

See discussions, stats, and author profiles for this publication at: <https://www.researchgate.net/publication/331692132>

Procesy chemiczne w glebie przy stosowaniu gnojowicy zakwaszonej kwasem siarkowym w uprawach polowych

Article in *Przemysl Chemiczny* · March 2019

DOI: 10.15199/62.2019.3.13

CITATION

1

READS

49

4 authors:



Kamila Mazur

Institute of Technology and Life Sciences

20 PUBLICATIONS 25 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)



Jan Barwicki

20 PUBLICATIONS 17 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)



Kinga Borek

Institute of Technology and Life Sciences

18 PUBLICATIONS 13 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)



Witold Jan Wardal

Institute of Technology and Life Sciences

20 PUBLICATIONS 14 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)

Some of the authors of this publication are also working on these related projects:



Research work [View project](#)



Baltic Slurry Acidification [View project](#)

Chemical processes in the soil after acidification of cattle slurry with sulfuric acid in field crops

Procesy chemiczne w glebie przy stosowaniu gnojowicy zakwaszonej kwasem siarkowym w uprawach polowych

DOI: 10.15199/62.2019.3.13

Cattle slurry was acidified with H_2SO_4 to reduce pH and NH_3 emission during its use for fertilizing meadows. In field expts., the acidification resulted in decreasing the NH_3 emission by 63% and increasing the grass crop yield from 8 t/ha up to 25 t/ha

Wykorzystanie technologii systemu zakwaszenia gnojowicy w budynkach inwentarskich, zbiornikach lub bezpośrednio na polu pozwala na zmniejszenie emisji amoniaku, co wpływa pozytywnie na ochronę środowiska i polepsza strukturę gleb¹⁾. Pozwala również ograniczyć ilość nawozów mineralnych stosowanych w uprawach polowych. Rozwiązaniem tego problemu zajmują się naukowcy i farmezy na całym świecie. Oczywistym sposobem minimalizacji emisji amoniaku jest zmniejszenie pH gnojowicy poprzez dodawanie kwasów lub innych substancji, działających w podobny sposób²⁾. Takie rozwiązania stosowane są m.in. w Danii, a ich skuteczność minimalizacji

emisji NH_3 została udokumentowana w pracach naukowych³⁾. Zakwaszenie zmniejsza emisję NH_3 przechowywanej gnojowicy do 10% w porównaniu z gnojowicą bez zakwaszenia, a emisja NH_3 w polu była mniejsza o 63%⁴⁻⁶⁾.

Rośliny pobierają z gleby azot w formie amonowej NH_4^+ lub azotanowej (salertrazanej) NO_3^- . Te formy azotu stosowane są w nawozach mineralnych. Niezależnie od tego stosuje się w nawozach azot amidowy NH_2^- , który występuje w moczniku i w różnych nawozach organicznych. Nie pobrany przez rośliny azot z nawozów ulega w glebie wielorakim przemianom. Większość tych przemian ma charakter biologiczny, głównie przy udziale grzybów i roślin wyższych⁷⁾. Najliczniejszym przemianom wprowadzonych do gleby związków azotu ulega azot amidowy NH_2^- . Z tego powodu podany na rys. 1 schemat przemian nawozów azotowych w glebie rozpoczęto od formy NH_2^- .

Mocznik w glebie bardzo szybko ulega hydrolizie, która jest procesem zachodzącym przy udziale ureazy, do postaci węglanu amonowego (1):



Dr inż. Kamila MAZUR w roku 2002 ukończyła studia na Wydziale Zarządzania i Modelowania Komputerowego Politechniki Świętokrzyskiej w Kielcach na kierunku Zarządzanie i Inżynieria Produkcji. W 2012 r. uzyskała stopień doktora nauk rolniczych w Instytucie Technologiczno-Przyrodniczym. Jest adiunktem w Zakładzie Systemów Infrastruktury Technicznej Wsi w ITP od 2017 r. pełniąc funkcję kierownika tego zakładu. Specjalność - inżynieria rolnicza.

