest aktualny od kilkadziesiąt lat. Szczególnym zagrożeniem dla środowiska jest rozpraszanie niewykorzystanych w produkcji rolnej składników pokarmowych. Emisja makroskładników do ekosystemów naturalnych może wywoływać niekorzystne zmiany fizyczne, chemiczne oraz biologiczne. Dlatego tak ważne są kontrola i monitoring gospodarstw rolnych w kontekście rozpraszania zanieczyszczeń do środowiska. Jedynym narzędziem kontroli produkcji rolnej jest bilans składników biogennych. W krajach Unii Europejskiej oraz krajach należących do OECD jest on obowiązkowy. Niestety, brak standaryzacji metody, z uwzględnieniem strefy klimatycznej bądź uwarunkowań regionalnych, oraz opracowania poprawnej formuły bilansowej powoduje, że uzyskane wyniki są mało miarodajne i często nieporównywalne. Takie podejście może powodować niewłaściwą weryfikację wyników, spadek opłacalności produkcji oraz niewłaściwą ocenę stanu środowiska.

Słowa kluczowe: bilans składników, zanieczyszczenia obszarowe, monitoring rolniczy

Wprowadzenie

Stosowane obecnie bilanse składników biogennych są oparte na ilościowym wyrażeniu składników pokarmowych, określanym jako saldo uzyskane na podstawie różnicy pomiędzy stroną przychodową a rozchodową. Charakteryzują się one bardzo różnym podejściem metodycznym oraz wyrażone są w różnej skali. Stąd wynikają trudności z porównywaniem wyników lub wykorzystywaniem ich w monitoringu i kontroli. Bilans jest jedynym narzędziem kontroli obiegu składników pokarmowych w rolnictwie stosowanym w monitoringu zanieczyszczeń pochodzących ze źródeł obszarowych. Salda składników pokarmowych mogą być obliczane również w celu oceny stanu zagrożenia środowiska, w szczególności pod kątem wpływu rolnictwa na jakość wód powierzchniowych i podziemnych oraz jakości powietrza. Poprawne obliczenie budżetu makroelementów pozwala na ocenę potencjalnej wielkości strat składników z produkcji rolnej. Bilanse mogą być również wykorzystywane przy waloryzacji przestrzeni wiejskiej na potrzeby inwestycji środowiskowych [1]. W Europie wykorzystuje się ponad 45 różnych bilansów składników, co utrudnia ich porównanie [2]. Podstawowym problemem w bilansowaniu biogenów jest różnorodność metod bilansowych. Brak standaryzacji metody oraz oceny wagi poszczególnych elementów branż pod uwagę zarówno po stronie

przychodu, jak i rozchodu powoduje, że wyniki nie są porównywalne i w pełni miarodajne. Saldo bilansu jest też często podstawą sporządzania planów nawozowych, a więc niewłaściwa diagnoza prowadzić może do zachwiania ekonomicznej opłacalności produkcji i degradacji środowiska naturalnego. Na państwa Unii Europejskiej nałożony został obowiązek kontroli i monitoringu obiegu azotu w gospodarstwach rolnych w zlewniach rzek, w których przekroczone zostały normy jakościowe wód dotyczące zawartości azotanów. Wynika on z wprowadzenia w życie w dniu 12 grudnia 1991 r. tzw. Dyrektywy Azotanowej [3]. Narzędziem kontroli i monitoringu gospodarstw rolnych w zakresie ograniczenia strat azotu z produkcji rolniczej ustanowiono bilans. W Polsce jako obligatoryjny wprowadzony został bilans metodą w skali pola - *MacroBil* (e) na mocy Rozporządzenia Ministra Środowiska z 2002 r. [4]. Obowiązuje on na terenie wyznaczonych w Polsce obszarów szczególnie narażonych na zanieczyszczenia związkami azotu (OSN). Dodatkowo na potrzeby opracowywania planów nawozowych zaleca się sporządzanie bilansu fosforu i potasu według podobnej metodologii. Polska jako kraj członkowski OECD od 1996 roku zobowiązana jest do wykonywania corocznych bilansów azotu, a od 2002 roku również bilansu fosforu [5]. Równoległe od dłuższego czasu trwają prace nad przygotowaniem dyrektywy fosforanowo-potasowej. Problem migracji składników, przede wszystkim azotu, w kierunku wód powierzchniowych zauważono nie tylko na kontynencie europejskim, ale także amerykańskim, a dokładnie w Kanadzie, gdzie wyznaczono tzw. atlantyckie obszary wysokiego ryzyka zanieczyszczenia azotanami [6].

Celem pracy była charakterystyka metod bilansowania składników pokarmowych NPK stosowanych w Europie do kontroli i monitoringu produkcji rolnej w aspekcie ich rozpraszania w środowisku.

1. Rodzaje bilansów stosowanych w Polsce i na świecie

W produkcji rolniczej wyróżnia się zasadniczo kilka typów bilansów. Ze względu na specyfikę gospodarstw, ale także stawiane cele można wymienić bilanse:

- częściowe - dotyczące wybranych działów produkcji (zwierzęcej lub roślinnej),
- w skali pola - stosowane najczęściej w kontekście ochrony jakości wód,
- w skali gospodarstwa - traktujące gospodarstwo jako specyficzny ekosystem,
- systemowe - wykorzystywane na potrzeby szczegółowych rozważań naukowych [7].

Dla ułatwienia analizy tekstu w powiązaniu z tabelami w pracy zastosowano klucz z oznaczeniami poszczególnych typów bilansów wraz z korespondującą z nimi literaturą (tab. 1).

Najczęściej jednak w literaturze spotyka się bilanse mieszane bądź pewne modyfikacje daleko odbiegające od klasycznych bilansów [8]. Utrudnia to znacznie ich porównanie oraz ocenę faktycznego obciążenia użytków rolnych składnikami

biogennymi. Porównania 10 typów bilansów w skali pola i w skali gospodarstwa podjęli się Kupiec i Zbierska [9]. Różnice w wynikach, jakie wykazali pomiędzy poszczególnymi bilansami w skali pola, dochodziły do $50 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$. W przypadku bilansów w skali gospodarstwa różnice były równie duże i osiągały ok. $51 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$. Fotyma i inni [8] wyliczyli 4 bilanse dla Polski - dwa w skali pola (nawozowy i poszerzony) oraz w skali farmy (zwykły OECD, poszerzony) za okres 1996-1998. Różnice pomiędzy wynikami bilansów były dosyć znaczne, szczególnie jeśli chodzi o saldo azotu. W bilansie azotu w skali pola różnica pomiędzy bilansem nawozowym a poszerzonym wyniosła 78,5%. Poszerzony bilans obliczony przez Fotymę i innych [8] wykazał salda wyższe od nawozowego. Bilanse azotu w skali farmy obliczone przez ww. autorów pokazały różnicę na poziomie 37,7%.

