

## NIESTACJONARNY MODEL MIGRACJI AZOTANÓW W WYBRANEJ ZLEWNI NA OBSZARZE GZWP 326 W REJONIE NA PÓŁNOC OD CZĘSTOCHOWY

### NON-STATIONARY MODEL OF NITRATE TRANSPORT IN AN EXEMPLARY CATCHMENT IN THE MGWB NO. 326 NORTH OF CZĘSTOCHOWA

TOMASZ MICHALCZYK<sup>1</sup>, DOMINIKA BAR-MICHALCZYK<sup>1</sup>, JAROSŁAW KANIA<sup>1</sup>, ANNA J. ŻUREK<sup>1</sup>

**Abstrakt.** W pracy przedstawiono podstawowe założenia niestacjonarnego modelu migracji azotanów w zlewni Kocinki. Zaprezentowano sposób odtworzenia zróżnicowanej w czasie i przestrzeni funkcji wejścia zanieczyszczenia dla dwóch głównych obszarowych ognisk zanieczyszczenia: terenów rolniczych i obszarów zabudowanych. Do oceny ładunku azotu wymywanego spod obszarów rolniczych wykorzystano program NLES4. Przedstawiono sposób odwzorowania na modelu procesu denitryfikacji, wyniki jego kalibracji oraz uzyskane w efekcie modelowania przykładowe krzywe przejścia zanieczyszczenia.

**Słowa kluczowe:** model migracji azotanów, model NLES4, funkcja wejścia, denitryfikacja, zlewnia Kocinki.

**Abstract.** The paper presents basic assumptions and results of a non-stationary MODFLOW model of nitrate transport in the Kocinka catchment. A method of reconstructing temporally and spatially variable input function of pollution for two main contamination spots: agriculture and urbanized areas, is presented. The NLES4 software was used to assess loads of nitrogen leaching from agricultural areas. Presented are also: representation of denitrification process in the model, the results of its calibration and the modelled nitrate breakthrough curves.

**Key words:** nitrate transport model, NLES4 model, input function, denitrification, Kocinka catchment.

### WSTĘP

Podstawowym problemem jakościowym wód podziemnych w górnoludzkim GZWP 326 o charakterze szczelinowo-krasowym jest zanieczyszczenie azotanami. Uwidacznia się on zwłaszcza w rejonie leżącym na północ od Częstochowy. Podwyższone stężenia azotanów były obserwowane na tym obszarze od lat 70. ubiegłego wieku (Szczepański i in., 2000; Kaczorowski i in., 2006; Michalczyk i in., 2016; Żurek i in., 2018). Na obszarze tym znajduje się zlewnia rzeki Kocinki, która stanowiła jeden z obszarów testowych projektu badawczego BONUS-Soils2Sea. Głównym celem projektu była „Redukcja ładunków zanieczyszczeń pochodzenia

rolniczego wpływających do Bałtyku poprzez wody podziemne i powierzchniowe” ([www.soils2sea.eu](http://www.soils2sea.eu)). Za zanieczyszczenie wód podziemnych azotanami w wybranej zlewni badawczej odpowiadają dwa główne ogniska przestrzenne: nawożone obszary rolnicze oraz obszary zabudowane, skąd do wód podziemnych przenikają ścieki komunalne i przemysłowe (Wachniew i in., 2018).

Dla części GZWP 326 na północ od Częstochowy zrealizowano numeryczny stacjonarny model krążenia wód podziemnych (Kania i in., 2014), a dla zlewni podziemnej rzeki Kocinki wykonano nieustalony model transportu azotanów (fig. 1). Wykorzystano do tego celu program MODFLOW z modułem MT3DMS. Modelowanie numeryczne, oprócz

<sup>1</sup> AGH Akademia Górniczo-Hutnicza, Wydział Geologii, Geofizyki i Ochrony Środowiska, al. A. Mickiewicza 30, 30-059 Kraków; email: tmmichalczyk@gmail.com, zurek@agh.edu.pl.

wskazania kierunków rozprzestrzeniania się azotanów i obliczenia czasów migracji, pozwoliło także na oszacowanie procentowego rozdziału ładunku zanieczyszczenia azotanami pomiędzy dwa główne ich ogniska.

## MODEL TRANSPORTU AZOTANÓW

Prace modelowe, mające na celu rozpoznanie pola hydrodynamicznego badanego obszaru i migracji azotanów w wodach podziemnych, zostały przedstawione w wielu pracach (m.in.: Szczepański i in., 2000; Kaczorowski i in., 2006; Malina i in., 2007). Uzyskany w efekcie tych prac model regionalny następnie przetworzono i rozbudowano, a jego rekalkulacji dokonano z wykorzystaniem badań izotopowych (Kania i in., 2014; Wachniew i in., 2018). Posłużono się pakietami programowymi: Visual MODFLOW, MODPATH i MT3DMS (Nilsen, Thomas, 1998–2010). Model regionalny ma 12 warstw, obejmuje obszar o powierzchni 951,5 km<sup>2</sup>, a jego bloki mają wymiar 100×100 m (Kania i in., 2014). Warstwy I–IV odwzorowują systemy przepływu lokalnego w utworach czwartorzędowych, natomiast warstwami V–XII zamodelowano system przepływu regionalnego w zbiorniku górnojurajskim o charakterze szczelinowo-krasowym (Wachniew i in., 2018). Zlewnia rzeki Kocinki, dla której wykonano model transportu azotanów, obejmuje środkowy fragment modelu regionalnego na północ od Częstochowy (fig. 1). Powierzchnia hydrograficznej zlewni Kocinki wynosi 260,5 km<sup>2</sup>. Wykorzystanie programu MODPATH pozwoliło na wyznaczenie granic zlewni podziemnej rzeki Kocinki (Michalczyk, Bar-Michalczyk, 2015) o powierzchni 237,4 km<sup>2</sup>.

