

MOŻLIWOŚCI WYKORZYSTANIA WYBRANYCH MODELI BILANSOWYCH Z PROJEKTU EUROHARP DO OCENY POZIOMU WYMYSIA AZOTANÓW W WARUNKACH POLSKICH

THE POSSIBILITY OF USING SOME BALANCE MODELS INCLUDED IN EUROHARP PROJECT FOR THE ASSESSMENT OF NITRATE LOSSES IN POLAND

ANNA ŻUREK¹

Abstrakt. Projekt EUROHARP (*Towards European Harmonized Procedures for Quantification of Nutrient Losses from Diffuse Source*) miał na celu ocenę poziomu wymycia składników pokarmowych (azotu i fosforu) do wód z obszarowych ognisk zanieczyszczeń (głównie terenów rolniczych). W ramach projektu, realizowanego w latach 2001–2006, starano się wypracować jednolitą metodykę tej oceny, umożliwiającą korzystanie z niej przez wszystkie kraje Unii Europejskiej. Konieczność oceny poziomu wymycia azotu i fosforu wynika z zaleceń dyrektywy azotanowej i Ramowej Dyrektywy Wodnej. Jest to szczególnie istotne przy wyznaczaniu obszarów szczególnie wrażliwych na wymycie azotanów do wód podziemnych i powierzchniowych, a także kontrolowaniu efektywności projektowanych Programów Działań i ocenie trendów zmian zanieczyszczenia związkami azotu. W ramach projektu EUROHARP realizowano 9 modeli oceny poziomu wymycia azotu i fosforu w 17 obszarach badawczych zlokalizowanych w 8 krajach UE. W artykule przedstawiono skrócony opis wybranych modeli, które mogłyby zostać zastosowane w warunkach polskich, oraz przedstawiono uzyskane w efekcie modelowania wielkości wymywanych ładunków zanieczyszczenia w obszarach testowych o warunkach klimatycznych i glebowych zbliżonych do polskich.

Słowa kluczowe: azotany, poziom wymycia, modele bilansowe.

Abstract. The EUROHARP project (*Towards European Harmonized Procedures for Quantification of Nutrient Losses from Diffuse Source*) aimed at providing results of nutrient losses (nitrogen, phosphorus) from diffuse sources (agricultural land) to surface water. The project was executed in 2001–2006. Within the EUROHARP, different methodologies (quantification tools) for estimating nutrient losses were tested in European catchments. Quantification of nutrient losses is necessary for the Nitrates Directive and the Water Framework Directive implementation, especially for Nitrate Vulnerable Zone delimitation. EUROHARP includes nine different methodologies which have been applied in 17 study catchments from 8 European countries. The summarized description of select balance models, which could be used for nitrate leaching are presented. The paper shows modelling results from the catchments with Polish agricultural and hydrological conditions similar to those in Poland.

Key words: nitrate, leaching, balance models.

WSTĘP

Azotany stanowią powszechnie występujący w wodach podziemnych wskaźnik zanieczyszczenia. Największym obszarem ogniskiem zanieczyszczenia azotanami są tereny rolnicze. Na terenach tych w efekcie nawożenia wprowadzane są znaczne dawki azotu. Dodatkowo, wskutek nieprawnodłowych działań agrotechnicznych mogą zostać urucho-

mione bardzo duże ładunki azotu glebowego. W warunkach polskich szczególnie narażone na zanieczyszczenie związkami azotowymi są obszary o nieuporządkowanej gospodarce wodno-ściekowej.

W celu kontroli emisji związków azotowych do wód oraz ograniczenia już istniejących zanieczyszczeń Komisja Rady

¹ Akademia Górniczo-Hutnicza, Wydział Geologii, Geofizyki i Ochrony Środowiska, al. Mickiewicza 30, 30-059 Kraków

Europejskiej uchwaliła Dyrektywę 91/676/EWG, zwaną potocznie dyrektywą azotanową. W Polsce dyrektywa ta została wdrożona odpowiednimi ustawami i rozporządzeniami w trakcie procesu przedakcesyjnego.

Z zaleceń dyrektywy azotanowej i Ramowej Dyrektywy Wodnej wynika konieczność oceny poziomu wymycia azotu i fosforu. Jest to szczególnie istotne przy wyznaczaniu obszarów szczególnie wrażliwych na wymycie azotanów do wód podziemnych i powierzchniowych, a także kontrolowaniu efektywności projektowanych Programów Działań i ocenie trendów zmian zanieczyszczenia związkami azotu.

W Polsce poszczególne Regionalne Zarządy Gospodarki Wodnej (RZGW) stosowały różne metody wyznaczania obszarów wrażliwych na wymycie azotanów. Metodę przedstawioną w Rozporządzeniu MŚ (2002) zastosowała tylko część RZGW. Metodyka ta jest uproszczona i niespójna, nie

uwzględnia się w niej warunków hydrogeologicznych (Żurek i in., 2004).

Dla regionalnych opracowań hydrogeologicznych, które realizują modele migracji zanieczyszczeń pochodzenia rolniczego w zbiornikach wód podziemnych, potrzebne są wiarygodne dane odnośnie wielkości ładunku zanieczyszczeń, wymywanego z obszarów zasilania zbiornika, a zagospodarowanych rolniczo.

Projekt EUROHARP (*Towards European Harmonized Procedures for Quantification of Nutrient Losses from Diffuse Source*) miał na celu ocenę poziomu wymycia składników nawozowych (azotu i fosforu) do wód z obszarowych ognisk zanieczyszczeń (głównie terenów rolniczych). W ramach projektu, realizowanego w latach 2001–2006, starano się wypracować jednolitą metodykę tej oceny, umożliwiającą korzystanie z niej przez wszystkie kraje Unii Europejskiej.

OGÓLNA CHARAKTERYSTYKA PROJEKTU EUROHARP

W ramach projektu EUROHARP realizowano 9 modeli oceny poziomu wymycia azotu i fosforu z obszarowych ognisk zanieczyszczeń. Oceny poziomu wymycia dokonano dla przykładowych 17 obszarów badawczych, zlokalizowa-

nych w 8 krajach Unii Europejskiej – Norwegii, Irlandii, Danii, Niemczech, Szwecji, Włoszech, Wlk. Brytanii oraz Francji (tab. 1). Głównym celem projektu było:

Tabela 1

Charakterystyka obszarów testowych projektu EUROHARP (według EUROHARP, 2001)

Characteristics of the EUROHARP study catchments (after EUROHARP, 2001)

Nr	Nazwa obszaru testowego /kraj	Powierz. zlewni [km ²]	Tereny rolnicze [%]	Opad [mm]	N – nawoż. miner. [kgN/ha]	N – nawoż. organicz. [kgN/ha]	P – nawoż. miner. [kgP/ha]	P – nawoż. organicz. [kgP/ha]	Dominujące uprawy	Dominujące typy gleby
1	Attert /Luxemburg	318	62	900	130	120	25	25	zboża /rośliny okopowe	
2	Enza /Włochy	922	70	1000	170	19	70	2	trawa alfaalfa	piaski, gliny, muły
3	Guadiana /Hiszpania	1300	–	634	–	–	–	–	–	piaski, gliny, muły
4	Gurk /Austria	2574	39	905	57	36	33	–	zboża/ łąki	piaski, piaski ilaste
5	Kapos /Węgry	3210	74	690	40	18	6	17	zboża/owoce	gleby brunatne czarnoziemy
6	Kävlingeån /Szwecja	1197	67	700	110	24	20	35	zboża	gliny
7	Lough Derg and Lough Ree /Irlandia	10600	94,5	1175	67	86	10	14	rośliny okopowe	gleby brunatne, torfy, rędziny
8	Odense /Dania	1190	83	807	120	75	11	17	zboża	iły
9	Pinios /Grecja	2796	68	933	121	40	19	6	Zboża	
10	Susve /Litwa	1165	61	675	11	20	5	10	zboża/ buraki cukrowe	iły, piaski, gleby organiczne
11	Uecker /Niemcy	1812	83,9	830	140	–	20	–	rośliny okopowe/ zboża	piaski, gliny
12	Vansjø–Hobøl /Norwegia	690	16	810	116	20	24	10	zboża	głina, piaski
13	Vantaanjok /Finlandia	1685	39	667	113	–	15	–	zboża	gliny
14	Vechte /Holandia i Niemcy	3780	71	770	140	290	5	55	pastwiska /zboża	piaski, torfy
15	Vilaine /Francja	10482	75	773	100	85	57	35	łąki/zboża	
16	Yorkshire Ouse /W. Brytania	3318	91	923	166	71	52	28	zboża	piaski ilaste, glina, torfy
17	Zelivka /Czechy	1189	67	669	50	50	10	15	zboża	kombisole, glejosole

– dostarczenie politykom zarządzającym środowiskiem naukowej kwalifikacji przydatności poszczególnych modeli do szacowania poziomu wymycia składników nawozowych z obszarów rolniczych bezpośrednio lub pośrednio do wód powierzchniowych i podziemnych, a w ten sposób umożliwienie implementacji RDW (Ramowej Dyrektywy Wodnej);

– stworzenie elektronicznego systemu (tzw. toolbox), który byłby wsparciem podczas podejmowania decyzji dotyczącej wyboru najodpowiedniejszej metodyki oceny strat azotu i fosforu w przypadku konkretnego obszaru czy zlewni. Toolbox jest dostępny na stronie internetowej projektu EUROHARP (www.euroharp.org), zawiera charakterystykę

poszczególnych zlewni testowych oraz wyniki modelowania poszczególnymi metodami.