Tabela 1. Oznaczenia poszczególnych typów bilansów użyte w tekście oraz odnośniki literaturowe
Table 1. Designation of particular types of balances used in the text and by reference

Oznaczenie bilansu	Źródło	Oznaczenie bilansu	Źródło	Oznaczenie bilansu	Źródło
Bilanse na poziomie pomieszczeń inwentarskich		(l)	[24]	(z)	[36]
(a)	[11]	(m)	[25]	(ab)	[41-43]
(b)	[12]	(n)	[26]	(cd)	[44]
(c)	[13]	(o)	[27-29]	(ef)	[46]
(d)	[45]	(p)	[30, 31]	(gh)	[46]
Bilanse w skali pola		(r)	[34]	(ij)	[48]
(e)	[4]	(s)	[35]	(kl)	[50]
(f)	[14]	(t)	[41-43]	(mn)	[51]
(g)	[15]	(u)	[46]	(op)	[52]
(h)	[15]	(w)	[50]	(rs)	[53]
(i)	[17]	Bilanse w skali gospodarstwa		(tu)	[54]
(j)	[18]	(x)	[35]	(wy)	[55]
(k)	[23]	(y)	[36]	-	

Bilanse wykonuje się na różnych poziomach. W zależności od celu ich sporządzenia oraz potrzeb można wykonywać bilanse na poziomie: a) działki uprawnej, b) powierzchni pól w gospodarstwie, c) pomieszczeń inwentarskich, d) akwenu (rybne stawy hodowlane), e) gospodarstwa, f) zlewni rzek lub jezior, g) jednostki administracyjnej (gminy, powiatu, województwa), h) kraju. Szczególnie trudne do wykonania są bilanse w skali zlewni, ale także dla jednostek geograficznych czy krain historycznych. Wynika to z problemu dopasowania danych statystycznych do regionów, które nie pokrywają się z granicami administracyjnymi. Obliczenie bilansów w takim przypadku jest możliwe tylko po zebraniu aktualnych danych ankietowych, co jest niekiedy niezwykle trudne. Wykorzystanie danych historycznych jest tutaj praktycznie niemożliwe.

Wynik bilansu jest różnicą pomiędzy przychodem składnika a jego rozchodem. Dodatnie saldo oznacza potencjalną ilość składnika, która nie została wykorzystana w produkcji rolniczej i może ulec rozproszeniu w środowisku. Zagrożenie dla ekosystemów naturalnych jest tym większe, im wyższe saldo. Straty składnika to nie tylko wymiar środowiskowy, ale również ekonomiczny. Ujemne saldo z kolei oznacza poprawność środowiskową, ponieważ nie powstają nadwyżki składnika, które mogą ulec rozproszeniu w środowisku. Niemniej jednak takie saldo może wskazywać na niezbilansowaną gospodarkę składnikiem i nadmierną jego eksploatację z gleby. W dłuższej perspektywie czasu może to prowadzić do jednostronnego wyczerpania się danego składnika z gleby i pogorszenia wskaźników produkcyjnych zbieranych roślin uprawnych.

2. Bilanse w produkcji zwierzęcej

Szczegółową charakterystykę bilansów w produkcji zwierzęcej przedstawiono w tabeli 2. Problemy związane ze stratami składników pokarmowych opisywano już w XIX w. [10]. Szerzej rozpisywano się na ten temat w dwudziestoleciu międzywojennym. Niklewski [11] opisywał problemy strat azotu z produkcji zwierzęcej, wynikające przede wszystkim ze złego przechowywania obornika. Proponował wykonywanie uproszczonych bilansów dla oceny wielkości emisji azotu w postaci amoniaku oraz azotu cząsteczkowego pochodzącego z procesu denitryfikacji (a). Bilans na poziomie obory, proponowany przez tego autora, opierał się na założeniu, że stronę przychodową stanowi azot zawarty w paszy i ściółce. Ilość azotu pomniejszono o wykorzystanie tego składnika na produkcję zwierzęcą, które według autora wahało się od 5,8 do 6,2%. Stronę rozchodową stanowił azot w nawozie naturalnym. Straty azotu w zależności od sposobu przechowywania obornika wahały się od 13,2% dla stajni głębokiej do 37,4% dla gnojowni odkrytej.

W Szwecji stosowany jest bilans fosforu i potasu na poziomie obory, tzw. *barn balance* (b). Wykorzystuje się w nim pewne elementy bilansu w skali gospodarstwa oraz w skali pola [12]. Służy głównie do rozpoznania strat składników, jakie mogą zaistnieć w produkcji zwierzęcej. Stronę przychodową stanowią produkty, które zostają wniesione przez drzwi obory oraz straty pasz. Stronę rozchodową stanowią produkty wyniesione z obory oraz straty powstające przy składowaniu nawozów naturalnych. Salda bilansu obliczone dla farm mlecznych według ww. autorów dawały następujące wyniki: w przypadku gospodarstw ekologicznych 70 kg P i 0,5 kg K, w przypadku farm konwencjonalnych 51 kg P i 0,5 kg K na zwierzę rocznie.

Francuscy badacze w celu modelowania obiegu NPK w gospodarstwach nastawionych na hodowlę ryb łososiowatych wykorzystują bilans mieszany [13] (c). *Surface water balance* powstał w celu oceny stopnia wykorzystania składników oraz rozproszenia ich w środowisku wodnym. Dlatego w tym bilansie uwzględnia się elementy nie do końca zależne od hodowcy, takie jak składniki w wodzie oraz denitryfikację, nityfikację i ewaporację.

Tabela 2. Charakterystyka bilansów w produkcji zwierzęcej [11-13, 45]

Table 2. Characteristic of balances in animal production [11-13, 45]

Elementy bilansowe		Bilanse częściowe			
Przychód		(a)	(b)	(c)	(d)
P1	Pasza (własna i zakupiona)	X	X	X	X
P2	Ściółka dla zwierząt	X			
P3	Zwierzęta na chów		X	X	X
P4	Składniki w wodzie dla pojenia lub bytowania zwierząt		X	X	
P5	Ściółka dla zwierząt		X		
Rozchód					
R1	Wykorzystanie składnika w produkcji zwierzęcej	X	X		
R2	Ilość składnika w oborniku	X			
R3	Produkty zwierzęce		X		X
R4	Zwierzęta rzeźne		X	X	X
R5	Sprzedane młode zwierzęta		X		X
R6	Straty podczas przechowywania nawozów naturalnych		X		
R7	Nitryfikacja			X	
R8	Denitryfikacja			X	
R9	Ewaporacja			X	
R10	Straty składników podczas przechowywania i przetwarzania paszy		X		

3. Bilanse w skali pola

Charakterystykę bilansów w skali pola przedstawiono w tabelach 3 i 4. W Niemczech wyróżnia się trzy typy bilansu dla azotu w skali pola, tzw. *net balance* (f), *poszerzony net balance* (g) i *gross balance* (h), stosowane w krajach UE [14, 15]. *Gross balance*, nazywany często *bilansem nawozowym*, pozwala określić nadwyżki składników pochodzących z produkcji rolniczej. Natomiast *net balance* odzwierciedla rzeczywiste obciążenie powierzchni terenu związkami azotu [16]. Niektórzy niemieccy badacze w *net balance* pomijają wiązanie azotu z atmosfery [17] (i). *Gross balance* oraz częściowo zmodyfikowany *net balance* rozpowszechnione są również w Słowenii i w Polsce [18-20]. Słoweńscy badacze w *net balance* po stronie przychodu obliczają azot zawarty w nawozach naturalnych i mineralnych oraz depozycję azotu z atmosfery (j). Po stronie rozchodu autorzy biorą pod uwagę zawartość składnika w wyniesionych plonach. Uwzględniają 30% strat w postaci emisji amoniaku z zastosowanych nawozów naturalnych, czego nie ma w klasycznym *net balance*.

Sacco i inni [21] proponują bardzo uproszczony bilans w skali pola, który można, jak twierdzą autorzy, zastosować do większych regionów Włoch. Jest to kopia *gross balance* uwzględniająca te same elementy po stronie przychodu i rozchodu.

