

Jarosław Stalenga, Krzysztof Jończyk

*Institut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa – Państwowy Instytut Badawczy
w Puławach*

PROBLEMY GOSPODARKI NAWOZOWEJ W EKOLOGICZNYCH
GOSPODARSTWACH BEZINWENTARZOWYCH*

Słowa kluczowe: rolnictwo ekologiczne, gospodarka składnikami nawozowymi, bilans azotu, fosforu i potasu, ekologiczne gospodarstwa bezinwentarzowe

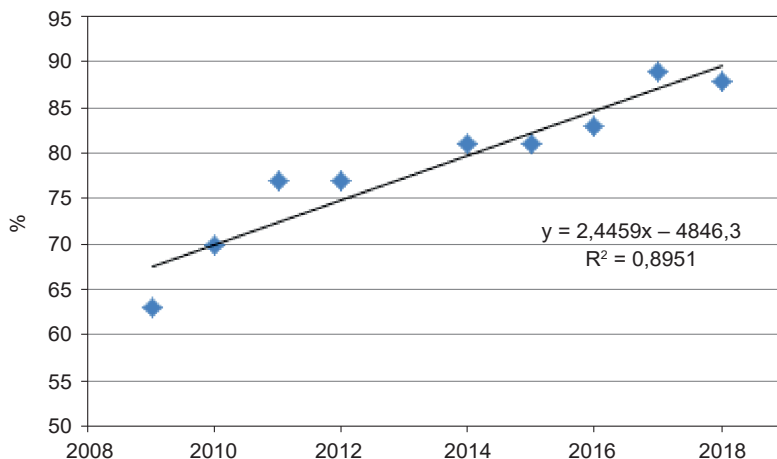
Wstęp

Racjonalne zarządzanie składnikami nawozowymi (azotem, fosforem i potasem) w rolnictwie ekologicznym powinno zmierzać do ich maksymalnej retencji w glebie i jednocześnie do minimalizacji strat spowodowanych nadmierną mineralizacją, denitryfikacją i wymywaniem (11). Ten ostatni proces, zwłaszcza w przypadku azotu i potasu, przyczynia się do zanieczyszczenia wód gruntowych i powierzchniowych, co w efekcie może skutkować ich eutrofizacją (1).

W ostatnich latach w Polsce obserwuje się wyraźnie postępującą specjalizację w rolnictwie ekologicznym w kierunku roślinnym i powiązaną z nią całkowitą rezygnacją z produkcji zwierzęcej. W 2009 roku 63% gospodarstw ekologicznych w Polsce miało profil bezinwentarzowy, natomiast w 2018 r. takich gospodarstw było już 88% (rys. 1) (31–35). W większości przypadków rezygnacja z produkcji zwierzęcej przez rolników ekologicznych wynika z niskiej jej opłacalności oraz dużej pracochłonności, a jednocześnie z wysokich wymagań stawianych ekologicznej produkcji zwierzęcej. Wymagania te dotyczą m.in. utrzymywania wybiegów o odpowiedniej powierzchni, posiadania budynków inwentarskich o właściwych parametrach technicznych, braku (w przypadku przeżuwaczy) lub bardzo ograniczonej (do 5% w przypadku zwierząt monogastrycznych) możliwości zakupu pasz konwencjonalnych. Brak produkcji zwierzęcej w gospodarstwach ekologicznych, zwłaszcza tych o profilu ogrodniczym, i związany z tym ograniczony dostęp do nawozów naturalnych (głównie

*Opracowanie wykonano w ramach zadania 1.4 pt. „Identyfikacja problemów oraz doskonalenie płodozmianów i gospodarki nawozowej w gospodarstwach ekologicznych o różnych profilach produkcji” z dotacji budżetowej przeznaczonej na realizację zadań MRiRW w 2021 r.

obornika) może prowadzić do zachwiania równowagi w gospodarce składnikami nawozowymi (9, 23).



Rys. 1. Udział (w %) gospodarstw bezinwentarzowych w całości gospodarstw ekologicznych w Polsce w latach 2009–2018

Źródło: wyliczenia własne na podstawie danych z Raportów IJHARS (31–35)