Model hydrodynamiczny wykalibrowano początkowo dla warunków ustalonych poprzez odtworzenie położenia zwierciadła wody na obszarze badań w warunkach utrzymania wielkości poboru wód podziemnych oraz dla wysokości opadów rocznych z 2012 r. W następnym etapie przeprowadzono rekalkulację modelu przepływu uwzględniającą wyniki modelowania migracji trytu (Kania i in., 2014; Wachniew i in., 2018). Wartość infiltracji efektywnej została zróżnicowana i zadana w każdym bloku modelu zgodnie z warstwą informacyjną R (zasilanie) z Mapą wrażliwości wód podziemnych Polski na zanieczyszczenie w skali 1:500 000 (Witczak, 2011). Średnia roczna wartość tak przyjętej infiltracji efektywnej na całym obszarze zlewni Kocinki wyniosła 134 mm/rok przy średnich opadach równych 691 mm/rok, co oznacza, że średni wskaźnik infiltracji wyniósł 19,4%.

## FUNKCJA WEJŚCIA ŁADUNKU AZOTANÓW

Model migracji azotanów w zlewni rzeki Kocinki został zrealizowany za pomocą programu MT3DMS. Ładunek zanieczyszczenia zadaje się do modelu jako jego stężenie w wodach infiltrujących (tzw. *recharge concentration* – RC). Ponieważ w wodach podziemnych obszaru badań dominującą formą azotu rozpuszczonego w wodzie jest jego trwała forma azotanowa (ponad 95%) założono, że cały ładunek

wymywanego azotu jest transportowany w wodzie podziemnej w formie azotanów. Wartość stężenia azotanów w wodzie infiltrującej uzyskano poprzez podzielenie wielkości wymywanego ładunku azotu ( $L_N$ ) przez wielkość infiltracji efektywnej, czyli zasilania (R). Przeliczenie wartości stężenia (RC) dla każdego bloku modelu o powierzchni 1 hektara dokonane zostało wg wzoru 1:

$$RC = \frac{L_N}{R} \cdot 443 \quad [1]$$

gdzie:

RC – stężenie azotanów w wodach infiltrujących [mgNO<sub>3</sub>/L]

$L_N$  – ładunek azotu wymywanego poniżej strefy korzeniowej [kgN/ha/rok]

R – infiltracja efektywna [mm/rok]