* Autor do korespondencji:

Instytut Technologiczno-Przyrodniczy w Falentach, Oddział Warszawa, ul. Rakowiecka 32, 02-532 Warszawa, tel.: 694-478-859, fax: (22) 735-75-06, e-mail: k.mazur@itp.edu.pl



Dr hab. inż. Jan BARWICKI w roku 1971 ukończył studia na Wydziale Maszyn Roboczych i Pojazdów Politechniki Warszawskiej. W tym samym roku rozpoczął pracę w Instytucie Mechanizacji Rolnictwa w Warszawie (obecnie Instytut Technologiczno-Przyrodniczy). Doktorat, habilitację oraz tytuł profesora nadzwyczajnego uzyskał w Instytucie Technologiczno-Przyrodniczym Oddział Warszawa. Aktualnie jest członkiem zwyczajnym American Chemical Society. Specjalność - inżynieria rolnicza.

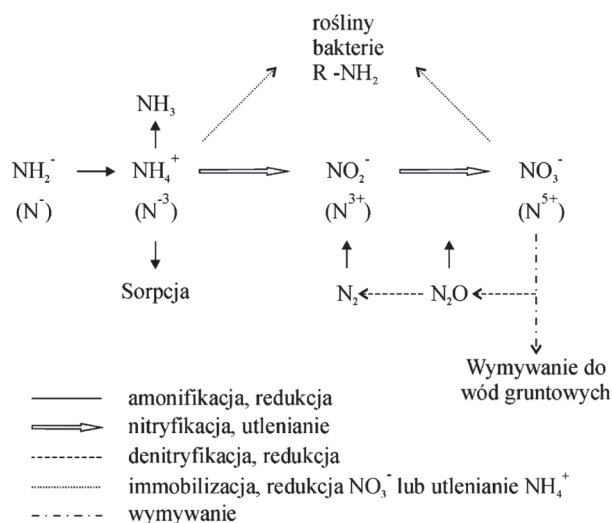


Fig. 1. Transformation of nitrogen fertilizers in soil

Rys. 1. Przemiany nawozów azotowych w glebie

Szybkość hydrolizy mocznika zależy głównie od wilgotności, temperatury i zawartości substancji organicznej w glebie. Przy sprzyjających warunkach klimatycznych, już po kilku dniach mocznik prawie w całości ulega hydrolizie.

Azot amonowy powstały z mocznika lub zastosowany w nawozach amonowych może być w tej formie pobrany przez rośliny⁸⁾. Nie pobrana część może być wymiennie zaabsorbowana przez kompleks sorpcyjny gleby, a część pozostała poza kompleksem może ulegać nityfikacji do NO₃⁻. Jest to proces biologicznego utleniania jonów amonowych, zachodzący w warunkach tlenowych przy udziale bakterii Nitrosomonas (utlenianie NH₄⁺ do NO₂⁻) i Nitrobacter (utlenianie NO₂⁻ do NO₃⁻). W wyniku powstawania wolnych jonów wodorowych proces nityfikacji zawsze prowadzi do zakwaszenia gleby (2):



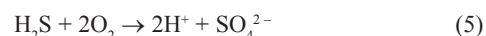
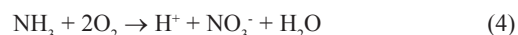
W glebach o dużych wartościach pH (zawierających wolne jony OH⁻) z nawozów amonowych zastosowanych na powierzchni gleby i przy wyższej temperaturze może również ulatniać się do atmosfery gazowy amoniak (NH₃) np. (3):



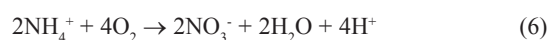
Azot azotanowy jest łatwo pobierany przez rośliny, może również ulegać immobilizacji (pobieranie przez bakterie, grzyby lub promieniowce), ale nie ulega sorpcji wymiennej w glebie. Z tego powodu może łatwo przemieszczać się w głąb profilu glebowego do wód gruntowych. W głębszych poziomach gleby może zachodzić proces denityfikacji czyli redukcji NO₃⁻ do NO, N₂O i N₂. Jest to proces niekorzystny, gdyż powstałe gazy tlenki azotu lub azot cząsteczkowy ulatniają się bezpowrotnie do atmosfery. Denityfikacja zachodzi szybko w warunkach beztlenowych, głównie w glebach zwięzłych, wilgotnych i próchnicznych⁹⁾. Węgiel organiczny z próchnicy potrzebny jest do rozwoju bakterii.