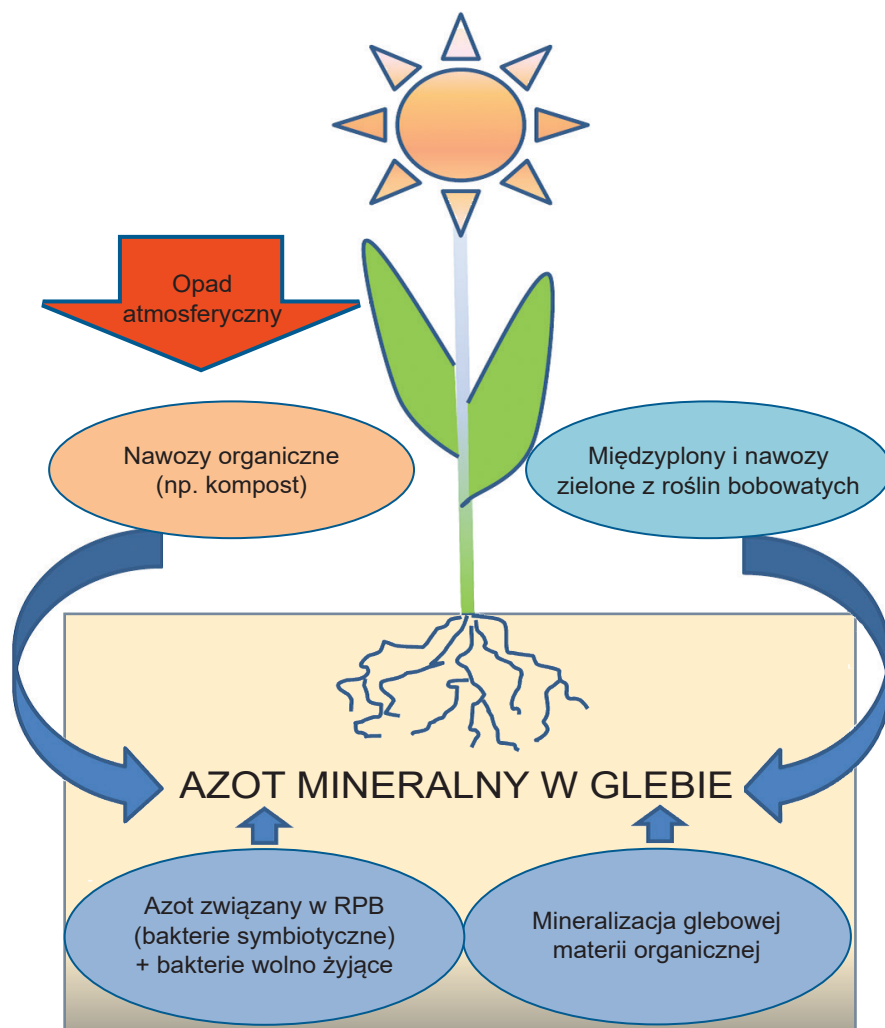
Dużym wyzwaniem dla zrównoważonego zarządzania składnikami nawozowymi w rolnictwie ekologicznym w Polsce jest to, iż charakteryzują je gorsze niż w rolnictwie konwencjonalnym warunki siedliskowe dla produkcji rolnej (36, 44). Oznacza to, że gleby w tym systemie są z reguły mało zasobne w składniki nawozowe i jednocześnie odznaczają się ograniczonymi zdolnościami sorpcyjnymi. Wysoki udział gleb słabych i bardzo słabych w użytkowaniu gospodarstw ekologicznych wynika z tego, iż wydajność roślin na tego typu gruntach jest tylko niewiele mniejsza niż w systemie konwencjonalnym. Ponadto premia cenowa uzyskiwana ze sprzedaży produktów ekologicznych, a także dopłaty do powierzchni użytkowanej ekologicznie powodują, iż system ten staje się na takich glebach konkurencyjny w stosunku do konwencjonalnego sposobu gospodarowania (21).

Szczegółowe analizy dotyczące rozmieszczenia gospodarstw ekologicznych w Polsce wykazały, że gminy z największą liczbą gospodarstw ekologicznych charakteryzują się niższymi wartościami wskaźnika waloryzacji rolniczej przestrzeni produkcyjnej, mniejszą wydajnością produkcji rolniczej oraz ponad 50% udziałem powierzchni obszarów prawnie chronionych (44). Z innych analiz wynika, że dotychczasowy rozwój rolnictwa ekologicznego w dużo większym stopniu zależał od czynników ekonomiczno-organizacyjnych niż od warunków przyrodniczych (24–26).

Celem pracy jest omówienie kluczowych problemów gospodarki nawozowej azotem, fosforem i potasem w ekologicznych gospodarstwach bezinwentarzowych na podstawie opublikowanych wyników badań własnych oraz przeglądu literatury krajowej i zagranicznej.

Gospodarka azotem

Głównym źródłem azotu w gospodarstwach ekologicznych, a zwłaszcza bezinwentarzowych, jest biologiczne wiązanie tego składnika przez bakterie symbiotyczne współżyjące z roślinami bobowatymi uprawianymi w plonie głównym, na międzyplon lub z przeznaczeniem na nawozy zielone (rys. 2). Kluczowe znaczenie, w kontekście ilości związanego i wprowadzonego do gleby azotu, ma gatunek uprawianej rośliny bobowatej, jej plon, a także termin przyorania jej biomasy lub resztek poźniwnych (3).