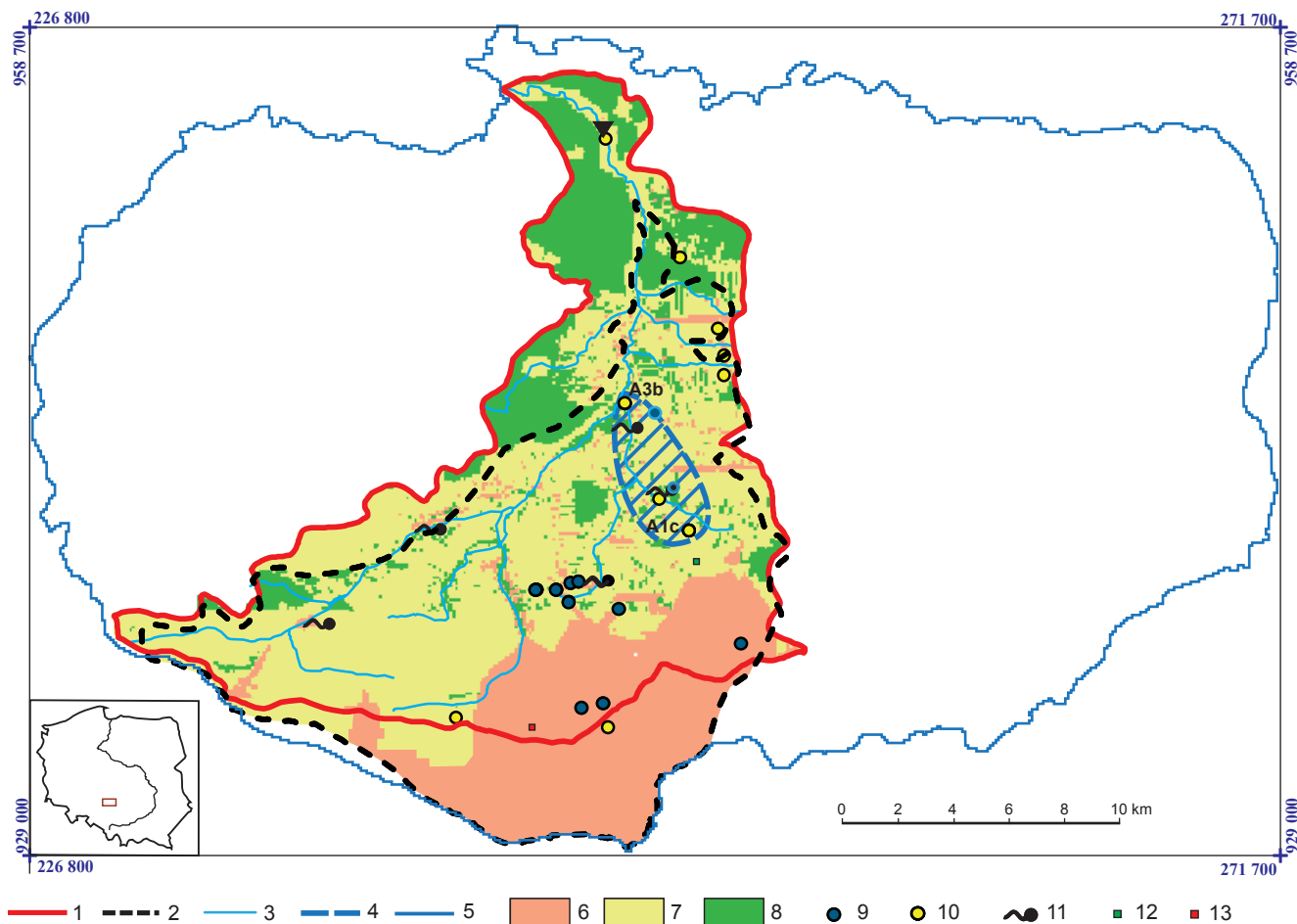
443 – przelicznik jednostek

Dla głównych ognisk zanieczyszczenia, czyli dla terenów rolniczych i zabudowanych, konieczne było odtworzenie zmienności ładunku azotu wymywanego do wód podziemnych w analizowanej zlewni. Rozważono dwa okresy historyczne (1950–1975 i 1976–1990) wydzielone na podstawie dostępności danych archiwalnych dotyczących dostępności dawek nawozowych; okres tzw. bazowy (1991–2010) – przyjęty jednolicie we wszystkich zlewniach badawczych projektu BONUS-Soils2Sea; oraz tzw. okres prognozowany obejmujący lata 2011–2060. Okresy historyczne zostały wyznaczone do 1990 r., tj. roku, w którym – w wyniku transformacji ustrojowej – nastąpił gwałtowny spadek zużycia nawozów w rolnictwie. Znaczna długość okresów historycznych wynikała z konieczności uwzględnienia opóźnienia migracji, związanego z czasem przesączania się wymytego z warstwy glebowej ładunku azotu przez strefę aeracji. Dla obszarów leśnych, zgodnie z doświadczeniami zespołu duńskiego z Uniwersytetu w Århus, dla wszystkich okresów przyjęto stałą wartość ładunku równą 5 kgN/ha/rok (Kristensen i in., 2008).

## FUNKCJA WEJŚCIA DLA TERENÓW ROLNICZYCH

Oceny wielkości ładunku azotu wymywanego do wód podziemnych w latach 1950–1975 i 1976–1990 (okresy historyczne) dokonano w sposób szacunkowy na podstawie niepełnych archiwalnych danych statystycznych oraz opracowań literaturowych. W ocenie uwzględniono jedynie wielkość nawożenia mineralnego i organicznego uśrednioną na poziomie województwa (Michalczyk i in., 2018). Nawożenie organiczne było szacowane na podstawie danych o pogłowiu zwierząt. Wielkość ładunku azotu mineralnego wymywanego poniżej strefy korzeniowej roślin ( $L_N$ ) oszacowano, przyjmując, że wymyciu ulega stała część zastosowanej dawki nawozowej równa 15%. Jest to zgodne z uproszczoną metodyką zaproponowaną w Rozporządzeniu z 2002 r. (RMS, 2002).

W celu oszacowania wielkości wymywania azotanów w okresie bazowym (lata 1991–2010) posłużono się empirycznym modelem wymycia azotanów ze strefy korzeniowej NLES4 (Kristensen i in., 2008). NLES4 jest jednym z wielu modeli opartych o bilans wody i azotu w strefie korzeniowej roślin (Žurek, 2008). Modelowanie zrealizowano przy



**Fig. 1.** Zlewnia rzeki Kocinki wraz z mapą zagospodarowania terenu (stan w latach 1991–2010) i lokalizacją punktów pomiarowych na tle granic numerycznego modelu regionalnego (Michalczyk i in., 2018 – zmieniony)

1 – granica zlewni powierzchniowej; 2 – granica zlewni podziemnej; 3 – ciek; 4 – obszar badań szczegółowych; 5 – granica modelu regionalnego; 6 – obszary zabudowane; 7 – obszary rolnicze; 8 – lasy; 9 – studnie ujęciowe; 10 – otwory obserwacyjne; 11 – źródła; 12 – przykładowy blok modelu na terenie rolniczym; 13 – przykładowy blok na terenie zabudowanym (por. fig. 2)

Land cover map in the Kocinka catchment (as of 1991–2010) with location of observation points shown against the boundaries of the regional groundwater model (Michalczyk *et al.*, 2018 – modified)

1 – surface catchment, 2 – groundwater catchment, 3 – rivers, 4 – detailed research area, 5 – boundary of the regional model, 6 – urbanized area, 7 – agriculture area, 8 – forest area, 9 – water supply wells, 10 – observation wells, 11 – springs, 12 – exemplary block of the model in agriculture area, 13 – exemplary block of the model in urbanized area (*cf.* Fig. 2)

współpracy z Uniwersytetem w Åarhus w Danii (Olesen i in., 2018). Modelowanie wymycia azotanów ze strefy korzeniowej roślin w okresie bazowym opierało się na danych historycznych dotyczących klimatu i rolnictwa. Oceny bilansu wodnego dla potrzeb modelu NLES4 dokonano z programem DAISY (Hansen i in., 1991, 2012; Abrahamsen, Hansen, 2000). Danymi wejściowymi do tego modelu bilansu były: dobową wielkość opadów atmosferycznych, średnia dobową temperaturę oraz średnie nasłonecznienie dobowe. W wyniku prac modelowych uzyskano informacje o intensywności przesiąkania wody poniżej strefy korzeniowej roślin w kolejnych półroczach okresu bazowego. Wielkości te zostały wprowadzone do modelu NLES4 wraz z danymi dotyczącymi m.in. rodzaju upraw i płodozmianu, dawek nawożenia mineralnego i organicznego oraz typów i zasobno-

ści gleb. Wynikiem symulacji modelem NLES4 są miesięczne ładunki azotu wymywanego poniżej strefy korzeniowej w okresie bazowym 1991–2010 dla wszystkich przyjętych wariantów płodozmianu (7 wariantów) i typów gleb (3 typy) (Olesen i in., 2018).

Model NLES4 posłużył także do oceny prognozowanej wielkości ładunku azotu wymywanego do wód podziemnych w okresie 2011–2060 uwzględniającej wpływ zmian klimatycznych (Olesen i in., 2018). Funkcja wejścia do modelu w tym okresie została określona dla jednego z czterech możliwych scenariuszy klimatycznych oraz społeczno-gospodarczych określanego jako SSP1 (*Shared Socioeconomic Pathways*) (O'Neill i in., 2015). Scenariusz ten, wybrany jako najbardziej prawdopodobny, przewiduje utrzymanie się istniejących tendencji spadkowych dotyczących powierzchni

całkowitej użytków rolnych i pogłównia zwierząt hodowlanych (Michalczyk i in., 2018). W efekcie tych zmian uzyskany na podstawie modelowania ładunek azotu wymywanego do wód podziemnych w okresie prognostycznym będzie nieznacznie niższy niż ten wymywany w okresie bazowym 1991–2010.