Projekt EUROHARP działał częściowo w ramach V Programu Ramowego. Jego celem bezpośrednim była możliwość wykorzystania uzyskanych wyników przy realizacji zaleceń dyrektywy azotanowej (91/676/EC), tzw. dyrektywy ściekowej (91/271/EC), oraz Ramowej Dyrektywy Wodnej (2000/60/EC). Pośrednio posłużył do celów konwencji dotyczących wód morskich (np. OSPAR – Konwencja Ochrony Środowiska Morskiego Północno-Wschodniego Atlantyku, HELCOM – Konwencja Ochrony Środowiska Morza Bałtyckiego) i rzek tranzytowych (np. Komisje ds. Ochrony Dunaju i Renu) (EUROHARP, 2001).

MODELE BILANSOWE WYKORZYSTANE W PROJEKCIE EUROHARP

Do oceny poziomu wymycia azotanów do wód stosowane są różne metody. Najczęściej stosowana jest metoda bilansu masy, która pozwala, po stworzeniu odpowiedniego modelu, oceniać stężenie rozpatrywanego składnika w wodzie i zmiany tego stężenia w czasie, czyli prognozować zmiany jakości wody. Istnieje wiele modeli opartych na bilansie objętości wody i masy zanieczyszczenia. Główne z nich to modele: fizyczne, pojęciowe (konceptualne/konceptyjne) oraz matematyczne.

Modele bilansowe (tzw. QT – *quantification tool*), zastosowane w ramach projektu EUROHARP, to głównie modele pojęciowe. Dotyczy to zwłaszcza tych modułów modelu, które szacują ładunek substancji nawozowych przesiąkających do wód. Zestawienie wszystkich numerów, skrótów i pełnych nazw modeli wraz z instytutem badawczym, który dany model stworzył, przedstawia tabela 2. Poniżej wskazano te modele lub ich moduły, które, zdaniem autorki, mogą być wykorzystane do oceny poziomu wymycia azotanów w warunkach polskich.

QT 1 – NL-CAT – Nutrient Losses on CATchment scale

Jest to model, który powstał w Holandii na bazie wielu bilansowych modeli pojęciowych (konceptualnych). Składa się z kilku głównych podmodeli: SWAP (Soil – Water – Atmosphere – Plant; Kroes i in., 2000) – modeluje bilans wody w glebie i w wodach gruntowych; SWQN (Surface Water Quantity Model; Rijtema i in., 1991) – modeluje bilans wód powierzchniowych w zlewni; ANIMO (Agricultural Nutrient Model; Rijtema, Kroes, 1991; Groenendijk, Kroes, 1999) – modeluje ładunek składników nawozowych przesiąkających do wód gruntowych i powierzchniowych; SWQL (Surface Water Quality Model), zwany także NuswaLite (Kolk, Drent, 1996) – modeluje retencję składników nawozowych w obszarze zlewni i ich wpływ na stan ekologiczny. Zależności pomiędzy poszczególnymi modułami modelu NL-CAT przedstawia schemat (fig. 1).

Najistotniejszym modułem modelu NL-CAT oceniającym ładunek składników nawozowych przenikających z gleby do

wód jest model ANIMO (Schoumans, Silgram red., 2003). Jest to model holenderski mający na celu modelowanie zależności pomiędzy dawką nawozu i sposobem uprawy a wielkością przesiąkania składników nawozowych do wód podziemnych i powierzchniowych, z uwzględnieniem typu gleby i zróżnicowania warunków hydrologicznych. Początkowo ANIMO służył do oceny strat azotu, ale następnie został wzbogacony w opcję oceny strat fosforu. Jest to model funkcjonalny, stosujący uproszczone formuły dla uwzględnionych procesów. Model ten przypisuje istotną rolę krążeniu substancji organicznej do modelowania długoterminowych skutków zmiany zagospodarowania terenu i sposobu nawożenia.

Główne procesy uwzględnione w modelu ANIMO to:

- wprowadzenie składników nawozowych (nawozy sztuczne i naturalne, resztki roślinne, depozycja z atmosfery);
 - mineralizacja składników nawozowych wskutek tworzenia się i rozkładu różnych rodzajów substancji organicznej pochodzącej z nawożenia organicznego, resztek roślinnych i próchnicy glebowej;
 - ulatnianie się gazów (CO_2 , NH_3 , N_2 , N_2O);
 - nityfikacja NH_4^+ i denityfikacja NO_3^- ;
 - sorpcja i dyfuzja w glebie;
 - pobór przez rośliny;
 - transport rozpuszczonych organicznych i nieorganicznych składników pokarmowych z odpływem podziemnym do głębszych warstw gruntowych i do wód powierzchniowych;
 - odpływ organicznych i nieorganicznych form fosforu wraz ze spływem powierzchniowym oraz erodowaną glebą.
- Najnowsza wersja programu ANIMO uwzględnia dodatkowo uprzywilejowane drogi przepływu oraz proces topnienia śniegu.
- Model ANIMO uwzględnia schematy krążenia substancji organicznej, azotu (fig. 2) i fosforu, gdyż między nimi występują zależności ważne dla nowoczesnych systemów uprawy i biochemii gleby.

Tabela 2

Modele bilansowe projektu EUROHARP
Names of quantification tools of the EUROHARP project

Nr modelu	Skrót nazwy – akronim	Pełna nazwa modelu	Nazwa instytutu badawczego	Lokalizacja
QT 1	NL-CAT (ANIMO/SWAPS /SWQN/SWQL)	Nutrient Losses at Catchment scale	ALTERRA Green World Research	Wageningen Holandia
QT 2	REALTA	The Irish Phosphorus Model	KMM Kirc McClure Morton	Belfast Irlandia Północna
QT 3	N-LES CAT	Nitrate Leaching Estimator	NERI National Environmental Research Institute	Silkeborg Dania
QT 4	MONERIS	MOdelling Nutrient Emissions in RIver Systems	FV – IGB Institute of Freshwater, Ecology and Inland Fisheries	Berlin Niemcy
QT 5	TRK (SOILNDB/HBV – N)	TRK – The Swedish system	SLU / SMHI Swedish Environmental Research Institute/ Swedish Meteorological and Hydrological Institute	Uppsala / Norrköping Szwecja
QT 6	SWAT	Soil and Water Assessment Tool	EC-JRC / NTUA / IRSA-CNR Join Research Center/ National Technical University of Athens/ Water Research Institute – National Research Council	Ispra Włochy/ Ateny Grecja/ Bari Włochy
QT 7	EveNFlow	EveNFlow	ADAS Consulting Ltd.	Wolverhampton Wielka Brytania
QT 8	NOPOLU	NOPOLU system 2®	IFEN / BETURE-CEREC Institut français de l'environnement/ BETURE CEREC Company	Orlean/ Saint Quentin en Yvelines Francja
QT 9	SA – Source apportionment	Source apportionment	NERI National Environmental Research Institute	Silkeborg Dania

QT 2 – REALTA

Model ten powstał w Irlandii i ma za zadanie ocenę strat fosforu z terenów zagospodarowanych rolniczo. Nie może być wykorzystany do oceny strat azotu.

QT 3 – N-LES CAT

Model N-LES CAT (Simmelsgaard i in., 2000) jest empiryczno-pojęciowym (konceptualnym) modelem służącym do oceny rocznych strat azotu w skali zlewni. Jako narzędzie do oceny ładunku zanieczyszczenia azotanami pochodzącymi z rozproszonej produkcji rolniczej jest wykorzystywany model N-LES, stosowany w Danii od 1992 r. i stanowiący moduł modelu N-LES CAT. Wymaga wprowadzenia danych dotyczących płodozmianu, rodzaju gleby, wprowadzanego ładunku azotu oraz intensywności przesiąkania wody przez warstwę korzeniową (Schoumans, Silgram red., 2003). Bilans wody dla strefy korzeniowej jest oceniany modelem EVACROP, szacującym na podstawie danych dobowych różnicę pomiędzy wielkością opadu a intensywnością parowania. Model ten zawiera modele konceptualne opisujące proces wegetacji i szacujące bilans wody; nie wymaga zbyt

dużej liczby danych, a jedynie informacji o dobowych opadach, temperaturze i ewapotranspiracji potencjalnej. Niezbędne są podstawowe dane dotyczące uprawy i warunków glebowych.

N-LES został opracowany na podstawie wyników około 600 obserwacji rocznych poziomów wymycia azotu ze strefy korzeniowej ze stacji badawczych, jak i obserwacji bezpośrednio z pól uprawnych w Danii. Dla 68% zaobserwowanych pomiarów uzyskano zgodność z wartościami zamodelowanymi N-LES. Do oceny poziomu wymycia azotu model ten uwzględnia: skutki wprowadzenia dawki azotu z płodozmianem, nawożenia na wiosnę i jesienią, nawożenia odchodami wypasanych zwierząt, zaorania użytków zielonych, rodzaj gleby (zawartość substancji organicznej i cząstek ilastych), intensywność przesączania się wody przez strefę korzeniową roślin oraz typ uprawy (*op. cit.*).

