

CENTRUM DORADZTWA ROLNICZEGO W BRWINOWIE
ODDZIAŁ W RADOMIU

Stefan Pietrzak

**Bilansowanie składników nawozowych
i gospodarowanie nawozami naturalnymi,
a ochrona jakości wody**

Radom 2013

Centrum Doradztwa Rolniczego w Brwinowie Oddział w Radomiu
26-600 Radom, ul. Chorzowska 16/18
www.cdr.gov.pl, tel. 48 365 69 00
e-mail: radom@cdr.gov.pl

Autor:

Stefan Pietrzak
Instytut Technologiczno-Przyrodniczy w Falentach
Al. Hrabaska 3. 05-090 Raszyn
e-mail: s.pietrzak@itep.edu.pl

Projekt okładki: Małgorzata Sieczko

Centrum Doradztwa Rolniczego w Brwinowie Oddział w Radomiu

@ Copyright by Centrum Doradztwa Rolniczego w Brwinowie
Oddział w Radomiu 2013

ISBN: 978-83-63411-10-7

Druk: Centrum Doradztwa Rolniczego w Brwinowie Oddział w Radomiu
Nakład: 500 egz.

Spis treści

1. Wstęp	5
2. Zanieczyszczenie wód związkami azotu i fosforu ze źródeł rolniczych w Polsce w świetle międzynarodowych uregulowań w zakresie ich ochrony	7
2.1. Podstawy polityki ochrony jakości wód	7
2.2. Zanieczyszczenie wód azotem i fosforem	10
2.3. Wody powierzchniowe i wody przybrzeżne, które są dotknięte lub zagrożone eutrofizacją	16
2.4. Syntetyczna ocena wpływu rolnictwa na jakość wód w Polsce	19
3. Sporządzanie bilansów składników nawozowych metodą „u bramy gospodarstwa”	20
3.1. Potrzeba i znaczenie sporządzania bilansów składników nawozowych	20
3.2. Procedura bilansowania składników nawozowych metodą „u bramy gospodarstwa” ..	21
3.2.1. Równanie bilansu	21
3.2.2. Obliczenie masy składników nawozowych wniesionych do gospodarstwa..	23
3.2.3. Obliczenie masy składników nawozowych wynoszonych z gospodarstwa ..	34
3.2.4. Obliczenie nadmiaru azotu, fosforu i potasu	38
3.2.5. Efektywność wykorzystania składników nawozowych.....	39
3.3. Uwagi	39
3.4. Wyniki bilansów dla przykładowych gospodarstw	40
4. Gospodarowanie nawozami naturalnymi w aspekcie ochrony jakości wody.....	43
4.1. Podstawowe wiadomości o nawozach naturalnych.....	43
4.2. Niektóre cechy nawozów naturalnych.....	44
4.3. Straty składników nawozowych z nawozów naturalnych.....	45
4.3.1. Straty azotu i fosforu w wyniku wymycia i spływu powierzchniowego	45
4.3.2. Straty amoniaku z nawozów naturalnych.....	49
4.4. Środki zaradcze służące ograniczeniu strat azotu i fosforu z nawozów naturalnych..	56
4.4.1. Działania ograniczające straty azotu i fosforu z nawozów naturalnych w wyniku wymycia i zmywania.....	56
4.4.2. Praktyki rolnicze służące ograniczeniu emisji amoniaku	59
4.5. Niektóre aspekty formalno-prawne i praktyczne gospodarowania nawozami naturalnymi.....	65
5. Literatura	67

1. WSTĘP

Rolnictwo należy do tych form działalności gospodarczej człowieka, które wywierają największy wpływ na zanieczyszczanie wód powierzchniowych i podziemnych. Wpływ ten przez wiele lat był niedoceniany. Jednak postępująca degradacja wód, rozwój badań z tym związanych i zmiany w świadomości społecznej spowodowały, że obecnie problem ograniczenia negatywnego wpływu rolnictwa na jakość wód traktuje się jako jedno z priorytetowych zadań w ochronie środowiska. W forum europejskim znalazło to wyraz w takich aktach prawnych i porozumieniach jak: Dyrektywa Azotanowa, Ramowa Dyrektywa Wodna, Konwencja Helsińska, a w Polskim m.in. w ustawie o nawozach i nawożeniu, ustawie „Prawo Wodne”, ustawie „Prawo Ochrony Środowiska” i w wielu aktach wykonawczych.

Zanieczyszczenia wód pochodzenia rolniczego dzieli się wg różnych kryteriów, m.in. ze względu na ich:

- rodzaj: chemiczne (składniki nawozowe, substancje czynne wchodzące w skład środków ochrony roślin), biologiczne (bakterie, wirusy), mechaniczne (zawiesiny o różnym stopniu rozdrobnienia nierozpuszczalnych substancji stałych, takich jak kurz, pył, cząstki obumarłych roślin i zwierząt, cząstki mineralne gleby);
- źródło pochodzenia: nawozy naturalne, nawozy mineralne, pestycydy, soki kiszonkowe, materia nieorganiczna i organiczna;
- miejsce powstawania: punktowe (wprowadzane są one do wód w jednoznacznie określonym miejscu jak zagroda), obszarowe (dostające się do wód powierzchniowych i podziemnych z terenów użytkowanych rolniczo, przede wszystkim z powierzchni użytków rolnych).

Spośród poszczególnych rodzajów zanieczyszczeń, największe zagrożenie dla jakości wód stanowią składniki nawozowe, a zwłaszcza pierwiastki biogenne azot i fosfor. Składniki te trafiają do wód w następstwie ich strat w produkcji rolnej, a w szczególności w wyniku takich zjawisk, jak:

- erozja wodna i wietrzna (przenoszenie przez wodę i wiatr związków azotu i fosforu wraz z cząsteczkami gleby) oraz spływ podpowierzchniowy (głównie transport azotanów – NO_3^-) z terenów użytkowanych rolniczo;
- wymycie (przeziąk) azotanów (NO_3^-) z gleb użytków rolnych i z terenu zagród;
- emisja amoniaku (NH_3) z nawozów naturalnych i gleb użytków rolnych nawożonych nawozami i jego osadzenie z opadami atmosferycznymi;
- emisja tlenków azotu (II i IV) – NO_x – ($\text{NO} + \text{NO}_2$) z gleb i nawozów naturalnych i ich osadzanie z opadami atmosferycznymi.

W warunkach nadmiernego wzbogacenia wód powierzchniowych azotem i fosforem dochodzi do ich eutrofizacji, co objawia się gwałtownym rozwojem fitoplanktonu – przeważnie glonów. W rezultacie eutrofizacji następuje degradacja wód i poważnemu ograniczeniu ulega możliwość ich wykorzystania do celów bytowych, gospodarczych i rekreacyjnych. Zbyt duże stężenie azotu w wodach podziemnych, spowodowane wymyciem azotanów, czyni je nieprzydatnymi do spożywania przez ludzi i zwierzęta. Amoniak, po opuszczeniu źródła emisji, powraca z atmosfery do wód powierzchniowych, gleby i roślin z opadem suchym i mokrym. Następstwem nadmiernego osadzania azotu z atmosfery może być m.in.: eutrofizacja naturalnych ekosystemów wodnych, zakwaszenie gleby i zwiększone wymycie azotanów z gleby. Emisja tlenków azotu (II i IV), wydzielających się w trakcie mikrobiologicznych procesów glebowych przyczynia się pośrednio do zakwaszania ekosystemów wodnych.

Do dużych strat składników nawozowych dochodzi zwłaszcza w gospodarstwach ukierunkowanych na produkcję zwierzęcą. Gospodarstwa te bowiem produkują duże ilości nawozów naturalnych, z których substancje biogenne łatwo ulegają rozproszeniu w środowisku. O wielkości strat składników nawozowych z produkcji rolnej i pośrednio o zagrożeniu stwarzanym przez nie dla środowiska, w tym dla jakości wód, można wnioskować określając różnicę między ich ilością wprowadzoną do gospodarstwa i z niego wyprowadzoną, tzn. obliczając saldo bilansu składników nawozowych w skali gospodarstwa.

W niniejszym opracowaniu zaprezentowano stan zanieczyszczenia wód związkami azotu i fosforu ze źródeł rolniczych w Polsce - w świetle wymogów ich ochrony wynikających ze zobowiązań międzynarodowych, metodę bilansowania „u bramy gospodarstwa” składników nawozowych oraz problematykę przyjaznego dla środowiska gospodarowania nawozami naturalnymi. Jego celem jest upowszechnienie wiedzy w powyższym zakresie, a przez to przyczynienie się do zmniejszenia strat azotu i fosforu generowanych przez gospodarstwa rolne, i do zmniejszenia zanieczyszczenia wody tymi składnikami.

Publikacja jest adresowana zwłaszcza dla doradców rolnych i rolników. Ponadto może być użyteczna specjalistom z różnych instytucji (np. z RZGW, samorządów) realizujących zadania związane z ochroną jakości wody w aspekcie działalności rolniczej oraz wszystkim zainteresowanym tą tematyką.

2. ZANIECZYSZCZENIE WÓD ZWIĄZKAMI AZOTU I FOSFORU ZE ŹRÓDEŁ ROLNICZYCH W POLSCE W ŚWIETLE MIĘDZYNARODOWYCH UREGULOWAŃ W ZAKRESIE ICH OCHRONY

2.1. Podstawy polityki ochrony jakości wód

Polska w ramach przyjętej polityki zrównoważonego rozwoju oraz zobowiązań międzynarodowych, wynikających w szczególności z dyrektywy Rady 91/676/EWG z dnia 12 grudnia 1991 r. dotyczącej ochrony wód przed zanieczyszczeniami powodowanymi przez azotany pochodzenia rolniczego (tzw. Dyrektywy Azotanowej), dyrektywy 2000/60/WE Rady i Parlamentu Europejskiego z dnia 23 października 2000 r. ustanawiającej ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej (tzw. Ramowej Dyrektywy Wodnej) oraz Konwencji o ochronie środowiska morskiego obszaru Morza Bałtyckiego, sporządzonej w Helsinkach dnia 9 kwietnia 1992 r.¹, zobowiązana jest do realizacji działań ukierunkowanych na ochronę jakości wody, w tym przed zanieczyszczeniami ze źródeł rolniczych. Wymienione akta określają obszar polityki ochrony jakości wody w tym zakresie, wskazując m.in. rodzaje wód będące przedmiotem ochrony – tab. 1, zakładane cele do osiągnięcia – tab. 2, substancje pochodzenia rolniczego stanowiące największe zagrożenie dla jakości wód – tab. 3 oraz wymagania monitoringu i oceny jakości wód – tab. 4.

¹ Konwencja Helsińska, która została podpisana w 1974 r. przez wszystkie kraje Morza Bałtyckiego, a w 1992 r. przez nowo powstałe kraje nadbałtyckie i Unię Europejską – jej organem wykonawczym jest Komisja Helsińska lub HELCOM. W dniu 10 czerwca 2009 r. zainaugurowana została Strategia UE dla regionu Morza Bałtyckiego

Tabela 1.

Rodzaje wód podlegające ocenie

Źródło	Rodzaje wód
Dyrektywa Azotanowa	<ul style="list-style-type: none"> – słodkie wody powierzchniowe, oraz wody podziemne, w których stężenia azotanów przewyższają, lub mogą przewyższyć w przypadku nie podjęcia działań zapobiegawczych, $50 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$, – naturalne jeziora słodkowodne lub inne zbiorniki słodkowodne, ujścia rzek, wody przybrzeżne lub morskie dotknięte eutrofizacją lub zagrożone nią w przypadku nie podjęcia działań zapobiegawczych w najbliższej przyszłości. <i>(wszelkie obszary lądowe, z których następują odpływy do wymienionych wyżej wód muszą być oznaczone jako Obszary Szczególnie Narazone)</i>
Ramowa Dyrektywa Wodna	<ul style="list-style-type: none"> – wszystkie wody śródlądowe (wody powierzchniowe i wody podziemne), – wody przejściowe i wody przybrzeżne (i dla stanu chemicznego również wody terytorialne, które mogą sięgać do 12 mil morskich od linii podstawowej morza).
Konwencja Helsińska	Morze Bałtyckie

Tabela 2.

Zakładane cele do osiągnięcia

Źródło	Cele odnoszące się do ochrony jakości wód
Dyrektywa Azotanowa	Celem jest zmniejszenie zanieczyszczenia wody spowodowanego lub wywołanego przez azotany pochodzące ze źródeł rolniczych oraz zapobieganie dalszemu ich zanieczyszczeniu.
Ramowa Dyrektywa Wodna	Nadrzędnym celem jest osiągnięcie dobrego stanu wód na terenie całej Unii Europejskiej do roku 2015 (tj. dobrego stanu chemicznego, oraz dobrego stanu ekologicznego lub dobrego potencjału ekologicznego)
Konwencja Helsińska	Głównym celem jest ochrona środowiska morskiego Bałtyku - wód, dna, zasobów żywych, przed zanieczyszczeniami ze wszystkich źródeł - z lądu, statków i atmosfery. Jednym z celów cząstkowych jest doprowadzenie do stanu, że Morze Bałtyckie będzie nietknięte eutrofizacją (mieści w tym cel szczegółowy: zawartość substancji biogennych bliska poziomowi naturalnemu)

Tabela 3.

Substancje priorytetowe

Źródło	Substancje priorytetowe pochodzenia rolniczego w ochronie wód
Dyrektywa Azotanowa	– azotany
Ramowa Dyrektywa Wodna (zał. VIII)	– organiczne związki fosforu, – biocydy i środki ochrony roślin, – substancje, które przyczyniają się do eutrofizacji (w szczególności azotany i fosforany), – substancje, które wywierają niekorzystny wpływ na bilans tlenu (i można dokonać ich pomiaru przy użyciu takich wskaźników jak BZT, ChZT, itp.)
Konwencja Helsińska (zał. I, pkt. 1.2)	– pestycydy, takie jak fungicydy, herbicydy, insektycydy, myxomycydy; – związki azotu i fosforu;

Tabela 4.

Niektóre wymagania w zakresie monitoringu i oceny jakości wód

Źródło	Wybrane wymagania
Dyrektywa Azotanowa	– monitorowanie stężenia azotanów w wodach słodkich (art. 6 pkt 1)*; – ocena stanu eutrofizacji słodkich wód powierzchniowych oraz wód ujść rzek i wód przybrzeżnych (art. 6 pkt 1); – uwzględnienie przy wyznaczaniu wód wrażliwych m.in. (zał. I pkt. B): · właściwości fizycznych i cech środowiska wód i gleb; · aktualnej wiedzy w zakresie zachowywania się związków azotu w środowisku naturalnym (w wodzie i glebie);
Ramowa Dyrektywa Wodna	– monitorowanie stanu chemicznego wód (art. 8 pkt. 1); – ocena i identyfikacja znaczących źródeł punktowych rozproszonych emisji zanieczyszczeń (zał. II pkt 1.4; pkt 2.1); – oceny podatności stanu części wód powierzchniowych na oddziaływania (z wykorzystaniem technik modelowania) (zał. II pkt 1.5)
Konwencja Helsińska	– prowadzenie pomiarów i obliczeń emisji i zrzutów ze źródeł punktowych oraz ze źródeł rozproszonych do wody i powietrza w sposób właściwy z naukowego punktu widzenia, w celu oceny stanu środowiska morskiego obszaru Morza Bałtyckiego (art. 3. pkt. 5.)
<i>*dla wód podziemnych - w punktach poboru próbek, które są reprezentatywne dla gruntowych warstw wodonośnych w Państwach Członkowskich, w regularnych odstępach czasu i przy uwzględnieniu przepisów dyrektywy 80/778/EWG; (art. 6 pkt. 1)</i>	

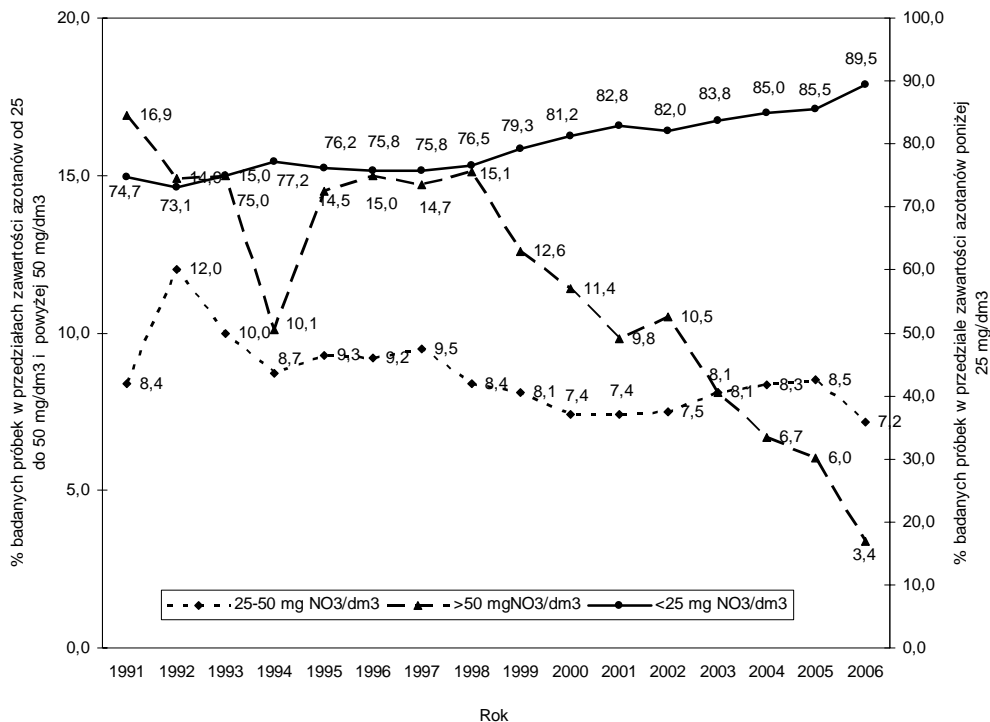
Do najważniejszych zadań wynikających z dyrektyw: azotanowej i wodnej oraz z Konwencji Helsińskiej należy realizacja monitoringu jakości wód. Prowadzenie takiego monitoringu jest niezbędnym elementem sprawnego systemu ochrony wód. Monitoring

jakości wód dostarcza bowiem danych o aktualnym stanie wód – w postaci diagnozy, pozwala oceniać skutki stosowanych działań na rzecz ochrony wód, jak też przewidywać zmiany ich jakości w następstwie zaplanowanych działań. Istotnym jest zwłaszcza prowadzenie monitoringu zawartości w wodach substancji biogennych, które to stwarzają dla nich największe zagrożenie, tj. związków azotu i fosforu.

W Polsce podstawą wykonywanych analiz na temat zanieczyszczenia wód azotem i fosforem są wyniki badań jakości wód uzyskane w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska (PMS). Innym ważnym źródłem informacji o stanie zanieczyszczenia wód azotem i fosforem są wyniki monitoringu realizowanego na obszarze użytków rolnych przez Krajową Stację Chemiczno-Rolniczą i okręgowe stacje chemiczno-rolnicze, przy merytorycznym wsparciu IUNG-PIB Puławy i ITP Falenty. Poza tym wiele cennych informacji z tym związanych dostarczają wyniki prac badawczych prowadzonych przez placówki naukowe oraz zagraniczne (zwłaszcza w odniesieniu do stanu zanieczyszczenia Bałtyku). Poniżej w oparciu o różne źródło scharakteryzowano wyniki badań w tym zakresie.

2.2. Zanieczyszczenie wód azotem i fosforem

Wyniki PMS w odniesieniu do wód podziemnych ogółem w zakresie azotanów wskazują, że w zdecydowanej większości przypadków wody te odznaczają się niewielkimi stężeniami tego związku. W 2006 r. odsetek punktów pomiarowych, w których stwierdzono stężenia azotanów powyżej granicy $50 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ wynosił 3,4%, a punktów ze stężeniami w granicach $25\text{-}50 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ – 7,2% – rys. 1. W stosunku do lat ubiegłych widoczna jest tendencja zmniejszania się zawartości azotanów w wodach podziemnych (należy zaznaczyć, że porównania zawartości azotanów w wodach podziemnych w poszczególnych latach mają charakter względny, ponieważ liczba punktów monitoringu w sieci obserwacyjno-badawczej wód podziemnych prowadzonej przez PIG zmieniała się w czasie).