#### FUNKCJA WEJŚCIA DLA TERENÓW ZURBANIZOWANYCH

Dla terenów zurbanizowanych założono, że cały ładunek wymywanego azotu pochodzi ze ścieków komunalnych. Rozróżniono dwa rodzaje tych terenów: skanalizowane i pozbawione kanalizacji. W przypadku terenów skanalizowanych przyjęto, że cały ładunek azotu pochodzi z przecieków z sieci kanalizacyjnej. W przypadku obszarów nieskanalizowanych oceny ładunku dokonano na podstawie danych o liczbie mieszkańców w poszczególnych gminach i wielkości odbieranych ścieków. Szczegółowy opis oceny wielkości ładunku azotu wymywanego spod terenów zurbanizowanych zawiera praca Michalczyka i in. (2018).

#### ZMIENNOŚĆ W CZASIE FUNKCJI WEJŚCIA

Poprawne odwzorowanie procesu migracji azotanów wymagało zadania zmiennej w czasie funkcji wejścia zanieczyszczenia do modelu. Ze względu na ograniczenia silnika obliczeniowego programu MT3DMS zmienność funkcji wejścia mogła zostać oddana jedynie dla dziewięciu podokresów o różnym czasie trwania. Najdokładniej odwzorowano okres historyczny 1950–1990, który podzie-

lono na 7 pięcioletnich podokresów, ze względu na ponad 3-krotny wzrost ładunku azotu wymywanego w tym okresie. Dla pozostałych dwóch okresów, tj. bazowego (1991–2010) oraz prognostycznego (2011–2060), zadano stałą wartość stężenia równą wartości średniej w tych okresach. Za wartość początkową stężenia azotanów w wodach podziemnych w 1950 r. przyjęto wartość 5 mgNO<sub>3</sub>/L. Odpowiada ona wartości granicznej naturalnego tła hydrogeochemicznego dla azotanów w wodach podziemnych w Polsce (Witczak i in., 2013). Figura 2 prezentuje przykładowe wykresy funkcji wejścia azotanów dla dwóch wybranych bloków modelu (por. fig. 1) reprezentujących dwie formy zagospodarowania – rolnictwo (kolor zielony) i teren zabudowany (kolor czerwony). Specyfiką programu MT3DMS jest sposób zadawania zanieczyszczenia bezpośrednio na zwierciadło wód podziemnych. W celu poprawnego odwzorowania funkcji wejścia azotanów niezbędne było określenie czasu opóźnienia przepływu wód podziemnych przez strefę aeracji, które zadano jako MRT (*Mean Residence Time*) zgodnie z Mapą wrażliwości wód podziemnych Polski na zanieczyszczenie (Witczak, 2011). Wielkość opóźnienia została zadana indywidualnie dla każdego bloku modelu a jej przebieg dla dwóch przykładowych bloków modelu obrazują wykresy zaznaczone przerywaną linią na figurze 2.

Figura 3 prezentuje mapy rozkładu stężeń azotanów zadanych jako funkcja wejścia do modelu (czyli na zwierciadło wód podziemnych) po uwzględnieniu opóźnienia wynikającego z MRT zadanego w każdym bloku, dla każdego z przyjętych dziewięciu podokresów.