Tabela 3. Charakterystyka przychodu bilansów w skali pola [4, 14, 15, 17, 18, 23-31, 34, 35, 41-43, 46, 50]
 Table 3. Characteristic of input of balance at field scale [4, 14, 15, 17, 18, 23-31, 34, 35, 41-43, 46, 50]

Elementy bilansowe	Bilanse w skali pola																
	(e)	(f)	(g)	(h)	(i)	(j)	(k)	(l)	(m)	(n)	(o)	(p)	(r)	(s)	(t)	(u)	(w)
Przychód																	
P1 Nawozy mineralne	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
P2 Nawozy naturalne	X	X	X	X	X	X	X	X		X*	X	X	X	X	X	X	X
P3 Nawozy organiczne	X						X					X	X				
P4 Nawozy zielone									X								
P5 Materiał siewny i rozmnożeniowy											X	X	X		X		X
P6 Depozycja z atmosfery	X	X	X			X				X	X	X	X	X	X	X	X
P7 Wiązanie N ₂ z atmosfery przez bakterie symbiotyczne	X	X	X		X			X			X	X	X	X	X		X
P8 Wiązanie N ₂ z atmosfery przez bakterie wolno żyjące		X	X		X						X		X	X			X
P9 Ścieki, osady ściekowe, pellets									X		X	X		X		X	
P10 Resztki poźniwne	X								X				X				
P11 Straty plonu													X			X	
P12 Inne												X	X			X	

* skorygowane o straty amoniaku

Saldo bilansu, które badacze obliczyli dla północno-zachodniej części Włoch dla gospodarstw mlecznych, wyniosło: $320 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$, $110 \text{ kg P}\cdot\text{ha}^{-1}$, $320 \text{ kg K}\cdot\text{ha}^{-1}$, dla gospodarstw z trzodą chlewną: $270 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$, $100 \text{ kg P}\cdot\text{ha}^{-1}$, $220 \text{ kg K}\cdot\text{ha}^{-1}$, dla farm z bydłem: $190 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$, $80 \text{ kg P}\cdot\text{ha}^{-1}$, $230 \text{ kg K}\cdot\text{ha}^{-1}$ i dla gospodarstw bez zwierząt: $40 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$, $20 \text{ kg P}\cdot\text{ha}^{-1}$, $70 \text{ kg K}\cdot\text{ha}^{-1}$.

Szponar i inni [22] obliczyli bilans na poziomie kraju dla Polski dwiema metodami. Autorzy wykorzystali *bilans ogólny* oparty na *gross balance* oraz *bilans netto* wzorowany na *net balance*. Saldo azotu obliczone na podstawie danych statystycznych z 1991 r. wykazało niewielkie nadwyżki tego składnika - w *bilansie ogólnym* 14,2 oraz w *bilansie netto* 21,8 $\text{kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$. Był to jednak rok o bardzo niskim zużyciu nawozów mineralnych (ok. $62 \text{ kg NPK}\cdot\text{ha}^{-1}$). Bekunda i Manzi [23] wykorzystują *gross balance* do optymalizacji produkcji roślinnej, nazywając go *partial balance* (k). Jest on jednak bardziej szczegółowy niż klasyczny *gross balance*, ponieważ oprócz podstawowych dla tego bilansu elementów uwzględnia również konsumpcję przez rolnika i jego rodzinę oraz odpady ze stołu rolnika. W Finlandii również stosuje się zmodyfikowany *gross balance* [24] (l). Różni się od klasycznego *gross balance* brakiem po stronie przychodu depozycji. Natomiast w części rozchodowej bilansu uwzględnia się dodatkowo emisję amoniaku z nawozów naturalnych. Saldo azotu obliczone powyższą metodą za okres 1980-2001 wahało się od -63 do $417 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$.

Niektóre bilanse wykorzystywane są do oceny stopnia zrównoważenia gospodarki składnikami w produkcji roślinnej (m). W Holandii wykorzystuje się taki typ bilansu, który obejmuje zawartość składników we wnoszonych i wynoszonych materiałach organicznych pochodzenia roślinnego oraz nawozy mineralne [25]. Jako materię wnoszoną na pole bierze się pod uwagę m.in. element wtórny, czyli pozostającą na polu słomę i inne resztki poźniwne oraz nawozy zielone. Jak wykazują niektórzy autorzy, jest to element, który może zawyżać saldo [9]. Dodatkowo bilans ten uwzględnia jako źródło składników ścieki bądź tzw. pellets (brykiety) z osadów ściekowych, które w wielu krajach, w tym w Polsce, mają niewielkie znaczenie.

Oenema i Roest [26] proponują bilans w skali pola w aspekcie strat azotu i fosforu w kierunku wód powierzchniowych (n). Wyliczone tą metodą bilanse dla Holandii wykazały nadwyżki azotu w 1985 roku na poziomie $347 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$, w 1995 r. 299, a w 1998 roku $248 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$. Nadwyżki fosforu były znacznie mniejsze i wynosiły kolejno na 1 ha UR: w 1985 r.: 49, w 1995 r.: 31, a w 1998 r.: 17. W przychodzie azotu w tym typie bilansu uwzględnia się m.in. nawozy naturalne skorygowane o straty gazowe amoniaku. Dla przykładu w metodyce Maticica [18] (j) również uwzględnia się emisję amoniaku, lecz po stronie rozchodu. Wyniki powinny jednak wskazywać jednakowe wartości.

Organization for Economic Co-operation and Development (OECD) za najważniejsze elementy bilansu azotu w skali pola *soil surface balance* uważa po stronie przychodu nawozy naturalne i mineralne, a po stronie rozchodu plony roślin oraz pasze [27-29] (o). Bilans proponowany przez OECD nie uwzględnia strat w postaci amoniaku, które powstają w pomieszczeniach inwentarskich podczas

składowania nawozów naturalnych, ponieważ ukierunkowany jest na rozpoznanie zagrożeń w kierunku akwenów wodnych.

W wielu krajach należących do OECD wykorzystuje się do obliczania budżetu składników zmodyfikowane bilanse w skali pola (p). W Polsce również wielu badaczy wykorzystuje ten typ bilansu do badań [30, 31]. Przykładowe salda bilansu w skali pola dla poszczególnych krajów OECD przedstawiono w tabeli 5. Bilans wzorowany na wytycznych OECD sporządzony dla Polski przez Kopińskiego [32] oraz Kopińskiego i innych [33] za okres 1999-2003 dał średni wynik $35,5 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ i $-9,3 \text{ kg K} \cdot \text{ha}^{-1}$, a za okres 2002-2004 dał salda dodatnie: dla azotu $45,8 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ i fosforu $2,8 \text{ kg K} \cdot \text{ha}^{-1}$. Autorzy wykorzystują bilans *na powierzchni pola* do oceny efektywności ekonomicznej oraz do oceny stopnia osiągnięcia celów ekologicznych w aspekcie zrównoważonego rozwoju. Mazur i inni [34] z kolei proponują rozbudowaną formułę bilansową w skali pola (r). Tak rozbudowane bilanse są jednak rzadkością w Polsce i na świecie.