RPB – resztki poźniwne po uprawie roślin bobowatych w siewie czystym lub w uprawach mieszanych

Rys. 2. Główne źródła azotu w bezinwentarzowych gospodarstwach ekologicznych

Źródło: opracowanie własne

W przypadku ekologicznych gospodarstw bezinwentarzowych kluczową grupą bobowatych są rośliny strączkowe. Istotne znaczenie w poprawie bilansu azotu mają również uprawy mieszanek międzygatunkowych z udziałem roślin bobowatych. Peoples i in. (27) podają, że ilość azotu związanego symbiotycznie przez większość badanych roślin strączkowych waha się w granicach od 30 do 40 kg na tonę suchej masy ich części nadziemnych. Tendencję taką potwierdził Pietrzak (28), wyliczając ilość azotu związanego przez groch zwyczajny, seradellę i łubin żółty w uprawie na zielony nawóz na poziomie od 35 do 38 kg na tonę suchej masy roślin.

Według Schmidtkę (37), działania zwiększające intensywność symbiotycznego wiązania azotu przez rośliny bobowate powinny być ukierunkowane na:

1. Maksymalizację plonów roślin bobowatych, ponieważ przy wyższym plonowaniu wzrasta zapotrzebowanie na azot i jednocześnie intensywność jego symbiotycznego wiązania;
2. Ograniczanie ilości azotu dostarczanego podczas wzrostu rośliny bobowatej, tak aby mogła ona pokryć zapotrzebowanie na ten składnik głównie z wiązania symbiotycznego;
3. Dobór gatunków i odmian roślin strączkowych, które pozostawiają więcej azotu w resztkach poźniowych, np. łubiny.

Innym ważnym źródłem azotu w ekologicznych gospodarstwach bezinwentarzowych mogą być nawozy organiczne sporządzane np. z resztek lub odpadów organicznych powstających we własnym gospodarstwie (np. komposty), a także nawozy organiczne lub organiczno-mineralne dostarczane spoza gospodarstwa. Wykaz takich nawozów można znaleźć na stronie internetowej prowadzonej przez IUNG-PIB. Według stanu na dzień 18.06.2021 zawierał on ok. 160 pozycji (46).

Poważnym wyzwaniem w gospodarce azotem w rolnictwie ekologicznym jest zapewnienie odpowiedniej synchronizacji jego dostarczenia z aktualnymi potrzebami roślin (5). Często duże zapotrzebowanie roślin na azot, głównie w okresie ich największego wzrostu (przeważnie maj–czerwiec), nie jest odpowiednio zaspokajane, głównie ze względu na zbyt wolno przebiegającą mineralizację glebowej materii organicznej. Wielu autorów wskazuje na generalnie niską zawartość azotu mineralnego w glebie w okresie wegetacyjnym w warunkach uprawy ekologicznej (8, 13, 20). Z drugiej strony zbyt intensywna mineralizacja w okresie niewielkiego zapotrzebowania na azot, np. w okresie jesienno-zimowym, może prowadzić do przemieszczania się tego składnika w głąb profilu glebowego i jego wymywania lub do emisji podtlenku azotu w wyniku denitryfikacji (17). W kontekście prognozowanych zmian klimatu i związanych z tym możliwych coraz cieplejszych i wilgotniejszych zim w Polsce intensywność wymywania azotu oraz emisji podtlenku azotu może się nasilać (7). W celu poprawy wspomnianej synchronizacji, zwłaszcza w ekologicznych gospodarstwach bezinwentarzowych, zaleca się np. zamiast przyorywania biomasy międzyplonów lub nawozów zielonych przygotowywanie kompostów z zebranej biomasy, a następnie ich aplikację w odpowiednich terminach, dawkach i miejscach w zmianowaniu (29).

Stinner i in. (43) wykazali, że stosowanie pofermentu uzyskanego z biomasy roślin bobowatych uprawianych na międzyplon lub nawozów zielonych wpływało na zwiększenie plonu suchej masy oraz zawartości azotu w ziarnie pszenicy w ekologicznych systemach bezinwentarzowych. Ponadto aplikacja pofermentu skutkowała bardziej równomiernym rozdysponowaniem azotu w całym zmianowaniu oraz mniejszymi jego stratami w wyniku emisji.

Möller (23) podkreślił, że bardzo ważne w gospodarce składnikami nawozowymi w rolnictwie ekologicznym jest planowanie zmianowań z większym udziałem roślin bobowatych w siewach czystych i międzyplonach, a także stosowanie takich nawozów organicznych, które uwalniają składniki nawozowe w tempie dostosowanym do zapotrzebowania roślin, np. gnojówka bydlęca.