Zakwaszanie gleb

W Polsce można zaobserwować zjawisko zakwaszania gleb, które systematycznie postępuje. Wpływa na to ma wiele czynników, z których można wyróżnić naturalne i antropogeniczne. Do czynników naturalnych należy mała zasobność gleb w składniki zasadowe (np. wapń lub magnez), dysocjacja H₂O związanej z glinem, wymywanie jonów zasadowych przez wody opadowe w głąb profilu glebowego, uwalnianie jonów H⁺ i Al³⁺ do gleby poprzez wietrzenie minerałów glebowych, mineralizacja materii organicznej w glebie, w wyniku której powstałe tlenki niemetalu (np. NO₃⁻ lub SO₄²⁻) tworzą z wodą kwasy wg reakcji (4) i (5):



a także pobieranie kationów zasadowych (Ca, Mg, K, Na) przez korzenie roślin, co powoduje zubożenie gleby w te składniki oraz nityfikacja jonów NH₄⁺ przez bakterie z rodzaju Nitrosomonas i Nitrobacter w reakcji (6):



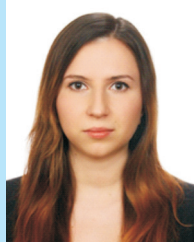
Do czynników antropogenicznych zalicza się m.in. stosowanie nawozów mineralnych o odczynie kwaśnym (np. superfosfaty pojedyncze) lub fizjologicznie kwaśnym (np. siarczan amonu), kwaśne deszcze o pH 3–5, które powstają w wyniku emisji do atmosfery tlenków niemetalu, ich reakcji z wodą (mokra depozycja) oraz opadanie na ziemię związków siarki i azotu zawartych w atmosferze w postaci tlenków (sucha depozycja).

Wyróżnia się aktualną, potencjalną, potencjalną wymienną oraz potencjalną hydrolityczną kwasowość gleb. Kwasowość potencjalna hydrolityczna jest to suma związanych wymiennie jonów wodorowych i glinowych, znajdujących się w roztworze glebowym oraz związanych przez fazę stałą gleby (słabo i silnie). Służy ona do określenia kompleksu sorpcyjnego gleby oraz obliczenia dawki nawozów wapniowych dla zobojętnienia odczynu gleby.

Pod wpływem działania soli hydrolizujących zasadowo, takich jak octan sodu lub octan wapnia, wypierane są wszystkie jony wodorowe oraz jony glinowe z kompleksu sorpcyjnego. Pomiar kwasowości gleb polega na tym, że powstający kwas octowy i octan glinu miareczkuje się mianowanym roztworem wodorotlenku sodowego. Otrzymany wynik mnoży się przez współczynnik empiryczny 1,5, aby uniknąć kilkukrotnej ekstrakcji¹⁰⁾.

Właściwości buforowe gleb

Zdolność gleby do przeciwstawiania się nagłym zmianom jej odczynu nazywana jest właściwościami buforowymi gleby¹¹⁾. Powodowana jest ona przez dopływ jonów wodorowych lub wodorotlenowych lub przez zmiany wywołwane przez inne czynniki. W glebie zachodzą również procesy spowalniające procesy zakwaszania i alkalizacji. Właściwości buforowe zależą od wielu czynników, takich jak wielkość kompleksu sorpcyjnego, rodzaj kationów wymiennych, którymi wysycony jest kompleks sorpcyjny, ilość i jakość koloidów mineralnych, ilość węglanów i związków fosforowych oraz ilość próchnicy glebowej.