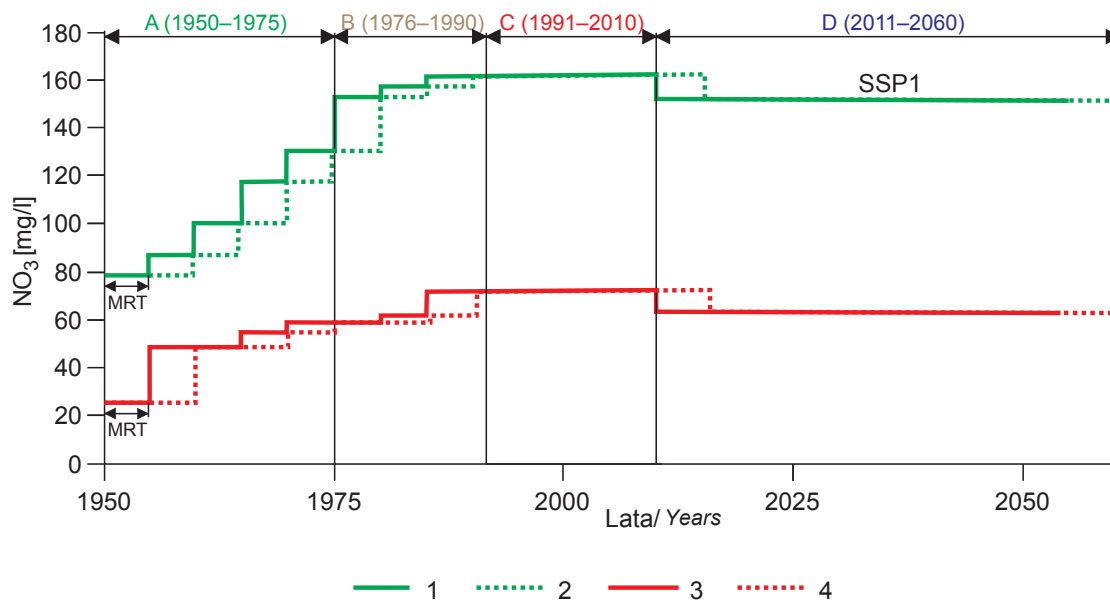


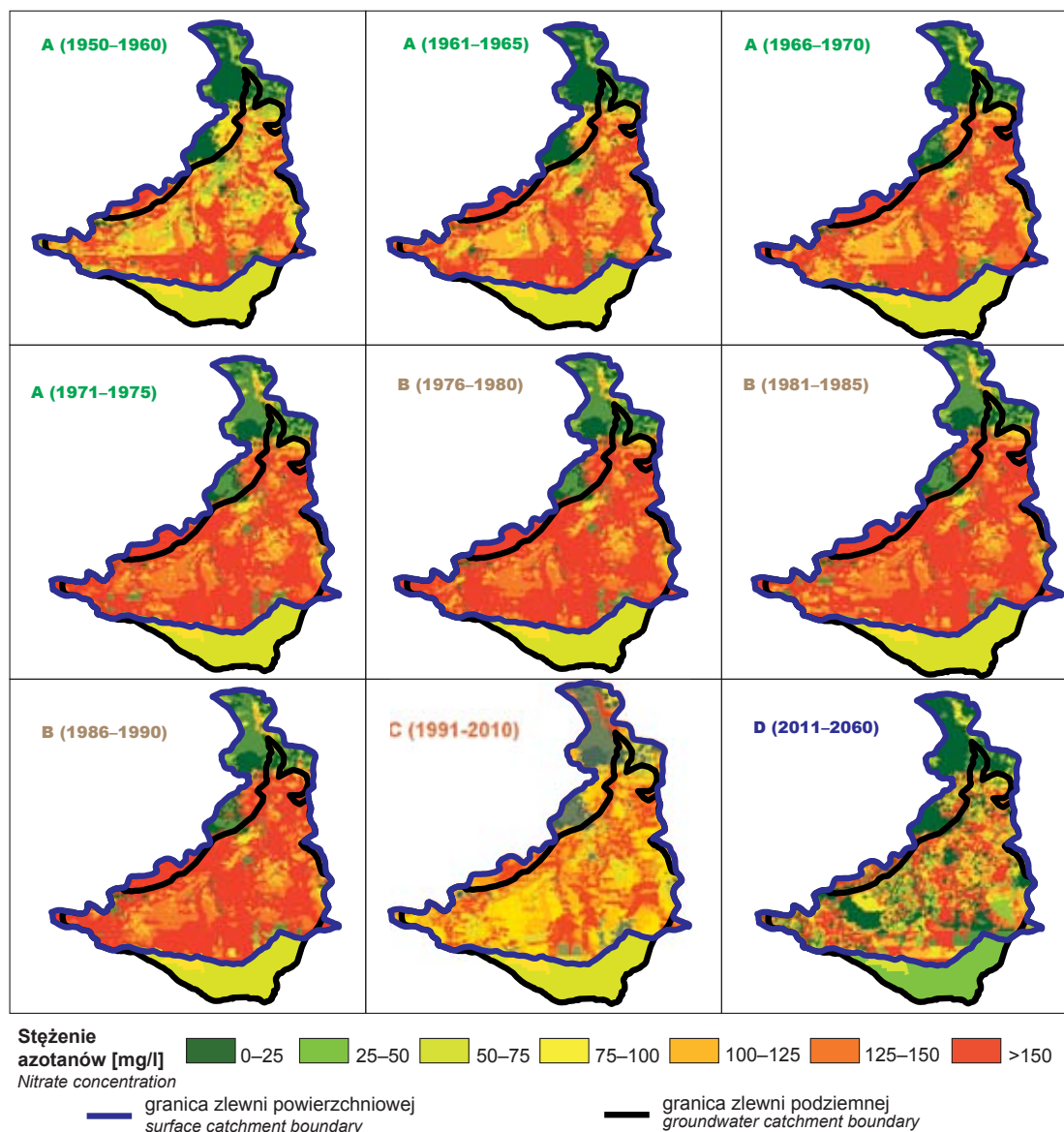
Fig. 2. Przykładowe wykresy funkcji wejścia azotanów dla dwóch wybranych bloków modelu reprezentujących dwie formy zagospodarowania – rolnictwo (kolor zielony – 1, 2) i teren zabudowany (kolor czerwony – 3, 4)

Lokalizację wybranych dwóch bloków modelu prezentuje figura 1. Przerywaną linią zaznaczono przebieg funkcji wejścia z uwzględnieniem opóźnienia równego MRT

Examples of nitrate input functions for selected blocks of model for agriculture area (green line – 1, 2) and urbanized area (red line – 3, 4)

Location of two selected blocks of the model are shown in Figure 1. Dashed line denotes input function shifted by mean residence time (MRT) lag





**Fig. 3. Rozkład średnich stężeń azotanów zadanych jako funkcja wejścia do modelu po uwzględnieniu opóźnienia równego MRT dla 9 wyróżnionych podokresów**

A – okres historyczny 1950–1975; B – okres historyczny 1976–1990; C – okres bazowy 1991–2010; D – okres prognostyczny 2011–2060

Spatial distribution of average concentrations of nitrates as input function into groundwater model taking into account MRT for 9 sub-periods

A – historical period 1950–1975; B – historical period 1976–1990; C – baseline 1991–2010; D – forecast period 2011–2060

## PROCES MODELOWANIA MIGRACJI AZOTANÓW

### PARAMETRY ROZPADU (DENITRYFIKACJI)

Ocena intensywności procesu denitryfikacji w systemie wodonośnym zlewni Kocinki została oparta na badaniach empirycznych (Wachniew i in., 2018; Żurek i in., 2018). Przyjęto, że w silnie natlenionej strefie aeracji denitryfikacja nie wpływa istotnie na proces migracji azotanów.

Na modelu w strefie saturacji proces denitryfikacji został zasymulowany poprzez stałą kinetyki rozpadu pierwszego

rzędu ( $K$ ). Dla warstwy czwartorzędowej i utworów górnojurajskiego poziomu wodonośnego przyjęto dwie różne wartości stałej rozpadu. Wartości te uzyskano metodą prób i błędów, dopasowując pomierzone i modelowane wartości stężeń azotanów w wodach podziemnych. Wynikowe wartości przyjętych parametrów rozpadu (stałej rozpadu  $-K$  i odpowiadającego jej czasu połowicznego rozpadu  $-t_{1/2}$ ) są następujące:

- dla czwartorzędowego piętra wodonośnego  $-K = 0,00035$  1/d ( $t_{1/2} = 5,3$  lat);

– dla górnopodziemnego poziomu wodonośnego –  $K = 0,00004$  1/d ( $t_{1/2} = 47,5$  lat).