Jedną z ważniejszych metod oceny stopnia zrównoważenia gospodarki składnikami nawozowymi w systemach rolniczych jest wyliczanie ich salda bilansu. W przypadku azotu saldo to powinno wykazywać nadwyżkę na poziomie 30–40 kg·ha⁻¹ UR na rok (18). Wynika to stąd, iż nieuniknione są gazowe straty tego składnika, a pewne ilości azotanów nawet w warunkach bardzo poprawnego gospodarowania ulegają wymyciu. Wyliczanie salda bilansu składników nawozowych w rolnictwie ekologicznym może być bardzo dobrym podejściem do oceny, czy system jest zarządzany w sposób zrównoważony, czy też nie na długo, zanim ewentualne deficyty staną się wykrywalne w tradycyjnych analizach chemicznych (19). Utrzymywanie się ujemnego salda bilansu azotu w dłuższej perspektywie może świadczyć o postępującej mineralizacji próchnicy. Wyliczanie salda bilansu azotu jest dużym wyzwaniem, zwłaszcza w systemie ekologicznym, co wynika z trudności z szacowaniem ilości azotu symbiotycznie związanego przez rośliny bobowate. Ich uprawa w tym systemie jest jednak niezbędna, ponieważ stanowią one główne źródło zaopatrzenia roślin w azot (45). Bardzo pomocne w szacowaniu ilości azotu symbiotycznie związanego w systemie ekologicznym mogą być symulacje generowane przez różne narzędzia i modele, np. FASSET lub NDICEA (12, 38).

W badaniach własnych, prowadzonych w 2008 roku oraz w latach 2010–2012 w kilkudziesięciu polskich gospodarstwach ekologicznych o różnych profilach produkcji, saldo bilansu azotu kształtowało się na poziomie od –16 do +47 kg·ha⁻¹ UR rok⁻¹, z wahaniami w poszczególnych gospodarstwach od –35 do +89 kg. W grupie gospodarstw o profilu roślinnym/warzywniczym saldo to było najmniejsze, natomiast wyraźnie dodatnie wartości salda notowano w gospodarstwach o profilu zwierzęcym oraz mieszanym (40, 42).

Ujemne saldo bilansu azotu stwierdzono również w bezinwentarzowych gospodarstwach ekologicznych w Wielkiej Brytanii. Średnia wielkość wyliczona dla lat 1995–1999 wyniosła ok. –23 kg N·ha⁻¹ UR·rok⁻¹ (16). Wykazano, że wiele małych bezinwentarzowych gospodarstw ekologicznych miało ograniczone możliwości poprawy salda bilansu azotu, np. poprzez uprawę międzyplonów czy nawozów zielonych z roślinami bobowatymi, ze względu na to, że wiązało się to z wyłączeniem

z produkcji istotnej części gruntów. Ponadto w gospodarstwach tych często jedynym źródłem składników nawozowych był kompost, którego nadmierne dawki mogły działać niekorzystnie, ponieważ zawarte w nim stosunkowo duże ilości fosforu łatwo ulegają wymyciu do wód powierzchniowych lub/i gruntowych.

Ilość wymywanego azotu w bezinwentarzowych gospodarstwach ekologicznych we Francji (30) wahała się od 3 do 46 kg N·ha⁻¹ UR·rok⁻¹ i zależała przede wszystkim od przedplonu oraz sposobu użytkowania gruntu w okresie jesiennym. Najwyższy poziom wymycia azotu (33–37 kg·ha⁻¹ UR·rok⁻¹) stwierdzono w sekwencjach: roślina strączkowa – uprawa ozima oraz lucerna – uprawa ozima, natomiast najmniejszy (2–8 kg N·ha⁻¹ UR·rok⁻¹) notowano w lucernie w pełnym użytkowaniu oraz koniczynie uprawianej na międzyplon. We wnioskach podkreślono kluczowe znaczenie terminu przyorania resztek poźniowych w skali potencjalnego wymycia azotu.

Inne badania prowadzone w bezinwentarzowych gospodarstwach ekologicznych wykazały, że uprawa koniczyny białej jako przedplonu dla pszenicy ozimej, w porównaniu z koniczyną czerwoną lub lucerną, wpływała na zwiększenie zawartości azotu w ziarnie, co poprawiało jego parametry technologiczne (10).

W Norwegii, na podstawie wyników trwającego 10 lat doświadczenia polowego, największy ujemny bilans azotu wynoszący –32 kg·ha⁻¹ UR·rok⁻¹ stwierdzono w systemie ekologicznym bez nawożenia naturalnego (19).

Gospodarka fosforem

W gospodarstwach ekologicznych, zwłaszcza bezinwentarzowych, może występować ujemne saldo bilansu fosforu (6, 15, 16, 19), jednak przy poprawnym gospodarowaniu możliwe jest utrzymanie salda dodatniego. W praktyce rolnictwa ekologicznego straty fosforu są z reguły znikome, a większe ich nasilenie może występować przy dużej zawartości tego składnika w glebie, także w warunkach sprzyjających splywom powierzchniowym lub w sytuacji nadmiernego uwilgotnienia gleby, przekraczającego połowę pojemność wodną. Należy jednocześnie podkreślić, że dopuszczone do stosowania w rolnictwie ekologicznym nawozy fosforowe (mączki fosforytowe) charakteryzują się mniejszą dostępnością fosforu dla roślin niż nawozy stosowane w rolnictwie konwencjonalnym (superfosfaty). O dostępności fosforu w warunkach produkcji ekologicznej decyduje też szereg czynników związanych z całokształtem agrotechniki, np. regulacja odczynu gleby, nawożenie organiczne czy zwiększanie aktywności mikrobiologicznej gleb.

