

Próba oszacowania wpływu na środowisko ekologicznych gospodarstw rolnych w Polsce

Wprowadzenie

Uważa się, że rolnictwo ekologiczne obciąża w znacznie mniejszym stopniu środowisko naturalne niż rolnictwo konwencjonalne. Autorzy podjęli próbę oszacowania różnic w emisji zanieczyszczeń do środowiska pomiędzy średnimi warunkami w gospodarstwach rolnych w Polsce i warunkami występującymi w szerokiej reprezentacji gospodarstw ekologicznych badanych przez Wasilewskiego [1998], odnośnie jednego tylko roku 1997.

Rolnicze źródła emisji zanieczyszczeń do środowiska

Głównym rodzajem zanieczyszczeń pochodzenia rolniczego są substancje biogenne. Badania nad bilansem składników pokarmowych w gospodarstwach rolnych wykazują spore straty azotu i fosforu w procesie produkcji rolnej.

Źródła emisji zanieczyszczeń do środowiska mogą być różne:

- 1) obornik, transport i przechowywanie;
- 2) odchody zwierzęce i obornik, emisja amoniaku do atmosfery;
- 3) uprawy polowe, wymywanie azotanów;
- 4) kiszonki, stosowanie i przechowywanie;
- 5) nawozy zielone (przyorane rośliny);
- 6) uprawy polowe, spływ powierzchniowy z pól.

Porównując wpływ na środowisko gospodarstw ekologicznych i konwencjonalnych można oczekiwać znaczącej różnicy w pozycjach 2 i 3. Oddziaływanie innych źródeł może być potraktowane jako znikome (pozycje 5 i 6 za Sapkiem [1996]) lub jako prawie sobie równe w obu typach gospodarstw (pozycja 1 i 4). Rozbieżności w pozycji 2 będą wynikać z różnej liczby zwierząt i różnej struktury produkcji zwierzęcej w tych gospodarstwach, a w pozycji 3 z różnych rodzajów i ilości stosowanych nawozów.

Wielkość emisji amoniaku do atmosfery przy dwóch metodach gospodarowania

Emisja amoniaku do atmosfery stanowi istotne zagrożenie dla środowiska, gdyż amoniak i jon amonowy, będący jego pochodną, szybko wracają na powierzchnię ziemi, często w znacznej odległości od źródła emisji, przyczyniając się do zakwaszenia wód i eutrofizacji ekosystemów lądowych i wodnych. Około 50% azotu w Bałtyku pochodzi z opadu atmosferycznego [Sapek 1995]. Głównym źródłem emisji amoniaku z rolnictwa jest produkcja zwierzęca.

Różnice w emisji amoniaku do atmosfery z gospodarstw ekologicznych i konwencjonalnych oszacowano tylko dla roku 1997. Wielkości jednostkowych emisji przyjęto za Sapkiem [1996], a liczby zwierząt za Wasilewskim [1998] i wg Rocznika Statystycznego 1998. Uzyskane wyniki zawiera tabela 1.

Tabela 1

Emisja amoniaku do atmosfery z gospodarstw ekologicznych i konwencjonalnych

Gatunek zwierząt	Emisja jednostkowa kg NH ₃ /SD/ /rok	Gospodarstwa ekologiczne		Gospodarstwa konwencjonalne	
		SD/100 ha	emisja, kg NH ₃ /100 ha/rok	SD/100 ha	emisja, kg NH ₃ /100 ha/rok
Bydło					
Krowy	27,8	26,2	728	22	617
Inne	25	10,7	268	11	275
Świnie	30	6,6	198	17,5	510
Konie	10,4	0,8	8	4,2	44
Drób*	0,26	366	95	2195	77
Owce, kozy	19	1,2	23	0,25	5
Ogółem		45,5	1320	55	1522

*dla drobiu sztuki rzeczywiste, dane dla 1994 r.