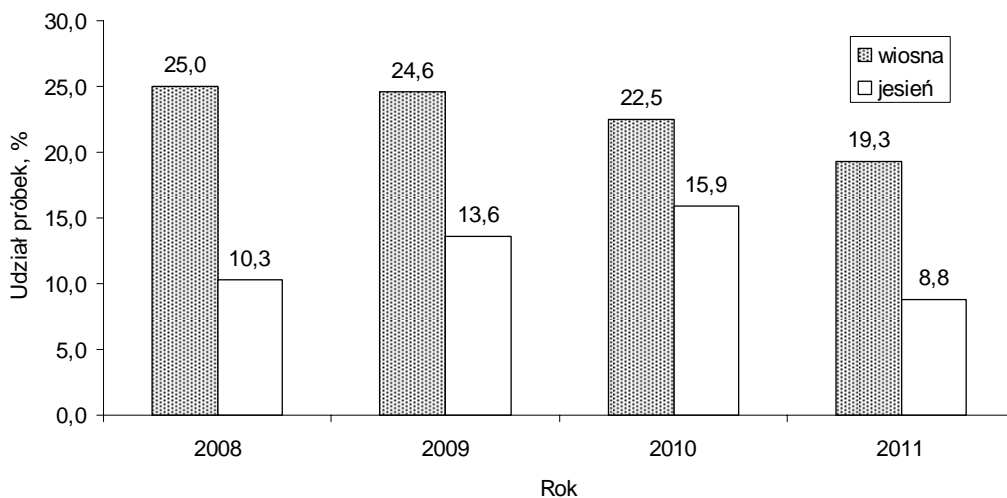


Rys. 1. Udział azotanów w różnych klasach stężeń w wodach podziemnych ogółem według badań monitoringowych w latach 1991-2006 [opracowanie własne na podstawie: Raport ..., 2003, Informacja ...2003 roku, Informacja ...2005 roku, Informacja ..., 2008]

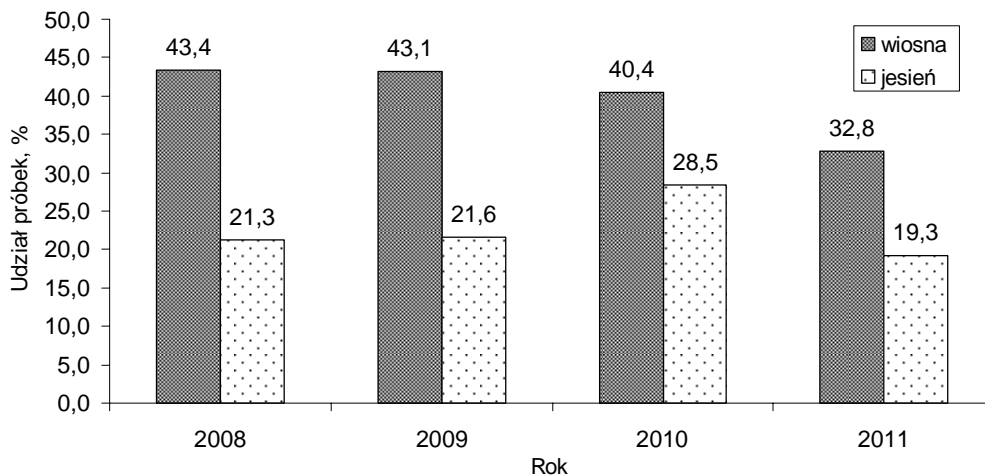
W odniesieniu do wód powierzchniowych wyniki PMŚ wskazują, że również ich zanieczyszczenie azotanami jest niewielkie. W tym zakresie, w latach 2008-2011 w 95% stanowisk nie przekroczona została wartość dopuszczalna stężenia azotanów, czyli 25 mg NO₃·dm⁻³ [IMGW-PIB, 2012].

Przytoczone powyżej dane sugerują, że w skali całej Polski zanieczyszczenie wód azotanami ze źródeł rolniczych jest ogólnie bardzo małe. Wydaje się jednak, że wyniki nie są dostatecznie reprezentatywne, stąd też oceny na ich podstawie wykonywane mogą być niepełne. Argumentów uzasadniających tę opinię dostarczają w szczególności wyniki monitoringu płytkich wód gruntowych na obszarach stanowiących użytki rolne, który jest prowadzony przez KSCh-R w Warszawie i podlegające jej okręgowe stacje, we współpracy z ITP Falenty (w odniesieniu do użytków zielonych) oraz IUNG-PIB Puławy (w odniesieniu do gruntów ornych). Wskazują one, że na obszarach zajmowanych przez użytki rolne w Polsce występuje stosunkowo duży udział wód gruntowych zanieczyszczonych (>50 mg NO₃·dm⁻³) i zagrożonych zanieczyszczeniem azotanami (40–50 mg NO₃·dm⁻³) w rozumieniu Dyrektywy Azotanowej. W latach 2008-2011

stwierdzono występowanie tego rodzaju wód w 28-38% punktów monitoringowych zlokalizowanych na użytkach zielonych i w 52-69% punktów monitoringowych zlokalizowanych na gruntach ornych – rys. 2-3.



Rys. 2. Procentowy udział próbek „zanieczyszczonych i zagrożonych” (> 40 mg NO₃-dm⁻³) na użytkach zielonych w latach 2008-2011 (n₂₀₀₈=388; n₂₀₀₉=398; n₂₀₁₀=411; n₂₀₁₁=373) [opracowanie własne]



Rys. 3. Procentowy udział próbek „zanieczyszczonych i zagrożonych” (> 40 mg NO₃-dm⁻³) na gruntach ornych w latach 2008-2011 [na podstawie: Jadczyzyn T., Kocoń, 2012]

Także jest wiele przykładów świadczących o silnej presji wywieranej na jakość wód przez rolnictwo w skali lokalnej, zwłaszcza w obrębie zagród, w których utrzymywane są zwierzęta. Sapek i Sapek [2007] w oparciu o wyniki monitoringu prowadzonego w 36 gospodarstwach ukierunkowanych na produkcję zwierzęcą, z województw: kujawsko-pomorskiego, podlaskiego i mazowieckiego wykazali, szczególnie duże nagromadzenie N i P w wodzie pobieranej ze studzienek zainstalowanych koło składowisk obornika. Średnie z wielolecia zawartości mineralnych form azotu i fosforu wynosiły w niej odpowiednio: 7-37 mg N-NO₃ · dm⁻³, 5,2-53 mg N-NH₄ · dm⁻³ i 1,2-11,5 mg P-PO₄ · dm⁻³ - tab. 5. W większości przypadków stężenia tych składników (rozpatrywane w przedziale czasu od 2 do 7 lat), przekraczały, niekiedy bardzo znacznie wartości graniczne dla V klasy (wody złej jakości) wód podziemnych. Również w innych miejscach występowania zanieczyszczeń na terenie zagrody z produkcji zwierzęcej, wybiegi dla bydła, silosy, bramy przez którą przechodzi było na pastwisko, stężenia mineralnych form azotu i fosforu w wodzie gruntowej mogą osiągać duże wartości – tab. 6.

Tabela 5.

Średnie stężenia azotu i fosforu w próbkach wody gruntowej z miejsc w pobliżu gnojowni z gospodarstw rolnych [Sapek, Sapek, 2007]

Lokalizacja gospodarstw	Okres badań	Liczba próbek	Stężenie, mg·dm ⁻³		
			P-PO ₄	N-NO ₃	N-NH ₄
Rejon Ostrołęki	1993-1995	313	3,6	29	6,8
Rejon Ostrołęki	2004-2006	193	4	28	23,2
Gmina Ciechocin	1997-2006	102	7,2	20	5,2
Gmina Stara Biała	1999-2006	116	10,5	7	23,7
Gmina Papowo Biskupie	2004-2006	66	11,5	37	35,6
Falenty	2004-2006	44	1,2	25	53
Gmina Klukowo	1999-2003	101	6,9	12	35,34

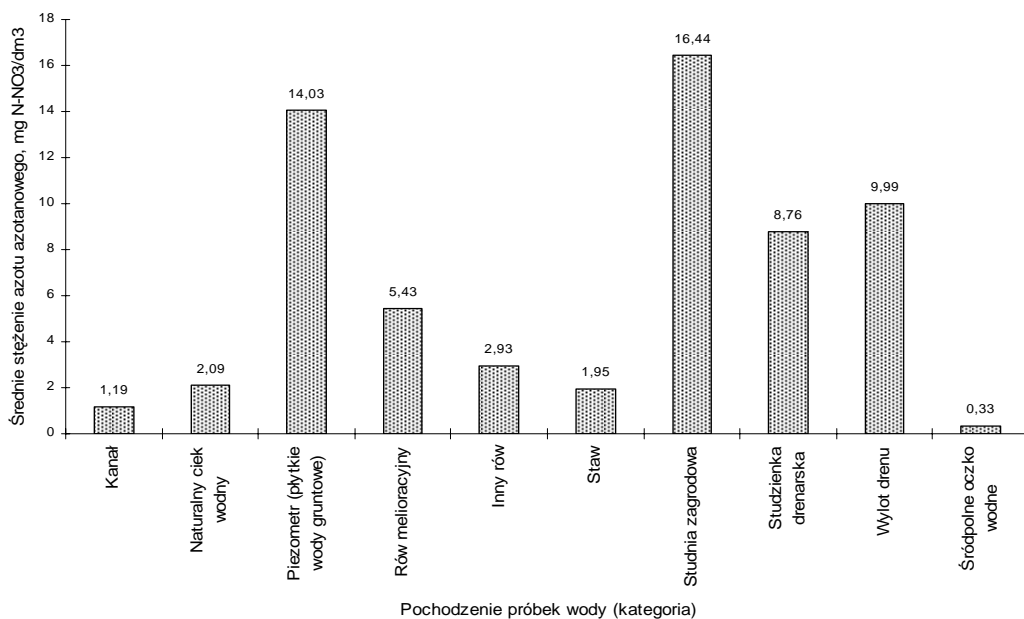
Tabela 6.

Średnie stężenie składników mineralnych w próbkach wody gruntowej pobranych z różnych miejsc na terenie czterech gospodarstw ukierunkowanych na produkcję mleka w gminie Klukowo (woj. podlaskie) w latach 1999-2004 r. [Pietrzak, 2005]

Miejsce monitoringu wody	Liczba próbek	Stężenie, mg·dm ⁻³		
		P-PO ₄	N-NO ₃	N-NH ₄
Na wybiegu dla młodego bydła	25	3,23	19,19	31,11
Przy bramie zagrodowej	25	3,38	2,61	5,54
Przy silosie przejazdowym	23	1,22	14,32	14,74

Woda gruntowa na terenie zagrody jest zanieczyszczona nie tylko w miejscach bezpośrednio związanych z poszczególnymi źródłami zanieczyszczeń, ale również w pewnej, niekiedy znacznej odległości od tych miejsc, takich jak studnie gospodarskie. Sapek [1996] na podstawie obszernych badań stwierdził, że na początku lat 90-tych XX wieku w wodzie z ok. 50% wiejskich studni kopanych stężenia azotu azotanowego przekraczały $10 \text{ mg N-NO}_3\text{-dm}^{-3}$, przy czym w prawie 16% studni było wyższe niż $40 \text{ mg N-NO}_3\text{-dm}^{-3}$. Ministerstwo Rolnictwa i Rozwoju Wsi w oparciu o dane Ministerstwa Zdrowia podało, że w roku 2000, 44,8% studni przydomowych posiadało wody złej jakości, niezdatnej do picia - powyżej $50 \text{ mg NO}_3\text{-dm}^{-3}$ ($11,3 \text{ mg N-NO}_3 \cdot \text{dm}^{-3}$) [Program..., 2007].

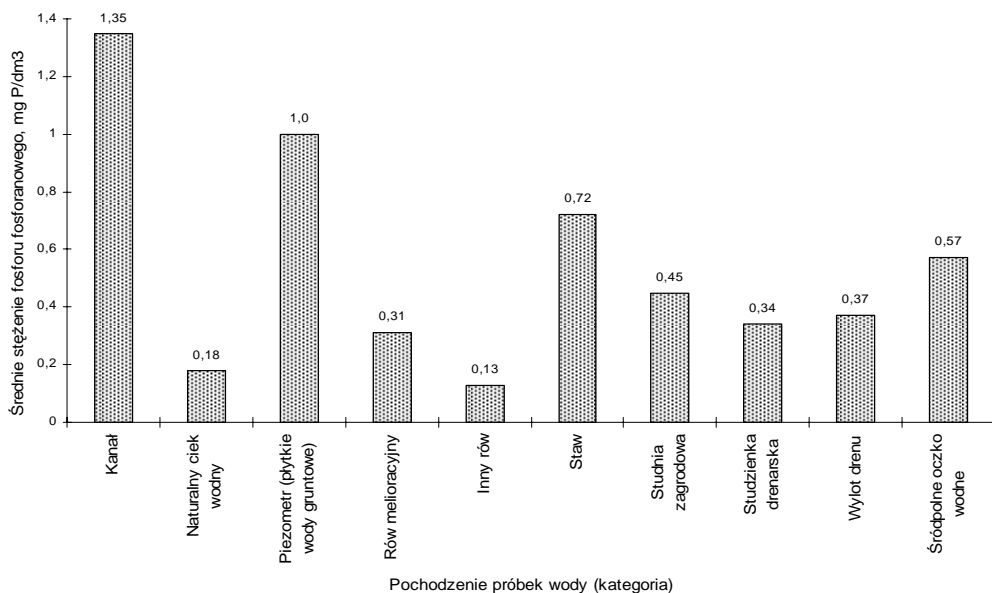
O dużym wpływie działalności rolniczej na jakość wody prowadzonej w obrębie zagrody, a poza tym również na użytkach rolnych świadczą też wyniki monitoringu prowadzonego w ramach Programu Wieloletniego ITP 2011-2015 na terenie pięćdziesięciu gospodarstw w Polsce. W jego ramach stwierdzono, że pod względem stężenia azotanów do najbardziej zanieczyszczonych należały próbki wody pobrane ze studni zagrodowych oraz piezometrów, ponadto znacznie ilości azotanów wykryto w próbkach pobranych z wylotu drenów, studzienek melioracyjnych oraz rowów melioracyjnych – rys. 4.



Rys. 4. Średnie stężenie azotu azotanowego (N-NO₃) w próbkach wody z 50 gospodarstw w zależności od ich pochodzenia [opracowanie własne]

Z kolei, średnie stężenia fosforu fosforanowego dla większości przyjętych kategorii wód były większe od wartości granicznych ($> 0,1 \text{ mg P}_{\text{og}} \cdot \text{dm}^{-3}$ – dla wód stojących i $> 0,25 \text{ mg P}_{\text{og}} \cdot \text{dm}^{-3}$ - dla wód płynących) podanych w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 23 grudnia 2002 r. w sprawie kryteriów wyznaczania wód wrażliwych na zanieczyszczenie związkami azotu ze źródeł rolniczych Dz. U. 2002 Nr 241 poz. 2093 – rys. 5. (Rozporządzenie określa wartości graniczne dla fosforu ogólnego - przyjęto, że jeśli stężenie fosforu fosforanowego w próbkach wody było większe od wartości granicznych dla fosforu ogólnego, to tym bardziej stężenie P_{og} , było w nich większe od ustanowionych w tym zakresie w rozporządzeniu norm). W tym zakresie podkreślenia wymaga, że:

- w około 80% śródpolnych oczek wodnych występowały wody eutroficzne ze względu na przekroczenie wartości granicznej $0,1 \text{ mg P}_{\text{og}} \cdot \text{dm}^{-3}$ (powodem zwiększonego stężenia fosforu w oczkach wodnych mogły być spływy powierzchniowe z pól);
- w blisko 70% punktach monitoringowych w rowach melioracyjnych stwierdzono przekroczenie co najmniej jednego wskaźnika eutrofizacji: N-NO_3 lub P_{og} (tj. $2,20 \text{ mg N-NO}_3 \cdot \text{dm}^{-3}$, bądź $0,25 \text{ mg P}_{\text{og}} \cdot \text{dm}^{-3}$).



Rys. 5. Średnie stężenie fosforu fosforanowego (P-PO_4) w próbkach wody w zależności od ich pochodzenia [opracowanie własne]

Nadmienić należy, że stężenie azotu i fosforu w wodzie z rowów melioracyjnych w gospodarstwach ukierunkowanych na produkcję zwierzęcą było większe niż w gospodarstwach ukierunkowanych na produkcję roślinną. Podobna tendencja wystąpiła w odniesieniu do wody ze śródpolnych oczek wodnych, a w zakresie dotyczącym azotu

azotanowego w odniesieniu do wody ze studzienek drenarskich. Powodem podwyższonego zanieczyszczenia wód w gospodarstwach ukierunkowanych na produkcję zwierzęcą było niewątpliwie stosowanie nawozów naturalnych w znacznie większych dawkach niż (o ile w ogóle stosowano) w gospodarstwach ukierunkowanych na produkcję roślinną.

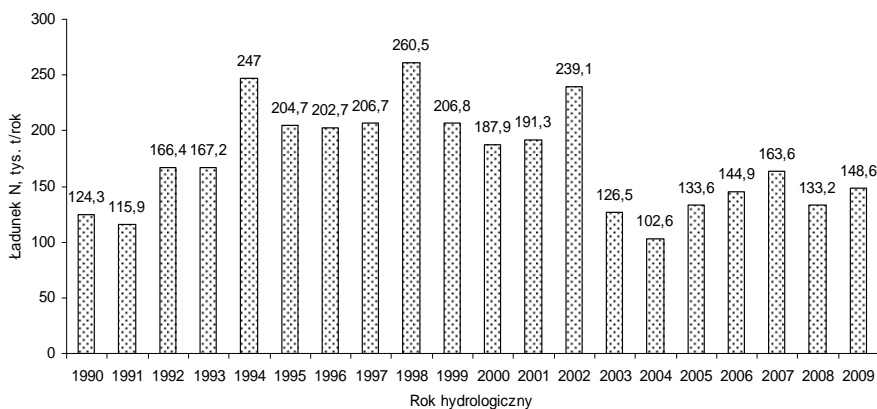
2.3. Wody powierzchniowe i wody przybrzeżne, które są dotknięte lub zagrożone eutrofizacją

Eutrofizacja to zgodnie z ustawą „Prawo wodne” [Ustawa..., 2005] "wzbogacanie wody biogenami, w szczególności związkami azotu lub fosforu, powodującymi przyspieszony wzrost glonów oraz wyższych form życia roślinnego, w wyniku którego następują niepożądane zakłócenia biologicznych stosunków w środowisku wodnym oraz pogorszenie jakości tych wód".

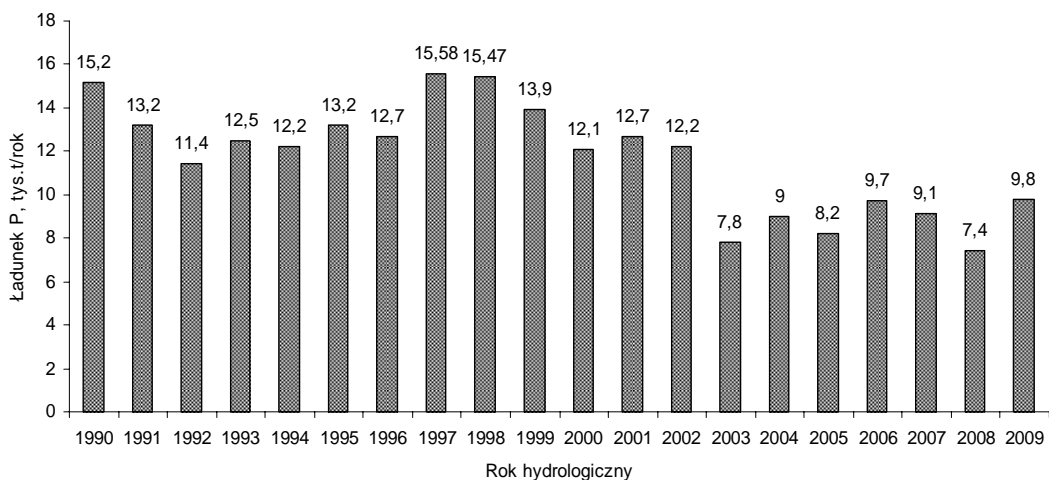
Według krajowych danych monitoringowych w latach 2008-2011 parametry eutrofizacji zostały przekroczone w 34% dla stanowisk zlokalizowanych na wodach płynących, w 58% stanowisk na wodach stojących i 85% punktów zlokalizowanych na wodach morskich i przejściowych [IMGW-PIB, 2012].

Wpływ rolnictwa na eutrofizację wód w aspekcie ilościowym nie jest dostatecznie rozeznany. W odniesieniu do jezior na przykład wskazuje się, że cyt. „generalnie należą [one] do zbiorników eutroficznych. Około połowa z nich odznacza się niekorzystnymi cechami morfometrycznymi i hydrograficznymi oraz uwarunkowaniami geomorfologicznymi, które sprzyjają naturalnemu procesowi starzenia się jezior. Oznacza to, że dla wielu polskich jezior stan eutroficzny jest stanem naturalnym (czy referencyjnym). Monitoringuowe badania jezior w Polsce nie uwzględniają szacunku dostawy związków biogenych do wód, w tym pochodzących z rolnictwa. Jednakże powszechnie znany zróżnicowany poziom intensywności rolnictwa pomiędzy rejonami Polski zachodniej (Wielkopolska, Kujawy) i wschodniej, objawiający się między innymi większym zużyciem nawozów w zachodniej części kraju, z pewnością ma również wpływ na bardziej zaawansowany stopień eutrofizacji wód w regionach Środkowej Odry i Warty” [cyt.: Soszka i in., 2006].