W badaniach własnych, prowadzonych w gospodarstwach ekologicznych o różnych profilach produkcji, saldo bilansu fosforu w gospodarstwach o profilu roślinnym i mieszanym było ujemne i wahało się od –2 do –7 kg P·ha⁻¹ UR·rok⁻¹, natomiast w grupie o profilu zwierzęcym saldo było neutralne lub dodatnie (40, 42).

Z doniesień Koraseth (19) wynika, że saldo bilansu fosforu z okresu 10 lat w doświadczeniu polowym w Norwegii, niezależnie od profilu produkcji systemu ekologicznego, wynosiło od –8 do –10 kg P·ha⁻¹ UR·rok⁻¹. W bezinwentarzowych

gospodarstwach ekologicznych w Anglii saldo bilansu fosforu było nieznacznie ujemne i wynosiło ok. $-2,6 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ UR} \cdot \text{rok}^{-1}$ (16). Jednak zaskakująco w dwóch innych gospodarstwach ekologicznych, ale z produkcją zwierzęcą, położonych w Szkocji saldo bilansu tego składnika wahało się od -8 do $-16 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ UR} \cdot \text{rok}^{-1}$. Badania Martyniuka i in. (22) wskazują na wysoką aktywność enzymatyczną gleby w systemie ekologicznym, co może wpływać na poprawę dostępności fosforu dla roślin ze związków mineralnych w niej zawartych. Ponadto poprawa zaopatrzenia roślin w fosfor w systemie ekologicznym może być związana także z bardziej intensywnym występowaniem zjawiska mikoryzy (4, 14).

Gospodarka potasem

W badaniach własnych, prowadzonych w gospodarstwach ekologicznych o różnych profilach produkcji w 2008 roku oraz w latach 2010–2012, saldo bilansu potasu wynosiło średnio od -27 do $+12 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ UR} \cdot \text{rok}^{-1}$, z wahaniami od -68 do $+53 \text{ kg}$, a wyraźnie ujemne wartości notowano przede wszystkim w gospodarstwach o profilu roślinnym/warzywniczym (40, 42). Niezrównoważona gospodarka potasem, szczególnie w warunkach dużej towarowej sprzedaży produktów roślinnych, może skutkować spadkiem zasobności gleby w ten składnik, a także deficytowym stanem odżywienia roślin.

W innych badaniach własnych, prowadzonych w latach 1996–2002 w RZD Kępa-Puławy na obiekcie doświadczalnym w Osinach, saldo bilansu potasu w systemie ekologicznym bez produkcji zwierzęcej, ocenione metodą OECD, było zdecydowanie ujemne i wynosiło $-131 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ UR} \cdot \text{rok}^{-1}$. Taki wynik salda bilansu był spowodowany przede wszystkim odprowadzaniem dużych ilości potasu z plonem mieszanki koniczyny z trawami, a także z plonem słomy zbóż oraz bulwami ziemniaka. Średnio w roku wyniesienie tego składnika z gleby wynosiło ok. $170 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ UR}$ (39).

Wyniki badań krajowych i zagranicznych potwierdzają problemy wielu gospodarstw ekologicznych, zwłaszcza bezinwentarzowych, z utrzymaniem zrównoważonego salda bilansu potasu (2, 6, 15, 16, 19, 38, 41).

Berry i in. (6), analizując dane z dziewięciu gospodarstw ekologicznych (w tym dwóch bezinwentarzowych) zlokalizowanych w Wielkiej Brytanii, stwierdzili w pięciu z nich wysoki deficyt potasu w zakresie od -51 do $-21 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ UR} \cdot \text{rok}^{-1}$. Tylko gospodarstwa z produkcją zwierzęcą, z dużym udziałem obornika lub importowanych pasz wykazywały nadwyżkę lub zrównoważony bilans tego składnika. Goulding i in. (16), analizując wyniki z lat 1995–1999 w grupie innych bezinwentarzowych gospodarstw ekologicznych w Wielkiej Brytanii, wykazali również wyraźnie ujemne saldo bilansu potasu wynoszące ok. $-39 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ UR} \cdot \text{rok}^{-1}$. Koraseth (19) podała, że saldo bilansu potasu z okresu 10 lat w doświadczeniu polowym w Norwegii, niezależnie od profilu produkcji systemu ekologicznego, wynosiło od -8 do $-10 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \text{ UR} \cdot \text{rok}^{-1}$. Gosling i Shepherd (15) stwierdzili, że nawet w mieszanych gospodarstwach ekologicznych zasobność gleby w potas zmniejszała się, a największe spadki dotyczyły