Tabela 5. Saldo bilansu azotu *na powierzchni pola* w krajach członkowskich OECD [36]

Table 5. Results of nitrogen *field surface balance* in OECD countries [36]

Kraj	Okres		Kraj	Okres	
	1985-1987	1995-1997		1985-1987	1995-1997
	kg·ha ⁻¹ UR			kg·ha ⁻¹ UR	
Australia	7	7	Meksyk	28	20
Austria	35	27	Niemcy	88	61
Belgia	189	181	Norwegia	72	73
Czechy	99	54	Nowa Zelandia	5	6
Dania	154	118	Polska	48	29
Finlandia	78	64	Portugalia	62	66
Francja	59	53	Stany Zjednoczone	25	31
Grecja	58	38	Szwajcaria	80	61
Hiszpania	40	41	Szwecja	47	34
Holandia	314	262	Turcja	17	12
Irlandia	62	79	Węgry	47	-15
Islandia	7	7	Wielka Brytania	107	86
Japonia	145	136	Włochy	44	31
Kanada	6	13	EU-15	69	58
Korea	173	253	OECD	23	23

4. Bilanse w skali gospodarstwa

Charakterystykę bilansów w skali gospodarstwa przedstawiono w tabelach 6 i 7. Bilanse w skali gospodarstwa uwzględniają źródła dopływu danego składnika do

agroekosystemu rolniczego. Ich wynik informuje o stopniu obciążenia ekosystemu rolniczego i wszystkich jego komponentów (wody, powietrza i gleby) składnikami biogennymi.

Wier i Hasler [35] dla oceny ekonomicznych aspektów produkcji rolniczej w Danii proponują dla azotu dwa zmodyfikowane typy bilansu: *farm gate balance* (x) o bardzo rozbudowanej stronie przychodowej i rozchodowej i *soil-surface* lub inaczej *field balance* (s).

OECD oraz OSPARCOM (Oslo and Paris Commission) proponują do oceny stopnia obciążenia agroekosystemów bilanse w skali gospodarstwa [36]. Bilanse proponowane przez te dwie organizacje przypominają jednak formułę bilansu w skali pola (y i z). Bilans wyliczony tymi dwiema metodami na przykładzie danych dla Szwajcarii dał o 14,3% wyższą wartość w przypadku metodologii proponowanej przez OSPARCOM w porównaniu z saldem bilansu OECD.

Spośród bilansów w skali gospodarstwa w Polsce najczęściej wykorzystuje się na potrzeby monitoringu bilans *u wrót gospodarstwa*. Jest on jednak stosowany dużo rzadziej aniżeli bilans *na powierzchni pola*. Najczęściej ogranicza się on do elementów, które są wnoszone bądź opuszczają gospodarstwo przez jego wrota (zakup-sprzedaż) [37-39]. Taki typ bilansu nazywa się *bilansem klasycznym* [8]. Klasyczny bilans *u wrót gospodarstwa* (*farm gate balance*) wykorzystują m.in. autorzy z Holandii [40]. Duńscy autorzy proponują trzy rodzaje bilansu dla azotu: *farm gate balance* (ab), *field balance* (t) i tzw. *herd balance* (d) - bilans dla produkcji zwierzęcej. Pierwsze dwa bilanse wzorowane są na bilansach OECD i OSPARCOM, zawierają jednak pewne modyfikacje [41, 42]. W *farm gate balance* autorzy proponują wziąć pod uwagę zakupione produkty wnoszące makroelementy do gospodarstwa oraz wiązanie biologiczne azotu z atmosfery i depozycję. Stronę rozchodową stanowią sprzedane produkty zwierzęce, żywiec oraz rośliny towarowe. Saldo azotu wyliczone tym sposobem dla Danii wyniosło $172 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ [43]. Poszerzony bilans w skali farmy, nazywany również *bilansem całościowym* (cd), wykorzystano jako narzędzie (FarmNTool) do obliczania sald azotu, które pomagają rolnikom przestrzegać norm środowiskowych. W FarmNTool stronę rozchodową poszerzono o sprzedaną nadwyżkę pasz, nawozów naturalnych i słomę [44]. *Field balance* (t) proponowany przez duńskich uczonych jest zmodyfikowanym *net balance* (f). Nie uwzględnia jedynie azotu związanego przez mikroorganizmy glebowe, ale uwzględnia materiał siewny i rozmnożeniowy. Trzeci typ bilansu - *herd balance* - obejmuje elementy dotyczące żywienia i sprzedaży zwierząt [45].

Brouwer [46] proponuje modyfikację metodyki opartej na *farm gate balance* (ef) i *surface balance* (u) na potrzeby oceny działań rolno-środowiskowych. Spośród wielu elementów po stronie przychodu wybrano te, które mają według autorki duży wpływ na wynik końcowy bilansu - pasze, nawozy mineralne i naturalne oraz depozycję. Kombinowany bilans (gh) wykazał saldo azotu za rok 1994/95 dla gospodarstw holenderskich na poziomie $185 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ w farmach z produkcją roślinną i aż $407 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ w farmach nastawionych na chów bydła mlecznego. Szwedzi wykorzystują połączenie dwóch typów bilansu - *farm gate balance* oraz tzw. *whole balance*, który jest bilansem systemowym [47] (rys. 1).

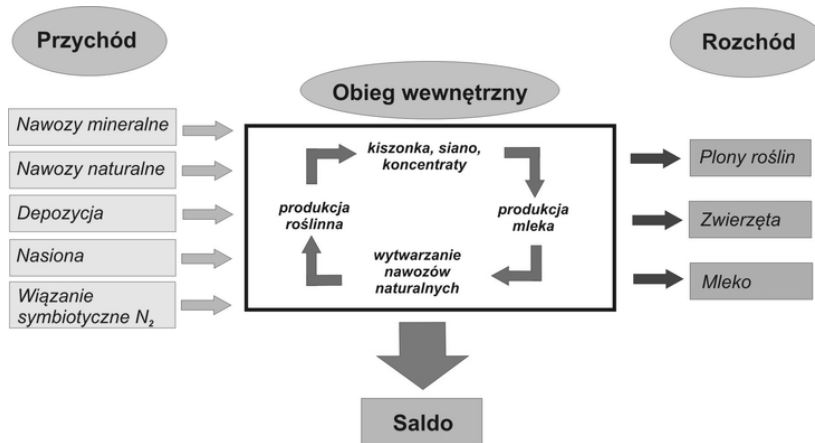
Tabela 6. Charakterystyka przychodu bilansów w skali gospodarstwa [35, 36, 41-44, 46, 48, 50-55]
 Table 6. Characteristic of input of balances at farm scale [35, 36, 41-44, 46, 48, 50-55]

Elementy bilansowe		Bilans w skali gospodarstwa													
Przychód		(x)	(y)	(z)	(ab)	(cd)	(ef)	(gh)	(ij)	(kl)	(mn)	(op)	(rs)	(tu)	(wy)
P1	Nawozy mineralne	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
P2	Nawozy naturalne (produkcja własna i zakup)	X	X*												
P3	Zakupione nawozy naturalne				X	X	X							X	X
P4	Zakupione produkty zwierzęce							X							
P5	Zakupione nawozy organiczne						X	X							X
P6	Zakupione pasze i dodatki paszowe (ogółem pasze przemysłowe, treściwe i objętościowe)	X				X		X		X	X	X			X
P7	Zakupione pasze treściwe												X		
P8	Zakupione koncentraty				X		X		X					X	
P9	Zakupione pasze objętościowe				X		X		X				X	X	
P10	Zakupiony materiał siewny i rozmnożeniowy		X		X	X				X	X	X			X
P11	Depozycja z atmosfery	X	X	X	X	X	X			X	X	X	X		
P12	Wiązanie N ₂ z atmosfery przez bakterie symbiotyczne	X	X	X	X	X				X	X	X	X		
P13	Wiązanie N ₂ z atmosfery przez mikroorganizmy wolno żyjące	X	X	X	X	X						X	X		
P14	Zakupione zwierzęta na chów				X	X	X			X				X	X
P15	Zakupione lub własne ścieki lub osady ściekowe	X	X	X											
P16	Zakupione odpady przemysłu spożywczego													X	
P17	Odpadki roślinne													X	
P18	Słoma						X								
P19	Inne	X			X	X									