Rezultatem różnej liczby zwierząt i różnych struktur stada zwierząt przy dwóch metodach gospodarowania są zróżnicowane wielkości emisji amoniaku do atmosfery. Mniejsza emisja amoniaku z gospodarstw ekologicznych jest wynikiem mniejszej liczby zwierząt hodowanych w tych gospodarstwach. Przeczy to powszechnej opinii, że w gospodarstwach ekologicznych ze względu na rezygnację ze stosowania nawozów sztucznych i wzrost znaczenia nawożenia organicznego pogłowie zwierząt powinno być większe. Mniejsza ilość nawozów pochodzenia zwierzęcego w tych gospodarstwach jest w pewnym

stopniu zastępowana powszechnie stosowanymi kompostami i nawozami zielonymi. Utrzymywanie zwierząt tylko dla produkcji obornika nie ma obecnie większego sensu, zwłaszcza że ogólnie opłacalność produkcji zwierzęcej w Polsce jest wątpliwa. Rolnicy ekologiczni, o przeciętnie wyższym poziomie wykształcenia niż właściciele gospodarstw konwencjonalnych, zapewne rozumieją to doskonale.

Oszacowana różnica w wielkości emisji amoniaku do atmosfery wynosi około 2 kg NH_3 /ha/rok. Oznacza to o 13% mniejszą emisję z gospodarstw ekologicznych, przyjmując emisję z gospodarstw konwencjonalnych za 100%. Wielkość ta prawdopodobnie ma charakter tymczasowy. Pogłowie zwierząt w Polsce zmniejszało się od lat 80. W latach 1994–1997 liczba SD przypadających na 100 ha spadła z 59 do 54.

Całkowita emisja amoniaku ze źródeł rolniczych w Polsce była szacowana na 416 tys. ton w 1992 roku i 540 tys. ton w 1985 roku. Oznacza to 14-procentowy spadek emisji, spowodowany głównie zmniejszeniem się pogłowia zwierząt i likwidacją gospodarstw państwowych [Sapek 1995]. Próba bardziej szczegółowego określenia przestrzennego rozmieszczenia źródeł emisji amoniaku wykazała jej koncentrację w centralnych i południowych rejonach Polski, co potwierdza powyższe przypuszczenie [Sapek 1995]. Są to rejony, w których PGR-y występowały rzadko.

Model wymywania azotu w głąb profilu glebowego

Do przybliżonej oceny zanieczyszczenia wód wglębnych azotem emitowanym przy stosowaniu dwóch metod gospodarowania w rolnictwie został użyty prosty model regresji, mający wyjaśnić kształtowanie się ilości wymywanego azotu w funkcji zmiennych zależnych od działalności ludzkiej, jak nawożenie i dobór upraw, oraz czynnika przyrodniczego, jakim jest, zależna przede wszystkim od opadów, infiltracja wody w głąb profilu poza sezonem wegetacyjnym i w okresie słabej wegetacji późną jesienią i wczesną wiosną (odsiąk w czasie sezonu został uznany w modelu za nieistotny).

Model został wyestymowany przez jednego z autorów dla warunków angielskich [Manteuffel Szoegel 1994], co jest dodatkowym czynnikiem powodującym, że wyniki szacunku można traktować tylko jako orientacyjne. Za podstawę estymacji posłużyły badania angielskie wykonane w latach 1990/91, 1991/1992, 1992/1993 [Monitoring 1991 i późniejsze]. Założenia szczegółowe przyjęte przy budowie modelu regresji oraz interpretacja wyników jego estymacji są omówione w wielkim skrócie poniżej.