gospodarstw o najdłuższym stażu w tym systemie. Autorzy ci wskazali na potrzebę stosowania odpowiednich nawozów potasowych w celu uniknięcia długotrwałego spadku żyzności gleby, a co za tym idzie również plonów roślin. Andrist-Rangel i in. (2) podkreślają, że dużym wsparciem w racjonalnej gospodarce potasem w gospodarstwach ekologicznych mogłyby być dane geochemiczne gleb, co ułatwiłoby długoterminowe prognozowanie skali zaopatrzenia roślin w potas i byłoby cennym uzupełnieniem standardowych badań gleby, zaleceń nawozowych oraz ocen salda bilansu tego składnika.

Podsumowanie

Wyniki badań własnych oraz dane z literatury krajowej i zagranicznej wskazują, że bezinwentarzowe gospodarstwa ekologiczne mogą mieć trudności z zachowaniem zrównoważonego salda bilansu składników nawozowych, zwłaszcza azotu i potasu, co w dłuższej perspektywie może prowadzić do spadku żyzności gleb oraz deficytowego stanu odżywienia roślin uprawnych. W celu przeciwdziałania tym możliwym negatywnym zjawiskom należy wdrażać w tego typu gospodarstwach rozwiązania, które mogłyby zwiększyć żyzność gleby, poprawić synchronizację między dostarczaniem i pobraniem makroskładników oraz utrzymać możliwie zamknięty obieg składników nawozowych. Innym ważnym zadaniem jest tworzenie warunków do minimalizacji strat składników nawozowych, zwłaszcza azotu i fosforu, spowodowanych głównie wymywaniem lub denitryfikacją. Kluczowe działania poprawiające gospodarkę składnikami nawozowymi w bezinwentarzowych gospodarstwach ekologicznych obejmują uprawę nawozów zielonych oraz międzyplonów z odpowiednim udziałem roślin bobowatych, dostosowanych do warunków glebowo-klimatycznych i potrzeb roślin następczych, a także stosowanie kompostów, czy też pofermentów pozyskiwanych z ich biomasy.

W wielu przypadkach przywrócenie produkcji zwierzęcej w bezinwentarzowym gospodarstwie ekologicznym jest bardzo trudne, np. ze względu na likwidację infrastruktury niezbędnej do utrzymania zwierząt. W związku z tym rozwiązaniem możliwym do wdrożenia w takich gospodarstwach jest tworzenie sieci współpracy z ekstensywnymi gospodarstwami konwencjonalnymi lub innymi ekologicznymi z produkcją zwierzęcą. Optymalnym modelem takiej współpracy byłaby wymiana paszy z gospodarstw bezinwentarzowych w zamian za nawozy naturalne z gospodarstw z produkcją zwierzęcą. Należy jednak pamiętać, że w modelu takim, ze względów środowiskowych, a zwłaszcza w celu ograniczania tzw. śladu węglowego (*carbon footprint*), gospodarstwa tworzące sieć powinny być zlokalizowane możliwie blisko siebie.