W koncepcji N-LES CAT (fig. 3) powierzchnia badanej zlewni jest podzielona na zlewnie cząstkowe. Dla każdej zlewni cząstkowej w modelu uwzględnia się możliwe warianty użytkowania terenu, rodzaju gleby i warunków klimatycznych. Przesączanie przez strefę korzeniową z obszarów

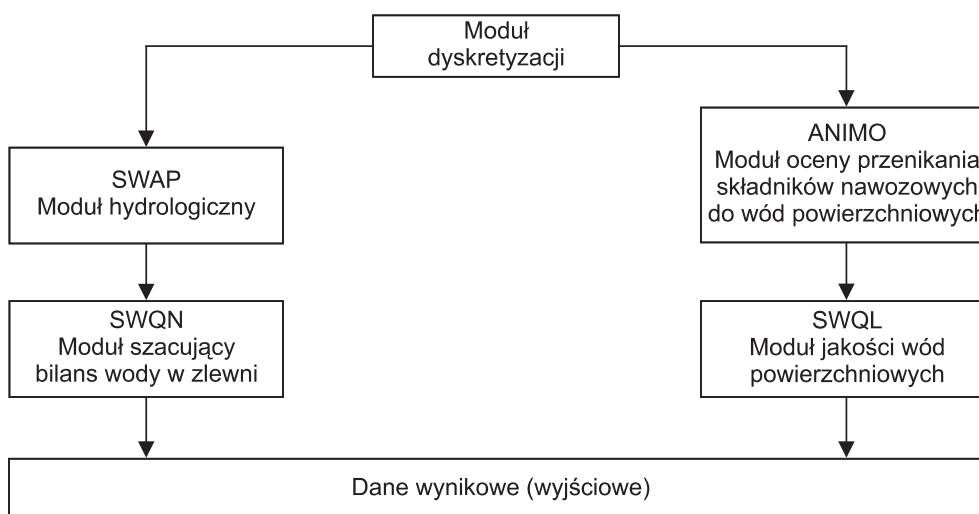


Fig. 1. Schematyczna struktura modelu NL-CAT (według Schoumans, Silgram red., 2003)

Model components of the quantification tool NL-CAT (after Schoumans, Silgram eds., 2003)

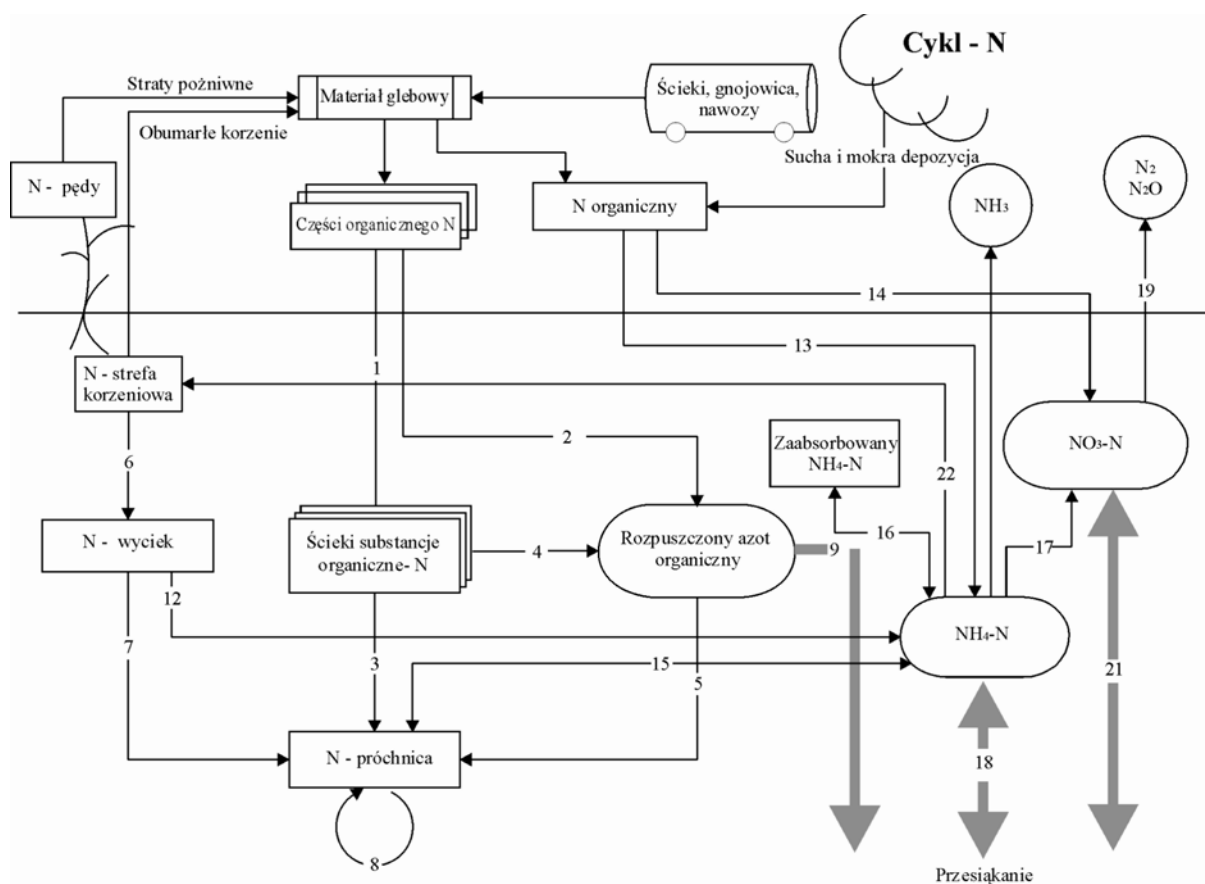


Fig. 2. Schemat krążenia azotu opisany w modelu ANIMO (według Schoumans, Silgram red., 2003)

Relational diagram of the nitrogen cycle described in the ANIMO-model (after Schoumans, Silgram eds., 2003)

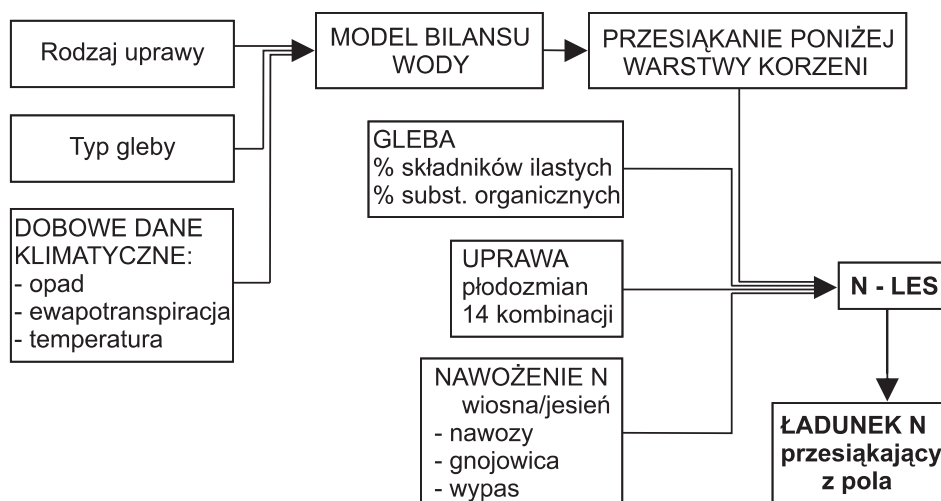


Fig. 3. Schemat czynników uwzględnionych w modelu N-LES według www.euroharp.org.pl

Relational diagram of N-LES model components according to www.euroharp.org.pl

nie będących gruntami ornymi jest także zawarte w modelu i stanowi dane wejściowe. Retencja związków azotowych w wodach podziemnych jest obliczana z wykorzystaniem procedury kalibracji, natomiast retencja w wodach powierzchniowych, stanowiąca dane wejściowe, była dla przykładowych zlewni obliczana oddzielnie w ramach projektu EUROHARP. Retencja w wodach podziemnych jest obliczana na hydrogramach przepływów w przekrojach zamykających zlewnie cząstkowe. Wyznaczane są trzy składowe przepływy: spływ powierzchniowy, odpływ podziemny wód płytszego krążenia i odpływ wód głębszego krążenia. Każda z tych składowych jest odpowiedzialna za inny rodzaj ładunku azotu wprowadzanego do wód powierzchniowych.

QT 4 – MONERIS

Model MONERIS (MOdelling Nutrient Emissions in RIVER Systems) został stworzony do oceny ładunków składników nawozowych wnoszonych do zlewni rzecznych z ognisk obszarowych i punktowych. Model ten powstał w Niemczech. Podstawowymi danymi dla tego modelu są dane dotyczące odpływu i jakości wody w badanych zlewniach rzecznych zintegrowane z GIS (Schoumans, Silgram red., 2003). Model ten stosuje się dla opracowań regionalnych (Behrendt i in., 2002), nie zawiera niezależnego modułu oceny poziomu wymycia w skali lokalnej.

QT 5 – TRK (SOILNDB/HBV-N)

Szwedzki system TRK został opracowany w celu oceny ładunku brutto i netto składników nawozowych oraz rozkładu tego ładunku na poszczególne ogniska zanieczyszczeń w skali kraju. Celem tego systemu jest uzyskanie poprawy stanu środowiska poprzez ograniczenie zjawiska eutrofizacji w wodach powierzchniowych. System został stworzony do analizy różnych możliwych scenariuszy, np. zmiany sposobu uprawy na poziomie zlewni cząstkowych.