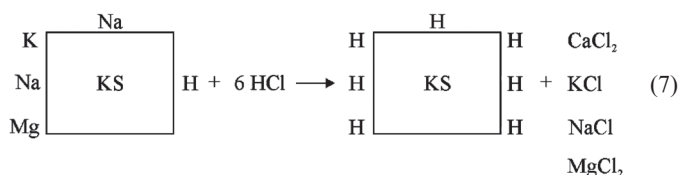


Mgr inż. Kinga BOREK w roku 2013 ukończyła studia w Szkole Głównej Gospodarstwa Wiejskiego na Wydziale Rolnictwa i Biologii, kierunek rolnictwo, specjalizacja bioinżynieria rolnicza. Od 2014 r. pracuje w Instytucie Technologiczno-Przyrodniczym na stanowisku asystenta oraz od 2016 r. realizuje pracę doktorską. Specjalność – efekty energetyczne i nawozowe fermentacji metanowej z pozyskanej frakcji płynnej z obornika i roślin energetycznych.



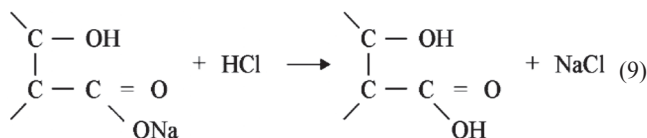
Dr inż. Witold J. WARDAL w roku 1993 ukończył studia na Wydziale Techniki Rolniczej i Leśnej (obecnie Wydział Inżynierii Produkcji) Szkoły Głównej Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie. W 2012 r. uzyskał stopień doktora nauk rolniczych w dyscyplinie: inżynieria rolnicza. Jest adiunktem w Instytucie Technologiczno-Przyrodniczym w Falentach, Oddział w Warszawie. Specjalność – technologia i mechanizacja w produkcji zwierzęcej.

Układ buforowy w glebie jest oparty na kompleksie sorpcyjnym i w przypadku dodania kwasu do gleby zostaje zakłócona równowaga stężeń między jonami wodorowymi zawartymi w roztworze glebowym, a jonami wodorowymi znajdującymi się w kompleksie sorpcyjnym. W takich warunkach jony wodorowe z roztworu glebowego wchodzi do kompleksu sorpcyjnego w celu wyrównania stężeń i wypychają na swoje miejsce kationy metali zasadowych wg schematu (7):



Proces zachodzi tak długo, aż zostaną wyczerpane zapasy kationów metali ciężkich w glebie, które są zdolne do wymiany. Wówczas zamiast powstających soli obojętnych (np. takich jak KCl) będzie powstawać HCl. W związku z tym, im gleba ma wyższy stopień wysycenia kompleksu sorpcyjnego zasadami, tym wielkość właściwości buforowych względem kwasów jest większa.

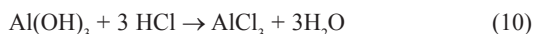
Próchnica glebowa spełnia bardzo dużą rolę buforową. Stanowi ona układ mieszaniny dla słabych kwasów organicznych oraz ich soli z mocnymi zasadami. Układ ten łagodzi zakwaszenie w sposób określony równaniami (8) i (9):



W wyniku tych reakcji powstaje słaby kwas organiczny, a nie silnie zakwaszający HCl. Próchnica również sorbuje jony Al^{3+} (które są toksyczne dla roślin), co powoduje, że gleby organiczne mogą wykazywać niskie pH, a rośliny mimo to rosną na nich bezproblemowo.

Do innych układów buforujących w glebie można zaliczyć związki węglanowe i fosforanowe. Kwasy (np. H_2CO_3 i H_3PO_4) dodawane do gleby zostają zobojętnione przez CaCO_3 lub $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$. Przy obniżaniu pH gleby równowaga reakcji układów buforowych przesuwają się w kierunku wodorowęglanu wapnia. W związku z tym jony wodorowe mogą ulegać wymywaniu z gleby.

Równie ważną rolę w glebie, jako układ buforujący odgrywają wodorotlenki glinu, które buforują zakwaszający wpływ gleby (10):



W glebach gdzie pH wynosi poniżej 5,0, wodorotlenki glinu biorą udział w neutralizacji jonów wodorowych.