Literatura

1. Andersen J.H., Carstensen J., Conley D.J., Dromph K., Fleming-Lehtinen V., Gustafsson B.G., Josefson A.B., Norkko A., Villnäs A., Murray C.: Long-term temporal and spatial trends in eutrophication status of the Baltic Sea. *Biological Reviews*, 2017, **92(1)**: 135-149.
2. Andrist-Rangel Y., Edwards A.C., Hillier S., Öborn I.: Long-term K dynamics in organic and conventional mixed cropping systems as related to management and soil properties. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2007, **122**: 413-426.
3. Askegaard M., Eriksen J.: Growth of legume and nonlegume catch crop and residual-N effects in spring barley on coarse sand. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 2007, **170**: 773-780.
4. Bedini S., Avio L., Sbrana C., Turrini A., Migliorini P., Vazzana C., Giovannetti M.: Mycorrhizal activity and diversity in a long-term organic Mediterranean agroecosystem. *Biology and Fertility of Soils*, 2013, **49**: 781-790.
5. Berry P.M., Sylvester-Bradley R., Philipps L., Hatch D.J., Cuttle S.P., Rayns F.W., Gosling P.: Is the productivity of organic farms restricted by the supply of available nitrogen? *Soil Use and Management*, 2002, **18**: 248-255.
6. Berry P.M., Stockdale E.A., Sylvester-Bradley R., Philipps L., Smith K.A., Lord E.I., Watson C.A., Fortune S.: N, P and K budgets for crop rotations on nine organic farms in the UK. *Soil Use and Management*, 2003, **19(2)**: 112-118.
7. Borgen S.K., Lunde H.W., Bakken L.R., Bleken M.A., Breland T.A.: Nitrogen dynamics in stockless organic clover-grass and cereal rotations. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2012, **92(3)**: 363-378.
8. Brozyna M.A., Petersen S.O., Chirinda N., Olesen J.E.: Effects of grass-clover management and cover crops on nitrogen cycling and nitrous oxide emissions in a stockless organic crop rotation. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2013, **181**: 115-126.
9. Colomb B., Carof M., Aveline A., Bergez J.E.: Stockless organic farming: strengths and weaknesses evidenced by a multicriteria sustainability assessment model. *Agronomy and Sustainable Development*, 2013, **33**: 593-608.
10. Cormack W.F., Shepherd M., Wilson D.W.: Legume species and management for stockless organic farming. *Biological Agriculture & Horticulture*, 2003, **21**: 383-398.
11. Davis J., Abbott L.: Soil fertility in organic farming systems. In: *Organic agriculture: a global perspective*, P. Kristiansen, A. Taji, J. Reganold (eds). CABI, Wallingford, 2006, s. 25-51.
12. Doltra J., Gallejones P., Olesen J.E., Hansen S., Frøseth R.B., Krauss M., Stalenga J., Jończyk K., Martinez-Fernandez A., Pacini G.C.: Simulating soil fertility management effects on crop yield and soil nitrogen dynamics in field trials under organic farming in Europe. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2019, **233**: 1-11.
13. Frøseth R.B., Bakken A.K., Bleken M.A., Riley H., Pommeresche R., Thorup-Kristensen K., Hansen S.: Effects of green manure herbage management and its digestate from biogas production on barley yield, N recovery, soil structure and earthworm populations. *European Journal of Agronomy*, 2014, **52**: 90-102.
14. Gosling P., Ozaki A., Jones J., Turner M., Rayns F., Bending G.D.: Organic management of tilled agricultural soils results in a rapid increase in colonisation potential and spore populations of arbuscular mycorrhizal fungi. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2010, **139**: 273-279.
15. Gosling P., Shepherd M.: Long-term changes in soil fertility in organic farming systems in England, with particular reference to phosphorus and potassium. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2005, **105**: 425-432.
16. Goulding K., Stockdale E., Watson C.: Plant nutrients in organic farming. In: *Organic crop production – Ambitions and limitations*, H. Kirchmann, L. Bergström (eds). Springer Science+Business Media B.V. 2008, pp. 73-88.

17. Hansen S., Frøseth R.B., Stenberg M., Stalenga J., Olesen J.E., Krauss M., Radzikowski P., Doltra J., Nadeem S., Torp T., Pappa V., Watson C.A.: Review of key causes and sources of N₂O emissions and NO₃-leaching from organic arable crop rotations. *Biogeosciences*, 2019, **16**: 2795-2819.
18. Kopyński J.: Ocena gospodarstw rolniczych o różnej intensywności produkcji na tle wybranych wskaźników agrośrodowiskowych. *Roczniki Naukowe SERiA*, 2009, **11(1)**: 223-228.
19. Korsath A.: N, P, and K budgets and changes in selected topsoil nutrients over 10yr in a long-term experiment with conventional and organic crop rotations. *Applied and Environmental Soil Science*, 2012, **2012**: 1-17.
20. Krauss M., Ruser R., Müller T., Hansen S., Mäder P., Gattinger A.: Impact of reduced tillage on greenhouse gas emissions and soil carbon stocks in an organic grass-clover ley – winter wheat cropping sequence. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2017, **239**: 324-333.
21. Kuś J., Jończyk K.: Ocena organizacyjna gospodarstw ekologicznych w Polsce. *Journal of Research and Applications in Agricultural Engineering*, 2007, **52(3)**: 95-100.
22. Martyniuk S., Jończyk K., Kozieł M.: Numbers of phosphate solubilizing microorganisms and phosphatases activities in the rhizosphere soil of organically and conventionally grown winter wheat. *Journal of Research and Applications in Agricultural Engineering*, 2018, **63(2)**: 147-150.
23. Möller K.: Soil fertility status and nutrient input-output flows of specialised organic cropping systems: a review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2018, **112**: 147-164.
24. Nachtmann G.: Wpływ dopłat na dochody gospodarstw ekologicznych o różnej wielkości obszarowej w 2007 roku. *Zagadnienia Doradztwa Rolniczego*, 2009, **3**: 91-94.
25. Nachtmann G.: Efektywność ekonomiczna gospodarstw ekologicznych na tle konwencjonalnych w 2010 roku. *Zagadnienia Doradztwa Rolniczego*, 2012, **2**: 59-64.
26. Nachtmann G.: Dochodowość gospodarstw ekologicznych a wielkość użytków rolnych. *Roczniki Naukowe Ekonomii Rolnictwa i Rozwoju Obszarów Wiejskich*, 2013, **100(1)**: 182-196.
27. Peoples M.B., Brockwell J., Herridge D.F., Rochester I.J., Alves B.J.R., Urquiaga S., Boddey R.M., Dakora F.D., Bhattarai S., Maskey S.L., Sampeet C., Rerkasem B., Khan D.F., Hauggaard-Nielsen H., Jensen E.S.: The contributions of nitrogen-fixing crop legumes to the productivity of agricultural systems. *Symbiosis*, 2009, **48**: 1-17.
28. Pietrzak S.: Kwantyfikacja azotu wiązanego symbiotycznie przez rośliny motylkowate. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*, 2011, **11, 3(35)**: 197-207.
29. Råberg T., Carlsson G., Jensen E.S.: Nitrogen balance in a stockless organic cropping system with different strategies for internal N cycling via residual biomass. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2018, **112**: 165-178.
30. Rakotovololona L., Beaudoin N., Ronceux A., Venet E., Mary B.: Driving factors of nitrate leaching in arable organic cropping systems in Northern France. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2018, **272**: 38-51.
31. Raport 2011. Raport o stanie rolnictwa ekologicznego w Polsce w latach 2009–2010. IJHARS, Warszawa, ss. 89.
32. Raport 2013. Raport o stanie rolnictwa ekologicznego w Polsce w latach 2011–2012. IJHARS, Warszawa, ss. 87.
33. Raport 2015. Raport o stanie rolnictwa ekologicznego w Polsce w latach 2013–2014. IJHARS, Warszawa, ss. 80.
34. Raport 2017. Raport o stanie rolnictwa ekologicznego w Polsce w latach 2015–2016. IJHARS, Warszawa, ss. 103.
35. Raport 2019. Raport o stanie rolnictwa ekologicznego w Polsce w latach 2017–2018. IJHARS, Warszawa, ss. 101.
36. Report 2016. Facts and figures on organic agriculture in the European Union. European Commission, pp. 47.
37. Schmidtke K.: How to optimise symbiotic nitrogen fixation in organic crop rotations. W: Materiały z konferencji „Organic Agriculture in Asia”. Dankook University, 2008, <http://orgprints.org/13272/01/13272.doc>