Przyjęte wartości wskazują wyraźnie, że proces denitryfikacji zachodzi głównie w czwartorzędzie.

#### KALIBRACJA MODELU MIGRACJI AZOTANÓW

Kalibracji modelu migracji dokonano poprzez dopasowanie wyników symulacji do pomierzonych rzeczywistych stężeń azotanów w punktach obserwacyjnych (studniach eksploatacyjnych, otworach obserwacyjnych i źródłach) (fig. 1). W procesie kalibracji dopasowywano metodą prób i błędów funkcję wejścia tak, żeby otrzymać zadowalającą zgodność uzyskanych w efekcie modelowania krzywych przejścia z rzeczywistymi, pomierzonymi stężeniami azotanów w danym punkcie. Przykładowe wykresy krzywych przejścia uzyskanych w efekcie kalibracji dla dwóch punktów kontrolnych z obszaru badań szczegółowych: A1c – reprezentującego obszar zasilania i A3b – położonego w strefie drenażu przedstawia figura 4.

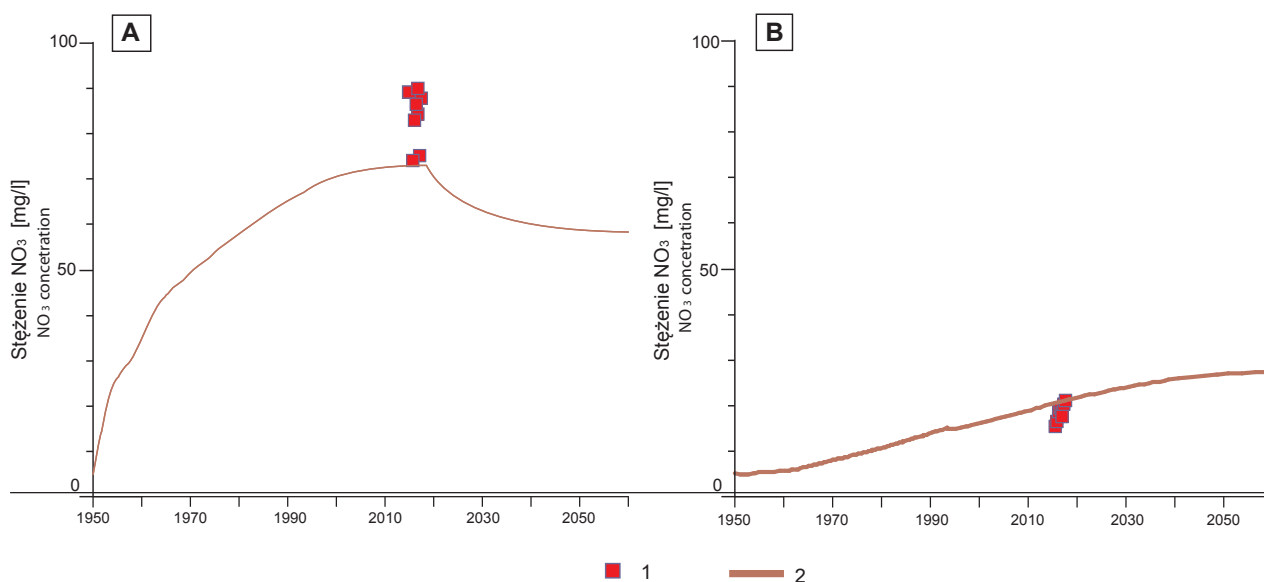
O dopasowaniu zrealizowanego modelu migracji azotanów do rzeczywistych warunków migracji świadczy porównanie rezultatów modelowania z pomierzonymi stężeniami azotanów. W tym celu wykorzystano 285 pomiarów stężeń azotanów w próbkach wody pobranych z 33 otworów badawczych i eksploatacyjnych oraz źródeł (por. fig. 1) w latach 1962–2017. Wykres zależności wartości uzyskanych w efekcie symulacji od wartości obserwowanych, wygenerowany przez program MT3DMS (fig. 5) wykazuje

zadowalającą zgodność. Także podstawowe charakterystyki statystyczne zamieszczone pod wykresem zależności, a szczególnie wysoka wartość współczynnika korelacji, potwierdzają prawidłowość przyjętych założeń modelowych i właściwe dopasowanie zmienności funkcji wejścia.

#### WYNIKI MODELOWANIA

Efektom symulacji migracji azotanów w wodach podziemnych zlewni Kocinki są zarówno uzyskane krzywe przejścia zanieczyszczenia (fig. 4) pozwalające na przewidywanie zmian stężeń azotanów w eksploatowanych wodach podziemnych, jak i prognozowane mapy rozkładu stężeń azotanów w całym obszarze zlewni Kocinki. Wykalibrowany model transportu pozwala także na odtworzenie zmian procentowego udziału głównych ognisk zanieczyszczenia (terenów rolniczych i ścieków komunalnych z obszarów zabudowanych) w całkowitym ładunku azotanów w wodach podziemnych zlewni Kocinki w przeszłości. Możliwe jest także prognozowanie przyszłych zmian dla przyjętych scenariuszy działań ochronnych.

Udział terenów rolniczych w zanieczyszczeniu azotanami wód podziemnych w zlewni Kocinki okazał się dominujący. W okresie bazowym 1991–2010 przekroczył on 70%. W okresie tym ze ścieków komunalnych pochodzi około 20% całkowitego ładunku azotanów. Pozostały niewielki ładunek pochodzi z terenów leśnych. Jest to zgodne z rozpoznaniem udziału głównych ognisk w zanieczyszczeniu innymi metodami (Żurek i in., 2018).