Zmienne niezależne modelu to przede wszystkim wystąpienie poszczególnych upraw, modelowane zerojedynkowo¹. Model odnosi się do standardowej powierzchni jednego hektara. Ujemne współczynniki regresji przy tych zmiennych oznaczają pobór azotu z 1 ha przez daną uprawę w ciągu sezonu wegetacyjnego, czyli zmniejszenie ilości azotu wymywanego w głąb profilu (tab. 2). Takie modelowanie było możliwe dzięki dołączeniu obserwacji sztucznych, w których nie występowała żadna uprawa na polu, i przy obserwowanym w kubku porowatym na głębokości 90 cm odsiaku równym 250 mm lub więcej, strata azotu wyrównywana była sztucznie do wielkości wniesionej w nawożeniu. Przyjęcie takiej równości było uzasadnione uogólnieniem obserwacji szczegółowych, wg którego przy wspomnianej lub większej wielkości sezonowego odsiaku każda ilość azotu wniesiona do gleby i nie pobrana przez roślinę była wypłukiwana w głąb.

Jako osobną zmienną zerojedynkową wprowadzono występowanie uprawy okrywowej jesienią i zimą. Podobnie wprowadzono występowanie następczej po tegorocznej uprawie rośliny jarej lub ozimej. Współczynniki przy nich zostały wyestymowane dodatnio, jakby uprawy te zwiększały, a nie zmniejszały straty azotu, co może budzić sprzeciw. Bez bardziej szczegółowego roztrząsania tej sprawy można powiedzieć, że ważna jest nie tyle bezwzględna wartość tych współczynników, co różnica pomiędzy nimi². Różnica ta ułożyła się zgodnie z oczekiwaniem i była także równa w przybliżeniu, co podtrzymuje logikę modelu, współczynnikowi przy zmiennej oznaczającej wystąpienie uprawy okrywowej.

Zmienna nazwana „zaszłości nawożenia obornikiem”, mająca też postać zerojedynkową, oznaczała, czy dane pole było w poprzednich latach szczególnie intensywnie nawożone obornikiem, czy nie. Bardziej szczegółowe ilościowe modelowanie tego faktu nie było dostępne z braku innych, poza stwierdzeniem ogólnym, danych na ten temat. Z pewnością obniżyło to bardzo dokładność modelu, bo wpływ tej zmiennej na zmienną objaśnianą był bardzo duży.

Wielkość nawożenia w poprzedzającym dany okres jesienno-zimowy sezonie wegetacyjnym reprezentowana była przez dwie zmienne. Pierwsza dotyczyła nawożenia mineralnego i wyrażona była ilościowo w kg N/ha, druga, dotycząca obornika, była w danych charakteryzowana tylko werbalnie jako nawożenie zerowe, niskie, umiarkowane, wysokie, bardzo wysokie, bardzo, bardzo wysokie i bardzo, bardzo, bardzo wysokie. W tej sytuacji jako najprostsze rozwiązanie przyjęto modelowanie wysokości tego nawożenia w postaci

¹Wśród wyróżnionych upraw niezrozumiałe mogą być pozycje „trawa w opcji A” itd. Oznaczają one użytki zielone utrzymywane w specjalnym reżimie. Nie występują one w niniejszym przypadku.

²Jeden z tych dwóch przypadków musiał zawsze wystąpić, wobec czego mniejszy z dwóch współczynników przy uprawie ozimej dodaje się faktycznie do stałej równania.

rang od 0 do 7. Obie zmienne występują jednak w modelu nie samodzielnie, lecz w interakcji z odsiakiem w danym okresie, mierzonym dla uniknięcia problemów numerycznych w metrach, a nie (jak powinno być poprawnie) w milimetrach słupa wody. Interakcja modelowana jest w postaci iloczynu wartości dwóch synergicznie działających zmiennych.