Wyniki modelowania są przedstawiane dla roku przeciętnego dla danych uśrednionych na podstawie długotrwałych obserwacji klimatycznych. Rezultaty modelowania mogą być wykorzystane do celów międzynarodowej polityki ograniczania ładunku składników biogenych odprowadzanych do mórz przez poszczególne kraje (Brandt, Ejhed, 2002). TRK opiera się na GIS i bazach danych, które tworzą dane wejściowe do różnych modeli składających się na ten system. Oszacowania ładunku dokonuje się zarówno dla azotu, jak i dla fosforu pochodzącego z ognisk obszarowych i punktowych, z uwzględnieniem warunków hydrologicznych i retencji azotu w glebie i wodach powierzchniowych. W przypadku fosforu szacowany jest tylko ładunek brutto, gdyż TRK nie zawiera opcji retencji fosforu.

TRK zawiera dwa dynamiczne modele symulacyjne. SOILNDB to jednowymiarowy model opisujący dynamikę i straty azotu w profilu glebowym gruntów ornich. Straty składników nawozowych z gruntów ornich są szacowane dla konkretnej kombinacji warunków glebowych, rodzaju uprawy, położenia, warunków klimatycznych i sposobów nawożenia. Otrzymana dla wielu kombinacji wielkość przesiakania (w mg/dm^3) stanowi dane wejściowe dla drugiego modelu – HBV-N. Jest to model koncepcyjny, który przypisuje stężenia w warstwie korzeniowej różnym kategoriom zagospodarowania terenu (np. pastwiska, lasy i inne), charakteryzującym się zróżnicowaną infiltracją. Model spływu powierzchniowego szacuje jego wielkość dla różnych sposobów zagospodarowania terenu w zlewniach cząstkowych. Sumaryczna wielkość ładunku docierającego do rzek jest wypadkową przesiakania poniżej profilu glebowego, ładunku odprowadzanego sieciami kanalizacyjnymi i depozycji z atmosfery. TRK symuluje mieszanie się tych różnych składowych ładunku w sieci rzecznej oraz retencję organicznych i nieorganicznych form azotu w warstwie wodonośnej i wodach powierzchniowych (Schoumans, Silgram red., 2003).

SOILNDB szacuje poziom wymycia azotanów poniżej strefy korzeniowej roślin na obszarach gruntów ornych (Johnsson i in., 2002). Bazuje na jednowymiarowych modelach SOIL-SOILN opisujących przepływ i straty azotu w gruntach ornych. Model dla azotu glebowego SOILN (Johnsson i in., 1987) jest powiązany z modelem SOIL bilansującym przepływ wody i ciepła w glebie (Jansson, Halldin, 1979; Jansson, 1991). SOIL generuje dla modelu SOILN dane dotyczące wielkości infiltracji, przepływu pomiędzy warstwami gleby, odpływu systemem drenarskim, rozkładu wilgotności i temperatury w glebie. Model uwzględnia zasilanie ze śniegu, okresy przemarznięcia gleby, wielkość ewapotranspiracji, infiltracji, spływu powierzchniowego, wpływ sieci drenarskiej oraz pobór wody przez rośliny w trakcie sezonu wegetacyjnego (Schoumans, Silgram red., 2003).

Model SOILN uwzględnia główne procesy wpływające na pobór, przemiany oraz odpływ azotu z obszarów gruntów rolnych. Są to: nawożenie, proces mineralizacji uzależniony od wilgotności i temperatury w glebie, rozkład substancji organicznej z próchnicy oraz osadów ściekowych do CO_2 , pobór przez rośliny (wyrażony jako funkcja empiryczna), proces denitryfikacji, wpływ zawartości tlenu i azotu w glebie (fig. 4). Migracja azotanów poniżej profilu glebowego jest szacowana z infiltracji wody i stężenia azotanów w warstwie glebowej. Jony amonowe w profilu glebowym traktowane są jako immobilne. Ładunek brutto spod gruntów ornych jest liczony dla przestrzennie zróżnicowanych rodzajów upraw i typów gleb (*op.cit.*).

QT 6 – SWAT

SWAT jest trójwymiarowym modelem zlewni, działającym z dobowym krokiem czasowym (Neitsch i in., 2001). Model został stworzony w USA dla dużych zlewni w celu prognozowania długoterminowych skutków gospodarki rolnej, z uwzględnieniem terminów stosowanych zabiegów agro-

technicznych. Uwzględnia się przykładowo: stosowanie płodozmianu, terminy wysiewu i zbioru, wielkość nawadniania, terminy stosowania oraz dawki nawozów i pestycydów. SWAT stosuje się dla modelowania obiegu wody i składników nawozowych w dużych zlewniach, gdzie tereny rolnicze stanowią dominującą formę zagospodarowania terenu. Program pomaga wybrać najbardziej korzystny dla środowiska scenariusz prowadzenia gospodarki rolnej. Składniki chemiczne rozważane w modelu to składniki nawozowe (N, P, O, algi) i pestycydy (Schoumans, Silgram red., 2003).

Przy stosowaniu modelu SWAT dzieli się badaną zlewnię na zlewnie cząstkowe, których powierzchnia stanowi górną granicę modelu. Dolną granicę modelu stanowi strop głębszej warstwy wodonośnej. Odpływ wody i składników nawozowych oraz wielkość erozji w zlewniach cząstkowych są szacowane dla przekrojów zamykających te zlewnie. Ładunek zanieczyszczeń z ognisk punktowych i z poszczególnych zlewni cząstkowych jest na modelu poddawany procedurze transformacji i retencji w głównej sieci rzecznej. Model ten uwzględnia także retencję glebową.

Wymycie składników nawozowych oblicza się modelem CREAMS (Knisel, 1980), stanowiącym niezależny moduł SWAT. CREAMS został szerzej omówiony w pracach Sapka (1990), Żurek (1995) oraz Dziegiela (2002).

QT 7 – EveNFlow

Model EveNFlow bazuje na doświadczeniach z projektów zrealizowanych dla zlewni w Anglii i Walii o powierzchniach od 100 do 2000 km^2 . Projekty te były realizowane w celu szacunkowej oceny strat azotu nieorganicznego pochodzącego z obszarów rolniczych, wielkości jego odpływu ze zlewni i stężeń związków azotowych w ciekach powierzchniowych, na zlecenie Ministerstwa Środowiska i Rolnictwa Wielkiej Brytanii (DEFRA – Department for Environment, Food and Rural Affairs), a metodyka została opracowana przez instytut

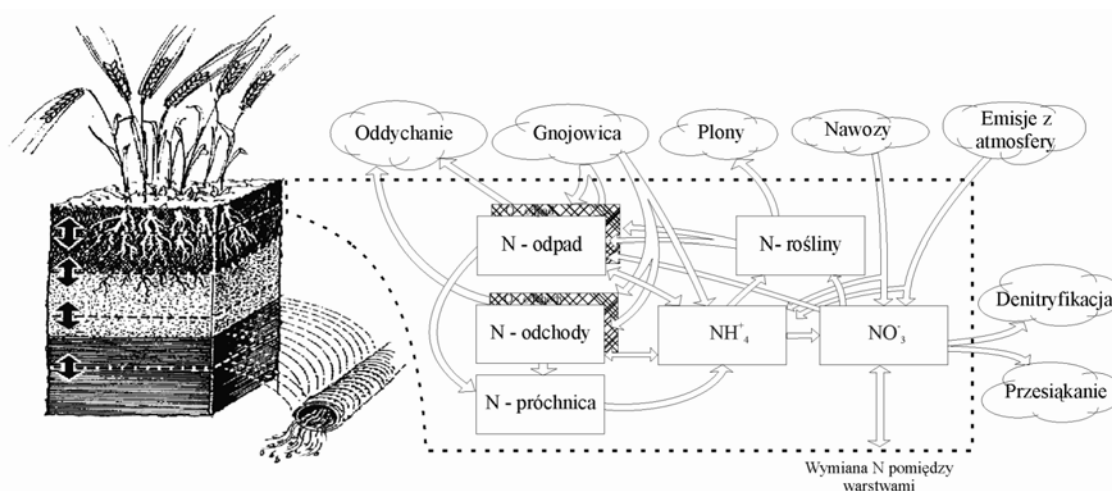


Fig. 4. Struktura modelu obiegu azotu wykorzystywana przez SOILN. Ta sama struktura modelu jest stosowana dla wszystkich warstw profilu glebowego. Wierzchnia warstwa gleby jest zasilana bezpośrednio nawożeniem i imisją azotu z atmosfery (według Johnsson i in., 1987)

The structure of nitrogen model SOILN. The structure is replicated for each soil layer. The top soil layer has direct input through fertilization and deposition (after Johnsson *et al.*, 1987)

badawczy ADAS (Anthony i in., 2008). Danymi wejściowymi do modelu EveNFlow są dane statystyczne z Narodowej Bazy Danych Środowiskowych (National Environmental Database). Dotyczą one zagospodarowania terenu, stosowanych praktyk rolniczych, warunków klimatycznych i glebowych. Baza ta zawiera dane zróżnicowane przestrzennie dla powierzchni 1 km². Dodatkowo jednym z głównych zadań modelu była łatwość integracji z innymi bazami danych, głównie z bazą danych systemu MAGPIE (Modelling Agricultural Pollution and Interactions with the Environment) (Schoumans, Silgram red., 2003).

Dobowe ciągi danych o wielkości drenażu z profilu glebowego, wyrażone zmiennymi wartościami pojemności wodnej, model EveNFlow uzyskuje korzystając z elementów modeli ewapotranspiracji: MORECS (Hough i in., 1996) i IRRIGUIDE (Bailey, Spackman, 1996). MORECS uwzględnia wpływ fazy wzrostu roślin na ewapotranspirację. Symulacja tym modelem dostarcza danych niezbędnych do obliczeń intercepcji, tzw. indeks powierzchni liści (Leaf Area Index), długość korzeni i wysokość roślin uprawnych (Schoumans, Silgram red., 2003). IRRIGUIDE określa bilans wody, wykorzystując dane klimatyczne wygenerowane stochastycznie. Alternatywnie można wykorzystywać wyinterpolowane dane uzyskane bezpośrednio z pomiarów.