Dostępne dane wskazują natomiast na bardzo duży wpływ polskiego rolnictwa na eutrofizację Bałtyku. Polska spośród krajów nadbałtyckich w największym stopniu przyczynia się do zanieczyszczenia jego wód substancjami biogenymi takimi jak azot i fosfor. Udział Polski w całkowitym ładunku azotu ogólnego odprowadzonym do Bałtyku w 2005 roku wynosił ponad 25%, a fosforu ogólnego ponad 30% [Wstępny..., 2010]. W 2009 r. z obszaru Polski odprowadzane było rzekami do Bałtyku ok. 150 tys. ton azotu i ok. 10 tys. ton fosforu - rys. 6; 7. Zrzuty tych składników po okresie spadków zapoczątkowanych z końcem lat 1990., od 2004 r. zaczynają wzrastać.



Rys. 6. Ładunki azotu wprowadzone rzekami z obszaru Polski do Morza Bałtyckiego [opracow. własne na podst.: Ochrona środowiska, 2000; 2008; 2010]



Rys. 7. Ładunki fosforu wprowadzone rzekami z obszaru Polski do Morza Bałtyckiego [opracow. własne na podst.: Ochrona środowiska, 2000; 2008; 2010]

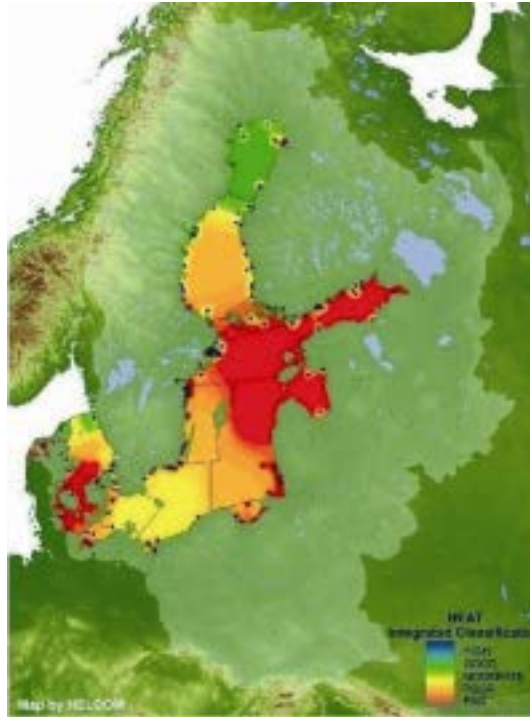
OECD [2008] podaje że polskie rolnictwo stanowi źródło 45-50% krajowych zrzutów azotu do Bałtyku i 30-35% zrzutów fosforu. Natomiast według danych Głównego Inspektora Ochrony Środowiska przygotowanych dla potrzeb HELCOM w ramach programu PLC (Pollution Load Compilation - Zestawienie Ładunków Zanieczyszczeń) ze źródeł obszarowych trafia z Polski do Bałtyku ponad 82% zrzutów azotu i ponad 73% zrzutów fosforu - tab. 7. Roczne ładunki (w tonach na rok) obliczane są na podstawie wyników z monitorowanych i niemonitorowanych rzek, stref przybrzeżnych oraz punktowych źródeł zanieczyszczeń.

Tabela 7.

Wyniki finalne bilansu zanieczyszczeń odprowadzanych wodami rzek i bezpośrednio do Morza Bałtyckiego [Informacja ..., 2008]

Pochodzenie	Azot [N]				Fosfor [P]			
	PLC-4*		PLC-5**		PLC-4		PLC-5	
	t.rok ⁻¹	%	t.rok ⁻¹	%	t.rok ⁻¹	%	t.rok ⁻¹	%
Łącznie, w tym ze źródeł:	229 991	100	222 638	100	18 725	100	14 026	100
- obszarowych	188 649	82	183 249	82,3	13 256	70,8	10 294	73,4
- punktowych	41 342	18	39 389	17,7	5 469	29,2	3 733	26,6
* PLC-4 - czwarte zestawienie ilości ładunków zanieczyszczeń (<i>Pollution Load Compilation - PLC</i>) odprowadzanych z obszarów dorzeczy obejmujące 2000 r. ** PLC-5 - piąte zestawienie ilości ładunków zanieczyszczeń (<i>Pollution Load Compilation - PLC</i>) odprowadzanych z obszarów dorzeczy obejmujące 2006 r.								

Nadmierne ładunki azotu i fosforu, od wieloleci wnoszone wodami rzecznyymi do Morza Bałtyckiego z terytorium państw je okalających, przyczyniły się do silnej eutrofizacji tego akwenu - rys. 8.



**Rys. 8. Zintegrowana klasyfikacja stanu eutrofizacji wód Bałtyku [The Baltic..., 2009].
 Obszary nie dotknięte eutrofizacją posiadają status dobry lub bardzo dobry i oznaczone są kolorami zielonym lub niebieskim. Obszary dotknięte eutrofizacją posiadają status umiarkowany, słaby lub zły i oznaczone są odpowiednio kolorami: żółtym, pomarańczowym lub czerwonym.**

2.4. Syntetyczna ocena wpływu rolnictwa na jakość wód w Polsce

Wpływ rolnictwa na jakość wód w Polsce oceniany jest na różnych poziomach odniesienia: kraju, regionu, zlewni, gospodarstwa, zagrody. Podstawowych danych do wnioskowania na ten temat dostarczają wyniki badań jakości wód prowadzone w ramach państwowego monitoringu środowiska (PMŚ), monitoringu płytkich wód gruntowych na obszarach stanowiących użytki rolne, który jest prowadzony przez krajową i okręgowe stacje chemiczno-rolnicze, we współpracy z IUNG-PIB i ITP oraz monitoringu badawczego prowadzonego przez jednostki naukowe.

Na podstawie tych wyników można stwierdzić, że działalność rolnicza wywiera duży wpływ na zanieczyszczenie wód związkami azotu i fosforu. Wpływ ten szczególnie jest widoczny w wodach gruntowych w małych ciekach wodnych oraz w wodach stojących (objawiając się wzrostem ich trofii). Jako całość, rolnictwo polskie dość silnie oddziałuje

na jakość wód Bałtyku. Polska zaliczana jest do państw, które wprowadzają do tego morza wraz z wodami rzek największe ładunki azotu i fosforu ze swego obszaru.

3. SPORZĄDZANIE BILANSÓW SKŁADNIKÓW NAWOZOWYCH METODĄ „U BRAMY GOSPODARSTWA”

3.1. Potrzeba i znaczenie sporządzania bilansów składników nawozowych

Gospodarstwo rolne jest podstawową jednostką organizacyjną w rolnictwie, w której realizowany jest proces produkcji żywności oraz surowców dla przemysłu. Proces ten angażuje duże ilości składników nawozowych, z których tylko część zostaje przetworzona na produkty roślinne i zwierzęce. Część, która zostaje niewykorzystana w produkcji – zwana nadmiarem, nadwyżką lub stratami – jest kumulowana w glebie bądź migruje do wód powierzchniowych i podziemnych oraz do atmosfery. Straty składników nawozowych wywołują negatywne skutki gospodarcze (obniżenie poziomu produkcji, większe nakłady na środki produkcji) oraz stwarzają zagrożenie dla środowiska naturalnego.

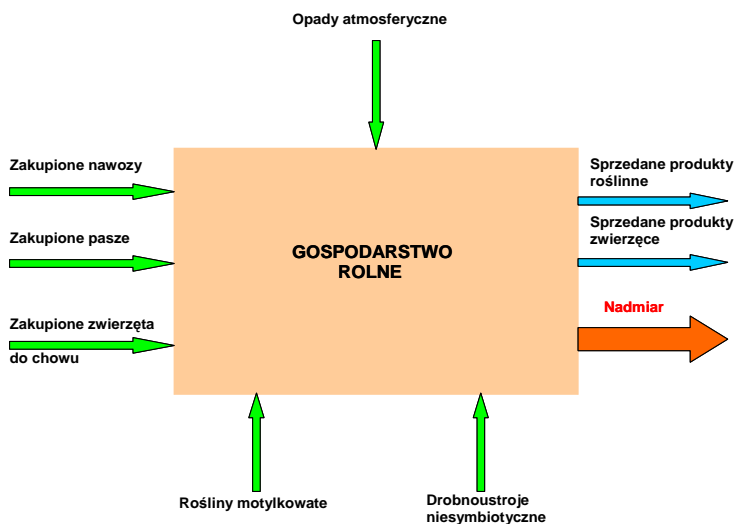
Straty składników nawozowych są zjawiskiem nieuniknionym, niemniej zarówno ze względu na wymogi ochrony środowiska, jak i ekonomikę produkcji należy je w jak największym stopniu ograniczać. Istnieje zatem potrzeba kształtowania warunków prowadzenia produkcji w gospodarstwie rolnym w sposób zapewniający efektywne gospodarowanie składnikami nawozowymi. Pomocną rolę w tym zakresie odgrywają bilanse składników nawozowych wykonywane metodą „u bramy gospodarstwa”. Na ich podstawie, zwłaszcza na podstawie bilansu azotu i fosforu, można wyciągnąć wiele praktycznych wniosków służących zmniejszeniu presji produkcji rolnej na środowisko oraz poprawie ekonomii gospodarowania. To ostatnie wynika m.in. z faktu, że efektywniejsze wykorzystanie składników nawozowych przyczynia się w konsekwencji do mniejszych wydatków na nawozy mineralne bądź pasze. W związku z tym, celowe jest szerokie upowszechnienie stosowania bilansów składników nawozowych, przede wszystkim przez wykwalifikowanych rolników oraz przez doradców rolnych.

Bilanse składników nawozowych „u wrót gospodarstwa” wykonywane są najczęściej dla azotu, fosforu i potasu. Zasada ich sporządzania jest taka sama, z tym, że w przypadku azotu obejmują one więcej elementów (co wynika z większej liczby źródeł wnoszenia azotu do gospodarstwa, np. przez rośliny motylkowate).

3.2. Procedura bilansowania składników nawozowych metodą „u bramy gospodarstwa”

3.2.1. Równanie bilansu

Sporządzenie bilansu składników nawozowych metodą „u wrót gospodarstwa” polega na wyznaczeniu strumieni ich przychodu i rozchodu w gospodarstwie rolnym - rys. 9.



Rys 9. Schemat bilansu składników nawozowych „u wrót gospodarstwa” [opracowanie własne]

Przychód stanowi masa składników nawozowych wnoszona do gospodarstwa w wyniku:

- 1) zakupu:
 - nawozów mineralnych,
 - pasz przemysłowych,
 - zwierząt do chowu,
 - innych środków do produkcji rolnej, np.: nawozy naturalne, słoma, materiał siewny, itp.;
- 2) wiązania biologicznego przez rośliny motylkowate w uprawach polowych i na trwałych użytkach zielonych (dotyczy azotu);
- 3) opadu atmosferycznego;
- 4) wiązania przez glebowe drobnoustroje niesymbiotyczne (dotyczy azotu).

Rozchód stanowi natomiast masa składników nawozowych wynoszona z gospodarstwa w wyniku:

1) sprzedaży produktów:

- roślinnych (zboża, ziemniaki, buraki cukrowe, owoce, warzywa, rzepak, itp),
- zwierzęcych (zwierzęta żywe, mleko, jaja, wełna, itp.);

2) zdarzeń losowych, takich jak upadki zwierząt, zniszczenie plonu.

Różnicę między przychodem, a rozchodem określa się jako nadmiar.

Równanie bilansu składników nawozowych w gospodarstwie można zapisać następująco:

$$M_{wno} = M_{wyn} + M_{str}$$

gdzie:

- M_{wno} - masa składników wniesionych do gospodarstwa, kg;
- M_{wyn} - masa składników wyniesionych z gospodarstwa z produktami rolnymi, kg;
- M_{str} - nadmiar składników, kg.

W równaniu bilansu:

$$M_{wno} = m_n + m_p + m_o + m_m + m_g + m_x$$

$$M_{wyn} = m_s + m_v$$

gdzie:

- m_n - masa składników wniesiona z nawozami mineralnymi, kg;
- m_p - masa składników wniesiona z paszami przemysłowymi, kg;
- m_x - masa składników wniesiona w innych zakupionych środkach do produkcji rolnej, kg;
- m_o - masa azotu (nie dotyczy fosforu i potasu) wniesionego z opadem atmosferycznym, kg;
- m_m - masa azotu (nie dotyczy fosforu i potasu) wniesionego przez rośliny motylkowate, kg;
- m_g - masa azotu (nie dotyczy fosforu i potasu) wniesionego przez niesymbiotyczne mikroorganizmy glebowe, kg;
- m_s - masa składników wyniesionych w sprzedanych produktach, kg;
- m_v - masa składników wyniesionych w wyniku zdarzeń losowych, kg.

Z powyższego wyniku wzór na nadmiar składników nawozowych:

$$M_{str} = M_{wno} - M_{wyn}$$

lub:

$$M_{str} = (m_n + m_p + m_o + m_m + m_g + m_x) - (m_s + m_v)$$

3.2.2. Obliczenie masy składników nawozowych wniesionych do gospodarstwa

Masa składników wniesiona z nawozami mineralnymi - m_n

Masę azotu, fosforu lub potasu wniesioną do gospodarstwa z nawozami mineralnymi oblicza się sumując iloczyny mas zakupionych nawozów przez odpowiadające im wskaźniki zawartości N, P lub K w nawozie:

$$m_n = \sum m_{ni} \cdot k_i$$

gdzie:

m_n - masa danego rodzaju zakupionego nawozu, kg;

k_i - wskaźnik zawartości składnika w nawozie, wg tab. 8.

Tabela 8.

Wskaźniki zawartości azotu, fosforu i potasu w nawozach mineralnych w kg-(dt nawozu)⁻¹.

Nawóz	N	P	K
	k_{iN}	k_{iP}	k_{iK}
1	2	3	4
Agrofoska okopowa granulowana	0	7,0	29,7
Agrofoska zbożowa	0	10,5	19,8
Agrofoska zbożowo-okopowa granulowana	0	9,2	26,4
Amofoska wiosenna granulowana	10	3,9	9,9
Amofoska z magnezem i borem	3	4,4	23,2
FAMP – 4	12	2,4	4,9
FAMP – „OZ”	4	5,2	6,6
FAM – „R”	5	5,5	0,0
FAM – „W”	12	2,6	0,0
FAM – „Z”	3	6,3	0,0
Hydrofoska 21	21	3,5	9,1
Hydroplon PK)	0	5,2	24,1
Hydroplon (NPK)	6	7,0	18,3
Kemira Beta	13,6	0,0	11,6
Kemira Power 5	5	6,1	23,2
Kemira Power 8	8	8,7	24,9

Kemira Power 16	16	3,8	11,4
Kemira Power 21	20,6	2,7	9,6
Kemira Corn	6	8,7	23,2
Kemira KemiCAN	27	0,0	0,0
Kemira Optima 10	10	3,5	16,6
Kemira Optima 16	16	2,2	10,8
Kemira PK	0	4,8	16,6
Kemira Solanum	14	3,1	17,4
Luboplon 4	4	7,4	19,9
Luboplon B	3	5,7	20,7
Luboplon R	3	5,7	20,7
Lubofos 12	0	5,2	16,6
Lubofos PK	0	6,1	19,9
Lubofoska (z borem)	4	5,2	10,0
Mocznik	46	0,0	0,0
Nawóz fosforowo-potasowy magnezowy	0	5,7	10,7
Nawóz PK	0	5,9	11,1
Nawóz PKMg – B	0	4,8	14,9
Polidap – fosforan amonu	18	20,1	0,0
Polifoska 4	4	5,2	26,6
Polifoska 5	5	6,5	24,9
Polifoska 6	6	8,7	24,8
Polifoska 8	8	10,5	19,8
Polifoska 11	11	9,6	13,2
Polifoska 13	13	5,7	17,4
Polifoska 15	15	6,5	12,4
Polifoska 15 + Mg	15	6,5	12,4
Polifoska17	17	7,4	14,0
Potafoska Mg+B	0	5,7	10,8
Polifosfat J	4	5,2	8,3
Polimag 305	5	7,0	19,8
Polimag 306	6	8,3	15,7

Polimag 309	7	7,4	9,9
Polimag 315	15	6,5	12,4
Polimap	12	22,7	0,0
RSM – ciekły nawóz saletrzano-mocznikowy	32	0,0	0,0
RSM – ciekły nawóz saletrzano-mocznikowy	30	0,0	0,0
RSM – ciekły nawóz saletrzano-mocznikowy	28	0,0	0,0
Saletra amonowa	34	0,0	0,0
Saletra amonowo-wapniowa	27	0,0	0,0
Saletrzak	27,5	0,0	0,0
Salmag B – saletrzak GM „B”	27,5	0,0	0,0
Salmag – saletrzak GM	27,5	0,0	0,0
Siarczan amonu	21	0,0	0,0
Siarczan potasu	0	0,0	42,3
Sól potasowa granulowana	0	0,0	49,6
Sól potasowa pylista	0	0,0	47,9
Superfosamon J	6,5	5,5	0,0
Superfosamon W	12,5	2,8	0,0
Superfosfat pojedynczy granulowany	0	8,3	0,0
Superfosfat pojedynczy pylisty	0	7,8	0,0
Superfosfat magnezowy	0	6,9	0,0
Superfosfat potrójny granulowany	0	20,1	0,0
Unifoska Mg+B	12	2,2	5,0
Unifoska W	8,5	3,7	7,1

Masa składników wniesiona z paszami przemysłowymi - m_p

Na rynku dostępny jest szeroki asortyment pasz przemysłowych (wszelkiego rodzaju pasze wytwarzane przez przemysł paszowy: mieszanki pasz treściwych, koncentraty białkowe, prefiksy, itp.), które wszystkie trudno byłoby zinwentaryzować i zbiorczo zestawić z podaniem ich składu. Dla potrzeb związanych ze sporządzaniem bilansu składników nawozowych zaleca się wykorzystanie danych odnośnie składu zakupionych pasz podawanych na etykietach umieszczonych na ich opakowaniach (także tego rodzaju dane można też w wielu wypadkach wyszukać w Internecie, gdzie są umieszczane częstokroć przez producentów). Na etykietach składu pasz podawane są ilości zawarte w nich azotu

- w sposób pośredni, jako białka surowego, oraz fosforu, niepodawanie natomiast są ilości potasu (w zasadzie nie jest potrzebne dostarczanie dodatkowej ilości potasu do mieszanek paszowych, gdyż bogatym źródłem tego składnika są zboża). Zawartość azotu w paszy oblicza się dzieląc zawartość białka surowego przez 6,25.

Masę składników wniesioną z paszami przemysłowymi oblicza się sumując iloczyny mas zakupionych pasz przez odpowiadające im wskaźniki zawartości azotu, fosforu i potasu w paszy:

$$m_p = \sum m_{pi} \cdot c_i$$

gdzie:

m_{pi} - masa danego rodzaju zakupionej paszy, kg;

c_i - wskaźnik zawartości składnika w paszy.

Przykładowe wskaźniki zawartości azotu i fosforu w przemysłowych mieszankach paszowych zamieszczono w tabeli 9.

Tabela 9.

Wskaźniki zawartości białka i fosforu, w kg-(dt paszy)⁻¹, w przykładowych przemysłowych mieszankach paszowych [opracowanie własne na podstawie danych wybranych producentów]

Nazwa handlowa przemysłowej mieszanki paszowej	N	P
	C _{IN}	C _{IP}
Mieszanki dla bydła		
Agrolac Gold (dla cieląt)	3,36	0,51
Cielak	2,87	0,51
Cielak 25 %	6,48	1,18
Opas	2,56	0,65
Opas plus	3,52	0,80
Opas ekstra	5,28	1,00
Krasula 15 economy	2,40	0,80
Krasula 18 economy	2,88	0,80
Krasula 20 economy	3,20	0,80
Krasula 15 standard	2,40	1,05
Krasula 18 standard	2,88	1,00

Krasula 20 standard	3,20	1,00
Krasula 15 plus	2,40	1,00
Krasula 18 plus	2,88	1,00
Krasula 20 plus	3,20	1,00
Mieszanki dla trzody		
Osesek (preparat mlekozastępczy dla prosiąt)	2,88	0,70
Prosiak 1	2,96	0,53
Prosiak 2	2,56	0,48
Prosiak 1 Super	3,20	0,53
Prosiak 2 Super	2,96	0,53
Prosiak Odsadzenie 25%	6,40	1,29
Prosiak Uniwersal 25-30%	6,32	1,09
Trzoda Max z Rybą	6,72	1,15
Kaban	5,44	1,32
T-Komplet Happig	2,88	0,60
T-Komplet Start	2,82	0,60
T-Komplet Sprint	2,69	0,57
T-Komplet Finisz	2,32	0,55
T-komplet Lacto	2,56	0,74
T-komplet Pregio	2,08	0,68
Megavit Full 15-10%)	6,46	1,50
Mieszanki dla drobiu		
Nioska	2,77	0,50
Koncentrat 15% nioska	6,64	1,39
Brojler starter	3,41	0,60
Indyk przydomowy 1 starter	3,82	0,68
Gęś 1 starter	4,16	0,57
Mieszanka KB – 1 (pełnoporcjowa dla kaczek)	3,20	0,57

Wskaźniki zawartości potasu w przemysłowych mieszankach paszowych - c_{iK} w $kg \cdot (dt \text{ paszy})^{-1}$ średnio wynoszą [Chemia..., 2002]:

- w mieszankach dla cieląt – 1,30,
- w mieszankach dla krów – 1,20,
- w mieszankach dla warchlaków i tuczników – 0,89.