Dodatkowo zmienna oznaczająca interakcję nawożenia obornikiem i wielkości odsiaku wystąpiła także w postaci kwadratu, co było jedynym odstępstwem od liniowej postaci modelu. Wiadomo powszechnie, a potwierdziły to także analizy wykonane w opisywanym badaniu, że straty azotu w zależności od wielkości odsiaku układają się krzywoliniowo [Monitoring 1992]. Najlepszym przybliżeniem byłaby krzywa logistyczna, ze względu jednak na trudności z wyestymowaniem parametrów modelu w takiej postaci przyjęto zależność kwadratową. Ponieważ jednak w tym przypadku począwszy od wielkości odsiaku równej 285 mm wyestymowana parabola strat azotu zaczyna się obniżać, co oczywiście jest niedopuszczalne i nielogiczne, przyjęto w uproszczeniu stały poziom wymywania azotu powyżej tej wielkości. Analogiczne włączenie podniesionej do kwadratu interakcji nawożenia mineralnego i odsiaku nie poprawiało istotnie dopasowania modelu. Wobec tego zrezygnowano, po próbach, z takiej zmiennej.

Model w postaci liniowego, a kwadratowego w jednym składniku, równania regresji jest oczywiście wielkim uproszczeniem różnych powiązań przyczynowo-skutkowych zachodzących w glebie i podglebiu przy różnych uprawach, poziomach, dawkach i okresach nawożenia obecnie i w przeszłości, różnych warunkach klimatycznych i różnej strukturze gleby. Statystycznie dawał jednak niezłe przybliżenie badanej rzeczywistości i dlatego został uznany za wystarczające narzędzie w ekonomicznej ocenie przedsięwzięcia ochrony wód [Manteuffel Szoega 1994].

Tabela 2
Model wymywania azotu

Zmienna niezależna	Współczynnik regresji	Błąd standardowy współczynnika regresji	Poziom istotności dla zmiennej t-Studenta
Jęczmień jary	-51,595	35,252	0,1441
Jęczmień ozimy	-102,144	35,512	0,0042
Burak cukrowy	-125,970	36,547	0,0006
Pastwisko	-93,876	36,217	0,0099
Ziemniaki w plonie głównym	-47,865	36,018	0,1847
Kukurydza na pasze	-81,428	52,184	0,1195
Groch	-43,366	38,325	0,2585
Pszenica ozima	-102,791	35,348	0,0038
Trawa koszona/nieokreślone	-132,973	35,692	0,0002
Trawa koszona i wypasana	-106,821	44,240	0,0162
Rzepak ozimy	-99,623	39,650	0,0124
Pszenica ozima	-106,302	51,820	0,0409
len na ziarno	-59,150	46,854	0,2076
Warzywa (sałata i in.)	-55,732	45,485	0,2212
Truskawki	-68,071	51,803	0,1896
Trawa w opcji A	-93,694	39,930	0,0195
Trawa w opcji C	-118,50	38,080	0,0020
Trawa w opcji B	-92,194	39,002	0,0186
Rzepak jary	-106,864	64,242	0,0970
Fasola ozima	-67,276	65,111	0,3021
Trawa w opcji D	-94,194	64,467	0,1448
Następujący plon jary	54,584	34,953	0,1192
Następujący plon ozimy	21,502	33,774	0,5247
Zaszczości nawożenia obornikiem	125,215	15,473	0,0000
Uprawa okrywowa	-29,500	13,420	0,0285
N [kg/ha] × odsiak [m]	1,312	0,136	0,0000
Obornik × odsiak [m]	313,325	50,014	0,0000
(obornik × odsiak [m]) ²	-995,284	190,962	0,0000
STAŁA RÓWNANIA	73,692	9,138	0,0000

Zmienna zależna: wymyty w głąb gruntu ładunek azotu, kg N/ha/rok.

Współczynnik korelacji wielorakiej $R = 0,749$.

Współczynnik determinacji $R^2 = 0,561$.