Istotną składową EveNFlow jest model azotanowy dla gleby. Modeluje on zależność gleba – uprawa dla każdej kombinacji rodzaju uprawy i typu gleby w badanej zlewni oraz szacuje ładunek azotanów nagromadzonych w glebie jesienią, gdyż od tego zależy wielkość wymycia w okresie zimowym, kiedy w warunkach klimatu Wlk. Brytanii zagrożenie wymyciem jest największe. Moduł ten zawiera elementy modeli NITCAT (Lord, 1992), N-CYCLE (Scholefield i in., 1991) i MANNER (Chambers i in., 1999). Modelują one obieg azotu pod gruntami ornymi i użytkami zielonymi w skali pola.

EveNFlow zawiera algorytm SLIMMER (Anthony i in., 1996), będący prostym modelem konceptualnym szacującym intensywność przesączania azotu przyswajalnego w funkcji polowej pojemności wodnej i opadu efektywnego i zawierającym elementy modeli SLIM i SACFARM (Addiscott, Whitmore, 1991).

EveNFlow integruje model poziomu wymycia azotanów z modelem pojęciowym spływu powierzchniowego i odpływu gruntowego, bazującym na założeniach TOPMODELu (Beven i in., 1995), dla którego wartości stałe są przyjmowane ze wskaźników hydrologicznych uzyskiwanych z hydrogramów przepływów w ciekach. Aktualnie te wskaźniki hydrologiczne uzyskuje się z istniejącej bazy danych (Schoumans, Silgram red., 2003).

Retencja w wodach podziemnych oraz w strefie aeracji jest uzyskiwana w sposób pośredni na podstawie wskaźnika denitryfikacji (De Witt, 2001). Retencja w rzece jest liczona na podstawie empirycznej zależności pomiędzy dobowym dopływem a geometrią cieku. Straty azotanów w procesie denitryfikacji oraz w efekcie poboru przez rośliny są obliczane modelem empirycznym, uzależniającym poziom strat

od temperatury wody, stężenia azotanów, zasięgu utworów powierzchniowych i wielkości zasilania.

QT 8 – NOPOLU

NOPOLU (a właściwie NOPOLU System2® lub NOPOLU2) jest modelem służącym do oceny emisji z rolniczych, obszarowych ognisk zanieczyszczenia w skali regionalnej (kraju, dużych zlewni), opracowanym przez francuską firmę konsultingową BETURE CEREC. NOPOLU to moduł z pakietu będącego rozwiniętą bazą danych opisujących zlewnię. Moduł emisji obszarowych (nazywany modelem nadwyżek składników nawozowych) został wyodrębniony z tego sektora bazy, który dotyczy emisji ogólnej (Schoumans, Silgram red., 2003).

Model nadwyżek jest statystycznym modelem konceptualnym. Wykorzystuje dane statystyczne gromadzone na różnych poziomach administracji publicznej. Zakłada, że na poszczególnych formach zagospodarowania terenu praktykowane są pewne rodzaje upraw i typy hodowli. Zagospodarowanie terenu określa się wykorzystując warstwy informacyjne z CORINE Land Cover (CLC), a dla form uprawy i hodowli stosuje się nomenklaturę Europejskiego Urzędu Statystycznego (EUROSTAT). Dla poszczególnych rejonów weryfikuje się zdefiniowany na modelu typ CLC z faktycznym zagospodarowaniem terenu.

Na potrzeby użytkowników stworzono połączenia (linki) pomiędzy kodami wykorzystywanymi w CORINE Land Cover, które są ustalone dla skali europejskiej, a jednostkami stosowanymi w spisach rolniczych w poszczególnych krajach. Dla potrzeb modelowania rolnictwa w innych krajach europejskich NOPOLU posługuje się tabelami regionalnymi. Tabele te pozwalają na wspomnianą weryfikację zależności pomiędzy charakterem uprawy, zróżnicowaniem nawożenia i wielkością plonów a charakterem zagospodarowania w danym rejonie. Ogólny schemat bilansu azotu stosowany w modelu dla określenia jego nadwyżki przedstawia figura 5. Część nadwyżki azotu dopływa do wód powierzchniowych. NOPOLU nie zawiera szczegółowego modułu modelowania spływu powierzchniowego i erozji. Wielkości spływu powierzchniowego i transportu są określane z danych statystycznych zawierających:

- dane o natężeniu przepływu oraz dane o stężeniach różnych wskaźników agrochemicznych w zróżnicowanych punktach zlewni rozrzuconych po jej powierzchni;
- numeryczny model terenu (DEM – A digital elevation model), pozwalający na pomiary nachylenia terenu;
- dane dotyczące warunków klimatycznych w badanej zlewni (*op. cit.*).

QT 9 – SA – Source apportionment (Rozdział ładunków)

Model ten został wypracowany w ramach prac Komisji OSPAR (OSPAR, 2000) na bazie koncepcji duńskiego instytutu NERI (The National Environmental Research Institute).

Straty składników nawozowych z ognisk powierzchniowych, takich jak tereny rolnicze, lasy, ale także straty z obszarów nieprzeobrażonych antropogenicznie, są szacowane

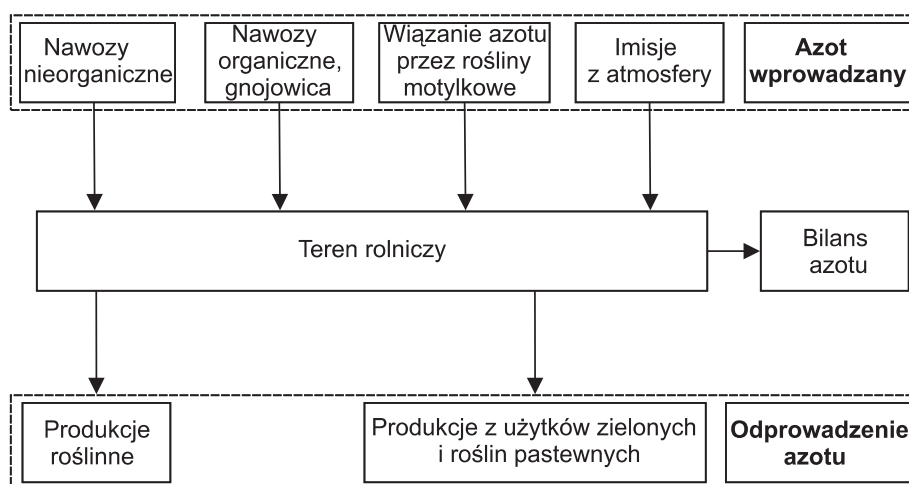


Fig. 5. Schemat bilansu azotu stosowanego w modelu NOPOLU (według Schoumans, Silgram red., 2003)

Nitrogen input balance used in the NOPOLU model (after Schoumans, Silgram eds., 2003)

jako różnica pomiędzy transportem brutto (obliczanym jako suma ładunku zatrzymanego – retencja w wodach powierzchniowych, i określonego w odpływie) a pomierzoną wielkością ładunku emitowanego przez ogniska punktowe. Straty składników nawozowych z obszarów o rozproszonej zabudowie są wliczane do emisji z ognisk obszarowych. Straty z obszarów rolniczych są szacowane z uwzględnieniem poziomu wymycia w warunkach nieprzeobrażonych antropogenicznie (poziom tła) i wielkości imisji z atmosfery (*op. cit.*).

Aby określić składową ładunku z emisji z terenów o zabudowie rozproszonej, prowadzi się monitoring w małych zlewniach rolniczych (od ok. 5 do 60 km²) z ograniczoną emisją z ognisk punktowych. Wartości uzyskane w tych zlewniach są traktowane jako bezpośredni poziom wymycia, ponieważ w tak małych zlewniach, pozbawionych jezior, można zaniedbać retencję składników nawozowych w wodach powierzchniowych. Wielkości ładunku wymywanych składników nawozowych uzyskane z monitorowanych małych zlewni rolniczych, po podzieleniu przez wielkość zasilenia dają informacje o stężeniach typowych dla danych terenów i jako takie (bądź jako wskaźnik poziomu wymycia) są wykorzystywane w zlewniach niemonitorowanych (*op. cit.*).

Odpływ (straty) składników nawozowych do wód (A) dla wybranych zlewni jest obliczany z uwzględnieniem:

- całkowitego ładunku wybranego składnika nawozowego pochodzącego ze zlewni monitorowanych (L_m) i niemonitorowanych (L_u);
 - ładunku pochodzącego z ognisk punktowych, głównie ścieków komunalnych i przemysłowych, ze zlewni monitorowanych (P_m) i niemonitorowanych (P_u);
 - strat z obszarów zabudowy rozproszonej ($S_m + S_u$);
 - straty na poziomie naturalnego tła (B);
 - retencji w jeziorach (R_l) i rzekach (R_r);
 - imisji z atmosfery (depozycja) (D);
- i przyjmuje postać:

$$A = (L_m + L_u) - (P_m + P_u) - (S_m + S_u) - B + (R_l + R_r) - D$$

Model SA wymaga danych o wielkości rocznej emisji zanieczyszczeń z ognisk punktowych (m.in. z oczyszczalni ścieków, zakładów przemysłowych), ogólnego poziomu retencji w wodach powierzchniowych zlewni oraz natężenia przepływu i stężeń w przekrojach zamykających zlewnie, w celu ustalenia poziomu eutrofizacji (*op. cit.*).