Masa składników wniesiona w innych zakupionych środkach do produkcji rolnej - m_x

Do innych zakupywanych przez gospodarstwa rolne środków do produkcji rolnej, zawierających składniki nawozowe należą m.in.: pasze objętościowe (np. siano, kiszonki), pasze białkowe (np. soja, rzepak, otręby), pasze energetyczne (np. śruty zbożowe, wysłodki buraczane), materiał siewny, zwierzęta do chowu, nawozy naturalne, słoma. Ilość wniesionych przez nie składników oblicza się sumując iloczyny mas zakupionych produktów przez odpowiadające im wskaźniki zawartości N, P i K:

$$m_x = \sum m_{xi} \cdot t_i$$

gdzie:

m_{xi} - masa zakupionego danego rodzaju produktu, dt;

t_i - ilość składnika zawarta w danym produkcie wg tabel 10; 11; 16.

Tabela 10.

Wskaźniki zawartości azotu, fosforu i potasu w wybranych paszach energetycznych i białkowych $kg \cdot (dt \text{ paszy})^{-1}$ [na podstawie: Chemia, 2002; Fagerberg, Salomon, Steineck, 1993; Workshop, 1992]

Nazwa paszy	N	P	K
	c_{iN}	c_{iP}	c_{iK}
Soja nasiona	7,20	0,63	2,08
Makuchy rzepakowe* (inaczej wytłoki rzepakowe)	5,90	1,20	1,35
Śruta rzepakowa	5,62	1,15	1,71
Makuchy sojowe*	7,10	0,63	2,00
Otręby pszenne	2,26	1,06	1,34
Otręby żytnie	2,29	1,02	1,23
Wysłodki suche	1,44	0,09	0,55
Wysłodki mokre	0,23	0,01	0,09

* Powstają w procesie przerobu nasion, podczas pozyskiwania oleju metodą wytlaczania (produkt uboczny) z przeznaczeniem do celów paszowych

Tabela 11.

Zawartość azotu, fosforu i potasu w nawozach naturalnych w kg-(dt nawozu)⁻¹
[Maćkowiak, 1997].

Rodzaj nawozu	N	P	K
	t _{iN}	t _{iP}	t _{iK}
Obornik od krów mlecznych	0,47	0,122	0,529
Obornik od opasów	0,48	0,127	0,545
Obornik od cieląt	0,60	0,140	0,611
Obornik od bydła ogółem	0,47	0,122	0,537
Obornik od macior z prosiętami	0,52	0,201	0,570
Obornik od tuczników	0,54	0,227	0,529
Obornik od trzody chlewnej ogółem	0,53	0,205	0,570
Obornik od koni	0,54	0,127	0,785
Obornik od owiec	0,76	0,175	1,033
Gnojówka od krów mlecznych	0,32	0,013	0,636
Gnojówka od opasów	0,30	0,013	1,058
Gnojówka od cieląt	0,36	0,013	0,446
Gnojówka od bydła ogółem	0,32	0,013	0,661
Gnojówka od macior z prosiętami	0,23	0,013	0,273
Gnojówka od tuczników	0,29	0,022	0,347
Gnojówka od trzody chlewnej ogółem	0,28	0,017	0,339
Gnojówka końska*	0,47	0,002	0,463
Gnojowica od krów mlecznych	0,36	0,087	0,314
Gnojowica od opasów	0,31	0,087	0,289
Gnojowica od cieląt	0,31	0,070	0,289
Gnojowica od bydła ogółem	0,34	0,087	0,306
Gnojowica od trzody chlewnej ogółem	0,43	0,144	0,190
* dla gnojówki przechowywanej powyżej 12 tygodni w zbiornikach zabezpieczonych przed dostępem wody i powietrza [Boratyński, Czuba, Goralski, 1988].			

Masa azotu wniesionego z opadem atmosferycznym - m_o

Masę składników nawozowych wniesioną z opadem atmosferycznym oblicza się mnożąc powierzchnię użytków rolnych gospodarstwa przez ładunki N, P i K wnoszonych na hektar powierzchni w opadzie atmosferycznym:

$$m_o = p_i \cdot S$$

gdzie:

p_i - ilość składnika wnoszonego z opadem atmosferycznym, w $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$, wg tabeli 12 (należy zaznaczyć, że w rzeczywistości ilość składników nawozowych wnoszona z opadami atmosferycznymi jest większa, niż podana w tabeli 12, ponieważ wnoszone są one również z opadem suchym - jednak brak jest danych nt. ilościowej depozycji składników nawozowych tą drogą);

S - powierzchnia użytków rolnych gospodarstwa, w ha.

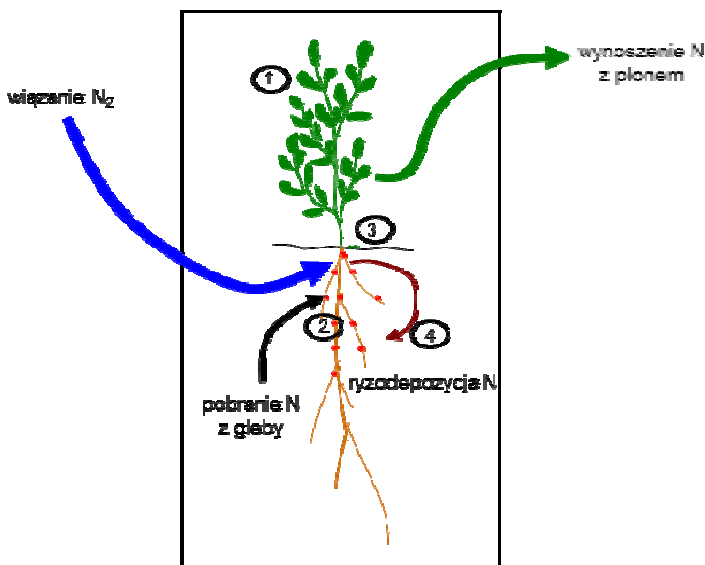
Tabela 12.

Depozycja azotu, fosforu i potasu wprowadzana z mokrym opadem atmosferycznym na obszar Polski w 2011 r., w $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ [dane dla województw: Liana, Pobudejski, Bożek, dane dla Polski: IMGW]

Lp.	Województwo	N_{og} (azot ogólny)	P_{og} (fosfor ogólny)	K (potas)
		P_N	P_P	P_K
1	dolnośląskie	10,36	0,268	2,24
2	kujawsko-pomorskie	9,05	0,308	1,66
3	lubelskie	10,71	0,307	1,90
4	lubuskie	10,00	0,375	1,77
5	łódzkie	8,83	0,238	1,90
6	małopolskie	12,52	0,295	4,36
7	mazowieckie	12,01	0,362	2,04
8	opolskie	10,72	0,293	2,96
9	podkarpackie	14,08	0,457	2,65
10	podlaskie	11,49	0,620	1,87
11	pomorskie	9,75	0,397	2,63
12	śląskie	10,12	0,318	3,09
13	świętokrzyskie	10,67	0,284	2,94
14	warmińsko-mazurskie	9,15	0,301	1,59
15	wielkopolskie	11,38	0,507	2,57
16	zachodniopomorskie	11,77	0,514	2,31
Polska		10,85	0,378	2,30

Masa azotu wniesiona przez rośliny motylkowate - m_m

Bakterie symbiotyczne z rodzaju *Rhizobium* wiążą azot z atmosfery, współżyjąc z roślinami motylkowatymi. Roślina jest źródłem energii dla bakterii, bakterie z kolei pobierają azot cząsteczkowy z atmosfery, wiążą go i częściowo oddają roślinie. W całości biomasy roślin znajduje się azot pobrany przez nie z gleby i związany symbiotycznie. Azot związany symbiotycznie przez rośliny motylkowate uprawiane w monokulturze zawarty jest w ich częściach nadziemnych (w łodygach i liściach), w korzeniach, w ściółce z opadłych liści roślin oraz w materii organicznej uwolnionej z żywych korzeni do gleby (proces ryzodepozycji – ang. rhizodeposition) – rys. 10. W mieszankach roślin motylkowatych z trawami na użytkach zielonych, część azotu pobranego przez motylkowate z atmosfery jest też przekazywana trawom (transfer następuje glebą oraz za pośrednictwem wypasanych zwierząt) i w nich gromadzona. Ilość azotu cząsteczkowego wiązanego symbiotycznie przez rośliny motylkowate zależy od ich gatunku i plonu, a także od uwarunkowań glebowo-klimatycznych.



Rys. 10. Przepływ azotu w uprawie polowej roślin motylkowatych [Schmidtke, 2008]; 1- pędy; 2 – korzenie; 3 – opadłe części roślin (ściółka); 4 - materia organiczna uwolniona z żywych korzeni do gleby w procesie ryzodepozycji

Masę azotu zasymilowanego przez bakterie brodawkowe można oszacować jako sumę iloczynów powierzchni upraw roślin motylkowatych w gospodarstwie, plonu ich części nadziemnych (w zielonej masie) i współczynnika symbiotycznego wiązania azotu:

$$m_m = \sum P_i \cdot Q_i \cdot b_{iN}$$

gdzie:

P_i - powierzchnia uprawy danego gatunku roślin motylkowatych, w ha,

Q_i - plon części nadziemnych danego gatunku roślin motylkowatych (w świeżej masie) lub nasion, w t·ha⁻¹ (plon części nadziemnych roślin motylkowatych występujących w mieszankach z trawami, można określić w przybliżeniu jako: *plon zielonej masy mieszanki x udział roślin motylkowatych w runi*),

b_{Ni} - ilość azotu wiązana przez dany gatunek roślin motylkowatych w przeliczeniu na 1 tonę plonu zielonej masy części nadziemnych lub nasion, w kg N·t⁻¹, wg tabel 13 i 14.

Tabela 13.

Ilość azotu wiązana przez wybrane rośliny motylkowe w uprawach polowych na zielony nawóz i na nasiona

Rośliny	Ilość azotu związana przez roślin - b_{iN} w przeliczeniu na:	
	1 tonę zielonej masy plonu części nadziemnych, kg N·(1 t plonu części nadziemnych roślin) ⁻¹	1 tonę nasion, kg N·(1 t nasion) ⁻¹
W plonie głównym *		
Łubin żółty	5,1	-
Peluszka	5,2	-
Seradela	5,3	-
W uprawie na nasiona**		
Groch zwyczajny	-	40,5
Wyka bób	-	60,0
W poplonach***		
Łubin żółty	6,1	-
Peluszka	5,0	-
Seradela	4,3	-
Wyka ozima (wsiewka)	5,0	-

* oszacowano na podstawie zawartości azotu w biomacie roślinach motylkowatych uprawianych w plonie głównym na zielony nawóz (w fazie po osadzeniu strąków, przed przyorywaniem) [Nawozy..., 1967] z uwzględnieniem współczynników symbiotycznego wiązania azotu przez rośliny motylkowe [Azot..., 1991] oraz ilości azotu przechodzącego do gleby w procesie ryzodepozycji [Schmidtke, 2008]

** adaptowano na podstawie: [Schmidtke, 2008]

*** oszacowano na podstawie zawartości azotu w biomacie roślinach motylkowych uprawianych w poplonach na zielony nawóz [Nawozy..., 1967; Wyniki..., 1973] z uwzględnieniem współczynników symbiotycznego wiązania azotu przez rośliny motylkowe [Azot..., 1991] oraz ilości azotu przechodzącego do gleby w procesie ryzodepozycji [Schmidtke, 2008]

Tabela 14.

Ilość azotu wiązanego przez rośliny motylkowe wieloletnie występujące w monokulturze i w mieszankach z trawami [adaptowano na podstawie: Høgh-Jensen i in., 2004].

System użytkowania powierzchni paszowej i rodzaj roślinności	Całkowita ilość N ₂ wiązanego w systemie - b_{iN} , kg·(1 t zielonej masy części nadziemnych roślin) ⁻¹	
	gleba gliniasta	gleba piaszczysta
Kośny - jednoroczna lub dwuletnia lucerna w monokulturze	7,4	6,2
Kośny - jednoroczna lub dwuletnia koniczyna czerwona w monokulturze	8,2	6,8
Kośny - jednoroczna lub dwuletnia mieszanka koniczyny białej z trawami	17,2	14,2
Pastwiskowy - jednoroczna lub dwuletnia mieszanka koniczyny białej z trawami	16,8	14,4
Kośny - jednoroczna lub dwuletnia mieszanka koniczyny czerwonej z trawami	10,2	8,8
Pastwiskowy - jednoroczna lub dwuletnia mieszanka koniczyny czerwonej z trawami	9,6	8,4
Kośny – ponad dwuletnia mieszanka koniczyny białej z trawami	15,0	11,8
Pastwiskowy - ponad dwuletnia mieszanka koniczyny białej z trawami	13,0	10,6

Dane zebrane z całego świata, wskazują, że na każdą tonę suchej masy pędów wytwarzanych przez rośliny motylkowe, bakterie symbiotyczne *Rhizobium* wiążą w całej biomase roślin (części nadziemne i korzenie z brodawkami) przeciętnie 30-40 kg azotu (N) [Peoples i in., 2009]. Stosując podejście uproszczające, można wykorzystać również ten wskaźnik do oszacowania ilości azotu wnoszonego przez rośliny motylkowe.

Masa azotu wniesionego przez mikroorganizmy glebowe - m_g

W glebie żyje ponad 150 gatunków bakterii, mających zdolność wiązania azotu atmosferycznego. Do najbardziej znanych należą bakterie z rodzaju *Azotobacter* i *Clostridium*.

Na ilość azotu związanego przez drobnoustroje wolno żyjące w glebie, oprócz ich właściwości fizjologicznych, duży wpływ mają: odczyn i zasobność gleby w mineralne

składniki pokarmowe, wilgotność, temperatura i natlenienie gleby oraz zawartość węglowodanów i innych organicznych związków. Źródłem energii tego procesu jest m.in. mineralizacja próchnicy oraz resztek poźniwnych i korzeniowych. Ilość azotu wiązane przez drobnoustroje wolno żyjące w różnych glebach przedstawiono w tabeli 15.

Tabela 15.

Ilość azotu wiązane przez drobnoustroje wolno żyjące [Azot..., 1991].

Gleba	Resztki poźniwne i korzeniowe, t·ha ⁻¹	Ilość wiązane azotu - <i>a</i> , kg N·ha ⁻¹ ·rok ⁻¹
Bielicowa	około 2,5	7,5-9,5
Szara leśna	3,0-4,5	18,9-24,5
Czarnoziem	około 7,0	35,0-42,0
Kasztanowa	około 4,0	19,0-24,0
Szaroziem	około 4,0	19,0-24,0

Publikacje na temat ilości azotu atmosferycznego wiązane przez niesymbiotyczne drobnoustroje w glebach terenów środkowoeuropejskich są nieliczne. W Polsce badania takie robiono na niewielką skalę. Przyjmuje się, że ilość azotu wiązane niesymbiotycznie w glebach ornych Polski wynosi 8-25 kg N·ha⁻¹ rocznie, przy czym wartość dolna odnosi się do gleb lekkich, a górna do gleb ciężkich [Azot..., 1991]. Według niektórych szacunków [Tyburski, 1993] w gospodarstwach ekologicznych wolno żyjące organizmy glebowe wiążą azot w ilości do 100 kg N·ha⁻¹·rok⁻¹.

Masę azotu wnoszonego przez drobnoustroje niesymbiotyczne oblicza się mnożąc powierzchnię użytków rolnych gospodarstwa przez wskaźnik charakteryzujący ilość azotu wnoszonego przez te drobnoustroje.

$$m_g = a \cdot S$$

gdzie:

a - ilość azotu wnoszonego przez mikroorganizmy glebowe wiążące N₂, w kg·ha⁻¹, wg tabeli 15; praktycznie można przyjąć *a* = 10 kg N·ha⁻¹

S - powierzchnia użytków rolnych gospodarstwa, w ha.

3.2.3. Obliczenie masy składników nawozowych wynoszonych z gospodarstwa

Masa składników wyniesiona w sprzedanych produktach roślinnych, zwierzęcych i zwierzętach - m_s

Masę składników wyniesioną w sprzedanych produktach roślinnych, zwierzęcych i zwierzętach oblicza się sumując iloczyny mas sprzedanych produktów roślinnych i zwierzęcych przez odpowiadające im wskaźniki zawartości składników nawozowych wg wzoru poniżej:

$$m_s = \sum m_{si} \cdot n_i$$

gdzie:

m_{si} - masa sprzedanych produktów danego rodzaju, dt;

n_i - ilość składnika zawarta w produkcie danego rodzaju, wg tabeli 16.

Tabela 16.

**Zawartości azotu, fosforu i potasu w produktach rolnych, w kg·(dt produktu)⁻¹
[warzywa wg Grześkowiaka, 2006 za: Schweder, Kape, Martin Brick, 1998; pozostałe produkty: różne źródła, głównie Fagerberg, Salomon i Steineck, 1993; Workshop...,1992; Wrzeszcz, 2009; Rutkowska, 2010; Szewczuk, 2010]**

Rodzaj produktu	N	P	K
Produkty roślinne:	n_{iN} (p_{iN})	n_{iP} (p_{iP})	n_{iK} (p_{iK})
Pszenica ozima (ziarno)	1,82	0,32	0,43
Pszenica jara (ziarno)	1,82	0,32	0,43
Pszenżyto (ziarno)	1,80	0,36	0,46
Jęczmień (ziarno)	1,71	0,35	0,43
Żyto (ziarno)	1,59	0,30	0,42
Owies (ziarno)	1,77	0,29	0,44
Mieszanki zbożowe (ziarno)	1,80	0,35	0,43
Proso (ziarno)	2,00	0,65	0,50
Kukurydza (ziarno)	1,4	0,27	0,44
Kukurydza na zielonkę	0,381	0,061	0,664
Rzepak (nasiona)	3,50	0,60	0,80
Strączkowe (nasiona) – średnio	3,33	0,39	1,04
Groch (nasiona)	3,50	0,36	1,00
Nasiona z plantacji nasiennych (trawy, motylkowe)	2,00	2,00	3,00
Buraki cukrowe (korzeń)	0,21	0,029	0,27
Buraki cukrowe (liście)	0,37	0,03	0,41
Ziemniaki (bulwy)	0,35	0,05	0,48
Warzywa (wartość średnia)	0,33	0,035	0,31
Marchew	0,18	0,04	0,34

Owoce (świeże)	0,12	0,02	0,20
Jabłka	0,08	0,01	0,12
Miękkie owoce	0,22	0,03	0,17
Trawy polowe na zielonkę	0,41	0,06	0,39
Motylkowe pastewne (m.in. koniczyna, lucerna) na zielonkę	0,56	0,06	0,38
Siano z traw (85% s.m.)	2,00	0,26	2,00
Siano o zawartości 25% koniczyny i 75% traw (85% s.m.)	2,10	0,26	2,05
Siano o zawartości 75% koniczyny i 25% traw (85% s.m.)	2,30	0,26	2,15
Siano z koniczyny (85% s.m.)	2,40	0,26	2,20
Siano z lucerny (85% s.m.)	2,50	0,26	2,30
Sianokiszonka (25% s.m.)	0,36	0,07	0,45
Słoma - żyto	0,58	0,11	1,00
Słoma - pszenica	0,66	0,11	1,06
Słoma - pszenżyto	0,61	0,11	1,03
Słoma - jęczmień	0,73	0,11	1,20
Słoma - owies	0,71	0,14	1,51
Słoma - kukurydza	0,8	0,20	1,79
Słoma - rzepak	0,72	0,13	1,68
Produkty zwierzęce:			
Mleko (pełne)	0,54	0,10	0,15
Jaja	1,94	0,20	0,125
Wełna	13,4	0,04	1,82
Żywiec (waga poubojowa)	2,70	0,55	0,22
Zwierzęta waga żywa:			
Konie (100–900 kg)	2,50	0,74	0,17
Krowy mleczne (550 kg)	2,50	0,74	0,17
Opasy (550 kg)	2,50	0,74	0,17
Jałówki	2,50	0,74	0,17
Cielęta (60 kg)	2,50	0,74	0,17
Maciory (180 kg)	2,60	0,46	0,22
Tuczniki (110 kg)	2,60	0,46	0,22
Prosięta (25 kg)	2,60	0,46	0,22
Owce	2,50	0,74	0,17

Jagnięta (40 kg)	2,50	0,74	0,17
Drób (1,5–6 kg)	2,70	0,60	0,29
Zwierzęta futerkowe	3,07	0,47	0,26
Warzywa:			
Brokuł	0,35	0,078	0,415
Burak liściowy	0,24	0,048	0,407
Burak ćwikłowy	0,30	0,065	0,415
Cebula	0,20	0,044	0,166
Chrzan	0,69	0,096	0,623
Cykorcia sałatowa	0,25	0,044	0,415
Cukinia	0,20	0,039	0,249
Czosnek	0,34	0,057	0,216
Endywia	0,20	0,026	0,307
Fasola karłowa	0,40	0,065	0,249
Fasola tyczna	0,30	0,035	0,224
Fenkuł	0,25	0,031	0,407
Groszek zielony	0,16	0,074	0,332
Groszek zielony	1,10	0,109	0,332
Jarmuż	0,50	0,070	0,457
Kalarepa	0,30	0,044	0,374
Kalafior	0,35	0,052	0,332
Kapusta brukselska	0,33	0,105	0,498
Kapusta biała	0,30	0,044	0,266
Kapusta czerwona	0,30	0,035	0,291
Kapusta włoska	0,35	0,052	0,332
Kapusta pekińska	0,20	0,044	0,291
Koper ogrodowy	0,35	0,031	0,315
Kukurydza cukrowa	0,25	0,065	0,440
Marchew	0,40	0,044	0,374
Marchew	0,20	0,044	0,374
Ogórek konserwowy	0,20	0,044	0,415
Papryka	0,30	0,035	0,291
Pasternak	0,35	0,087	0,498
Pietruszka	0,50	0,065	0,664

Pietruszka	0,40	0,087	0,540
Pomidor	0,18	0,031	0,291
Por	0,30	0,044	0,332
Rzepa	0,15	0,031	0,332
Rzodkiew	0,20	0,031	0,332
Rzodkiewka	0,15	0,031	0,315
Sałata głowiasta	0,20	0,044	0,332
Sałata krucha	0,20	0,031	0,315
Sałata lodowa	0,20	0,026	0,266
Sałata Lollo	0,20	0,031	0,315
Seler korzeniowy	0,30	0,087	0,498
Szczypiorek	0,40	0,044	0,249
Szparag	0,35	0,065	0,291
Szpinak	0,40	0,061	0,581

Masa składników wyniesiona w wyniku zdarzeń losowych - m_v

W przypadkach takich zdarzeń losowych jak upadki zwierząt (przy usunięciu padliny poza gospodarstwo), zniszczenie plonu przez pożar czy jego zmycie przez powódź następuje wyniesienie składników nawozowych poza gospodarstwo. Obliczenie ilości wyniesionych w ten sposób składników przeprowadza się sumując iloczyny masy utraconych w wyniku wypadków losowych produktów przez odpowiadające im wskaźniki zawartości N, P i K, wg. wzoru poniżej:

$$m_v = \sum m_{vi} \cdot z_i$$

gdzie:

m_{vi} - masa utraconego losowo produktu danego rodzaju, w dt,

z_i - ilość składnika zawarta w utraconym losowo produkcie, wg tab. 9 ($z_i = n_i$)

3.2.4. Obliczenie nadmiaru azotu, fosforu i potasu

Po oszacowaniu wszystkich elementów bilansu oblicza się całkowite nadmiary azotu, fosforu i potasu w kg, według podanego wcześniej wzoru, oraz nadmiary jednostkowe tych składników, jako stosunek nadmiaru całkowitego do powierzchni użytków rolnych gospodarstwa - $M_{str} : S$, $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$.