* skorygowane o straty amoniaku

Tabela 7. Charakterystyka rozchodu bilansów w skali gospodarstwa [35, 36, 41-44, 46, 48, 50-55]
 Table 7. Characteristic of output of balances at farm scale [35, 36, 41-44, 46, 48, 50-55]

Elementy bilansowe		Bilanse w skali gospodarstwa													
		(x)	(y)	(z)	(ab)	(cd)	(ef)	(gh)	(ij)	(kl)	(mn)	(op)	(rs)	(tu)	(wy)
	Rozchód														
R1	Zebrane i sprzedane produkty roślinne (plony główne i plony uboczne)	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
R2	Sprzedana nadwyżka pasz		X			X									
R3	Sprzedane zwierzęta	X			X	X		X				X	X	X	X
R4	Sprzedane produkty zwierzęce	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
R5	Sprzedana nadwyżka nawozów naturalnych					X								X	X
R6	Martwe zwierzęta														X
R7	Emisja amoniaku z nawozów naturalnych	X													
R8	Emisja amoniaku z nawozów mineralnych	X													
R9	Denitryfikacja	X													
R10	Wymywanie składnika z gleby	X													
R11	Erozja										X				
R12	Sprzedane nawozy organiczne											X			
R13	Inne											X	X	X	

Rys. 1. Elementy *whole balance* dla gospodarstw mlecznych [47]Fig. 1. Elements of *whole balance* for dairy farms [47]

Uproszczone bilanse w skali farmy wykorzystują holenderscy autorzy Kuipers i Manderloot [48] dla oceny ekonomicznych i środowiskowych skutków obciążenia użytków rolnych składnikami biogennymi ze strony produkcji zwierzęcej w aspekcie umów międzynarodowych. Autorzy proponują taką metodykę bilansową dla gospodarstw nastawionych na produkcję mleka (ij). Na podstawie uproszczonych bilansów dla 141 gospodarstw otrzymali następujące średnie wyniki: 323 kg N·ha⁻¹, 49 kg P₂O₅·ha⁻¹ i 77 kg K·ha⁻¹. Holendrzy od końca lat 90. posługują się również tzw. *MINAS balance* (Mineral Accounting System), który został szeroko rozpowszechniony jako narzędzie ograniczenia emisji azotu i fosforu z rolnictwa dla ochrony środowiska naturalnego [49] (tab. 8).

Litewscy badacze wykorzystują bilanse w skali gospodarstwa i w skali pola do oceny zagrożenia jakości wód płynących oraz monitoringu zanieczyszczeń ze źródeł rolniczych w celu oceny stopnia zagrożenia wód Bałtyku [50]. W stosowanym na Litwie tzw. *farm balance* (kl) różni się dwoma elementami od metodyki wykorzystywanej przez Smoronia [51] (mn). Nie uwzględnia erozji jako strat, ale uwzględnia zakupione zwierzęta. Wyniki bilansu obliczonego tą metodą w skali zlewni rzeki Graisupis dla 1998 roku przedstawiają się następująco: 75 kg N·ha⁻¹, 3 kg P·ha⁻¹, 56 kg K·ha⁻¹.

Drugi typ bilansu, *soil nutrient balance*, stosowany przez Litwinów opiera się na założeniu, że stronę przychodową stanowią następujące części składowe: nawozy mineralne i naturalne, nasiona, depozycja, wiązanie biologiczne azotu (w). Jako rozchód policzono składniki zbierane z pola z plonami roślin, tracone w postaci emisji amoniaku z rozkładających się części roślin, wymycia z gleby i denitryfikacji. Bilans w skali pola dla gospodarstw zlewni rzeki Graisupis na Litwie w 1998 roku wykazał salda dodatnie: 207 kg N·ha⁻¹, 24,2 kg P·ha⁻¹ i 90 kg K·ha⁻¹. Smoroń [51] zaproponował w Polsce bilans dla fosforu zbliżony do metodyki *farm balance*, pomijając po stronie przychodu zakupione zwierzęta, a dodając taki element jak erozja eoliczna (mn).

Tabela 8. Porównanie bilansu typu MINAS z bilansami w skali pola i farmy stosowanymi w Holandii [49]

Table 8. Comparison of MINAS balance with balances at field and farm scale used in the Netherlands [49]

Przychód		Bilans na powierzchni gleby	Bilans całkowity w gospodarstwie	Bilans MINAS
1	Zakupione nawozy naturalne i organiczne	X	X	X
2	Nawozy naturalne i organiczne z własnej produkcji	X		
3	Zakupione pasze		X	X
4	Zakupione zwierzęta na chów		X	X
5	Zakupiony materiał siewny i rozmnożeniowy	X	X	X
6	Własny materiał siewny	X		
7	Zakupione nawozy mineralne	X	X	X
8	Wiązanie biologiczne N ₂ z atmosfery	X	X	X
9	Depozycja z atmosfery	X	X	
10	Mineralizacja	X	X	X
11	Sedymentacja	X	X	
Rozchód				
1	Sprzedana nadwyżka nawozów naturalnych	X	X	X
2	Sprzedane zwierzęta i produkty zwierzęce		X	X
3	Sprzedane produkty roślinne	X	X	X
4	Zużycie produktów roślinnych w gospodarstwie	X		
5	Straty gazowe z nawozów naturalnych	X		X
6	Straty gazowe z nawozów mineralnych	X		
7	Unieruchamianie składnika w glebie	X	X	
8	Erozja	X	X	

Podobny bilans dla regionu, zlewni bądź kraju proponuje Sapek [52], poszerzając stronę przychodową o wiązanie azotu przez bakterie wolno żyjące oraz osady ściekowe (op). Tak obliczony nadmiar azotu w skali kraju w latach 1993/94 wyniósł 74 kg N·ha⁻¹, fosforu 10 kg P₂O₅·ha⁻¹ oraz potasu 10,4 kg K₂O·ha⁻¹. Pietrzak [53] z kolei, wykonując bilans dla azotu w gospodarstwie, pomija zakupione nasiona po stronie wnoszenia, ale uwzględnia składniki w zakupionych nawozach naturalnych lub paszach objętościowych (rs). Przy odpływie składników bierze pod uwagę także upadki zwierząt i zniszczenie plonu.

Bilans azotu dla farm mlecznych obliczony dla flamandzkiej części Belgii wyniósł 236 kg N·ha⁻¹ (tu). Proponowana przez Muliera i innych [54] metodyka na poziomie gospodarstwa obejmuje dwa nowe elementy po stronie przychodu, rzadko spotykane w bilansach - odpady przemysłu spożywczego i odpadki roślinne. Autorzy wykorzystują ten typ bilansu w modelowaniu i kontroli obiegu składników w produkcji rolnej. Kupiec [55] z kolei, dla obciążenia agroekosystemów makro-

składnikami, proponuje *klasyczny bilans u wrót gospodarstwa* (wy), uwzględniający tylko i wyłącznie elementy zależne od rolnika (zakup-sprzedaż).