Gnojowica jest głównym źródłem emisji azotu amonowego w regionie Morza Bałtyckiego. Emisje atmosferyczne stanowią znaczną część azotu przedostającego się do Morza Bałtyckiego. W odniesieniu do środowiska naturalnego techniki zakwaszania gnojowicy SAT (slurry acidification techniques) przynoszą również wymierne korzyści, gdyż pozwalają zmniejszyć emisję amoniaku o 40–70% w zależności od systemu. Zmniejszają one także emisję tlenków azotu i metanu^[12–15]. Emisje amoniaku z ośmiu państw UE Morza Bałtyckiego wyniosły 1,227 mln t azotu w 2014 r. Większość krajów regionu Morza Bałtyckiego będzie miała problem z realizacją celów obniżenia emisji amoniaku. W ostatnich latach wzrosła emisja NH_3 z wyjątkiem Finlandii, Litwy i Polski.

Istnieją trzy główne typy SAT: zakwaszanie gnojowicy w budynkach gospodarskich, w zbiornikach na gnojowicę oraz podczas jej rozlewania na pola. Zastosowanie SAT przynosi korzyści rolnikom poprzez zatrzymanie azotu w gnojowicy i dzięki temu uzyskanie wyższych plonów a dodatkowo wzbogacenie gnojowicy w siarkę. W efekcie prowadzi to do oszczędności kosztów nawozów mineral-

nych przy lepszych plonach. Wadami są koszty wynikające z ceny kwasu siarkowego i kosztu inwestycyjnego urządzeń do zakwaszania lub koszty korzystania z usług wykonawcy zakwaszania (rys. 2 i 3).



Fig. 2. Slurry acidification in slurry tank of capacity 1000 m³

Rys. 2. Zakwaszanie gnojowicy w zbiorniku o pojemności 1000 m³



Fig. 3. Dosing of sulfuric acid to the slurry mixer arm

Rys. 3. Podawanie kwasu siarkowego do ramienia mieszadła gnojowicy

Próby polowe prowadzone są we wszystkich krajach nadbałtyckich, aby zobaczyć skutki działania różnych rodzajów gnojowicy i różnych upraw polowych, a towarzyszy im dokładna analiza ekonomiczna. Próby terenowe przeprowadzone w Danii, gdzie SAT był stosowany przez prawie 20 lat, wykazują zwiększoną wydajność plonowania upraw polowych. W krajach nadbałtyckich odblokowany jest potencjał technologii zakwaszania gnojowicy.

Biorąc pod uwagę typy gospodarstw i udział w rynku SAT w porównaniu z podobnymi rozwiązaniami w Danii, można byłoby wybudować ponad 10 tys. różnych indywidualnych instalacji SAT w regionie Morza Bałtyckiego. Mogłyby one przetwarzać prawie 250 mln t gnojowicy surowej i przetworzonej w biogazowniach rolniczych.

Doświadczenia polowe

Badania prowadzone w ramach prób polowych wykonywano w warunkach rzeczywistych. W 2017 r. opady atmosferyczne były wyższe od średniej wieloletniej, w 2018 r. opady atmosferyczne

były poniżej średniej wieloletniej. Gnojowica bydlęca pochodziła z Zakładu Doświadczalnego ITP w Falentach i przechowywana była w zbiornikach w okresie ok. 1 miesiąca przed jej aplikacją na trwałe użytki zielone położone na glebach mineralnych ze znaczną zawartością składników pokarmowych. Stosowanie gnojowicy bydlęcej metodą węży ciągnionych (wleczonych) wykonano w czerwcu i lipcu 2017 r.

W 2017 r. wykonano dwa powtórzenia nawożenia gnojowicą trwałego użytku zielonego na terenie Zakładu Doświadczalnego w Falentach. W czerwcu po pierwszym pokosie i przygotowaniu obiektów badawczych na powierzchni 500 m² trwałego użytku zielonego przeprowadzono nawożenie w wariantach: nawożenie gnojowicą bydlęcą i gnojowicą bydlęcą zakwaszoną kwasem siarkowym, uprzednio uzyskując wartość pH 5,5 podczas wstępnego przechowywania gnojowicy w betonowym, szczelnym zbiorniku na terenie gospodarstwa przez okres dwóch tygodni.