*

Modele wykorzystywane w projekcie EUROHARP to w większości rozbudowane, wielomodułowe systemy pozwalające na ocenę zagrożenia dla dużych zlewni czy obszarów państw. Wielkość wymycia składników nawozowych jest określana przez moduły tych modeli, z których niektóre mogą działać niezależnie. Wyniki uzyskane z modelowania tymi modułami mogą być wykorzystane w modelowaniu transportu zanieczyszczeń w wodach podziemnych.

Moduły stanowiące niezależne modele to:

- ANIMO (Agricultural Nutrient Model; Rijtema, Kroes, 1991; Groenendijk, Kroes, 1999), stanowiący część modelu NL-CAT;
- N-LES wraz z modelem EVACROP dla bilansu wody w strefie korzeniowej, będący częścią modelu zlewniowego N-LES CAT;
- SOILNDB (Johnsson i in., 2002) – część rozbudowanego systemu TRK;
- NITCAT (Lord, 1992), N-CYCLE (Scholefield i in., 1991), MANNER (Chambers i in., 1999), wykorzystane w EveNFlow do modelowania obiegu azotu pod gruntami innymi i użytkami zielonymi w skali pola.

Podobnie niezależnym modułem jest CREAMS wykorzystywany przez model SWAT.

OCENA POZIOMU WYMYCIA AZOTANÓW DLA WYBRANYCH OBSZARÓW PROJEKTU EUROHARP

Modele bilansowe projektu EUROHARP zrealizowano w 17 zlewniach europejskich, których krótką charakterystykę przedstawiono tabeli 1. W różnych zlewniach realizowano kilka wybranych modeli, a każdy z modeli zastosowano jedynie w kilku obszarach badawczych. Wyniki modelowania uzyskane dla poszczególnych zlewni są podane na stronie projektu www.euroharp.org. Trzy obszary badawcze projektu: zlewnia Susve na Litwie, zlewnia Uecker w Niemczech i zlewnia Zelviki w Czechach mają zbliżone do polskich warunki klimatyczne i glebowo-rolnicze. Wyniki modelowania dla tych obszarów można, zdaniem autorki, wykorzystać do oceny przydatności tych modeli w warunkach polskich.

Zlewnia Susve, o powierzchni 1165 km², leży w środkowej Litwie. 62% powierzchni tej zlewni stanowią tereny rolnicze, a resztę pokrywają lasy i wody powierzchniowe. Obszar ten zamieszkuje około 20 tys. osób. Wielkość inwentarza szacuje się na około 60 tys. zwierząt hodowlanych. Wśród upraw dominują zboża i rośliny okopowe (buraki cukrowe). Warunki glebowe są typowe jak dla obszarów polodowcowych, czyli dominują wykształcone na osadach piaszczystych bielice, a na glinach – gleby brunatne. Niewielki udział mają także gleby organiczne. Poziom nawożenia wynosi około 54 kg N/ha, a średni roczny opad to 675 mm. Do oceny poziomu wymycia azotanów zastosowano dwa modele projektu EUROHARP, niemiecki MONERIS oraz duński Source Apportionment. Żaden z tych modeli nie zawiera modułu bezpośredniej oceny wielkości wymywanego spod obszarów rolniczych ładunku azotanów, ale uzyskane dzięki nim uśrednione wskaźniki wymycia pozwalają na porównanie ze wskaźnikami przyjmowanymi w polskich opracowaniach, przykładowo wg Rozporządzenia MŚ (2002).

Wyniki uzyskane z modelu MONERIS dla poszczególnych lat z okresu 1996–2001 zestawiono z obserwowanymi w latach 1997–2001 stężeniami azotu w wodzie rzeki Susve w dwóch punktach monitoringowych. Ładunek azotu odpływający ze zlewni uzyskany z modelowania i z monitoringu jest porównywalny (z wyjątkiem 1998 r.). W efekcie modelowania oceniono, że 63% ładunku azotu odpływa ze zlewni siecią drenarską, a 22% głębszym odpływem gruntowym. Przeciętny ładunek azotu wymywanego ze zlewni wynosi 11,1 kg/ha rok, co stanowi **20,6%** średniej dawki nawożenia.

W modelu Source Apportionment wykorzystano dane z obserwacji wykonanych na obszarze zlewni w latach 1997–2000. Pomiary te wykazały znaczne zróżnicowanie wielkości odpływu i powiązanego z nim ładunku azotu wynoszonego ze zlewni, związane ze zmiennością warunków klimatycznych w ciągu roku. Obliczony średni roczny ładunek azotu wymywanego z terenów rolniczych wyniósł 12,6 kg N/ha-rok, czyli **23,3%** dawki nawożenia.

Przeciętne wskaźniki wymycia uzyskane obiema metodami są zbliżone i nieznacznie przekraczają 20%, są więc

wyższe od wskaźnika podanego w Rozporządzeniu MŚ (2002), wynoszącego 15%.

Zlewnia Uecker ma powierzchnię 1812 km² i zamieszkuje ją około 200 tys. osób. Zlokalizowana jest w północno-wschodniej części Niemiec, blisko granicy z Polską, stąd jej warunki klimatyczne i glebowe są bardzo podobne do występujących w północno-zachodniej części Polski. Obszary rolnicze wraz z trwałymi użytkami zielonymi stanowią 84% powierzchni zlewni. Dominującymi typami gleb są gleby brunatne (histosole) i bielicowe (luwiosole). Głównymi uprawami są zboża i rośliny okopowe. Przeciętna dawka nawozów mineralnych wynosi 116 kg N/ha-rok, a organicznych 25 kg N/ha-rok. Średnia wysokość rocznego opadu to 830 mm/rok. Wielkość wymywanego ładunku azotu określono wykorzystując dwa modele: Source Apportionment i EveNFlow.

Za pomocą modelu Source Apportionment uzyskano średni roczny ładunek azotu wymywanego z terenów rolniczych wynoszący 22 kg N/ha-rok, czyli **15,6%** dawki nawozu. Ten wskaźnik wymycia jest zgodny z podanym w Rozporządzeniu MŚ (2002), natomiast znacznie niższy niż ten otrzymany dla litewskiej zlewni Susve.

Interpretacja wyników obliczeń modelem EveNFlow pod kątem oceny poziomu wymycia azotanów do wód podziemnych jest trudna, gdyż model ten określa natężenia przepływu i stężenia azotu w rzece z uwzględnieniem odpływu z profilu glebowego, ale nie uwzględnia, mającego istotne znaczenie, głębszego krążenia podziemnego. Za pomocą tego modelu oceniono, że z terenów gruntów ornych do wód zlewni Uecker przedostaje się rocznie od 4,9 do 9,1 kg N-NO₃/ha, co oznacza, przy założeniu stosowania nawozów mineralnych i organicznych jednocześnie, że wymyciu ulega 3,47–6,45% ładunku azotu. Dla obszarów użytków zielonych oraz lasów poziom wymycia był zdecydowanie niższy i wynosił 1,1 kg N-NO₃/ha. W raporcie dotyczącym oceny wymycia w zlewni Uecker podano (Stromqvist i in., 2005), że zamodelowane stężenia azotanów przesiąkających do wód podziemnych były znacznie wyższe od tych obserwowanych w rzece i dlatego obniżono te wartości o 25–81%, wprowadzając funkcję denitryfikacji.

Zlewnia Zelviki znajduje się w południowo-środkowej części Czech i ma powierzchnię 1189 km². Tereny zlewni zamieszkuje około 54 tys. osób. W strukturze użytkowania terenu dominują tereny rolnicze. Grunty orne z trwałymi użytkami zielonymi to 67% powierzchni. Główne uprawy to zboża – pszenica ozima i jęczmień. Stosowane dawki nawozów są zmienne w zależności od rodzaju uprawy. Pod pszenicę stosuje się nawożenie mineralne w rocznej dawce 100 kg N/ha, natomiast jęczmień nawozi się zarówno nawozami mineralnymi (70 kg N/ha-rok), jak i organicznymi (65 kg N/ha-rok). Zlewnię pokrywają gleby gliniaste (kambisole właściwe i glejosole). Średnia roczna wysokość opadów wynosi 669 mm (Kronovang i in., 2005). Podobne wielkości opadów

i warunki glebowe występują w Polsce południowej, w obszarach pokryw lessowych i gliniastych. Dla zlewni Zelivki zrealizowano cztery modele projektu EUROHARP: EveNFlow, Source Apportionment, N-LES CAT i SWAT.

Model EveNFlow bazował na dziesięcioletnich (1991–2000) obserwacjach natężenia przepływu i stężenia azotanów w wodzie w trzech stacjach monitoringu wód powierzchniowych. Zamodelowana przestrzenna zmienność odpływu wykazała największy odpływ z terenów zurbanizowanych, mniejszy z gruntów ornych, a najmniejszy z terenów leśnych. Największe ładunki azotanów do wód rzeki spływały z terenów rolnych z dużą liczbą zwierząt hodowlanych. Najmniejsze ładunki azotanów odnotowano na terenach leśnych.