5. Poziomy referencyjne sald

Saldo bilansu składników tylko teoretycznie powinno być zrównoważone. W praktyce jest to niemożliwe, ponieważ rolnictwo nie realizowałoby wówczas podstawowych celów produkcyjnych i ekonomicznych [56]. W niektórych krajach dla azotu ustalono tzw. poziomy referencyjne, powyżej których istnieje ryzyko wymycia tego pierwiastka z gleby do wód podziemnych lub powierzchniowych. Część autorów twierdzi, że średni poziom referencyjny wynosi ok. $50 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$, przy wahaniami w zależności od gleby od 30 do $70 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ [57]. W Nowej Zelandii poziom referencyjny waha się od $30 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ dla gleb piaszczystych do $300 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ w przypadku gleb gliniastych [58]. Dla weryfikacji salda opracowano tam trójstopniową skalę oceny stopnia zagrożenia odpływu azotu do wód. Saldo poniżej $90 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ stanowi małe zagrożenie, ok. $115 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ - średnie i powyżej $140 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ - wysokie ryzyko, jeśli chodzi o wymycie azotu. Dla fosforu również opracowano trójstopniową skalę zagrożenia jakości wód: saldo poniżej $20 \text{ kg P}\cdot\text{ha}^{-1}$ stanowi bezpieczny poziom, $20\div 30 \text{ kg P}\cdot\text{ha}^{-1}$ - średnie zagrożenie, a powyżej $30 \text{ kg P}\cdot\text{ha}^{-1}$ istnieje duże ryzyko akumulacji fosforu w glebie i jego wymycia w kierunku wód powierzchniowych. W Polsce bezpiecznym poziomem jest saldo bilansu azotu w granicach $20\div 30 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ [59]. Niektórzy autorzy twierdzą jednak, że saldo bilansu dla azotu w warunkach polskich powinno wahać się średnio od $38,6$ do $47,2 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$, z kolei dla fosforu od $-1,0$ do $4,0 \text{ kg P}\cdot\text{ha}^{-1}$ i potasu od $8,7$ do $13,7 \text{ kg K}\cdot\text{ha}^{-1}$ [60].

Podsumowanie

Odpowiednie podejście metodyczne oraz odpowiedni dobór bilansu z pominięciem elementów niemających istotnego wpływu na wynik końcowy, a przysparzających dodatkowych problemów przy ich obliczaniu bądź szacowaniu, pozwoli na znacznie sprawniejsze działanie służb doradczych. Może ułatwić również samokontrolę gospodarowania środkami produkcji i zagrożenia wynikającego z działalności rolniczej przez samego rolnika. Jak twierdzą niektórzy autorzy, uproszczone bilanse mogą być wygodnym narzędziem dla rolnika i doradcy, służącym do oceny efektywności nawożenia pozwalającym na ograniczenie ryzyka strat składników i emisji do środowiska [61]. Zasadnicze znaczenie przy obliczaniu bilansu ma prawidłowe wyznaczenie wszystkich jego elementów zarówno po stronie dopływu, jak i odpływu. Utrudnieniem w porównaniu wyników jest wykorzystywanie przez różnych badaczy bilansów mieszanych. Bilans powinien być skonstruowany w taki sposób, aby każdy rolnik mógł wykonać go samodzielnie, a każdy doradca miał możliwość szybkiej i łatwej jego weryfikacji i interpretacji. Podstawą bilansu powinny być te elementy, które rolnik może w znacznym stopniu kontrolować.

Konieczne jest również określenie, które z elementów mają zasadniczy wpływ na wynik końcowy bilansu, a które można pominąć, np. ze względu na bilansowanie się strony przychodowej i rozchodowej.

W bilansach w skali pola w gospodarstwach konwencjonalnych niektóre elementy, jak osady ściekowe, nawozy organiczne, popiół, trociny, kora, zużyte podłoża ogrodnicze oraz odpady przemysłu spożywczego, nie mają praktycznego znaczenia w warunkach polskich, ponieważ są stosowane niezmiernie rzadko. Powinny być jednak ujmowane w gospodarstwach prowadzących produkcję ekologiczną. Materiał siewny i rozmnożeniowy, symbiotyczne wiązanie azotu czy depozycja fosforu czy potasu stanowią niewielki udział w przychodzie. Problematyczne są też elementy, na które rolnik nie ma wpływu (denitryfikacja, wiązanie azotu przez bakterie wolno żyjące), a także te, które zależą od wielu czynników (np. emisja amoniaku w całym cyklu produkcji zwierzęcej, depozyt azotu z atmosfery). Konstruując bilans oparty m.in. na tych elementach, należy jednak pamiętać, by uwzględniać tego typu procesy zarówno w przychodzie, jak i rozchodzie, w przeciwnym wypadku uzyskamy saldo zawyżone lub zaniżone. Korzystając z własnych wcześniejszych doświadczeń oraz analizując stosowane w Polsce i na świecie metody bilansowe, wydaje się, że na potrzeby monitoringu optymalnym bilansem w skali pola może być bilans oparty na formule:

$$B_{\text{w skali pola}} = \sum S_{\text{NM}} + \sum S_{\text{NN}} + \sum S_{\text{NO}} - \sum S_{\text{PG}} - \sum S_{\text{PU}}$$

S - składnik, NM - nawozy mineralne, NN - nawozy naturalne, NO - nawozy organiczne, PG - plon główny, w tym plony z użytków zielonych, PU - plon uboczny i międzyplony na paszę.

W bilansach w skali gospodarstwa na potrzeby monitoringu należałoby skupić się na elementach, które rolnik może kontrolować i na które ma wpływ, czyli na elementach zakupionych (i/lub otrzymanych z zewnątrz) oraz sprzedanych (i/lub oddanych poza gospodarstwo). Dla uproszenia w bilansach w skali gospodarstwa można pominąć elementy niewpływające znacząco na saldo, takie jak zakupiony materiał siewny i rozmnożeniowy, zwierzęta na chów oraz sprzedane pasze i upadki zwierząt. Na wynik bilansu nie mają też wpływu niektóre elementy sprzedaży, takie jak pasze czy nawozy naturalne, ze względu na brak nadwyżek tych produktów w zdecydowanej większości gospodarstw. Z martwymi zwierzętami opuszcza gospodarstwo bardzo niewielka ilość składników. Pomięcie tych elementów nie będzie generować błędów w obliczaniu bilansu. W związku z tym formuła bilansu składników u wrót gospodarstwa powinna wyglądać następująco:

$$B_{\text{u wrót gospodarstwa}} = \sum S_{\text{PP}} + \sum S_{\text{NM}} - \sum S_{\text{PR}} - \sum S_{\text{PZ}} - \sum S_{\text{Z}}$$

PP - zakupione pasze przemysłowe i treściwe, NM - zakupione nawozy mineralne, PR - sprzedane produkty roślinne, PZ - sprzedane produkty zwierzęce, Z - żywiec.

Dla opracowań grupowych i syntetycznych w zupełności wystarczą powyższe formuły. W przypadku opracowań indywidualnych formuła bilansowa powinna być dostosowana do specyfiki gospodarstwa.