Powtórzenie nawożenia na innych obiektach badawczych jako kolejną próbę połową wykonano na trwałym użytku zielonym w lipcu po drugim pokosie i po przygotowaniu kolejnych obiektów badawczych wykonano nawożenie na powierzchni 500 m² trwałego użytku zielonego w wariantach: nawożenie gnojowicą bydlęcą i gnojowicą bydlęcą zakwaszoną kwasem siarkowym.

Próby gleby pobierano zgodnie z przyjętą normą z profilu glebowego 0–30 cm, czyli w całym profilu glebowym bezpośrednio dostępnym dla traw na trwałym użytku zielonym. W okresie prowadzenia badań trwałe użytki zielone porastały: kępka pospolita, wiechlina łąkowa, kostrzewa łąkowa, życica trwała i tymotka łąkowa, zajmując powierzchnię stanowiącą 6–95% powierzchni poletek doświadczalnych.

Łąki były nawożone na wiosnę gnojowicą bydlęcą w dawce ok. 50 m³/ha i dawka azotu kształtowała się w przedziale 100–120 kg/ha.

Wyniki badań

Osiągany plon po trzech pokosach kształtował się na poziomie ok. 30 t/ha. Po zastosowaniu wapna węglanowego w pierwszej dekadzie listopada 2016 r. w ilości 1,8–2,5 t/ha oraz przeprowadzeniu nawożeń na poletkach 500 m² w dawkach azotu ok. 96 kg/ha, fosforu 43,2 kg/ha oraz potasu 129,6 kg/ha uzyskiwano plon wynoszący ok. 45 t/ha. Plon z drugiego pokosu w 2017 r. na poletkach nienawożonych (kontrolnych) wynosił ok. 8 t/ha, podczas gdy na nawożonych gnojowicą wynosił ok. 16 t/ha. Najniższe plony po zastosowaniu gnojowicy bydlęcej zakwaszonej wynosiły 17 t/ha, a najwyższe sięgały aż 20 t/ha.

Po nawożeniu wartość pH gleby kształtowała się na wybranych poletkach w przedziale od 6,4 (na poletkach bez zakwaszania) do 6,5 (na poletkach poddanych aplikacji gnojowicą zakwaszoną). W ujęciu statystycznym nie były to istotne różnice. Zakwaszenie gnojowicy nie wpływało istotnie na poziom pH pomimo wykonywania badań na glebach mineralnych. Kompleks sorpcyjny gleby w połączeniu

z jej właściwościami buforowymi, powodował że proces zakwaszenia nie wpływał na obniżenie wartości pH. Proces zakwaszania był zatem bezpieczny dla roślin i środowiska glebowego. Punktowe obniżenie wartości pH do poniżej 6,0 uwalniało fosfor zawarty w glebie i niedostępny dla roślin.

Zawartość azotu całkowitego na omawianych obiektach badawczych wynosiła 0,2–0,3% w przypadku poletek, gdzie zastosowano gnojowicę bydlęcą bez zakwaszenia oraz w przedziale 0,3–0,4% tam gdzie zastosowano zakwaszenie. Obiekty poddane nawożeniu gnojowicą bydlęcą charakteryzowały się bardzo zbliżoną zawartością innych składników odżywczych. Zawartość fosforu w przeliczeniu na czysty składnik wynosiła 0,3–0,4 mg/kg, w przypadku poletek nie poddawanych stosowaniu gnojowicy zakwaszonej oraz w zakresie 0,2–0,3 mg/kg w przypadku poletek, gdzie zastosowano gnojowicę zakwaszoną.

Zawartość potasu w glebie przed nawożeniem była przeciętna dla warunków doświadczenia i kształtowała się w zakresie 0,45–0,48 mg/kg w przypadku poletek przeznaczonych do aplikacji gnojowicy niezakwaszonej oraz 0,4–0,45 mg/kg w przypadku gnojowicy zakwaszonej kwasem siarkowym. Wyniki analizy gleby zaprezentowano w tabelach 1–3.