**Fig. 4. Porównanie obserwowanych (1) i symulowanych (2) stężeń azotanów w wybranych punktach kontrolnych obszaru badań szczegółowych (por. fig. 1)**

A – otwór A1c (obszar zasilania); B – otwór A3b (obszar drenażu)

Comparison of the observed (1) and simulated (2) nitrate concentrations in selected points of the detailed research area (Fig. 1)

A – well A1c (recharge area) B – well A3b (drainage area)

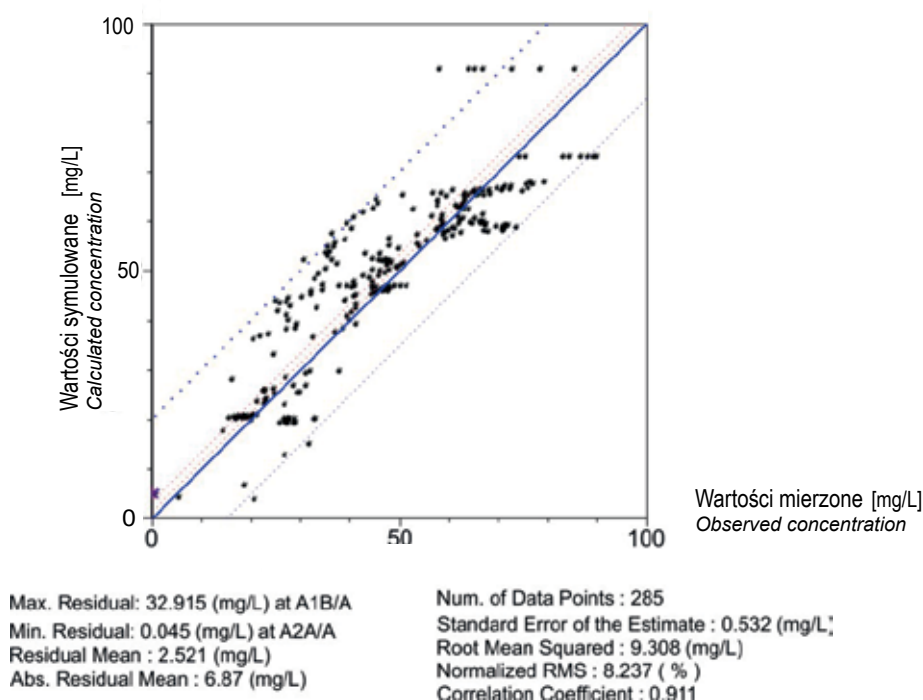


Fig. 5. Wykres zależności wartości symulowanych od wartości mierzonych, wygenerowany przez program MT3DMS dla 285 pomiarów stężeń azotanów wykonanych w 33 punktach w okresie 1962–2017

Relationship between calculated (MT3DMS) and observed values of nitrate concentrations for 285 measurements at 33 points in the period 1962–2017

## PODSUMOWANIE

Niestacjonarny model migracji azotanów w zlewni Kocinki zrealizowano na bazie regionalnego stacjonarnego modelu krążenia wód podziemnych, którego rekalkulację przeprowadzono z wykorzystaniem metod izotopowych. Wymagał on rozpoznania historii zanieczyszczenia, czyli odtworzenia zróżnicowanej w czasie i przestrzeni funkcji wejścia zanieczyszczenia. Odtworzenia tej historii dokonano dla dwóch głównych obszarowych ognisk zanieczyszczenia: terenów rolniczych i obszarów zabudowanych. W celu dokonania oceny ładunku azotu wymywanego spod obszarów rolniczych wykorzystano program NLES4.

Zrealizowany model migracji azotanów pozwolił nie tylko na wskazanie kierunków rozprzestrzeniania się azotanów i prognozowanie dalszego przebiegu ich migracji, ale także na oszacowanie procentowego rozdziału ładunku zanieczyszczenia azotanami pomiędzy dwa główne ich ogniska. Może to stanowić podstawę do planowania i realizacji zróżnicowanych przestrzennie działań ochronnych mających na celu ograniczenie ładunku zanieczyszczenia emitowanego do wód podziemnych. Model migracji pozwala także na ocenę opóźnienia reakcji systemu wodonośnego na podejmowane działania.

Niniejsze opracowanie wykonano w ramach realizacji projektu *BONUS-Soils2Sea* będącego częścią programu *BONUS-185* oraz w ramach prac statutowych AGH w Krakowie (projekty nr 11.11.220.01/1 oraz 11.11.140.797).

## LITERATURA

- ABRAHAMSEN P., HANSEN S., 2000 – Daisy: An open soil-crop-atmosphere system model. *Environmental Modelling and Software*, **15**, 3: 313–330.
- HANSEN S., JENSEN H.E., NIELSEN N.E., SVENDSEN H., 1991 – Simulation of nitrogen dynamic and biomass production in winter wheat using the Danish simulation model DAISY. *Fertilizer research*, **27**: 245–259.
- HANSEN S., ABRAHAMSEN P., PETERSEN C.T., STYCZEŃ M., 2012 – Daisy: Model use, calibration, and validation. *Trans. ASABE*, **55**: 1317–1335.
- KACZOROWSKI Z., MIZERA J., MALINA G., JANCZAREK K., RYCHLIŃSKI T., PACHOLEWSKI A., 2006 – Weryfikacja modeli hydrodynamiki i migracji związków azotu w rejonie ujęć wód podziemnych Łobodno i Wierzchowisko (GZWP 326 N). *Geologos*, **10**: 121–130.
- KANIA J., SZKLARCZYK T., WITCZAK S., RÓŻAŃSKI K., DULIŃSKI M., 2014 – Weryfikacja dostępnych zasobów wód