Modelowe wielkości wymywania azotu w głąb profilu glebowego przy dwóch metodach gospodarowania

W celu użycia prezentowanego modelu podstawiono pod wartości poszczególnych zmiennych wielkości udziału powierzchni poszczególnych upraw w strukturze zasiewów w gospodarstwach ekologicznych badanych przez Wasilewskiego [1998], a w drugim przypadku średnie udziały tych upraw we wszystkich gospodarstwach rolnych w Polsce w tym samym 1997 roku. Uprawy występujące w Polsce zostały zastąpione w rachunku przez swoje możliwie najbliższe odpowiedniki występujące w modelu. Dodatkowo wprowadzone zostały do modelu uprawy motylkowe, nie wyczerpujące, ale zwiększające zasoby azotu w glebie. Ilości pozostawianego przez nie azotu zostały wzięte z klasycznego podręcznika uprawy roślin [Szczegółowa... 1951]. Odpowiedniość upraw występujących w publikacji Wasilewskiego [1998] i w omówionym modelu regresji została ustalona jak w tabeli 3.

Tabela 3

Przyjęte modelowe odpowiedniki upraw występujących w Polsce i struktury zasiewów w porównywanych gospodarstwach ekologicznych i konwencjonalnych

Uprawa polska w badaniach Wasilew- skiego lub w Roczniku Statystycznym	Struktura zasiewów w porównywanych gospo- darstwach, %		Odpowiednik w użytym modelu regres- ji oraz czy uprawa jara czy ozima
	ekologicz- nych	konwen- cjonalnych	
Pszenica	17,7	19,3	90% pszenica jara, 10% ozima
Żyto	13,3	19,3	pszenica ozima
Mieszanka zbożowa	11,6	12,8	Pszenica jara
Pszennyto	1,2	5,0	Pszenica ozima
Jęczmień	11,2	9,3	70% jęczmień jary, 30% ozimy
Owies	4,1	5,1	Pszenica jara
Ziemniaki	6,8	11,8	Ziemniaki w plonie głównym, jara
Seradela	1,6		Zostawia 72,5 kg N/ha, ozima
Łubin	3,2	0,6	Zostawia 69,7 kg N/ha, jara
Buraki cukrowe	0,4	3,3	Burak cukrowy, jara
Rzepak	0,0	1,3	Rzepak ozimy
Buraki pastewne	0,8	1,1	Burak cukrowy, jara
Kukurydza	0,4	0,7	Kukurydza na pasze, jara
Koniczyna	3,2	2,6	Zostawia 152,6 kg N/ha, ozima
Warzywa	1,2	2,1	Warzywa (sałata i in.)
Inne	23,3	5,7	Len na ziarno

* Struktury wg Wasilewskiego [1998].

Dodatkowe założenia przyjęte w obliczeniach to taki sam udział użytków zielonych w obu typach gospodarstw (22%) i potraktowanie ich w modelu jako trawy koszonej i wypasanej, nadanie zerowej wartości zmiennej „zaszłości nawożenia obornikiem” i zmiennej „uprawy okrywowe”.

Wielkość infiltracji przyjęto dla przeciętnych warunków Polski jako 18,2% opadów atmosferycznych [Pazdro 1983], które poza sezonem wegetacyjnym (od października do marca włącznie) wynoszą ok. 40 mm/sezon. Jest to wielkość znacznie mniejsza niż w warunkach angielskich.

Zgodnie z wynikami badań przeprowadzonych w 1997 roku w gospodarstwach ekologicznych, mimo przyjętego założenia niestosowania środków chemicznych, niewielkie ich ilości miały zastosowanie w procesie produkcji. Koszty zużytych nawozów mineralnych i środków chemicznych na 1 ha stanowiły odpowiednio 26,7 i 7,2% ich poziomu w gospodarstwach konwencjonalnych [Wasilewski 1998]. Były to jednak nie tyle nawozy sztuczne, co przetworzone materiały naturalne, jak np. mielone skały, takie jak: bazalt, gips, dolomit, wapno magnezowo-węglanowe.