Za pomocą modelu EveNFlow oceniono, że z terenów gruntów ornych do wód zlewni Zelivki wymywa się od 6,8 do 10,4 kg N-NO₃/ha-rok, co odpowiada wskaźnikom wymycia na poziomie 6,8–10,4% dawki nawozowej. Z użytków zielonych poziom wymycia był znacznie wyższy i wynosił 10,4–21,8 kg N-NO₃/ha-rok, co przy dawce nawozowej 100 kg N/ha-rok daje procentowo takie same wskaźniki wymycia.

Do oceny poziomu wymycia azotanów dla potrzeb modelowania N-LES CAT wykorzystano moduł N-LES, który bazuje na obliczonych modułem EVACROP objętościach wody przesiąkających poniżej strefy korzeniowej. Do oceny ładunku azotanów przesiąkających poniżej strefy korzeniowej roślin przyjęto dawki nawozów na poziomie zalecanym dla Danii. W przypadku pastwisk uwzględniono liczbę sztuk wyprowadzanego bydła. Uzyskane w efekcie modelowania tym modułem ładunki przesiąkającego azotu wyniosły od około 8 kg N/ha-rok dla użytków zielonych do około 45 kg N/ha-rok dla pastwisk. Dla zbóż, rzepaku, kukurydzy i ziemniaków kształtowały się na podobnym poziomie, około 20 kg/ha-rok (fig. 6).

Dla potrzeb kolejnego modelu – Source Apportionment – wykorzystano obserwacje i pomiary w zlewni Zelivki z lat 1993–2000. Oszacowano, że z terenów rolniczych przedostaje się do wód zlewni średnio 24,8 kg N/ha-rok, co przy średniej dawce nawożenia 100 kg N/ha-rok daje **24,8%** poziomu wymycia (Kronvang i in., 2005).

W ramach realizacji włoskiego modelu SWAT zlewnia Zelivki została podzielona na 13 zlewni cząstkowych. Zamodelowane natężenie przepływu i jakość wody w rzece zostały skalibrowane na podstawie danych z trzech stacji monitoringu wód rzeki, dla których nie odnotowano wpływu powierzchniowych zbiorników retencyjnych. Kalibracji dokonano względem wyników pomiarów dla lat hydrologicznych 1997–1998 i 1999–2000 (Grizzetti, Bouraoui, 2005). Każdą z 13 zlewni cząstkowych podzielono na tzw. HRU (Hydrological Response Unit), czyli obszary o charakterystycznej kombinacji uprawy i typie gleby. Dla każdego HRU określono modelem CREAMS ładunki azotanów wynoszone poniżej strefy korzeniowej. Dla warunków klimatycznych z lat 1997–2001, dla różnych profili glebowych (dominują zróżnicowane zasobnością kambisole, którym w pewnym stopniu odpowiadają w polskiej klasyfikacji gleby brunatne) uzyskano ładunki o wartościach [kg N-NO₃/ha-rok]:

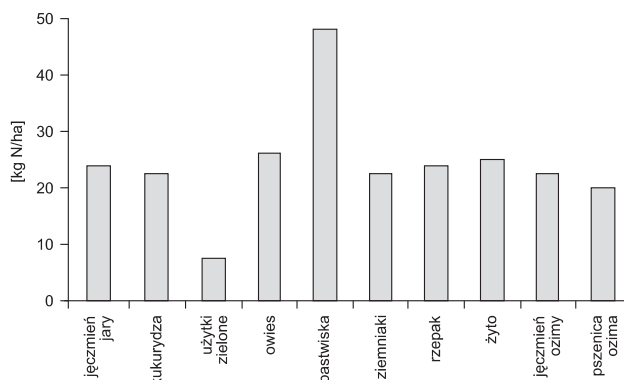


Fig. 6. Wyniki modelowania programem N-LES ilości azotu wypłukanego ze strefy korzeniowej dla obszaru zlewni Zelivki w 1999 r. (według Andersen, 2005)

Leaching rate of nitrate for different crop types. N-LES modelling for the Zelivka catchment in 1999 (after Andersen, 2005)

Tabela 3

Wyniki modelowania programem CREAMS dla gleby lekkiej i dwóch upraw, przy zalecanym poziomie nawożenia i przeciętnych warunkach klimatycznych; region GZWP 333 Opole–Zawadzkie (Żurek, 1995, 1996)

Leaching rate of nitrate for two crop type on light soil modeled within CREAMS for GZWP 333 Opole–Zawadzkie area (Żurek, 1995, 1996)

Rodzaj uprawy	Dawka nawozu [kg N/ha-rok]	Wielkość infiltracji [mm]	Ładunek wymytych azotanów [kg NO ₃ /ha-rok]	Stężenia azotanów w infiltrującej wodzie [mg NO ₃ /dm ³]
Użytki zielone	3-80 (240)	92	42,26	45,92
Ziemniaki	70	98	38,7	38,63

3,4–23,4 dla jęczmienia; 3,5–10,9 dla rzepaku; 2,5–17,5 dla pszenicy ozimej; 2,7–13,6 dla użytków zielonych; 3,4–8,7 dla owsa (*op. cit.*). Wymywane ładunki wykazały dużą zmienność, ale były większe od 10 kg N-NO₃/ha-rok tylko w przypadku ubogich kambisoli. Po uwzględnieniu na modelu SWAT ładunków uzyskanych z modelu CREAMS obliczone stężenia azotanów w wodzie odpływającej ze zlewni były niedoszacowane w stosunku do wartości pomierzonych w przekroju zamykającym zlewnię.

Model CREAMS był także stosowany w warunkach polskich do obliczenia ładunku azotanów wymywanych z obszarów rolniczych. Dla typowych gleb rejonu wschodni GZWP 333 Opole–Zawadzkie i przeciętnych warunków klimatycznych na tym obszarze otrzymano, dla typowych upraw i zalecanych dawek nawozów, wartości ładunków nieznacznie mniejsze niż 10 kg N-NO₃/ha-rok (tab. 3), czyli zbliżone do wartości uzyskanych dla zlewni Zelivki.

PODSUMOWANIE

Celem europejskiego projektu EUROHARP było wypracowanie jednolitej metodyki oceny poziomu wymycia składników nawozowych (azotu i fosforu) do wód z obszarowych ognisk zanieczyszczeń, jakim są tereny rolnicze. Konieczność realizacji takich ocen wynika z zaleceń dyrektywy azotanowej i Ramowej Dyrektywy Wodnej.

W ramach projektu EUROHARP realizowano 9 modeli oceny poziomu wymycia azotu i fosforu w 17 obszarach badawczych zlokalizowanych w 8 krajach UE. Wyniki badań uzyskane w ramach projektu są przedstawione na stronie internetowej: www.euroharp.org. Jeden z modeli – REALTA służy jedynie ocenie poziomu wymycia fosforu i nie ma zastosowania w przypadku rolniczych zanieczyszczeń azotowych.

Modele wykorzystywane w projekcie EUROHARP to najczęściej rozbudowane, wielomodułowe systemy realizujące ocenę zagrożenia dla zlewni o dużych powierzchniach. Ostatecznym celem tych modeli jest przewidywanie skutków presji rolnictwa na wody powierzchniowe. Głównymi składowymi tych modeli są moduły służące modelowaniu hydrologicznemu. Większość z nich nie uwzględnia bezpośrednio składowej podziemnej dopływu, zwłaszcza retencji i związanego z nią czasu migracji zanieczyszczeń od obszarów zasilania wód podziemnych – nawożone tereny rolnicze, do obszarów drenażu, którymi są rzeki odprowadzające wodę ze zlewni. Moduły hydrologiczne modelu wymagają wielu szczegółowych danych klimatycznych i hydrologicznych.

Modele projektu EUROHARP nie służą bezpośrednio ocenie wielkości wymycia składników nawozowych poniżej strefy korzeniowej roślin. Wielkość ta jest określana przez moduły tych modeli, z których niektóre mogą działać jako niezależne modele. Wyniki uzyskane z modelowania tymi modułami (modelami) mogą być wykorzystane w modelowaniu transportu zanieczyszczeń w wodach podziemnych. Modułami stanowiącymi niezależne modele są: ANIMO – część modelu NL-CAT; N-LES – część modelu zlewniowego N-LES CAT; SOILNDB – część rozbudowanego systemu TRK; NITCAT, N-CYCLE i MANNER – wykorzystane w EveNFlow oraz CREAMS – stosowany dla potrzeb modelu SWAT.

Trzy obszary testowe wykorzystane w projekcie EUROHARP mają, zdaniem autorki, zbliżone do polskich warunki

klimatyczne i glebowe, a określone dla nich bezpośrednio lub pośrednio poziomy wymycia azotanów mogą być przez analogię wykorzystane w polskich opracowaniach. Zbliżone są uśrednione wskaźniki wymycia uzyskane modelami MONERIS i Source Apportionment w litewskiej zlewni Susve. Realnym wydaje się wskaźnik wymycia określony modelem MONERIS dla niemieckiej zlewni Uecker. Zdecydowanie niższe wartości tego wskaźnika dla tej zlewni oraz czeskiej zlewni Zelivki uzyskano modelem EveNFlow na podstawie ładunku wymywanego do wód powierzchniowych. Bezpośrednio mogą być wykorzystane obliczone dla zlewni Zelivki wielkości ładunku azotanów wymywanego poniżej strefy korzeniowej, określone modelem N-LES dla symulacji modelem N-LES CAT i modelem CREAMS dla potrzeb modelu SWAT.