Przy obliczaniu nadmiarów należy wziąć pod uwagę, że w ciągu roku mogła w gospodarstwie wystąpić zmiana stanu ilości składników nawozowych w znajdujących się w nim materiałach, surowcach i produktach (takich, jak: nawozy, pasze, inwentarz). Zmiana stanu składników nawozowych w materiałach, surowcach i produktach, to różnica między zakumulowaną w nich ilością N, P i K na końcu i na początku roku. W celu oszacowania zmiany ilości składników nawozowych w będących na stanie gospodarstwa nawozach, paszach, inwentarzu, należy:

- obliczyć różnicę mas wymienionych elementów (zasobów produkcyjnych) w okresie między końcem, a początkiem roku,
- wyniki odejmowania dla poszczególnych elementów pomnożyć przez odpowiadające wskaźniki zawartości N, P i K.

Zmiana stanu może oznaczać zwiększenie ilości składników - wartość dodatnia, lub ich zmniejszenie - wartość ujemna, co odpowiednio można określić, jako zwiększenie lub zmniejszenie zapasów NPK. W przypadku stwierdzenia zwiększenia ilości składników nawozowych w nawozach, paszach czy inwentarzu należy od obliczonych przychodów poszczególnych składników do gospodarstwa odjąć wartości określające zwiększenie w nim zapasów N, P i K. W przypadku stwierdzenia zmniejszenia ilości składników nawozowych w podanych zasobach produkcyjnych, należy od obliczonych rozchodów poszczególnych składników do gospodarstwa odjąć (ze znakiem „-”, czyli faktycznie dodać) wartości określające zmniejszenie w nim zapasów N, P i K. Tak skorygowane wartości przychodów i rozchodów składników nawozowych powinny być zastosowane do obliczenia ich nadmiarów w gospodarstwie.

3.2.5. Efektywność wykorzystania składników nawozowych

Efektywność wykorzystania składników nawozowych – E, jest to wyrażony w procentach stosunek ich ilości wyniesionych z gospodarstwa do ilości wniesionych do gospodarstwa.

$$E = M_{wyn} : M_{wno} \cdot 100$$

Obliczana jest w celu określenia w jakim stopniu zastosowane składniki nawozowe są zużywane bezpośrednio w celach produkcyjnych.

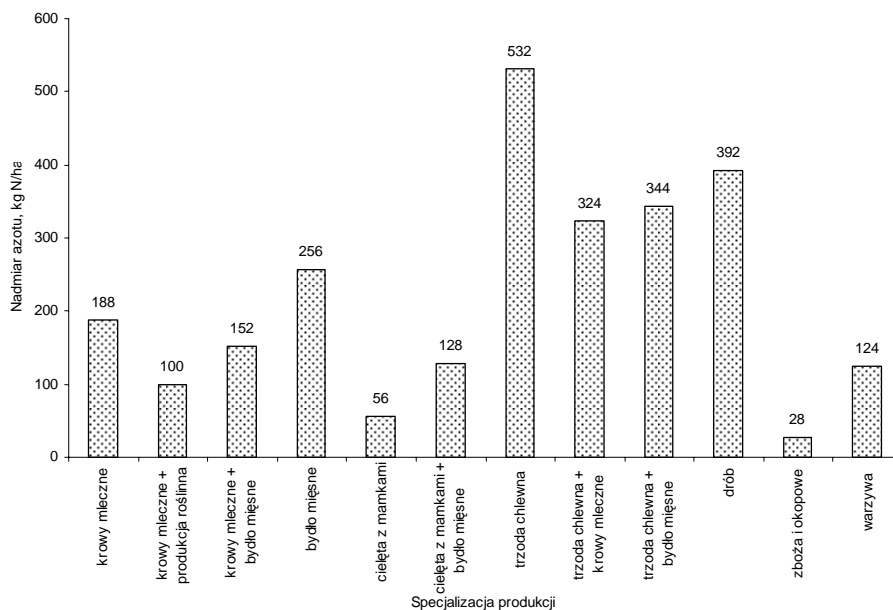
3.3. Uwagi

W przypadku nie występowania w podanych powyżej tabelach potrzebnych do obliczeń wskaźników zawartości N, P i K w nawozach, paszach i produktach rolnych,

należy je pozyskiwać z innych źródeł, np. z fachowej literatury i z etykiet umieszczonych na opakowaniach nawozów i pasz.

3.4. Wyniki bilansów dla przykładowych gospodarstw

Spośród różnych rodzajów gospodarstw rolnych największe nadwyżki składników mineralnych powstają w gospodarstwach ukierunkowanych na produkcję zwierzęcą. Dokumentują to liczne prace prowadzone w kraju i za granicą. W warunkach rolnictwa francuskiego stwierdzono na podstawie badań obejmujących 186 gospodarstw, że w gospodarstwach o intensywnej produkcji trzody chlewnej i drobiu nadmiar azotu wynosił 392–532 kg N·ha·rok⁻¹, w gospodarstwach produkujących wyłącznie mleko i żywca wołowy 152–256 kg N·ha·rok⁻¹, podczas gdy w towarowych gospodarstwach o produkcji roślinnej (zboża i okopowe) nadwyżka azotu wynosiła zaledwie 28 kg N·ha·rok⁻¹ - rys. 11.



Rys. 11. Nadmiar azotu w gospodarstwach z północnej Francji w zależności od specjalizacji produkcji [Simon, Le Corre, 1992, adaptowane]

W warunkach rolnictwa polskiego nadmiary składników mineralnych powstające w gospodarstwach ukierunkowanych na produkcję zwierzęcą są mniejsze niż w państwach o wysoko rozwiniętym rolnictwie, niemniej osiągają też duże wartości. Dotyczy to w szczególności gospodarstw zajmujących się wyłącznie lub głównie produkcją żywca

wieprzowego. W tego rodzaju gospodarstwach z Wielkopolski stwierdzono nadmiary N i P, odpowiednio rzędu – 392 kg N · ha⁻¹ i 96 kg P · ha⁻¹ oraz 219 kg N · ha⁻¹ i 71 kg P · ha⁻¹ - tab. 16.

Tabela 16.

Przeciętne roczne nadwyżki i wykorzystanie azotu oraz fosforu w trzech gospodarstwach prowadzących chów trzody chlewnej w Wielkopolsce (dane KCDRRiOW Oddział w Poznaniu w: Pietrzak, 2002)

Wskaźnik	Profil produkcji w gospodarstwie					
	wyłącznie trzoda chlewna ¹⁾		głównie trzoda chlewna ²⁾		trzoda chlewna + produkcja roślinna ³⁾	
	N	P	N	P	N	P
Przychód kg · ha ⁻¹						
- nawozy mineralne	67,8	21,1	123,6	43,8	102,7	22,1
- mieszanki i koncentraty	321,2	111,2	85,9	28,1	35,3	11,6
- zboże na paszę	318,8	63,2	103,9	21,4	0,0	0,0
- materiał siewny	4,0	0,8	1,8	0,3	2,4	0,5
- zwierzęta (materiał hodowlany)	1,5	0,6	1,4	0,2	0,4	0,1
- mikroorganizmy wolnożyjące	10,0	-	10,0	-	10,0	-
- opad atmosferyczny	18,0	-	18,0	0,0	18,0	-
Razem przychód, kg · ha⁻¹	741,3	196,9	344,6	93,8	168,8	34,3
Rozchód kg · ha ⁻¹						
- żywiec wieprzowy	256,6	45,4	91,2	16,1	29,8	5,3
- obornik	92,3	55,4	-	-	-	-
- buraki cukrowe	-	-	13,5	2,6	21,1	4,1
- rzepak	-	-	20,8	4,0	-	-
- kukurydza cukrowa	-	-	-	-	4,5	0,9
- zboże	-	-	-	-	9,5	1,9
Razem rozchód, kg · ha⁻¹	348,9	100,8	125,5	22,7	64,9	12,2
Nadwyżka, kg · ha⁻¹	392,4	96,1	219,1	71,1	103,9	22,1
Efektywność, %	47,1	51,2	36,4	24,2	38,4	35,6
Powierzchnia gospodarstwa ha	13		38		119	

¹⁾ składniki nawozowe wynoszone były wyłącznie w żywcu i nawozach naturalnych,

²⁾ składniki nawozowe wynoszone w ponad 70% w żywcu,

³⁾ składniki nawozowe wynoszone były w ok. 45% w żywcu i w ok. 55% w produktach roślinnych

W gospodarstwach prowadzących chów bydła nadwyżki N i P są zazwyczaj mniejsze. Za reprezentatywne dla nich można uznać nadwyżki azotu i fosforu na poziomie $123 \text{ kg N}\cdot\text{ha}^{-1}$ i $13 \text{ P}\cdot\text{ha}^{-1}$, odnotowane w trzech typowych gospodarstwach specjalizujących się w produkcji mleka na Podlasiu - tab. 17, regionie w którym występuje największa w skali kraju obsada bydła. W analizowanych gospodarstwach ukierunkowanych wyłącznie lub głównie na produkcję trzody chlewnej lub mleka i żywca wołowego występowały większe nadwyżki N i P niż w gospodarstwach prowadzących produkcję mieszaną, przy czym im większy był udział produkcji roślinnej w produkcji towarowej gospodarstwa tym nadwyżki N i P były mniejsze - tab. 16, 17. Potwierdza to regułę, że gospodarstwa wielokierunkowe wywierają znacznie mniejszą presję na środowisko w porównaniu ze specjalizującymi się w produkcji zwierzęcej.

Tabela 17.

Przeciętne roczne nadwyżki i wykorzystanie azotu oraz fosforu w czterech gospodarstwach na Podlasiu prowadzących chów bydła [Pietrzak, 2005]

Wskaźnik	Profil produkcji w gospodarstwach			
	produkcja mleczna ¹⁾ (wyniki średnie z pięciu lat dla trzech gospodarstw)		produkcja mleczna + produkcja roślinna (wyniki średnie z 5 lat dla jednego gospodarstwa)	
	N	P	N	P
Przychód $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$				
- nawozy mineralne	108,1	14,1	88,6	14,2
- pasze treściwe	12,8	3,9	7,5	2,3
- pasze objętościowe	4,7	0,5	1,8	0,2
- słoma	0,1	0,01	0,2	0,0
- zwierzęta	-	-	0,2	0,1
- rośliny motylkowe ²⁾	2,3	-	3,9	-
- mikroorganizmy wolno żyjące	10,0	-	10,0	-
- opad atmosferyczny	10,6	-	10,6	-
Razem przychód, $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$	148,6	18,6	122,8	16,8
Rozchód $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$				
- zboże	0,3	0,1	15,4	2,9
- ziemniaki	0,6	0,1	1,1	0,2
- buraki cukrowe	-	-	8,8	1,8

- mleko	22,1	4,4	13,9	2,6
- żywiec wołowy	3,0	1,0	1,6	0,4
Razem rozchód, kg · ha ⁻¹	26,0	5,6	40,8	7,9
Nadwyżka, kg · ha⁻¹	122,6	12,9	82,0	8,9
Efektywność, %	17,5	30,3	33,2	47,0
Nadwyżka, kg · m ⁻³ mleka	29,3		31,1	

¹⁾ uwzględniono gospodarstwa, w których składniki nawozowe wynoszone były wyłącznie w produktach zwierzęcych, ewentualnie w bardzo niewielkim udziale w produktach roślinnych

²⁾ bez motylkowych w runi łąkowej

W gospodarstwach ukierunkowanych na produkcję zwierzęcą głównymi czynnikami wpływającymi na wielkość nadmiarów są zakupione nawozy, które służą docelowo do produkcji pasz dla inwentarza, oraz zakupione pasze treściwe. Tych ostatnich wprowadza się często do gospodarstwa bardzo duże ilości. Wraz z nimi dopływają wówczas, znaczne ilości składników mineralnych. W analizowanych gospodarstwach zajmujących się wyłącznie lub głównie produkcją trzody chlewnej ilości azotu i fosforu wnoszone w paszach przemysłowych i w zbożach na paszę z zakupu przewyższały ich ilości w nawozach mineralnych - tab. 16. W żywieniu zwierząt tylko niewielka część zawartych w paszy składników mineralnych przetwarzana jest na mleko czy mięso. Niewykorzystana ilość jest wydalana przez zwierzęta w postaci odchodów. Stanowią one największe bezpośrednie źródło strat składników mineralnych z rolnictwa.

4. GOSPODAROWANIE NAWOZAMI NATURALNYMI W ASPEKCIE OCHRONY JAKOŚCI WODY

4.1. Podstawowe wiadomości o nawozach naturalnych

Do podstawowych nawozów naturalnych należą obornik, gnojówka i gnojowica. Obornik to przefermentowany kał i mocz zwierząt oraz ściółka, gnojówka - mocz zwierząt gospodarskich wraz z możliwą niewielką ilością kału i/lub wody (zawiera przeciętnie 1-3% suchej masy), gnojowica - mieszanina kału i moczu zwierząt oraz wody technologicznej (stosowanej do mycia stanowisk). Nawozy te są bogatym źródłem azotu, fosforu, potasu oraz innych makro i mikroelementów, przez co stanowią cenne źródło składników pokarmowych dla roślin. Zawarta w nich materia organiczna wpływa także na polepszenie struktury oraz właściwości fizycznych i biologicznych gleby. Nawozy naturalne stanowią jednocześnie duże zagrożenie dla środowiska,

a zwłaszcza dla wód gruntowych i powierzchniowych, jeśli są nieodpowiednio składowane i wykorzystywane. Mogą być także przyczyną konfliktu z otoczeniem ze względu na wydzielany przykry zapach.

Zagrożenie stwarzane dla środowiska przez nawozy naturalne powstaje głównie w następstwie występujących z nich strat składników nawozowych, zwłaszcza azotu i fosforu. Straty tych składników powodują też niekorzystne następstwa gospodarcze. W skali gospodarstwa mogą one objawiać się m.in. obniżką plonów, zwiększonymi wydatkami na zakup nawozów mineralnych. W szerszym wymiarze mogą powodować np. zwiększone wydatki na uzdatnianie wody, utratę walorów rekreacyjnych danego obszaru i związane z tym mniejsze dochody z turystyki. Tak więc, unikanie strat azotu z nawozów zwierzęcych jest opłacalne zarówno ze względów środowiskowych jak i gospodarczych.

4.2. Niektóre cechy nawozów naturalnych

Azot w nawozach naturalnych występuje w połączeniach organicznych oraz mineralnych – w tych ostatnich głównie w formie amonowej. Azot organiczny, często jest dominującą formą azotu w nawozie naturalnym. Staje się on dostępny dla roślin dopiero po rozłożeniu (w wyniku mikrobiologicznego procesu) do postaci amonowej (NH_4^+) oraz azotanowej (NO_3). Szybkość i stopień rozkładu zależy od rodzaju nawozu, rodzaju gleby, typu, temperatury i wilgotności gleby jak również stopnia (stanu) wymieszania nawozu z glebą. W krótkim czasie po zastosowaniu nawozu roślina wykorzystuje przede wszystkim azot amonowy. Efekt jego działania jest porównywalny z działaniem azotu zawartego w nawozach mineralnych. Wykorzystanie azotu z poszczególnych nawozów zwierzęcych (w całym okresie działania) przez rośliny jest zróżnicowane i zależy od udziału w nich azotu amonowego - tab. 18.

Tabela 18.

Udział azotu amonowego w azocie ogólnym w nawozach zwierzęcych i jego wykorzystanie w kolejnych latach po zastosowaniu²⁾

Rodzaj nawozu	Zawartość s.m.	Udział N-NH ₄ w N _{og}	Wykorzystanie N		
			w pierwszym roku	w latach następnych	ogółem
			%		
Obornik	25	15	35	35	70
Gnojówka	3	90	85	5	90
Gnojowica	10	50	50	25	75
Kompost z obornika	>25	5	30	40	70

Zawartość azotu amonowego w nawozach rzutuje też na wielkość jego strat powstających w wyniku ulatniania. Najbardziej narażona na straty amoniaku na skutek ulatniania jest gnojówka, następnie gnojowica, w mniejszym stopniu obornik. Emisja amoniaku jest powodem największych strat azotu z nawozów naturalnych.

Fosfor i potas zawarte w nawozach naturalnych mają taki sam efekt działania jak z nawozów mineralnych, jeśli są równomiernie rozprowadzone. Podczas składowania i stosowania nie występują większe straty fosforu i potasu pod warunkiem poprawnego postępowania.

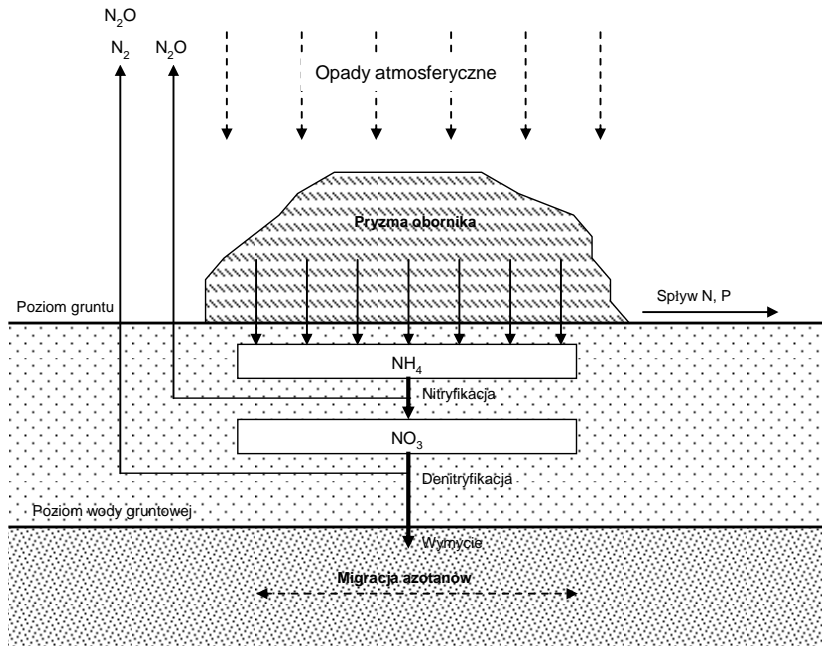
4.3. Straty składników nawozowych z nawozów naturalnych

4.3.1. Straty azotu i fosforu w wyniku wymycia i spływu powierzchniowego

Związki azotu i fosforu z nawozów naturalnych mogą przedostawać się do wód z miejscach ich wydalania (przede wszystkim w oborach głębokich, w których odchody mają bezpośredni kontakt z glebą, lecz również i płytkich, gdy posadzka jest nieuszczelna i mocz przedostaje się do gleby, a ponadto na wybiegach dla zwierząt), przechowywania i stosowania w celach nawozowych (tj. polach i pastwiskach). Szczególnym takim miejscem jest teren zagrody, a na nim składowiska obornika, zwłaszcza, jeśli są one posadowio-

²⁾ Dane uzyskane od Potscha M. E. z Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein, 1996. A-8952 Irnding, Austria.

ne bezpośrednio na gruncie. Woda gnojowa wyciekająca i wypłukiwana (w następstwie opadów atmosferycznych) z takich składowisk wsiąka do gleby lub spływa po niej – rys. 12. Wraz w nią transportowane są do wód podziemnych i powierzchniowych duże ilości związków azotu i fosforu, powodując ich zanieczyszczenie.