- podziemnych w oparciu o badania znaczników środowiska i wynikająca stąd ocena zagrożenia komunalnych ujęć wód podziemnych. *W: Aktualne zagrożenia wód podziemnych* (red. G. Malina). *PZiTS Częstochowa*, **20**: 7–20.
- KRISTENSEN K., WAAGEPETERSEN J., BØRGESEN C.D., VINTHER F.P., GRANT R., BLICHER-MATHIESEN G., 2008 – Reestimation and further development in the model N-LES, N-LES3 to N-LES4. *DJF Plant Science*, **139**.
- MALINA G., KACZOROWSKI Z., MIZERA J., 2007 – Zintegrowany system gospodarowania i ochrony zasobów wodnych GZWP 326., Monografia PWiK Okręgu Częstochowskiego, Częstochowa.
- MICHALCZYK T., BAR-MICHALCZYK D., 2015 – Wyznaczenie punktów monitoringu badawczego wód podziemnych na podstawie czasu wymiany wód w zlewniach objętych badaniami modelowymi. *Prz. Geol.*, **63**, 10/2: 931–934.
- MICHALCZYK T., BAR-MICHALCZYK D., KANIA J., MALINA G., SZKLARCZYK T., WITCZAK S., ŻUREK A., RÓŻAŃSKI K., WACHNIEW P., ZIĘBA D., LEWICKA S., MIZERA J., 2016 – Ocena migracji azotanów w obszarze zasilania ujęcia wód podziemnych Wierzchowisko w świetle badań projektu BONUS-Soils2Sea. *W: Aktualne rozwiązania ujmowania i eksploatacji wód podziemnych* (red. G. Malina). *PZiTS Częstochowa*, **21**: 75–81.
- MICHALCZYK T., BAR-MICHALCZYK D., KANIA J., ŻUREK A.J., 2018 – Możliwość modelowego odtworzenia historii zanieczyszczenia wód podziemnych azotanami w wybranej zlewni w obrębie północnej części GZWP 326 – Częstochowa E. *W: Bezpieczeństwo zbiorowego zaopatrzenia w wodę na terenach objętych antropopresją* (red. G. Malina). *PZiTS Częstochowa*, **22**: 121–133.
- NILSON G., THOMAS F., 1998–2010, Visual MODFLOW for Windows v.4.3. Waterloo Hydrogeologic Software.
- OLESEN J.E., BØRGESEN C.D., JABLON M., WACHNIEW P., BAR-MICHALCZYK D., MICHALCZYK T., ŻUREK A., HANSEN A.L., REFSGAARD J.C., BOSSHARD T., 2018 – Scenario analyses of spatially differentiated N measures in catchments under future climate and land use. BONUS SO-ILS2SEA Deliverable 2.3. Geol. Surv. of Denmark and Greenland, www.soils2sea.eu.
- O’NEILL B.C., KRIEGLER E., EBI K.L., KEMP-BENEDICT E., RIAHI K., ROTHMAN D.S., LEVY M., 2015 – The roads ahead: narratives for shared socioeconomic pathways describing world futures in the 21st century. *Global Environmental Change*, **42**: 169–180.
- RMS, 2002 – Rozporządzenie Ministra Środowiska w sprawie kryteriów wyznaczania wód wrażliwych na zanieczyszczenie związkami azotu ze źródeł rolniczych z 23 grudnia 2002 r., (DzU Nr 241 poz. 2093).
- SZCZEPAŃSKI A., KACZOROWSKI Z., MALICKI W., 2000 – Zastosowanie modelowania matematycznego do sterowania ujęć Wodociągów Częstochowskich w aspekcie zagrożenia jakości wód związkami azotu. *PZiTS Częstochowa*, **13**, 1: 78–84.
- WACHNIEW P., BAR-MICHALCZYK D., MICHALCZYK T., ZIĘBA D., KANIA J., RÓŻAŃSKI K., WITCZAK S., ŻUREK A.J., 2018 – Proposal for differentiated regulations for Kocinka catchment. Biogeochemical processes and flow paths. BONUS Soils2Sea Deliverable 3.6 AGH UST in Krakow.
- WITCZAK S. (red.), 2011 – Mapa wrażliwości wód podziemnych Polski na zanieczyszczenie 1:500 000. AGH, Kraków.
- WITCZAK S., KANIA J., KMIECIK E., 2013 – Katalog wybranych fizycznych i chemicznych wskaźników zanieczyszczeń wód podziemnych i metod ich oznaczania. Attyka s.c. J. Jagła, W. Skrzypiec, Kraków.
- ŻUREK A., 2008 – Możliwości wykorzystania wybranych modeli bilansowych z projektu EUROHARP do oceny poziomu wymycia azotanów w warunkach polskich. *Biul. Państw. Inst. Geol.*, **431**: 305–318.
- ŻUREK A.J., WACHNIEW P., BAR-MICHALCZYK D., MICHALCZYK T., ZIĘBA D., NAJMAN J., KANIA J., RÓŻAŃSKI K., WITCZAK S., 2018 – Kompleksowa ocena udziału głównych ognisk w zanieczyszczeniu azotanami wód podziemnych w obszarze zlewni Kocinki jako potencjalna wytyczna dla efektywnej gospodarki zasobami wodnymi. *W: Bezpieczeństwo zbiorowego zaopatrzenia w wodę na terenach objętych antropopresją* (red. G. Malina). *PZiTS Częstochowa*, **22**: 75–83.

## SUMMARY

The article shows simulations of the impact of land use in the Kocinka catchment area (Fig. 1) on nitrate concentration in groundwater. It contains attempts to reconstruct fertilization levels in the past (1950–1990) and simulation of the recent (1990–2010) and future (2011–2060) leaching of nitrates from agriculture using the Daisy and NLES4 models. In addition, the amount of nitrate leaching from urbanized areas was estimated (Fig. 2). The collected data allowed determining the

input function for the nitrate load into groundwater (Fig. 3). Simulation of nitrate transport in groundwater was performed using MODFLOW and MT3DMS packages. Calibration of the model against long-term monitoring results (Fig. 4) required modification of the nitrate input function to groundwater and introduction of spatial changes in the rate of denitrification. The calibrated model (Fig. 5) allows for reliable predictions of future nitrate migration in the Kocinka catchment.