Głównym celem projektu EUROHARP było przetestowanie różnych modeli, będących „narzędziami” oceny presji obszarów rolniczych na jakość wód w europejskich zlewniach. Polska nie uczestniczyła w tym projekcie, ale jego wyniki powinny być wykorzystane w polskich opracowaniach. Możliwość szczegółowej symulacji wielkości ładunku zanieczyszczeń rolniczych przenikających do wód podziemnych stwarza wiele modeli pojęciowych i bilansowych, stanowiących moduły rozbudowanych modeli wykorzystanych w projekcie EUROHARP.

Hydrogeologiczne modele migracji zanieczyszczeń, z wiarogodnie ocenionym ładunkiem zanieczyszczeń pochodzenia rolniczego, mogą stanowić precyzyjne narzędzie do wyznaczenia obszarów wrażliwych na wymycie azotanów oraz określenia wpływu wód podziemnych na jakość wód powierzchniowych z nimi związanych.

Wszystkie modele pojęciowe i bilansowe wykorzystane w projekcie EUROHARP wymagają wielu szczegółowych danych klimatycznych i hydrologicznych. Istnieje konieczność likwidacji stosowanego w Polsce ograniczenia dostępności do tego typu danych.

Praca stanowi część badań statutowych Katedry Hydrogeologii i Geologii Inżynierskiej AGH – umowa 11.11.140.139 oraz projektu badawczego MNiSW nr NN 525 2058 33.

LITERATURA

- ADDISCOTT T.M., WHITMORE A.P. 1991 – Simulation of solute leaching in soils of differing permeabilities. *Soil Use & Management* 7, 2: 94–102.
- ANDERSEN H.E., 2005 – Modelling the Zelivka catchment, Czech Republic (CZZ). N-LES CAT. NERI, Denmark.
- ANTHONY S.G., FAWCETT L.E., SILGRAM M. COLLINS A.L., 2008 – EveNFlow: catchment river water quality modelling for policy support. *Hydrological processes* (w druku).
- ANTHONY S.G., QUINN P., LORD E.I., 1996 – Catchment scale modelling of nitrate. *Aspects of Applied Biology*, 46: 23–32
- BAILEY R.J., SPACKMAN E., 1996 – A model for estimating soil moisture changes as an aid to irrigation scheduling and crop wa-

- ter – use studies: I. Operational details and description. *Soil Use and Management* **12**: 122–128.
- BEHRENDT H., HUBER P., KORNMILCH M., OPITZ D., SCHMOLL O., SCHOLZ G., UEBE R., 2002 – Estimation of the nutrient inputs into river basins – experiences from German rivers. *Regional Environmental Changes*, Spec. Issue (online published).
- BEVEN K., LAMB R., QUINN P., ROMANOWICZ R., FREER J., 1995 – TOPMODEL. *W*: (V. Singh, red.), Computer models of watershed hydrology: 1–43. Water Resource Publ.
- BRANDT M., EJHED H., 2002 – TRK, Transport-Retention – Källfördelning, Belastning på havet. Swedish Environmental Protection Agency, Report 5247, Lindblom & Co, Stockholm.
- CHAMBERS B.J., LORD E.I., NICHOLSON F.A., SMITH K.A., 1999 – Predicting nitrogen availability and losses following application of manures to arable land: MANNER. *Soil Use and Management*, **15**: 137–143.
- De WITT M.J.M., 2001 – Nutrient fluxes at the river basin scale. I: the PolFlow model. *Hydrological Processes*, **15**: 743–759.
- DZIĘGIEL M., 2002 – Modelowanie wymywania azotanów z profilu glebowego dla fragmentu obszaru pasma przedkarpackiego. Mat. Konf. Jakość i podatność wód podziemnych na zanieczyszczenie. *Pr. Wydz. Nauk o Ziemi UŚl.*, **22**: 45–51.
- EUROHARP, 2001 – EVK1-CT-2001-00096 EUROHARP. Towards European Harmonised Procedures for Quantification of Nutrient Losses from Diffuse Sources Description of work (DoW).
- GRIZZETTI B., BOURAOUI F., 2005 – Evaluation of the SWAT model on the Zelivka catchment (CZ). Institute for Environment and Sustainability, Joint Research Centre of the European Commission, TP 460, I-21020 Ispra (VA), Italy.
- GROENENDIJK P., KROES J.G., 1999 – Modelling the nitrogen and phosphorus leaching to groundwater and surface water with ANIMO 3.5. Report 144, Winand Staring Centre Wageningen, Netherlands.
- HOUGH M., PALMER S., WEIR A., LEE M., BARRIE I., 1996 – The Meteorological Office rainfall and evaporation calculation systems: MORECS Version 2.0 (1995). An update to hydrological memorandum 45.
- JANSSON P.E., 1991 – Simulation model for soil water and heat conditions. Description of the SOIL model. Report 165, Department of Soil Sciences, Division of Biogeophysics, SLU, P.O. Box 7014, SE-75007, Uppsala, Sweden.
- JANSSON P.E., HALLDIN S., 1979 – Model for annual water and energy flow in a layered soil. *W*: (S. Halldin, red.), Comparison of forest water and energy exchange models: 145–163. International Society for Ecological Modelling, Copenhagen.
- JOHNSSON H., BERGSTROM L., JANSSON P.E., PAUSTIAN K., 1987 – Simulated nitrogen dynamics and losses in a layered agricultural soil. *Agric. Ecosystems Environ.*, **18**: 333–356.
- JOHNSSON H., LARSSON M., MÅRTENSSON K., HOFFMANN M., 2002 – SOILNDB: a decision support tool for assessing nitrogen leaching losses from arable land. *Environmental Modelling & Software*, **17**: 505–517.
- KNISEL W. G. (red.), 1980 – CREAMS, a field scale model from chemical, runoff and erosion from agriculture management system. Conservation Research Report No 26, USDA Washington D.C.
- KOLK J.W.H. van der, DRENT J., 1996 – NUSWA – a mathematical model to predict the fate of nutrients in surface water systems. Report 402, Winand Staring Centre Wageningen, Netherlands.
- KROES J.G., WESSELING J.G., van DAM J.C., 2000 – Integrated modelling of the soil – water – atmosphere – plant system using the model SWAP 2.0, an overview of theory and an application. *Hydrological Processes*, **14**: 1993–2002.
- KRONVANG B. i in., 2005 – Catchment report: Zelivka, Czech Republic. Trend analysis, retention and source apportionment. NERI, Denmark.
- LORD E.I. 1992 – Modelling of nitrate leaching: nitrate sensitive areas. *Aspects of Applied Biology*, **30**: 19–28.
- NEITSCH S.L., ARNOLD J.G., KINIRY J.R., WILLIAMS J.R., 2001 – Soil and water assessment tool – theoretical documentation – version 2000. Blackland Research Center – Agricultural Research Service, Texas – USA.
- OSPAR, 2000 – Guideline 8: principles for source apportionment for quantifying nitrogen and phosphorus discharges and losses. OSPAR Commission.
- RIJTEMA P.E., KROES J.G., 1991 – Some results of nitrogen simulations with the model ANIMO. *Fertilizer Research*, **27**: 189–198.
- RIJTEMA P.E., SMIT D., BOELS S.T., GAWAD A., EL QUOSY D.E., 1991 – Distribution model WATDIS. Reuse of Drainage Water Project Report 30. Drainage Research Institute Cairo, Egypt and Winand Staring Centre, Wageningen, Netherlands.
- ROZPORZĄDZENIE MŚ, 2002 – Rozporządzenie Ministra Środowiska w sprawie kryteriów wyznaczania wód wrażliwych na zanieczyszczenie związkami azotu ze źródeł rolniczych z 23 grudnia 2002 r. Dz.U. 2002/241, poz. 2093.
- SAPEK A., 1990 – Ocena przydatności modelu CREAMS do przewidywania wpływu nawożenia, uprawy i własności gleby na wymywanie azotanów z profilów glebowych w warunkach polskich. Materiały uzupełniające do sprawozdania z projektu FG – Po – 376. Arch. IMUZ. Falenty.
- SCHOLEFIELD D., LOCKYER D.R., TYSON K.C., WHITEHEAD D.C., 1991 – A model to predict transformations and losses of nitrogen in UK pastures grazed by beef cattle. *Plant & Soil*, **132**: 165–177.
- SCHOUMANS O.F., SILGRAM M. (red.), 2003 – Review and literature evaluation of quantification tools for the assessment of nutrient losses at catchment scale, raport: EUROHARP 1–2003.
- SIMMELSGAARD S.E., KRISTENSEN K., ANDERSEN H.E., GRANT R., JØRGENSEN J.O., ØSTERGAARD H.S., 2000 – An empirical model for calculation of root zone nitrate leaching. DJF rapport Markbrug no.32, Danmarks JordbrugsForskning (in Danish).
- STROMQVIST J. i in., 2005 – Catchment report: Uecker, Germany. Application of the EveNFlow model to the Uecker Catchment, Germany.
- ŻUREK A., 1995 – Kształtowanie się jakości wody w dużym zbiorniku wód podziemnych w warunkach intensywnej eksploatacji. Arch. AGH. Kraków.
- ŻUREK A., 1996 – Model bilansowy Głównego Zbiornika Wód Podziemnych GZWP 333 Opole – Zawadzkie jako narzędzie sterowania jakością wód podziemnych. *W*: Problemy hydrogeologiczne południowo-zachodniej Polski: 137–144. Wrocław.
- ŻUREK A., DUDA R., WITCZAK S., 2004 – Realizowanie dyrektywy azotanowej w Polsce na tle krajów UE. Mat. XV Symp. Nauk.-Techn. Gospodarowanie wodami podziemnymi w Unii Europejskiej: 104–113. PZITS, Częstochowa.