Rys. 12. Mechanizm transportu azotu i fosforu z przyzmy obornika posadowionej bezpośrednio na gruncie do wód [opracowanie własne]

Jak oceniają Velthof, Oudendag i Oenema [2007] na podstawie różnych prac, z przyzmy obornika przechowywanego bezpośrednio na gruncie, wymywane jest do 3,4% ilości azotu zawartego w nim na początku składowania (dla czasu składowania <200 dni) – tab. 19. Taki sam wskaźnik wymycia azotu z obornika magazynowanego na gruncie podają na podstawie innych prac również Raupp i Oltmanns [2006].

Tabela 19.

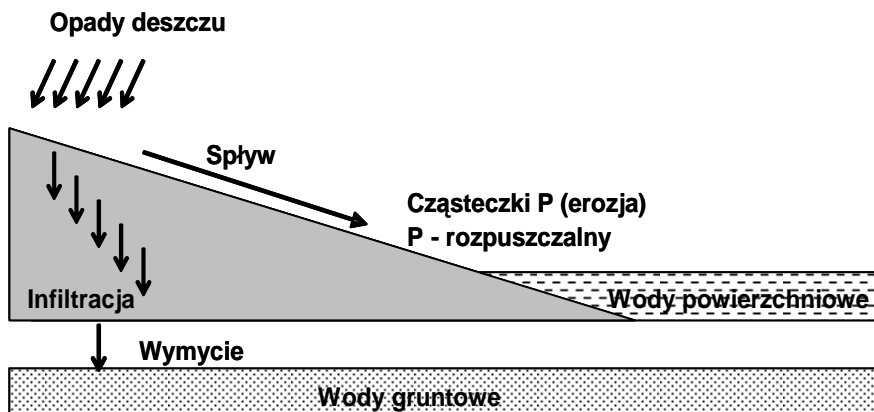
Straty wymywania azotu z przyzmy obornika przechowywanego bezpośrednio na gruncie [Velthof, Oudendag, Oenema, 2007]

Straty wymywania, w % początkowej zawartości N w oborniku	Okres składowania, dni	Źródło danych/kraj
< 0,4	197	Sommer, Dahl [1999/Dania
2-3	132	Sommer, 2001/Dania
2,5-3,4	177	Dewes, 1995/Niemcy
< 0,5	-	Eghball i in., 1997/USA

Składowanie obornika w przyzmy bezpośrednio na gruncie stwarza duże zagrożenie dla jakości wody, przede wszystkim wtedy, jeśli jest ono długotrwale prowadzone w tym samym miejscu (cykliczne przez kilka/kilkanaście lat). Natomiast jednorazowe krótkotrwałe (półroczne) przechowywania obornika w przyzmy połowej, jak sugerują wyniki badań Pietrzaka i Nawalanego [2008] nie powoduje dużego wzbogacenia gleby w azot mineralny, co pośrednio wskazuje, że ten sposób magazynowania obornika nie stanowi poważnego zagrożenia dla jakości wód. W związku z tym za dopuszczalne można uznać jednorazowe w danym miejscu, składowanie obornika bezpośrednio na gruncie, przez krótki okres. Oczywiście należy w tym zakresie brać pod uwagę rodzaj podłoża. Ulokowanie przyzmy na glebie przepuszczalnej (piaszczystej) zwiększa ryzyko przenikania z niej zanieczyszczeń do wody gruntowej, natomiast posadowienie przyzmy na glebie ciężkiej (gliniastej) ryzyko to minimalizuje.

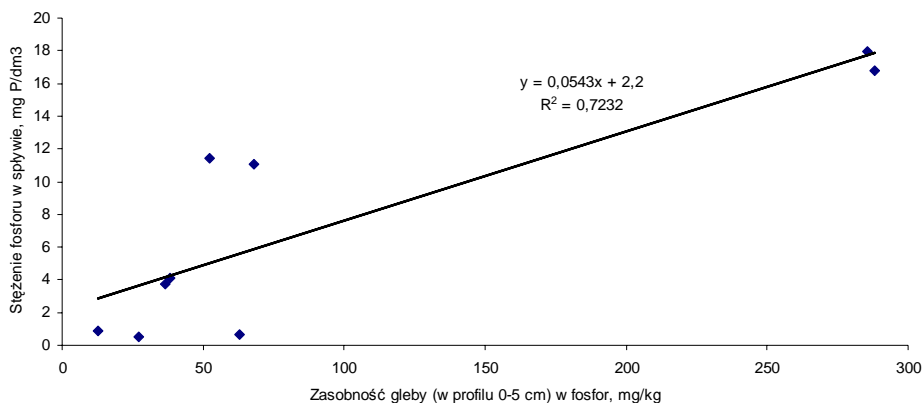
Innym, istotnym źródłem zanieczyszczeń wody są wybiegi dla zwierząt. Pozostawione tam odchody zwierzęce ulegają mineralizacji w ich powierzchniowej warstwie. Uwolnione składniki nawozowe (zwłaszcza azotany) łatwo przesiąkają do wody gruntowej. Spływ powierzchniowy z wybiegów dla zwierząt może wносить do wód powierzchniowych duże ładunki zanieczyszczeń, zwłaszcza fosforanów.

Należy podkreślić, że w miejscach, w których występuje bezpośredni kontakt nawozów naturalnych z glebą może wystąpić duże nagromadzenie azotu i fosforu w jej wierzchniej warstwie. Stwarza to ryzyko, że w następstwie powstania spływu powierzchniowego składniki te mogą przemieszczać się do wód powierzchniowych, powodując ich zanieczyszczenie - rys. 13.



Rys. 13. Mechanizm transportu fosforu wraz ze spływem powierzchniowym do wody [Lory, 1999]

W przypadku fosforu istnieje wprost proporcjonalna zależność między zawartością jego ruchomych form w górnej warstwie gleby a zawartością w wodzie spływu powierzchniowego – rys. 14.



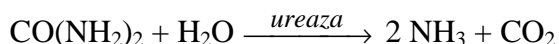
Rys. 14. Straty fosforu w spływie powierzchniowym w zależności od zawartości fosforu przyswajalnego (oznaczonego metodą Egnera-Riehma) w profilu glebowym 0-5 cm [Pietrzak i in., 2013]

Należy zwrócić przy tym uwagę, że szczególnie duże niebezpieczeństwo wyniesienia składników nawozowych, a zwłaszcza fosforu wraz ze spływem powierzchniowym, zachodzi w przypadku wystąpienia opadów deszczu w trakcie aplikowania nawozów naturalnych lub w niedługim czasie po jego zakończeniu, na gruntach położonych na

zbożach. W takich warunkach szybko formujący się spływ unosi ze sobą także część zastosowanego nawozu.

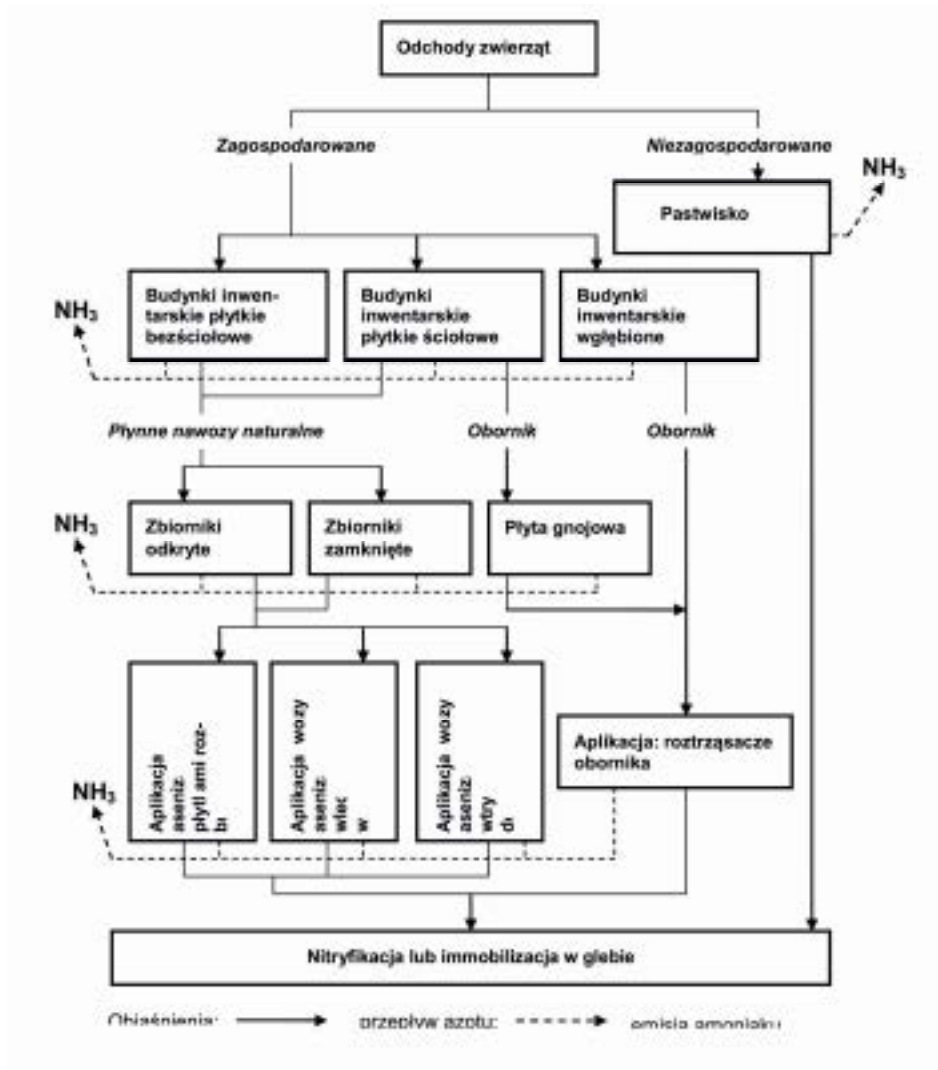
4.3.2. Straty amoniaku z nawozów naturalnych

Emisja amoniaku z nawozów naturalnych zachodzi w następstwie mikrobiologicznego rozkładu zawartych w nich związków azotu. Najłatwiej rozkładalnym związkiem jest mocznik znajdujący się (w największych ilościach) w moczu zwierząt. Pod wpływem enzymu ureazy, który jest produkowany przez mikroorganizmy obecne w kale, szybko przekształca się on w amoniak:



Rozkład złożonych kompleksów organicznych form azotu w nawozach naturalnych następuje bardziej powoli (i rozciąga się na miesiące a nawet i lata).

Na sumaryczne straty amoniaku z produkcji zwierzęcej, składają się strumienie emisji tego związku generowane z odchodów zwierząt gospodarskich w pomieszczeniach inwentarskich, z miejsc przechowywania nawozów naturalnych, w okresie ich aplikacji na użytkach rolnych oraz z kału i moczu zwierząt pozostawianych na pastwisku – rys. 15. Wielkość emisji amoniaku z budynków inwentarskich zależy od systemu chowu zwierząt oraz od rodzaju inwentarza. Największa emisja występuje w chlewniach i kurnikach dochodząc do 25% ilości azotu wydalonego z odchodami – tab. 20.



Rys. 15. Przepływ azotu i powstawanie emisji amoniaku z nawozów naturalnych [adaptowano na podstawie: Cowell, Webb 1997]

Tabela 20.

Straty amoniaku z budynków inwentarskich [Hutchings i in. 2001]

Kategoria zwierząt	System utrzymania zwierząt	Straty %*
Bydło	obora płytka, bydło na uwięzi	5
	obora płytka wolnostanowiskowa, korytarz gnojowy betonowy	10
	obora bezściółowa, korytarz gnojowy rusztowy (system gnojowicowy)	8
	obora głęboka	8
Trzoda chlewna – lochy karmiące – lochy prośne – tuczniaki – prosięta	chlewnia płytka z luźnym wybiegiem	15
	chlewnia bezściółowa (system gnojowicowy)	14
	chlewnia płytka	20
	chlewnia głęboka	15
	chlewnia bezściółowa (system gnojowicowy)	15
	chlewnia płytka	18
	chlewnia głęboka	15
	chlewnia bezściółowa (system gnojowicowy)	15
	chlewnia płytka	25
chlewnia głęboka	15	
Konie	stajnia głęboka	15
Owce	owczarnia płytka	15
Kury	system podłogowy, utrzymanie na ściółce	25
	system klatkowy, odchody usuwane przenośnikiem taśmowym	10
Brojlery	system podłogowy, utrzymanie na ściółce	20
* wyrażony w procentach stosunek ilości wyemitowanego N w formie NH ₃ do ogólnej ilości N wydalonego w z odchodami zwierząt w budynku inwentarskim		

W szczególności na ilość ulatniającego się NH₃ w pomieszczeniach dla zwierząt wpływają takie czynniki, jak:

- powierzchnia, na której zalegają odchody (emisja zwiększa się wraz ze zwiększeniem powierzchni),

- temperatura nawozów (im mniejsza temperatura tym mniejsza emisja),
- odczyn nawozów (mniejsza emisja przy niskim pH),
- zawartość azotu amonowego w nawozach (większa emisja przy większej zawartości),
- prędkość przepływu powietrza nad powierzchnią nawozów (większa prędkość przepływu prowadzi do większej emisji)

Straty amoniaku podczas przechowywania nawozów naturalnych zależą od rodzaju i składu nawozu, czasu jego przechowywania, warunków meteorologicznych (temperatura i prędkość wiatru) oraz rozmiarów zbiornika. Straty amoniaku ze zbiorników gnojówki i gnojowicy są raczej niewielkie odpowiednio rzędu 2 i 2-9% i wyraźnie mniejsze niż z tradycyjnie przechowywanego obornika gdzie ich wielkość dochodzi do 25% - tab. 21.

Tabela 21.

Straty amoniaku z nawozów naturalnych podczas przechowywania [Hutchings i in. 2001]

Kategoria zwierząt	Rodzaj nawozu	Straty %*
Bydło	gnojowica w zbiorniku przykrytym	2
	gnojowica w zbiorniku bez przykrycia	9
	obornik na pryzmie	15
	gnojówka	2
Trzoda chlewna	gnojowica w zbiorniku przykrytym	2
	gnojowica w zbiorniku bez przykrycia	6
	obornik na pryzmie	30
	gnojówka	2
	obornik na pryzmie	25
Konie i owce	obornik na pryzmie	10
Kury	pomiot ptasi	15
	pomiot ptasi ze ściółką na pryzmie	25
Inny drób	pomiot ptasi ze ściółką na pryzmie	25
* wyrażony w procentach stosunek ilości wyemitowanego N w formie NH ₃ do ogólnej ilości N w nawozie naturalnym dostarczonego do magazynowania		

Straty amoniaku powstające podczas stosowania nawozów naturalnych zależą od ich rodzaju, warunków pogodowych, pory roku, rodzaju uprawy, dawek, sposobu aplikacji (np.

rozbryzgowo, pasmowo, iniekcyjnie - w odniesieniu do płynnych nawozów naturalnych) – tab. 22.

Tabela 22.

Straty amoniaku z nawozów naturalnych podczas aplikacji [Hutchings i in., 2001]

Występowanie roślinności	Okres stosowania	Przykrywanie nawozu glebą	Czas do przykrycia glebą, godz.	Straty, %*	
				gnojowica i gnojówka	obornik
Nie	wiosna	tak	<12	7	3,5
Nie	wiosna	tak	>12	10	5
Nie	wiosna	nie	–	20	10
Tak	wiosna	nie	–	20	10
Tak	lato	nie	–	30	15
Tak	jesień	nie	–	30	15
Nie	późne lato - początek jesieni	tak	<12	10	5
Nie	jesień	tak	>12	20	10
Nie	jesień	nie	–	25	12,5

* wyrażony w procentach stosunek ilości wyemitowanego N w formie NH₃ do ogólnej ilości N w nawozie w momencie aplikacji

Straty amoniaku z odchodów (kał i mocz) pozostawionych przez zwierzęta na pastwisku wynoszą przeciętnie 3,1% zawartego w nich azotu przy poziomie nawożenia mineralnego rzędu 250 kg N·ha⁻¹ [Bussink, 1996].

Stosując rachunek ciągłony, straty amoniaku z nawozów naturalnych można wyrazić w postaci wskaźników określających ilości tego związku emitowane z odchodów wydalanych przez poszczególne rodzaje zwierząt inwentarskich w ciągu roku. Wskaźniki te określają emisję amoniaku generowaną przez poszczególne zwierzęta w zależności od ich wieku, wydajności systemu utrzymania itp. – tab. 23. Są one przydatne do prowadzenie oceny emisji amoniaku w mikroskali (np. gospodarstwa).

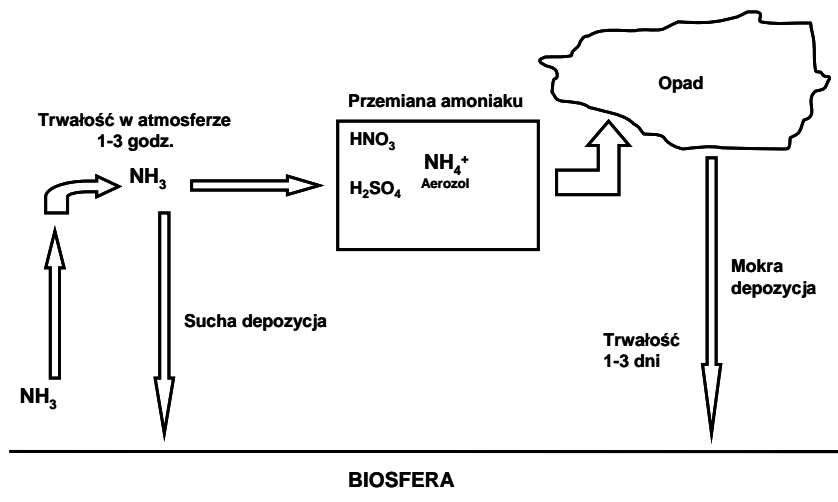
Tabela 23.

Wskaźniki emisji amoniaku dla różnych kategorii zwierząt w zależności od systemu utrzymania [Pietrzak, 2006]

Kategoria zwierząt	Wskaźniki emisji amoniaku w systemie utrzymania zwierząt (kg N-NH ₃ · rok ⁻¹ · sztuka ⁻¹)		
	ściółowym		beźściółowym (gnojowicowym)
	na głębokim oborniku	na posadzce z małą ilością ściółki	
Cielęta 0-3 miesiące ¹⁾	0,48	1,30	–
Cielęta 3-6 miesiące ¹⁾	1,01	2,74	–
Jałówki 6-12 miesięcy ¹⁾	2,59	6,98	7,33
Jałówki 12-24 miesiące ¹⁾	4,95	13,26	14,00
Krowy o wydajności 3,5 tys. kg mleka	6,40	15,72	16,90
Krowy o wydajności do 4 tys. kg mleka	6,91	16,98	18,25
Krowy o wydajności 4-6 tys. kg mleka	7,89	19,40	20,85
Krowy o wydajności > 6 tys. kg mleka	10,86	26,70	28,69
Lochy + 18 prosiąt ¹⁾	9,75	16,98	
Lochy	4,19	7,07	
Prosięta 20-30 kg ¹⁾	1,23	3,28	2,41
Warchlaki 30-70 kg ¹⁾	2,72	6,54	5,33
Tuczniki 70-110 kg ¹⁾	2,72	6,54	5,33
Konie – 600 kg	8,62	–	–
Konie – 400 kg	6,55	–	–
Owce – maciorki	1,45	–	–
Owce pow. 12 mies.	1,31	–	–
Jagnięta 6-12 mies. ¹⁾	0,66	–	–
Kury nioski ¹⁾	–	0,239	–
Kurczaki ¹⁾	–	0,014	–
Indyki ¹⁾	–	0,194	–
Kaczki ¹⁾	–	0,057	–
Gęsi ¹⁾	–	0,112	–

1) sztuki roczno-obliczeniowe – dla których emisję amoniaku określono w odniesieniu do jednego stanowiska przy założeniu, że jest ono zajmowane przez zwierzę z danej kategorii przez cały rok

Wyemitowany do atmosfery amoniak jest szybko z niej usuwany - w okresie od kilku godzin do kilku dni, i powraca na powierzchnię ziemi w formie opadu suchego lub mokrego - rys. 16. Sucha depozycja amoniaku występuje zazwyczaj w pobliżu źródeł jego emisji (w obrębie do ok. 1 km), natomiast mokra depozycja może mieć miejsce nawet w odległości setek kilometrów od tych źródeł.