Literatura

- [1] Łabętowicz J., Radecki A., Wasilewski Z., Waloryzacja obszarów wiejskich na potrzeby inwestycji środowiskowych. Woda - Środowisko - Obszary Wiejskie, Rozprawy Naukowe i Monografie, Wyd. IMUZ, Falenty 2003, 10, 73.
- [2] Gourley C.J.P., Powell J.M., Dougherty W.J., Weaver D.M., Nutrient budgeting as an approach to improving nutrient management on Australia dairy farms, Australian Journal of Experimental Agriculture 2007, 47, 1064-1074.
- [3] Dyrektywa Rady (91/676/EWG) z dn. 12 grudnia 1991 roku dotycząca ochrony wód przed zanieczyszczeniami powodowanymi przez azotany pochodzenia rolniczego, Official Journal L 375, 31/12/1991 P, <http://www.mos.gov.pl> (16.09.2004).
- [4] Rozporządzenie Ministra Środowiska z dn. 23 grudnia 2002 r. w sprawie szczegółowych wymagań, jakim powinny odpowiadać programy działań mających na celu ograniczenie odpływu azotu ze źródeł rolniczych, DzU Nr 4, poz. 44 z dnia 15 stycznia 2003 r.
- [5] Kopiński J., Regionalne zróżnicowanie bilansu azotu, fosforu i potasu w rolnictwie polskim w latach 1999-2003, [w:] Nawozy i nawożenie, red. W. Lipiński, M. Fotyma, IUNG, Puławy 2005, 2(23), 84-93.
- [6] Policy Instruments for Environmental Protection in Agriculture, Analytical Review of the Literature (1997), Eastern Canada Soil and Water Conservation Centre, Grand Falls, NB, <http://www.cuslm.ca>
- [7] Oenema O., Nitrogen cycling and losses in agricultural systems, [in:] Nitrogen Cycle and Balance in Polish Agriculture, ed. A. Sapek, IMUZ, Falenty 1999, 25-43.
- [8] Fotyma M., Igras J., Kopiński J., Głowacki M., Bilans azotu, fosforu i potasu w rolnictwie polskim, Pamiętnik Puławski 2000, 120, 91-100.
- [9] Kupiec J., Zbierska J., Comparison of results obtained on the basis of selected types of nitrogen balance in the scale of a field and a farm, Polish Journal of Environmental Studies 2012, 21, 5.
- [10] Ziemianin. Pismo poświęcone rolnictwu i przemysłowi, red. W. Świnarski, Tom I, Nakładem Redakcji, Poznań 1850, 376.
- [11] Niklewski B., Nawozy wytwarzane w gospodarstwie (obornik, kompost, nawozy zielone), Wyd. Książnicy dla rolników Centr. Towarzystwa Organizacyj i Kółek Rolniczych w Warszawie, 1936, 105.
- [12] Gustafson G.M., Salomon E., Jonsson S., Steineck S., Fluxes of K, P and Zn in conventional and an organic dairy farming through feed, animals, manure and urine - a case study at Öjebyn, Sweden, European Journal of Agronomy 2003, 20, 89-99.
- [13] Papatryphon E., Petit J., Van Der Werf H.M.G., Sadasivam K.J., Claver K., Nutrient balance modeling as a tool for environmental management in aquaculture: the case of trout farming in France, Environmental Management 2005, 35, 2, 161-174.
- [14] Hansen B., Kristensen E.S., Grant R., Høgh-Jensen H., Simmelsgaard S.E., Olesen J.E., Nitrogen leaching from conventional versus organic farming systems - a systems modelling approach, European Journal of Agronomy 2000, 13, 65-82.
- [15] Schleef K.H., Kleinhanss W., Mineral balances in agriculture in the EU, Part I: The regional level, Braunschweig-Volkenrode, Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Arbeitsbericht 1994, 1, 84.
- [16] Zbierska J., Murat-Błażejewska S., Szoszkiewicz K., Ławniczak A., Bilans biogenów w agrosystemach Wielkopolski w aspekcie ochrony jakości wód na przykładzie zlewni Samicy Sęszewskiej, Wyd. AR, Poznań 2002.
- [17] Richter J., Roelcke M., The N-cycle as determined by intensive agriculture - examples from central Europe and China, Nutrient Cycling in Agroecosystems 2000, 57, 33-46.
- [18] Maticic B., The impact of agriculture on ground water quality in Slovenia: standards and strategy, Agricultural Water Management 1999, 40, 235-247.

- [19] Szponar L., Traczyk I., Pawlik-Dobrowolski J., Bilans azotu, fosforu i potasu w rolnictwie polskim, *IŻŻ*, Warszawa 1996, 80, 5-59.
- [20] Kaczyńska E., Benedycka Z., Benedycki S., Bilans fosforu i potasu na gruntach ornych i użytkach zielonych w gospodarstwach mlecznych, *Łąk. w Pol.*, PTL, Poznań 2004, 7, 129-140.
- [21] Sacco D., Bassanino M., Grignani C., Developing a regional agronomic information for estimating nutrient balances at a larger scale, *Europ. J. Agronomy* 2003, 20, 199-210.
- [22] Szponar L., Pawlik-Dobrowolski J., Domagała R., Twardy S., Traczyk I., Bilans azotu, fosforu i potasu w rolnictwie polskim. Aneks - Nadmiar azotu w rolnictwie zagrożeniem zdrowia człowieka, *IŻŻ*, Warszawa 1996, 80, 10-27.
- [23] Bekunda M., Manzi G., Use of the partial nutrient budget as an indicator of nutrient depletion in the highlands of southwestern Uganda, *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, Kluwer Academic Publishers, The Netherlands 2003, 67, 187-195.
- [24] Salo T., Turtola E., Nitrogen balance as an indicator of nitrogen leaching in Finland, *Agriculture, Ecosystems and Environment* 2006, 113, 98-107.
- [25] Vos J., Input and offtake of nitrogen, phosphorus and potassium in cropping systems with potato as a main crop and sugar beet and spring wheat as subsidiary crops, *European Journal of Agronomy* 1996, 5, 105-114.
- [26] Oenema O., Roest C.W.J., Nitrogen and phosphorus losses from agriculture into surface waters. The effects of policies and measures in the Netherlands, *Wat. Sci. Tech.* 1998, 37, 2, 19-30.
- [27] Parris K., Agricultural nutrient balances as agri-environmental indicators: an OECD perspective, *Environmental Pollution* 1998, 102, S1, 219-225.
- [28] OECD national soil surface nitrogen balance. Explanatory notes (2001), OECD Secretariat, www.oecd.org (16.10.2003).
- [29] Rae A.N., Strutt A., Agricultural trade reform and environmental pollution from livestock in OECD countries, The 6th Annual Conference on Global Economic Analysis, The Hague, 12-14 June 2003.
- [30] Stalenga J., Jończyk K., Kuś J., Bilans składników pokarmowych w ekologicznym i konwencjonalnym systemie produkcji roślinnej, *Annales Universitatis Mariae Curie-Skłodowska*, Lublin 2004, 59, 1, Sec. E: 383-389.
- [31] Zbierska J., Kupiec J., Nadmiar azotu w produkcji rolnej w gospodarstwach indywidualnych na obszarze zlewni rzeki Samicy Stęszewskiej, *Roczn. AR, Poznań, Mel. i Inż. Środ.* 2004, 25, 573-580.
- [32] Kopiński J., Bilans azotu (N) brutto w rolnictwie Polski na tle krajów należących do OECD, *Nawozy i Nawożenie* 2006, 1, 112-122.
- [33] Kopiński J., Tujaka A., Igras J., Nitrogen and phosphorus budget in Poland as a tool for sustainable management, *Acta Agriculturae Slovenica* 2006, 87, 173-181.
- [34] Mazur T., Mineev M.V., Debreczeni B., *Nawożenie w rolnictwie biologicznym*, Wyd. ART, Olsztyn 1993.
- [35] Wier M., Hasler B., Accounting for nitrogen in Denmark - a structural decomposition analysis, *Ecological Economics* 1999, 30, 317-331.
- [36] Environmental indicators for agriculture, *Methods and results*, OECD Publications Service 2001, 3, 409.
- [37] Marcinkowski T., Emisja amoniaku z gospodarskich składowisk obornika w świetle pomiarów ilościowych, *Zeszyty Naukowe AR w Szczecinie* 2000, 84, 269-274.
- [38] Zbierska J., Kupiec J., Bilans fosforu w gospodarstwach rolnych na obszarze zlewni rzeki Samicy Stęszewskiej, *Roczn. AR, Poznań, Mel. i Inż. Środ.* 2005, 365, 545-552.
- [39] Kupiec J., Ocena obciążenia agro-ekosystemów na podstawie bilansu składników biogennych „u wrót” w wybranych gospodarstwach Wielkopolski, *Fragmenta Agronomica*, IUNG, Puławy 2007, 3, 275-282.