38. Smith L.G., Tarsitano D., Topp C.F.E., Jones S.K., Gerrard C.L., Pearce B.D., Williams A.G., Watson C.A.: Predicting the effect of rotation design on N, P, K balances on organic farms using the NDICEA model. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 2016, **31**: 471-484.
39. Stalenga J.: Applicability of different indices to evaluate nutrient status of winter wheat in the organic system. *Journal of Plant Nutrition*, 2007, **30**: 351-365.
40. Stalenga J.: Ocena stanu zrównoważenia gospodarki nawozowej w wybranych gospodarstwach ekologicznych w rejonie Brodnicy. *Journal of Research and Applications in Agricultural Engineering*, 2010, **55(4)**: 117-120.
41. Stalenga J., Kopyński J.: Is it possible in specialized organic farms to maintain in soil appropriate content of nutrients and organic matter? *Journal of Research and Applications in Agricultural Engineering*, 2018, **63(3)**: 86-91.
42. Stalenga J., Kopyński J.: Nutrient balance and share of green fields in organic farms with different production profile. *Polish Journal of Agronomy*, 2018, **35**: 45-51.
43. Stinner W., Möller K., Leithold G.: Effects of biogas digestion of clover/grass-leys, cover crops and crop residues on nitrogen cycle and crop yield in organic stockless farming systems. *European Journal of Agronomy*, 2008, **29**: 125-134.
44. Stuczyński T., Jończyk K., Korzeniowska-Paculek R., Kuś J., Terelak H.: Warunki przyrodnicze ekologicznej produkcji rolniczej a jej stan obecny na obszarze Polski. *Studia i Raporty IUNG-PIB*, 2007, **5**: 56-78.
- Watson C.A., Bengtsson H., Ebbesvik M., Løes A.K., Myrbeck A., Salomon E., Stockdale E.A.: A review of farm-scale nutrient budgets for organic farms as a tool for management of soil fertility. *Soil Use and Management*, 2002, **18(1)**: 264-273.
45. Wykaz 2021. Wykaz nawozów i środków poprawiających właściwości gleby zakwalifikowanych do stosowania w rolnictwie ekologicznym, http://www.iung.pl/wp-content/uploads/2021/06/Wykaz_ekologia.pdf.

Adres do korespondencji:

dr hab. Jarosław Stalenga
Zakład Systemów i Ekonomiki Produkcji Roślinnej
IUNG-PIB
ul. Czartoryskich 8
24-100 Puławy
tel. 81 47 86 808
e-mail: stalenga@iung.pulawy.pl

AUTOR	ORCID
Jarosław Stalenga	0000-0002-3486-0995
Krzysztof Jończyk	0000-0002-5262-8858