Rys. 16. Zachowanie się amoniaku w atmosferze [reprodukcja na podstawie: Tang i in. 2005]

Głównym mechanizmem usuwania amoniaku z powietrza jest reakcja z kwasem siarkowym i azotowym. Reagując z tymi kwasami amoniak tworzy sole amonowe, siarczan amonu $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ i azotan amonu NH_4NO_3 . Są one mniej lotne, tworzą cząsteczki i opadają na ziemię jako depozycja sucha lub mokra. Depozycja ta stwarza duże zagrożenie dla naturalnych ekosystemów, w tym dla zbiorników wodnych, gdyż przyczynia się do ich eutrofizacji. Stwierdza się szkodliwy wpływ depozycji związków azotu na Morze Bałtyckie, w którym z upływem czasu pogłębia się deficyt tlenu. Do morza tego w 2005 r. trafiło z atmosfery w przybliżeniu 208 tys. ton azotu co stanowi ok. $\frac{1}{4}$ całkowitej ilości azotu dostającego się z różnych źródeł do Bałtyku. W tej ilości opadu azotu z atmosfery 92 tys. ton (około 44%) stanowił amoniak, a resztę tlenki azotu [Bartnicki i in., 2007].

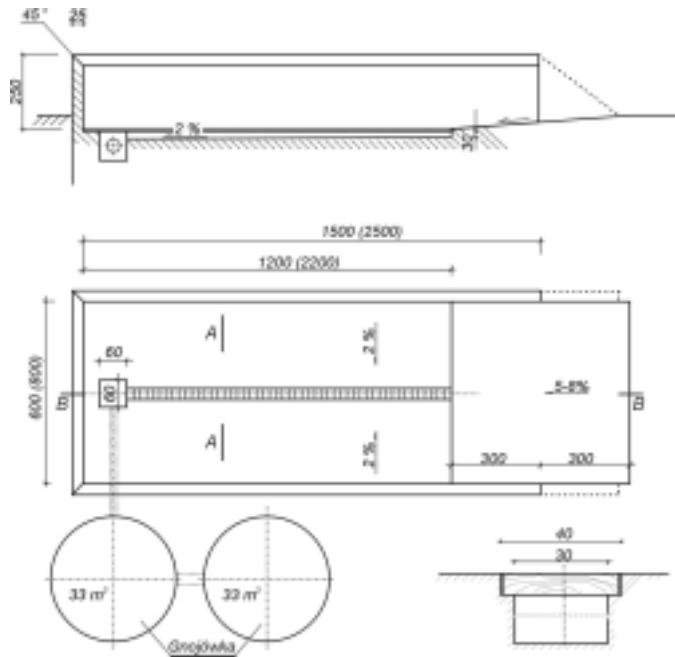
4.4. Środki zaradcze służące ograniczeniu strat azotu i fosforu z nawozów naturalnych

4.4.1. Działania ograniczające straty azotu i fosforu z nawozów naturalnych w wyniku wymycia i zmywania

Do strat azotu i fosforu z nawozów naturalnych w wyniku wymycia i zmywania może dochodzić zarówno podczas ich składowania, jak i stosowania. Na etapie gromadzenia i przechowywania tych nawozów stratom wymienionych składników można przeciwdziałać metodami technicznymi, stosując odpowiednie zabezpieczenia w obiektach inwentarskich oraz odpowiednio budowlę, takie jak, gnojownie i zbiorniki na gnojówkę i gnojowicę. W tym zakresie powinny być stosowane zwłaszcza:

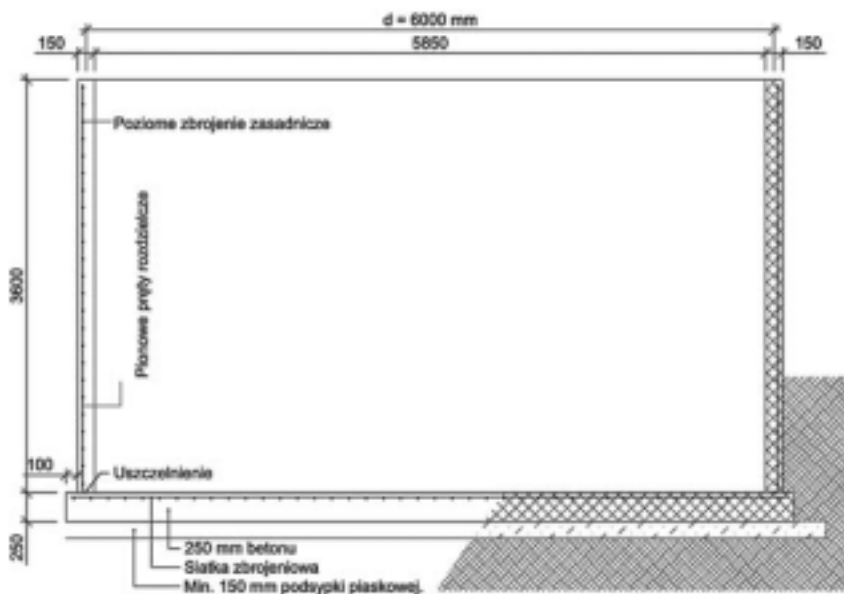
- posadzki w budynkach inwentarskich i wybiegach dla zwierząt z wodoszczelnego materiału, wytrzymałego na nacisk zwierząt i sprzętu,
- trwałe materiały na budowlę przeznaczone do magazynowania nawozów naturalnych, odporne na naciski i uderzenia związane z ich gromadzeniem i usuwaniem,
- powłoki ochronne w celu zapewnienia szczelności zbiorników,
- zabezpieczenia w zbiornikach na nawozy płynne, które chroniłyby przed niezamierzonymi przelewami.

Do składowania obornika powinny być wykorzystywane gnojownie ze ścianami bocznymi chroniącymi przed niezamierzonym przemieszczaniem się gromadzonego obornika poza ich obręb, wodoszczelnym dnem ze spadkiem w kierunku kolektora odbierającego odcieki, oraz zbiornikiem do gromadzenia wody gnojowej z systemem kanałów doprowadzających – rys. 17.



**Rys. 17. Przykładowa gnojownia do wysokiego magazynowania obornika [Magazy-
nowanie..., 2004].**

Pojemność gnojowni (także innych zbiorników) powinna zapewniać przechowywanie nawozów naturalnych przez minimum sześć miesięcy. Półroczna objętość magazynowa wynika z potrzeby składowania nawozów zwierzęcych w okresie późnojesiennie-zimowym, kiedy nie należy ich stosować na pola. Zbiorniki na płynne nawozy naturalne powinny mieć dno i ściany nieprzepuszczalne, o dużej wytrzymałości – rys. 18. Zbiorniki na gnojówkę powinny być szczelnie przykryte płytą zaopatrzoną w otwór wejściowy i wentylacyjny.



Rys. 18. Prostopadłościenny zbiornik na gnojowicę [Magazynowanie..., 2004]

Na etapie stosowania nawozów naturalnych, stratom azotu i fosforu w następstwie zjawisk wymycia i spływu powierzchniowego, należy przeciwdziałać w szczególności poprzez:

- stosowanie nawozów naturalnych w umiarkowanych dawkach, oraz w warunkach i terminach, w których ryzyko wymycia azotanów jest najmniejsze tj. od początku sezonu wegetacyjnego do jego zakończenia;
- wykluczenie stosowania nawozów naturalnych na glebach zalanych wodą, o wysokim poziomie wody gruntowej, zamrożniętych czy też przykrytych śniegiem, oraz na polach o nachyleniu większym niż 10% (6°), jeżeli pola te nie znajdują się pod okrywą roślinną (dotyczy płynnych nawozów naturalnych).

Biorąc pod uwagę dawki stosowania nawozów naturalnych zaleca się, żeby jednorazowo nie stosować więcej niż 25-30 t·ha⁻¹ obornika i gnojowicy, a gnojówki więcej niż 15-20 t·ha⁻¹. Umiarkowana ilość tych nawozów na większym areale daje lepsze efekty niż duża ilość na małym areale. Różnica między zapotrzebowaniem roślin na składniki nawozowe a ich zawartością w zastosowanych nawozach zwierzęcych powinna być uzupełniona nawozami mineralnymi. Nawozów naturalnych nie należy stosować w dawkach, w których ilość zawartego w nich azotu przekraczałaby 170 kg N·ha⁻¹ w ciągu roku. W przypadku łąk zaleca się stosowanie następujących jednorazowych dawek: obornik - nie więcej niż 20 t·ha⁻¹

¹, gnojowica 20-30 t·ha⁻¹, gnojówka - do 10 t·ha⁻¹. Obornik stosowany na łąki powinien być dobrze rozłożony. W odniesieniu do terminu zaleca się obornik stosować wiosną przed siewem lub sadzeniem i jesienią pod uprawę ozimin. Dopuszcza się nawożenie obornikiem w okresie późnym w przypadku uprawy poplonów. Gnojówkę i gnojowicę powinno się stosować wiosną. Najkorzystniej ze względów środowiskowych i gospodarczych jest stosować nawozy zwierzęce na krótko przed lub na początku sezonu wegetacyjnego. Przyrosty plonu w wyniku ich zastosowania wiosną są znacznie wyższe, a z kolei wymycie azotu w głąb gleby jest znacznie niższe (tym samym mniejsze zanieczyszczenie wód gruntowych) niż w przypadku zastosowania jesienią. Brak okrywy roślinnej i ustanie wegetacji powoduje, że z nawozów zastosowanych jesienią następuje zwiększone wymycie azotu do wód gruntowych. W efekcie, mniejsza ilość tego składnika pozostaje do dyspozycji roślin w okresie wiosennym.

4.4.2. Praktyki rolnicze służące ograniczeniu emisji amoniaku

Emisja amoniaku ze źródeł rolniczych powoduje szereg niekorzystnych konsekwencji. Z tego powodu niezbędne jest stosowanie praktyk rolniczych służących jej ograniczeniu. Ograniczenie emisji amoniaku z nawozów naturalnych można osiągnąć przede wszystkim przez działania służące zmniejszeniu ilości azotu wydalanego z odchodami w przeliczeniu na sztukę inwentarza i na jednostkę produkcji, poprawę praktyk postępowania z nawozami naturalnymi w budynkach inwentarskich oraz udoskonalenie metod ich przechowywania i stosowania.

Ograniczenie emisji amoniaku przez zmniejszenie ilości azotu wydalanego przez zwierzęta.

Wraz ze zmniejszeniem ilości azotu wydalanego z odchodami zwierząt zmniejsza się ilość emitowanego z nich amoniaku (także NO₂, N₂O i fosforu). Zmniejszenie ilości azotu wydalanego z odchodami zwierząt można uzyskać przez:

- stosowanie w żywieniu pasz wysokiej jakości;
- podawanie zwierzętom zbilansowanych dawek pokarmowych (w oparciu o normy żywieniowe), dostosowanych do potrzeb poszczególnych kategorii zwierząt, np. według okresu laktacji, wieku, masy ciała, itp.;
- utrzymywanie zwierząt odznaczających się wysoką wydajnością, ponieważ zwierzęta wysokoprodukcyjne wydalają w odchodach mniejsze ilości N w przeliczeniu na jednostkę produktu – np. mleka, niż zwierzęta o gorszych cechach użytkowych – tab. 24.

Tabela 24.

Ilość azotu wydalana przez krowy mleczne w przeliczeniu na zwierzę i na jednostkę produkcji w zależności od ich wydajności [Potkański, 1997 za Flachowsky, 1994]

Wydajność mleczna krów, kg·rok ⁻¹	Ilość wydalonego azotu	
	kg·krowa ⁻¹ ·rok ⁻¹	g·dm ⁻³ mleka
4000	80	20
6000	96	16
8000	120	15

W związku z tym zaleca się:

- w żywieniu przeżuwaczy – zmniejszenie dawek skarmianych zielonek na rzecz pasz objętościowych o mniejszej zawartości białka, takich jak kiszonka z kukurydzy, siano, słoma, itp.; spasanie runi łąkowej w późniejszej fazie wzrostu lub ograniczenie ilości skarmianej zielonki łąkowej i jednocześnie zwiększenie podawania wysokoenergetycznych pasz treściwych;
- w żywieniu trzody chlewnej i drobiu – żywienie fazowe (sukcesywne zmniejszenie zawartości protein i fosforanów w diecie zwierząt odpowiednio do ich wzrostu); stosowanie stymulatorów wzrostu oraz enzymów, np. fitazy w celu poprawy wykorzystania paszy oraz stosowanie aminokwasów syntetycznych w celu poprawy składu aminokwasów w białku paszy (należy mieć na uwadze, że stosowanie dodatków chemicznych może pogorszyć jakość finalnych produktów).

Ograniczenie emisji amoniaku w budynkach inwentarskich

Stratom amoniaku w budynkach inwentarskich można przeciwdziałać przez zmniejszenie powierzchni zalegania nawozów naturalnych i czasu ich przebywania na otwartej przestrzeni. W tym zakresie, w pomieszczeniach dla bydła zaleca się m.in:

- minimalizowanie powierzchni dróg komunikacyjnych dla zwierząt;
- szybkie odprowadzanie moczu do zbiornika;
- utrzymywanie w czystości dróg komunikacyjnych oraz wybiegów dla zwierząt.

W oborach ściółowych dla bydła, zmniejszenie emisji amoniaku można uzyskać przez stosowanie większej ilości słomy (ściółki) na stanowiskach dla zwierząt. W przypadku chlewni ze stanowiskami bezściółowymi emisję amoniaku można zmniejszyć dzięki:

- zmniejszeniu powierzchni stanowisk zanieczyszczanych odchodami przez wprowadzenie na ich części rusztów, przy czym kształt rusztów powinien umożliwiać swobodne przemieszczanie się odchodów do kanałów, a powierzchnia zanieczyszczana odchodami

powinna mieć niewielki skłon w celu szybszego spływu moczu do kanału (odchody powinny być usuwane z kanałów i gromadzone w zbiornikach na zewnątrz);

- zmniejszeniu odsłoniętej powierzchni gnojowicy pod rusztami, np. przez konstrukcję kanałów w taki sposób, żeby odstępy między wewnętrznymi ścianami kanału były mniejsze na górze niż na dole.

W chlewniach ze stanowiskami ściółowymi ograniczeniu emisji amoniaku sprzyja:

- stosowanie dostatecznej ilości ściółki do utrzymania czystego i suchego legowiska;
- utrzymywanie poideł i koryta w odpowiednim stanie technicznym, aby nie wyciekała z nich woda;
- zapobieganie gromadzeniu się moczu w zastoiskach.

Ograniczenie emisji amoniaku podczas przechowywania nawozów naturalnych

Spośród różnych rodzajów nawozów naturalnych, obornik oraz gnojowica są źródłem największych strat amoniaku podczas ich przechowywania (gnojówka zwykle jest przechowywana w zamkniętych zbiornikach). Nie istnieją obecnie dostatecznie efektywne metody zmniejszenia emisji amoniaku podczas składowania obornika. Nawóz ten po usunięciu z budynku inwentarskiego powinien być przechowywany w gnojowni ze ściankami bocznymi, kanałami odprowadzającymi odcieki i zbiornikiem do ich gromadzenia.

Emisję amoniaku podczas składowania obornika ogranicza:

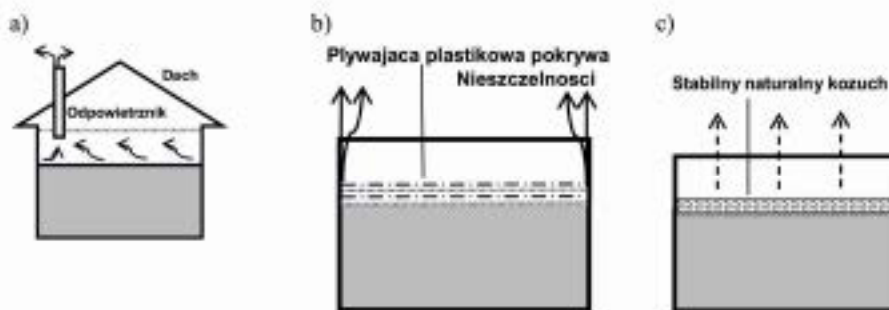
- etapowe układanie (niejednoczesne na całej powierzchni) i ugniatanie na pryzmie;
- przykrywanie pryzmy po ukończeniu układania (można także stosować podczas układania etapowego);
- minimalizowanie powierzchni przechowywania przez zwiększenie wysokości pryzmy (najczęściej zaleca się układanie pryzmy obornika na płycie na wysokość ok. 2 m, jeżeli środki techniczne na to pozwalają wysokość pryzmy można zwiększyć);
- utrzymywanie temperatury w pryzmie poniżej 50°C lub utrzymanie w niej stosunku C:N w granicach 20-30:1.

Gnojowica jest zwykle magazynowana w betonowych lub metalowych zbiornikach, rzadziej w lagunach. Ten ostatni sposób charakteryzuje się względnie dużą powierzchnią przypadającą na jednostkę objętości gnojowicy, w związku z czym sprzyja większym stratom amoniaku. Zmniejszenie emisji amoniaku podczas przechowywania gnojowicy uzyskuje się przez odcięcie jej kontaktu z otwartą przestrzenią. Wykorzystuje się w tym celu:

- zadaszenia zbiorników lub sztywne wieka do ich zamykania (skutecznie zmniejszają emisję amoniaku, lecz koszt ich budowy jest znaczny) – rys. 19a;
- ruchome pokrywy wykonane zazwyczaj z plastikowych powłok umieszczone na powierzchni gnojowicy (mniej efektywne niż zadaszenia, lecz tańsze) – rys. 19b;

- naturalne warstwy izolacyjne (kozuch) wytworzone samoistnie na powierzchni gnojowicy z materiału organicznego (jeśli zawartość suchej masy w gnojowicy jest wystarczająco duża >7% i jej mieszanie jest zminimalizowane) – rys. 19c;
- sztuczne warstwy ochronne naniesione na powierzchnię gnojowicy w zbiorniku, np. słoma, keramzyt, torf, olej lub inne naturalne pływające materiały (słomę zaleca się stosować w formie sieczki o długość ok. 4 cm, w ilości ok. 4 kg·m⁻²).

Emisja amoniaku ze zbiorników gnojowicy wyposażonych w zadaszenia, stałe pokrywy (dekle, klapy) bądź też w pływające folie, jest o ponad 80% mniejsza niż ze zbiorników otwartych [Sommer, Hutchings, 1995].



Rys. 19. Metoda ograniczenia strat NH₃ z przechowywanej gnojowicy za pomocą: a) dachu, b) pływającej pokrywy z tworzywa sztucznego, c) naturalnego stabilnego kozucha [modyfikacja na podstawie: Jacobson i in., 2001]

Ograniczenie emisji amoniaku podczas stosowania nawozów naturalnych

Straty amoniaku z płynnych nawozów naturalnych po ich aplikacji na użytki rolne są o wiele większe niż z obornika. Najskuteczniejszym sposobem ograniczenia jego strat z gnojówki i gnojowicy na etapie stosowania jest używanie nowoczesnych wozów asenizacyjnych:

- a) z przystawkami do dogłębowego wprowadzania gnojowicy i gnojówki:
 - z zastosowaniem aplikatorów do płytkiego wtryskiwania, polegającego na wycinaniu w glebie wąskich szczelin (zazwyczaj głębokości 4–6 cm, w odstępach 25–30 cm) i wypełnianiu ich gnojowicą lub gnojówką; zalecane do stosowania na użytkach zielonych - fot. 1;
 - z zastosowaniem aplikatorów do głębokiego wtryskiwania, polegające na wprowadzaniu gnojowicy lub gnojówki na głębokość 12–30 cm za pomocą specjalnych radełek, umieszczonych w rzędzie co 50 cm (radełka są często wyposażone w skrzydełka boczne, które wspomagają rozprzestrzenianie się gnojowicy w glebie, co umożliwia wprowadzanie dużych dawek); wykorzystywane przede wszystkim na gruntach ornych - fot. 2;

b) z przystawkami do pasmowego rozlewania gnojowicy i gnojówki z wleczonymi węzami, polegającego na rozlewaniu nawozów na powierzchni gruntów rolnych (grunty orne lub użytki zielone) przez zespół giętkich przewodów; można je wprowadzać między rzędy rosnących roślin - fot. 3.



Fot. 1. Wóz asenizacyjny z aplikatorem do płytkiego wtryskiwania płynnych nawozów naturalnych (system firmy Joskin) (fot. P. Nawalany)



Fot. 2. Aplikacja gnojowicy za pomocą wozu asenizacyjnego z aplikatorem do głębokiego wtryskiwania płynnych nawozów naturalnych [Werktuigendagen, 2005]



Fot. 3. Wóz asenizacyjny do aplikacji płynnych nawozów naturalnych przystawką z węzami wleczonymi [Werktuigendagen, 2009]

Straty amoniaku podczas aplikacji gnojowicy za pomocą aplikatorów doglebowych mogą być nawet o 90% mniejsze od strat podczas tradycyjnego rozprowadzania tego nawozu rozlewaczami z płytkami rozbryzgowymi. Zastosowanie przystawek z wleczonymi węzami lub ciągniętymi płozami przyczynić się może do zmniejszenia tych strat odpowiednio o 50 i 70% - tab. 25.