W rezultacie otrzymano dla średniego poziomu nawożenia w Polsce, wynoszącego w 1997 roku 48 kg N/ha/rok, różnicę wymytego azotu 7,8 kg N/ha/rok na niekorzyść gospodarstw ekologicznych. Oszacowane wymywanie azotu z pól gospodarstw ekologicznych jest o 23% większe niż z pól gospodarstw konwencjonalnych (41,8 kg N/ha/rok z gospodarstw ekologicznych i 34 kg N/ha/rok z gospodarstw konwencjonalnych). Przyczyną tego zaskakującego na pierwszy rzut oka wyniku są między innymi różnice w strukturze upraw w tych dwóch metodach gospodarowania. W strukturze upraw gospodarstw ekologicznych znacznie większy udział mają rośliny motylkowe. Posiadają one zdolność wiązania wolnego azotu dzięki bakteriom symbiotycznym z grupy *Rhizobium* żyjącym w brodawkach na korzeniach tych roślin, przez co wzbogacają one glebę w azot, w przeciwieństwie do innych upraw, gdzie następuje wynoszenie azotu z pól. Ogólnie niski poziom nawożenia mineralnego w gospodarstwach konwencjonalnych nie równoważy tej różnicy. Również większy udział upraw jarych w gospodarstwach ekologicznych przyczynia się do większego wymywania azotu z pól jesienią i wiosną. Według przeprowadzonych równoległe obliczeń, przy wysokim poziomie nawożenia 195,5 kg N/ha/rok, jaki występował w Polsce w latach 80., różnica w ilości azotu wymywanego w głąb profilu glebowego przy tych dwóch metodach gospodarowania byłaby nieznaczna. Podobne wyniki uzyskał w swoich badaniach Kirchman [1999].

Różnice w emisji fosforu zostały tu pominięte, gdyż pierwiastek ten ulega sorpcji w glebie, przez co nie jest podatny na wymywanie w głąb profilu glebowego, a skądinąd gleby w Polsce są raczej ubogie w ten składnik pokarmowy [Nawożenie 1986].

Podsumowanie i wnioski

Istnieje wiele rolniczych źródeł zanieczyszczeń środowiska. Wśród nich duże znaczenie ma emisja amoniaku do atmosfery i wymywanie azotu z pól do profilu glebowego. Zanieczyszczenia związkami azotu mają szczególne znaczenie również ze względu na dużą zdolność tego pierwiastka do przemieszczania się w środowisku.

Oszacowana różnica w wielkości emisji amoniaku do atmosfery wynosi ok. 2 kg NH_3 /ha/rok na niekorzyść gospodarstw konwencjonalnych. Oznacza to o 13% mniejszą emisję z gospodarstw ekologicznych. Przyczyną jest mniejsza liczba zwierząt i inna struktura produkcji zwierzęcej w tych gospodarstwach. Otrzymana wartość ma jednak charakter tymczasowy ze względu na znaczne zmiany w liczbie zwierząt utrzymywanych w gospodarstwach rolnych w Polsce w ostatnich latach.

Próba oszacowania różnicy w ilości azotu wymywanego w głąb profilu glebowego z gospodarstw ekologicznych i konwencjonalnych wykazała większe negatywne oddziaływanie na środowisko gospodarstw ekologicznych. Wiąże się to z niskim poziomem nawożenia mineralnego, znacznie mniejszym udziałem roślin motylkowych i większym udziałem roślin ozimych w strukturze upraw w gospodarstwach konwencjonalnych.

Otrzymane wyniki sugerują, że gospodarstwa ekologiczne nie wywierają mniejszego wpływu na środowisko niż gospodarstwa konwencjonalne. Powodem tego jest stosunkowo niewielka emisja zanieczyszczeń z gospodarstw konwencjonalnych. Należy jednak oczekiwać zwiększenia różnicy w oddziaływaniu na środowisko między tymi dwoma metodami gospodarowania wraz z intensyfikacją produkcji w gospodarstwach konwencjonalnych.