W pierwszych tygodniach po zastosowaniu gnojowicy bydlęcej zakwaszonej kwasem siarkowym pH gleby na łące w warstwie gleby 5–10 cm wynosiło ok. 6,3 a po pierwszym i drugim pokosie nieznacznie obniżyło się do 5,8, co mogło sugerować chwilowe

Table 1. Chemical analysis of soil

Tabela 1. Analiza chemiczna gleby

	Poletko	Termin 2017 r.	pH	Głębokość, cm	Azot całkowity, %	P, mg/kg	K, mg/kg	SO ₄ ²⁻ , mg/kg	Materia organiczna, %
Przed wykorzystaniem gnojowicy surowej	I	10 maja	6,4	0–30	0,2–0,25	0,3–0,4	0,45–0,48	2	1,6
Przed wykorzystaniem gnojowicy zakwaszonej	II	10 maja	6,5	0–30	0,3–0,4	0,2–0,3	0,4–0,45	2	1,9
Przed wykorzystaniem gnojowicy surowej	III	10 czerwca	6,4	0–30	0,25–0,3	0,3–0,4	0,45–0,48	1,5	2
Przed wykorzystaniem gnojowicy zakwaszonej	IV	10 czerwca	6,5	0–30	0,3–0,4	0,2–0,3	0,4–0,45	1,3	1,4

Table 2. Chemical analysis of slurry prepared for field trials

Tabela 2. Chemiczna analiza gnojowicy do prób polowych

Sposób realizacji	Zawartość suchej masy, % mas.	Azot całkowity, kg/m ³	Azot amonowy, kg/m ³	P, kg/m ³	K, kg/m ³	S, %	pH (na powierzchni pola)
Gnojowica bydlęca	6,5	3,6	1,8	0,9	2,7	0,2	7,2
Gnojowica bydlęca zakwaszona	6,7	3,6	1,9	0,9	2,9	3	5,86
Gnojowica bydlęca	7,2	3,4	2,0	0,9	2,7	0,3	5,7
Gnojowica bydlęca zakwaszona	7,5	3,6	1,8	0,9	2,6	3	5,9

Table 3. Soil analysis after first and second cut

Tabela 3. Analiza gleby po pierwszym i drugim pokosie

	Termin 2017 r.	pH	N _{min} , mg/kg	P (P ₂ O ₅), mg/kg	K (K ₂ O), mg/kg	Materia organiczna, %
Po pierwszym pokosie	20 czerwca	5,8	0,16	0,06	0,16	0,8
Po drugim pokosie	21 lipca	5,9	0,13	0,05	0,14	0,7

zachwianie w układzie buforowym gleby na wybranych obiektach badawczych.

Doświadczenie wykonywano w warunkach stosunkowo wysokich temperatur powietrza, jak również powierzchni gleby przy umiarkowanej prędkości powietrza. Opad atmosferyczny w postaci deszczu wystąpił ok. 8 h po zakończeniu aplikacji nawozu na użytek zielony. W ostatnim dniu prowadzenia badań na obiekcie badawczym wystąpił podobny do pierwszego czerwowego eksperymentu opad na poziomie 5 mm.

Analiza plonów wskazała na stosunkowo znaczące różnice w ujęciu ilościowym i jakościowym. Poletka bez nawożenia osiągały plon ok. 8 t/ha, podczas gdy nawożone gnojowicą bydlęcą ok. 16 t/ha a gnojowicą bydlęcą uprzednio zakwaszoną na poziomie od 17 t/ha do ponad 25 t/ha.

Podsumowanie i wnioski

Przedstawiono teoretyczne aspekty przyczyn zakwaszania gleb w Polsce jako tło do wprowadzenia zakwaszania gnojowicy do praktyki rolniczej oraz doświadczeń polowych przeprowadzonych w Polsce w 2017 r. na gnojowicy zakwaszonej i niezakwaszonej. Wyniki te wskazują na celowość stosowania gnojowicy zakwaszonej jako nawozu na użytkach zielonych. W trakcie badań nie stwierdzono szkodliwego oddziaływania gnojowicy zakwaszonej zarówno na sprzęt rolniczy, jak również zbiorniki do jej przechowywania oraz gleby uprawne.