W przypadku stosowania obornika, skutecznym sposobem ograniczania emisji NH_3 , jest jak najszybsze przyzwanie go po wywiezieniu na pole.

Tabela 25.

Wytyczne w doborze technik ograniczania emisji amoniaku z nawozów naturalnych podczas aplikacji [UNECE 2001]

Metoda aplikacji nawozów	Zmniejszenie emisji, %	Ograniczenia w stosowaniu
Pasmowa – ciągnięte przewody (wlezione węże)	10–50	zbyt mała powierzchnia, nieregularny kształt, strome zbocza pól; duża lepkość gnojowicy; potrzeba ścieżek uprawowych w zbożach; zbyt duża wysokość roślin na gruntach ornych
Pasmowa – ciągnięte płozy (stopy)	40–70	jak wyżej
Doglebowa (płytki wtrysk)	otwarty rowek: 50–70 zamknięty rowek: 70–90	jak wyżej; gleba kamienista lub bardzo zbita (spoista)

Dogłębowa (głęboki wtrysk)	70–90	jak wyżej; potrzebny ciągnik dużej mocy
Powierzchniowa + przykrycie glebą	20–90	możliwe tylko gruntach ornych

Poza omówionymi sposobami, straty amoniaku z nawozów naturalnych podczas ich aplikacji można ograniczać przez:

- wybór odpowiedniego terminu aplikacji – emisja amoniaku jest największa w dni upalne, suche i wietrzne, dlatego stosowanie nawozów w okresie chłodnym, bezwietrznym i wilgotnym sprzyja jej zmniejszeniu;
- rozcieńczanie gnojowicy – rozcieńczona gnojowica łatwiej infiltrowuje do gleby niż naturalna (z powodu mniejszej lepkości) – mankamentem jest znaczne zwiększenie objętości rozprowadzanej cieczy (rozcieńczenie gnojowicy wodą może zmniejszyć straty amoniaku od 44 do 91%);
- mechaniczne frakcjonowanie gnojowicy – stosowanie odseparowanej frakcji płynnej gnojowicy przyczynia się do zmniejszenia emisji amoniaku podczas aplikacji ze względu na łatwiejsze przenikanie do gleby (podobnie jak w przypadku rozcieńczonej gnojowicy).

4.5. Niektóre aspekty formalno-prawne i praktyczne gospodarowania nawozami naturalnymi

Podstawowym aktem prawnym regulującym zasady postępowania z nawozami naturalnymi w Polsce jest Ustawa z dnia 10 lipca 2007 r. o nawozach i nawożeniu (Dz. U. Nr 147, poz. 1033). Ustawa ta w szczególności stanowi, że:

- gnojówkę i gnojowicę przechowuje się wyłącznie w szczelnych zbiornikach o pojemności umożliwiającej gromadzenie co najmniej 4-miesięcznej produkcji tego nawozu (przy czym zbiorniki te powinny być zbiornikami zamkniętymi);
- gospodarstwa wielkotowarowe, które prowadzą chów lub hodowlę drobiu powyżej 40000 stanowisk lub chów lub hodowlę świń powyżej 2000 stanowisk dla świń o wadze ponad 30 kg lub 750 stanowisk dla macior, przechowują obornik na nieprzepuszczalnych płytach, zabezpieczonych w taki sposób, aby wycieki nie przedostawały się do gruntu.
- gospodarstwa wielkotowarowe określone powyżej mają obowiązek zagospodarowania, co najmniej 70% gnojówki i gnojowicy na użytkach rolnych, których są posiadaczami i na których prowadzą uprawę roślin;
- nawozy, w tym naturalne, stosuje się w sposób, który nie zagraża zdrowiu ludzi lub zwierząt lub środowisku;

- zastosowana w okresie roku dawka nawozu naturalnego nie może zawierać więcej niż 170 kg azotu (N) w czystym składniku na 1 ha użytków rolnych;
- niedozwolone jest stosowania nawozów (w tym naturalnych) na glebach zalanych wodą, przykrytych śniegiem, zamrzniętych do głębokości 30 cm oraz podczas opadów deszczu;
- zabronione jest stosowanie nawozów naturalnych w postaci płynnej na glebach bez okrywy roślinnej, położonych na stokach o nachyleniu większym niż 10%, oraz podczas wegetacji roślin przeznaczonych do bezpośredniego spożycia przez ludzi.

W zapisach ustawy zwraca uwagę fakt, że obowiązek przechowywania obornika na nieprzepuszczalnych płytach, zabezpieczonych w taki sposób, aby wycieki nie przedostały się do gruntu, ograniczony został jedynie do gospodarstw wielkotowarowych, wszystkie inne gospodarstwa prowadzące produkcję zwierzęcą z tego obowiązku są zwolnione. Tymczasem w ogólnej masie produkowanych nawozów naturalnych w Polsce obornik stanowi największy udział. Według danych IUNG-PIB całkowita roczna produkcja obornika w Polsce wynosi ok. 80 mln ton, gnojówki ok. 13 mln m³, a gnojowicy ok. 7,5 mln m³ [Igras, Kopiński, 2007]. Większość produkowanego obornika jest magazynowana na zewnątrz budynków inwentarskich, jako że w kraju 80% zwierząt jest utrzymywane na płytkiej ściółce (15-20% na głębokiej i 3-5% w pomieszczeniach bezściółowych) [Wrzeszcz, 2010]. Warunki tego przechowywania są częstokroć niewłaściwe z punktu widzenia ochrony jakości wody. O znaczeniu tego problemu mogą świadczyć obliczenia wykonane w oparciu o model MITERRA-EUROPE, które wykazały, że straty wymywania azotu z budynków inwentarskich oraz przyzmu obornika stanowią około 40% całkowitych strat wymywania tego składnika ze źródeł rolniczych w Polsce [Assessment..., 2007]. Tak więc pomimo, że nie jest wymaganiem formalno-prawnym, należy dążyć do tego aby gospodarstwa ukierunkowane na produkcję zwierzęcą magazynowały obornik w sposób, który eliminuje powstawanie z niego jakichkolwiek odcieków (bądź wycieków) do otoczenia. Postulat ten, jak się wydaje, powinien być realizowany w pierwszym rzędzie przez gospodarstwa większe i silniejsze ekonomicznie³. Należy zwrócić uwagę, że pojemność budowli do magazynowania obornika, ze względu na uwarunkowania klimatyczne Polski powinna zapewniać możliwość gromadzenia i przechowywanie tego nawozu przez okres co najmniej 6 miesięcy.

³ W tym zakresie, w raporcie dla Komisji Europejskiej: „Ocena wyznaczonych w Polsce stref wrażliwych na zanieczyszczenie związkami azotu stwierdzili, 2007. Alterra, Wageningen ss. 108, proponuje się żeby były to gospodarstw o powierzchni powyżej >15 ha.

5. LITERATURA

1. Assessment of the designation of Nitrate Vulnerable Zones in Poland, 2007. Raport. Wageningen: Alterra ss. 108. Dostępny w Internecie: <http://www.kzgw.gov.pl/636.html>
2. Azot w glebach uprawnych, 1991. Pr. zbior. red. T. Mazur. Warszawa: PWN ss. 239.
3. Bartnicki J., Gusev A., Aas W., Fagerli H. 2007. Atmospheric supply of nitrogen, lead, cadmium, mercury and dioxins/furans to the Baltic Sea in 2005. EMEP Centres Joint Report for HELCOM EMEP/MSC-W, Oslo. Technical Report 3/2007 ss. 170. Dostępny w Internecie: <http://www.emep.int/publ/helcom/2007/>
4. Boratyński K., Czuba R., Goralski J, 1988. Chemia Rolnicza. Warszawa: PWRiL, ss. 398.
5. Bussink D.W. 1996. Ammonia volatilization from intensively managed dairy pastures. Thesis Landbouwniversiteit Wageningen, CIP-DATA., Den Haag: Koninklijke Bibliotheek ss. 177.
6. Chemia rolna. Podstawy teoretyczne i praktyczne, 2002. Pr. zbior. red. S. Mercik. Warszawa: Wydawnictwo SGGW ss. 287.
7. Cowell D., Webb J. 1997. A review of process-based methodologies for modelling ammonia emissions from agricultural livestock. Reggio Emilia, Italy: Meeting of UNECE Technical Group on agricultural emission and ammonia abatement, 3-7 March 1997. Maszynopis ss. 13.
8. Fagerberg B., Salomon E., Steineck S, 1993. The computer program NPK-FLO. Uppsala: Swedish University of Agricultural Sciences. Departament of Crop Production Science - Intrnal Publications 9 ss. 47.
9. Grześkowiak A. Nawożenie warzyw w uprawie polowej. Dostępny w Internecie: http://www.polifoska.pl/module-Publikacje-action-Nawozenie-file-content_83.html.html
10. Høgh-Jensen H., Loges R., Jørgensen F. V., Jensen E. S., Vinther F. P., 2004. An empirical model for quantification of symbiotic nitrogen fixation in grass-clover mixtures. *Agricultural Systems* 82 s. 181-194.
11. Hutchings N.J., Sommer S.G., Andersen J.M., Asman W.A.H. 2001. A detailed ammonia emission inventory for Denmark. *Atmospheric Environment* 35 s. 1959-1068.
12. Igras J, Kopiński J., 2007. Zużycie nawozów mineralnych i naturalnych w układzie regionalnym. *Studia i raporty IUNG-PIB Zeszyt 7*. Dostępny w Internecie: <http://sybilla.iung.pulawy.pl/wydawnictwa/Pliki/pdfPIB/zeszyt5.pdf>
13. IMGW. Depozycja zanieczyszczeń wprowadzanych z opadem atmosferycznym (wet-only) na obszar Polski w latach 1999 - 2011 i średnioroczne sumy opadów. Dostępny w Internecie: <http://www.gios.gov.pl/chemizm2010/index.html>

14. IMGW-PIB, 2012. Opracowanie raportu z wdrażania dyrektywy 91/676/EWG (azotanowej) w okresie 2008-2011. Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej Państwowy Instytut Badawczy Oddział we Wrocławiu Zakład Badań Regionalnych. Wrocław, ss. 212
15. Informacja o realizacji zadań Inspekcji Ochrony Środowiska w 2003 roku. Dostępny w Internecie: <http://www.gios.gov.pl/index7.php?temat=33>
16. Informacja o realizacji zadań Inspekcji Ochrony Środowiska w 2005 roku. Dostępny w Internecie: <http://www.gios.gov.pl/index7.php?temat=33>
17. Informacja o realizacji zadań Inspekcji Ochrony Środowiska w 2007 roku, 2008. Warszawa: Główny Inspektor Ochrony Środowiska ss. 177. Dostępny w Internecie: <http://www.gios.gov.pl/dokumenty/raport2007IoRZIOS.pdf>
18. Jacobson L., Lorimor J., Bicudo J., Schmidt D. 2001. Emission control strategies for manure storage facilities. Ames, Iowa. Iowa State University. Dostępny w Internecie: http://www.extension.org/sites/default/files/w/0/03/LES_43.pdf
19. Jadczyzyn T, Kocóń A., 2012. Obszary presji rolniczej jako podstawa wyznaczenia OSN. IUNG-PIB Puławy, Prezentacja multimedialna - II Forum Wodne, Warszawa, 18.12.2012 r.
20. Liana E., Pobudejski M., Bożek A. Monitoring chemizmu opadów atmosferycznych i depozycji zanieczyszczeń do podłoża w województwie śląskim w 2011 roku. Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej –PIB Oddział we Wrocławiu. Dostępny w Internecie: <http://www.katowice.pios.gov.pl/monitoring/informacje/stan2011/opady.pdf>
21. Lory J.A. 1999. Managing manure phosphorus to protect water quality. Extension Guidesheet G9182. University of Missouri Extension. Dostępny w Internecie: <http://extension.missouri.edu/explorepdf/agguides/soils/g09182.pdf>
22. Maćkowiak C., 1997. Nawozy organiczne w gospodarstwach rolnych i ich wpływ na środowisko. Przysiek: ODR ss. 21.
23. Magazynowanie nawozów naturalnych, 2004. Poradnik/Praca zbiorowa. Warszawa: Instytut Budownictwa, Mechanizacji i Elektryfikacji Rolnictwa; Duńskie Służby Doradztwa Rolniczego, ss. 81.
24. Nawozy organiczne, 1967. Pr. zbior. red. J. Goralski. Warszawa: PWRiL ss. 372.
25. Normy żywienia zwierząt gospodarskich, 1982. Pr. zbior. red. R. Ryś. Warszawa: PWRiL ss. 231.
26. Ochrona środowiska 2008, 2008. Warszawa: GUS ss. 556.
27. Ochrona Środowiska 2010, 2010. Warszawa: GUS ss. 609.
28. Ochrona środowiska, 2000. Warszawa: GUS ss. 483.

29. OECD, 2008. Wpływ rolnictwa na środowisko naturalne od 1990 r.: Raport Główny, Paryż, Francja.
30. Peoples, MB, Brockwell, J, Herridge, DF, Rochester, IJ, Alves, BJR, Urquiaga, S, Boddey, RM, Dakora, FD, Bhattarai, S, Maskey, SL, Sampet, C, Rerkasem, B, Khan, DF, Hauggaard-Nielsen, H & Jensen, ES 2009, "The contributions of nitrogen-fixing crop legumes to the productivity of agricultural systems" *Symbiosis*, vol 48, no. 1-3, ss. 1-17.
31. Pietrzak S. 2006. Metoda inwentaryzacji emisji amoniaku ze źródeł rolniczych w Polsce i jej praktyczne zastosowanie. *Woda Środ. Obsz. Wiej.* t. 6 z. 1 (16) s. 319-334.
32. Pietrzak S., 2002. Metoda bilansowania azotu, fosforu i potasu w skali gospodarstwa rolnego. [w:] *Zagadnienia doradztwa rolniczego nr 1/2002*, Poznań: Krajowe Centrum Doradztwa Rozwoju Rolnictwa i Obszarów Wiejskich Oddział w Poznaniu, s. 54-71.
33. Pietrzak S., 2005. Optymalizacja wykorzystania azotu i fosforu w gospodarstwach prowadzących chów bydła mlecznego na Podlasiu. *Woda Środ. Obsz. Wiej. Rozpr. nauk. monogr.* ss. 129.
34. Pietrzak S., Nawalany P., 2008. Wpływ długo- i krótkotrwałego składowania obornika na gruncie na zanieczyszczenie gleby i wody związkami azotu. *Woda Środ. Obsz. Wiej.* t. 8 z 2b (24) s. 117-126.
35. Pietrzak S., Wesołowski P., Brysiewicz A., Dubil M., 2013. Chemizm polowego spływu powierzchniowego na tle uwarunkowań agrotechnicznych, w wybranym gospodarstwie w województwie zachodniopomorskim. *Woda Środ. Obsz. Wiej.*
36. Potkański A., 1997. Możliwości ograniczenia emisji azotu i fosforu w produkcji zwierzęcej i ich rozproszenia do środowiska przyrodniczego. *Zesz. Edukac.* 2/97. Falenty: Wydaw. IMUZ s. 67-74.
37. Program rozwoju obszarów wiejskich na lata 2007 – 2013 (PROW 2007-20013), 2007. Warszawa: MRiRW ss. 400.
38. Raport stan środowiska w Polsce w latach 1996-2001, 2003. Warszawa: Inspekcja Ochrony Środowiska ss. 268.
39. Raupp J., Oltmanns M., 2006. Reducing nitrogen and potassium losses during farmyard manure composting by improving composting techniques. *Proc. Eur. Joint Organic Contr. Odense (Denmark), May 30 - 31, 2006* s. 298-299.
40. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 23 grudnia 2002 r. w sprawie kryteriów wyznaczania wód wrażliwych na zanieczyszczenie związkami azotu ze źródeł rolniczych. (Dz. U. z 2002 r. nr 241 poz. 2093).
41. Rutkowska, 2010. Określenie wpływu stymulatorów wzrostu AlgaPlant oraz Algamino-Plant na wielkość plonów zielonej masy kukurydzy na zielonkę. Sprawozdanie z badań. Puławy: IUNG-PIB ss. 10 (maszynopis). Dostępny w Internecie:

(<http://www.varichem-distribution.pl/04Badania/kukurydza/Kukurydza1.pdf>),

42. Sapek A., 1996. Udział rolnictwa w zanieczyszczaniu wody składnikami nawozowymi. [w:] Zeszyty Edukacyjne 1/96. Falenty: Wydawnictwo IMUZ, s. 9-33.
43. Sapek A., Sapek B., 2007. Zmiany jakości wody i gleby w zagrodzie i jej otoczeniu w zależności od sposobu składowania nawozów naturalnych. Zesz. Edukac. 11/2007 Falenty: IMUZ ss. 114.
44. Schmidtke K., 2008. How to optimise symbiotic nitrogen fixation in organic crop rotations. Materiały z konferencji "Organic Agriculture in Asia", Dankook University, Republic of Korea, 13-14 March 2008; <http://orgprints.org/13272/01/13272.doc>
45. Schweder, P., E. Kape und Martin Brick, 1998. Düngung 1998, Hinweise und Richtwerte für die landwirtschaftliche Praxis - Leitfaden zur Umsetzung der Düngeverordnung Hrsg.: Ministerium für Landwirtschaft und Naturschutz, Mecklenburg-Vorpommern, 1998. ca. 176 S
46. Simon J. C., Le Corre L. : Le bilan apparent de l'azote á l'échelle du l'exploitation agricole: méthodologie, exemples de résultats. Fourrages 1992, nr, 129 s. 79-94.
47. Sommer S.G. Hutchings N. 1995. Techniques and strategies for the reduction of ammonia emission from agriculture. Water, Air and Soil Pollution 85 s. 237-248
48. Soszka H., Cydzik D., Gołub M., Kolada A., Lewandowska A., 2006. Stan czystości jezior polski badanych w latach 1999-2004. Warszawa: Inspekcja Ochrony Środowiska ss. 58.
49. Szewczuk Cz., 2010. Zanim sprzedaż słomę – bilans substancji odżywczych. Wiadomości Rolnicze Polska 9/2010. Dostępny w Internecie: <http://www.wrp.pl/zanim-sprzedza%C5%BC-s%C5%82om%C4%99-%E2%80%93-bilans-substancji-od%C5%BCywczch>
50. Tang S., Sutton M., van Dijk N., Bealey B., Theobald M., Fowler D., Baker S. 2005. Monitoring of ammonia concentrations in the United Kingdom. Dostępny w Internecie: www.cara.ceh.ac.uk/documents/PresentationSummaries_NAMN_Mar05.doc
51. The Baltic remains in a bad shape, but there are some signs of improvement, 2009. HELCOM. Dostępny w Internecie: http://www.helcom.fi/press_office/news_helcom/2009/en_GB/EUTRO_assessment
52. Tyburski J, 1993. Gospodarka nawozowa w rolnictwie ekologicznym. W: Rolnictwo ekologiczne od teorii do praktyki. Warszawa: Stowarzyszenie Ekoland. Stiftung LEBEN & UMWELT. s. 145-150.
53. UNECE 2001. Framework code for good agricultural practice for reducing ammonia. Dostępny w Internecie: <http://www.unece.org/fileadmin/DAM/env/documents/2001/eb/wg5/eb.air.wg.5.2001.7.e.pdf>

54. Ustawa z dnia 18 lipca 2001 r. Prawo wodne. Tekst jednolity: Dz. U. z 2005 r. Nr 239, poz. 2019.
55. Velthof G.L., Oudendag D.A., Oenema O., 2007. Development and application of the integrated nitrogen model MITERRA-EUROPE. Wageningen: Alterra ss. 102 /raport/.
56. Werktuigendagen 2005. Dostępny w Internecie:
http://commons.wikimedia.org/wiki/File:Slurry_trailer,_Werktuigendagen_2005.jpg
57. Werktuigendagen 2009. Dostępny w Internecie:
http://commons.wikimedia.org/wiki/File:Liquid_manure_spreader_at_Werktuigendagen_2009.jpg
58. Workshop on Pollution from Diffuse Sources, 23-27 November 1992, Gdańsk /maszynopis/
59. Wrzeszcz W., 2009. Z badań nad rolnictwem społecznie zrównoważonym (7). Bilans nawozowy oraz bilans substancji organicznej w indywidualnych gospodarstwach rolnych, 2009. Redakcja naukowa prof. dr hab. Józef St. Zegar. Warszawa: Instytut Ekonomiki Rolnictwa i Gospodarki Żywnościowej – Państwowy Instytut Badawczy ss. 98.
60. Wrzeszcz W., 2010. Bilans glebowej substancji organicznej w gospodarstwach indywidualnych objętych rachunkowością rolną FADN. Studia i raporty IUNG –PIB Zeszyt 19. Dostępny w Internecie:
<http://www.iung.pulawy.pl/images/wyd/pib/zesz19.pdf>
61. Wstępny Krajowy Program Wdrażania Bałtyckiego Planu Działań. Warszawa: Ministerstwo Środowiska lipiec 2010 ss. 112. Dostępny w Internecie:
http://www.gios.gov.pl/zalaczniki/artykuly/art_321_20101012.pdf
62. Wyniki badań przeprowadzonych w Polsce nad nawozami organicznymi w latach 1945-1970, 1973. Puławy: Wydawnictwo IUNG ss. 274.