Literatura

- KIRCHMAN H., 1999: Recycling of manure and wastes to minimize emissions. In: Ecologically improved agriculture – strategy for sustainability. Conference 22–23 November 1999. Raport nie publikowany. Sztokholm.
- MANTEUFFEL SZOEGE H., SOBOLEWSKA A., 2000: Ecological agriculture in Poland and its impact on the environment. Referat na konferencję Ecologically Improved Agriculture – Strategy for Sustainability. Conference II. Implementation. Sztokholm, 3 kwietnia 2000.

- MANTEUFFEL SZOEGE H., 1994: Cost-effectiveness of Prevention of the Non-point Agricultural Groundwater Pollution in the U.K. Maszynopis rozliczający grant ACE 92-0168-F, Warszawa.
- MANTEUFFEL SZOEGE H., CRABTREE B., EDWARDS T., 1996: Policy Cost-effectiveness for Reducing Non-point Agricultural Groundwater Pollution in the U.K. *Journal of Environmental Planning and Management*, 39(2), ss. 205–222.
- Monitoring of Nitrate Concentrations in Water Draining from Subsoil. Winter 90/91 i dwa lata następne. Wyd. MAFF, 1991 i dwa lata następne.
- Nawożenie Red. R. Czuba. PWRiL, Warszawa 1986.
- PAZDRO Z., 1983: Hydrogeologia ogólna. Wydawnictwa Geologiczne. Wyd. III. Warszawa.
- SAPEK A., 1995: Emisja amoniaku z produkcji rolnej. *Postępy Nauk Rolniczych*. Nr 2. ss. 3–23.
- SAPEK A., 1996: Wpływ rolnictwa na jakość wody. [w:] *Zanieczyszczenia rolnicze a przyszłość ekonomiczna gospodarstw. Problemy i rozwiązania. Materiały na seminarium*. Warszawa, 20.02.1996. Wyd. Instytut Budownictwa, Mechanizacji i Elektryfikacji Rolnictwa. Warszawa.
- SAPEK A., 1996: Zagrożenie zanieczyszczenia wód azotem w wyniku działalności rolniczej. *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych*. Zeszyt 440. ss. 309–329.
- Szczegółowa uprawa roślin. Red. A. Listowski. PWRiL, Warszawa 1951.
- WASILEWSKI M., 1998: Koszty produkcji w gospodarstwach ekologicznych i konwencjonalnych. [w:] *Agrobiznes w krajach Europy Środkowej w aspekcie integracji z Unią Europejską*. T. 1. Wydawnictwo Akademii Ekonomicznej im. Oskara Langego we Wrocławiu. Wrocław.
- WIĄCKOWSKI S.K., 1999: Ekologiczne problemy polskiego rolnictwa. [w:] *Socjologia i ekonomika ochrony środowiska na wsi i w rolnictwie*. Wydawnictwo Akademii Rolniczej im. A. Cieszkowskiego w Poznaniu, Poznań.

A Tentative Estimation of the Environmental Impact by the Ecological Farms in Poland

Abstract

This study focuses on the impacts the ecological farms have on the environment in Poland. A tentative estimate applies to the representation of the ecological farms investigated by Wasilewski [1998], as compared to the conventional farms of a similar size, and is limited only to one year, 1997.

The results suggest a similar impact irrespective of the way of farming. The ammonia emission from the ecological farms has been estimated as 13 per cent lower than from the conventional ones (the difference amounts to some 2 kg NH₃/hectare/year) in the consequence of smaller number of farm animals and a different structure of the livestock. On the other hand, the nitrogen leaching from the fields into the groundwater has been estimated as bigger in the ecological farms (by 7.8 kg N/hectare/year, circa 23 per cent). This results from the relatively low level of mineral fertiliser use, lower share of legumes and greater of the winter crops in the general cropping of the conventional farms.