Praca wykonana w ramach projektu *Biostrateg pt. „Interdyscyplinarne badania nad poprawą efektywności energetycznej oraz zwiększeniem udziału odnawialnych źródeł energii w bilansie energetycznym polskiego rolnictwa” (BIOGAS&EE), Umowa nr Biostrateg1/269056/5/NCBR/2015 11.08.2015 r. finansowany*

przez Narodowe Centrum Badań i Rozwoju w ramach programu *Biostrateg1*.

Otrzymano: 10-12-2018

LITERATURA

- [1] D. Fanguero, M. Hjorth, F. Gioelli, *J. Environ. Manage.* 2015, **149**, 46, DOI:10.1016/j.jenvman.2014.10.001.
- [2] I. Regueiro, J. Coutinho, D. Fanguero, *J. Cleaner Prod.* 2016, **131**, 296, DOI:10.1016/j.jclepro.2016.05.032.
- [3] M. Hjorth, G. Cocolo, K. Jonassen, L. Abildgaard, S. Sommer, *Biosystems Eng.* 2015, **132**, 56, DOI: 10.1016/j.biosystemseng.2015.02.009
- [4] K. Mazur, Mat. Międzynarodowej Konf. „Problems of intensification of animal production including environmental protection and alternative energy production”, Warszawa 18–19 września 2012 r., 100.
- [5] E. Sindhøj, L. Rodhe, *Examples of implementing manure processing technology at farm level*, Raport 412, Agriculture & Industry. JTI – Swedish Institute of Agricultural and Environmental Engineering, Uppsala (Szwecja), 2013.
- [6] S.G. Sommer, S. Husted, *J. Agricultural Sci.* 1995, **124**, 447, DOI:10.1017/S0021859600073408.
- [7] L.D.M. Ottosen, H.V. Poulsen, D.A. Nielsen, K. Finster, L.P. Nielsen, N.P. Revsbech, *Biosystems Eng.* 2008, **102**, 291, DOI:10.1016/j.biosystemseng.2008.12.003.
- [8] J.W. Paul, E.G. Beauchamp, *Biolog. Wastes* 1989, **29**, 313.
- [9] I. Siegert, C. Banks, *Process Biochem.* 2005, **40**, 3412, DOI:10.1016/j.procbio.2005.01.025.
- [10] S.G. Sommer, S. Husted, *J. Agricultural Sci.* 1995, **124**, 45. DOI:10.1017/S0021859600071239.
- [11] P. Sørensen, J. Eriksen, *Agriculture Ecosystems Environ.* 2009, **131**, 240, DOI:10.1016/j.agee.2009.01.024.
- [12] H.-W. Yen, D. Brune, *Bioresour. Technol.* 2007, **98**, 130, DOI:10.1016/j.biortech.2005.11.010.
- [13] R.J. Stevens, R. Laughlin, J.P. Frost, *J. Agricultural Sci.* 1989, **113**, 389, DOI:10.1017/S0021859600070106.
- [14] S.O. Petersen, A.J. Andersen, J. Eriksen, *J. Environ. Quality* 2012, **41**, 88, DOI:10.2134/jeq2011.0184
- [15] L. Rodhe, J. Ascue, Å. Nordberg, *IOP Conf. Series: Earth and Environmental Science*, 2009, 8. DOI:10.1088/1755-1315/8/1/012019.



Zabytkowy Dom z klimatem

Warszawski Dom Techniki jest obiektem zabytkowym, położonym w pobliżu warszawskiej Starówki. Z zewnątrz zachwycający ciekawą architekturą, w środku oferuje 6 sal konferencyjnych z pełnym wyposażeniem technicznym i audiowizualnym.

Do dyspozycji oddajemy Dom historyczny, zaaranżowany w sposób sprzyjający event'om o różnej tematyce.

Nasz doświadczony zespół zatroszczy się o każdy szczegół spotkania.

Warszawski Dom Techniki NOT Sp. z o.o.

ul. T. Czackiego 3/5, 00-043 Warszawa

tel. kom. 729 052 512 tel. +48 22 336 12 23

www.wdtnot.pl e-mail: izabela.krasucka@wdtnot.pl