- [40] Van Beek C.L., Brouwerzand L., Oenema O., The use of farmgate balances and soil surface balances as estimator for nitrogen leaching to surface water, *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 2003, 67, 233-244.
- [41] Sveinsson T., Halberg N., Kristensen I.S., Problems associated with nutrient accounting and budgets in mixed farming systems, *Mixed Farming Systems in Europe - Workshop Dronen/Wageningen*, 25-28 May 1998.
- [42] Kristensen I.S., Nielsen A.H., Kristensen T., Hvid S.K., Kristensen K., Usikkerhed ved beregning af nøgletal for miljøpåvirkninger. Kap 5. i MST-rapport: Miljøvurdering af landbrugsprodukter, *Miljørapport 2004*, <http://www.mst.dk> (15.03.2007).
- [43] Bos J., Pflimlin A., Aarts F., Vertes V., Nutrient management at farm scale. How to attain policy objectives in regions with intensive dairy farming? First workshop of the EGF Working Group 'Dairy Farming Systems and Environment' Quimper, France, 23-25 June 2005.
- [44] Kristensen S., Estimation of N-surplus and losses in Denmark using 'Farm-N. Farm-N is a web-based, whole-farm advisory tool for estimating nitrogen flow under Danish conditions, *Plantekongres 2006*, 461-462.
- [45] Kristensen I.S., Principles and methods for collecting and evaluation nutrient balances, *Lithuanian Dairy Farms Demonstration Project*, Danish Institute of Agricultural Science 2002, <http://www.agrsci.dk>, 29-40.
- [46] Brouwer F., Nitrogen balances at farm level as a tool to monitor of effects of agri-environmental policy, *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 1998, 52, 303-308.
- [47] Swensson Ch., Analyses of mineral elements balances between 1997 and 1999 from dairy farms in south of Sweden, *European Journal of Agronomy* 2003, 20, 63-69.
- [48] Kuipers A., Mandersloot F., Reducing nutrient losses on dairy farms in the Netherlands, *Livestock Production Science* 1999, 61, 139-144.
- [49] Schröder J.J., Aarts H.F.M., ten Berge H.F.M., van Keulen H., Neeteson J.J., An evaluation of whole-farm nitrogen balances and related indices for efficient nitrogen use, *European Journal of Agronomy* 2003, 20, 33-44.
- [50] Bučienė A., Švedas A., Antanaitis Š., Balances of the major nutrient N, P and K at the farm and field level and some possibilities to improve comparisons between actual and estimated crop yields, *European Journal of Agronomy* 2003, 20, 53-62.
- [51] Smoroň S., Obieg fosforu w rolnictwie i zagrożenie jakości wody, *Zesz. Eduk.* 1996, 1, 86-104.
- [52] Sapek B., Bilans azotu w gospodarstwie rolnym, *Mat. Konf. Międzyn. „Nadmiar azotu w rolnictwie czynnikiem zagrożenia zdrowia człowieka”*, IMUZ, Falenty 1996, 78-87.
- [53] Pietrzak S., Metoda uproszczonego bilansowania azotu w gospodarstwie rolnym, *IMUZ, Falenty* 1994, 22.
- [54] Mulier A., Hofman G., Baecke E., Carlier L., De Brabander D., De Groote G., De Wilde R., Fiems L., Janssens G., Van Cleemput O., Van Herck A., Van Huylbroeck G., Verbruggen I., A methodology for the calculation of farm level nitrogen and phosphorus balances in Flemish agriculture, *European Journal of Agronomy* 2003, 20, 45-51.
- [55] Kupiec J., Ocena bilansu składników biogenych (NPK) jako podstawy monitoringu produkcji rolnej w aspekcie ochrony środowiska, *Praca doktorska, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu*, 2008.
- [56] Fotyma M., Jadczyzyn T., Pietruch C., System wspierania decyzji w zakresie zrównoważonej gospodarki składnikami mineralnymi MACROBIL, *Pamiętnik Puławski*, 2001, 124, 81-89.
- [57] Eckert H., Breitchuh G., Sauerbeck D., Criteria for an environmentally compatible agriculture (KUL) - approach to assessing ecological state for farm enterprises, *Agribiological Research* 1999, 52, 1, 57-76.
- [58] Cameron M., Trenouth C., Recourse management act practice and performers - are desired environmental outcomes being achieved at last cost? A case study of dairy influent management, *Ministry for the Environment, Wellington, New Zealand* 1999, <http://www.mfe.govt.nz> (23.06.2004).

- [59] Kodeks Dobrej Praktyki Rolniczej, red. I. Duer, M. Fotyma, A. Madej, Ministerstwo Rolnictwa i Rozwoju Wsi, Ministerstwo Środowiska, Warszawa 2004.
- [60] Toczyński T., Wrzaszcz W., Zegar J.S., Zrównoważenie polskiego rolnictwa, Powszechny Spis Rolny 2010, Warszawa 2013, 219.
- [61] Burczyk P., Gospodarowanie składnikami nawozowymi w gospodarstwach rolnych w otoczeniu Jeziora Miedwie, Mat. Konf., IMUZ, Falenty 2003.

Review of NPK Nutrient Balance Methods in Terms of Monitoring Pollution from Agricultural Sources

The aim of the study was to characterize national and foreign nutrient balancing methods used for controlling and monitoring of agricultural production in the context of their dispersion into the environment. The problem of non-pointed pollution is present from several decades. Particular threat to the environment is emission of unused nutrients from agricultural production. Overenrichment of natural ecosystems by macronutrients may cause adverse effects to physical, chemical and biological properties. Therefore, it is important to control and monitor farms in the context of emissions to the environment. The only tool of controlling of farms is the nutrient balance. In the European Union and OECD countries it is obligatory. Unfortunately, the lack of standardization in methods and development of the correct formula for the balance sheet causes that the results are not very reliable and often incomparable. This approach can lead to improper verification of the results, the decline in profitability and inadequate assessment of the state of the environment. In Europe there are used about 45 different types of balances. They are used in the monitoring of surface and groundwater, air, forecasting changes in the environment, the impact of agriculture on natural ecosystems, to assess the economic aspects and for agri-environmental actions. Basically due to the nature of the farms, but also posed goals, balance sheets are divided into: partial - about selected areas of production, field scale - most commonly used in the protection of water quality, farms scale - dealing with farm as a specific ecosystem, system - used for detailed scientific considerations. Mostly, however, the literature meets mixed balance sheets or some modifications which are far deviating from the classical balance sheets. The balances are made also on different levels. Depending on the purpose of their preparation and needs the balance can be performed at the level of arable plots, fields area in farm, animal housing, reservoir (fish breeding ponds), farm, catchment rivers or lakes, administrative unit or country.

Keywords: nutrient balance, non-pointed pollution, agricultural monitoring