

Ocena wielkości współczynnika potencjalnej redukcji azotanów w wodach podziemnych dla obszaru Polski

Anna J. Żurek¹, Przemysław Wachniew², Stanisław Witczak¹

Assessment of the index of potential nitrate reduction in groundwater in the area of Poland. *Prz. Geol.*, 65: 1416–1420.

Abstract. During transport from the field to the sea nitrogen undergoes natural reduction resulted mainly from denitrification, but with large spatial variations. In the present study, a map for spatially variable nitrate reduction in groundwater in the area of Poland is presented. The map was preparing following 3 steps: (i) identification of major hydrogeological units (Lowland and Mountain-Upland Provinces); (ii) identification of dominating lithology with use lithotypes classifications from Groundwater Vulnerability Map of Poland in scale 1 : 500 000; (iii) estimation of the influence of artificial drainage. The resulted distribution of nitrate reduction coefficient reveals a distinct bimodality related to the sharp contrast in hydrogeology between the two provinces.

Keywords: nitrate reduction coefficient, groundwater, map of Poland, Baltic Sea

Problem eutrofizacji wód Bałtyku jest związany z nadmiernym ładunkiem substancji biogenych, głównie azotu i fosforu, które dopływają rzekami z obszaru zlewiska morza. Udział Polski w ogólnym obciążeniu Morza Bałtyckiego substancjami biogenymi kształtuje się na poziomie 24% całkowitego ładunku azotu i 36% całkowitego ładunku fosforu, odprowadzonego do morza drogą wodną (Pietrzak, 2016). Ograniczenie wielkości ładunku biogenów dopływających do Morza Bałtyckiego jest jednym z celów polityki środowiskowej UE, którego wyrazem jest Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/56/WE z dnia 17 czerwca 2008 r. ustanawiająca ramy działań Wspólnoty w dziedzinie polityki środowiska morskiego (Dyrektywa, 2008). Ma ona na celu osiągnięcie dobrego stanu środowiska wód morskich UE do 2020 r. W działania na rzecz realizacji tego celu wpisuje się projekt badawczy BONUS Soils2Sea pt: „Redukcja ładunków zanieczyszczeń pochodzenia rolniczego wpływających do Bałtyku poprzez wody podziemne i powierzchniowe” realizowany w latach 2014–2017 (www.soils2sea.eu). Zasadniczym jego celem jest wypracowanie naukowych przesłanek dla zróżnicowania w skali lokalnej przepisów i efektywnych ekonomicznie rozwiązań, które doprowadzą do redukcji ładunków biogenów dopływających do Bałtyku.

Ładunek fosforu, w dominującej swej masie, pochodzi przede wszystkim ze spływu powierzchniowego i powiązanej z nim erozji gleb oraz ze zrzutów ścieków do rzek. Znaczna część ładunku azotu dociera natomiast do systemu rzecznoego wraz z odpływem podziemnym. Całkowity odpływ rzeczny wynosi w warunkach polskich 30% opadów, z czego 13% przypada na bezpośredni spływ powierzchniowy, a 17% na odpływ podziemny (Pazdro, Kozerski, 1991; Kleczkowski, 2001). Większy udział odpływu podziemnego może także oznaczać jego dominującą rolę w transporcie ładunku azotu. Na ładunek azotu docierającego wraz z odpływem podziemnym do systemów rzecznych, a następnie do Bałtyku, składają się przede wszystkim azotany, które w warunkach redukcyjnych mogą ulegać procesowi denitryfikacji.

Denitryfikacja, w efekcie której azot azotanowy zostaje przekształcony w azot gazowy, jest głównym procesem mogącym istotnie obniżyć ładunek azotanów. Do celów uwzględniania wpływu denitryfikacji w wodach podziemnych na redukcję ładunku azotanów odpływających do Bałtyku, zespół naukowców z Instytutu Geologicznego Danii i Grenlandii (GEUS) w Kopenhadze w ramach projektu BONUS Soils2Sea, opracował koncepcję szacowania stopnia redukcji azotanów za pomocą tzw. współczynnika potencjalnej redukcji (Hansen i in., 2014a, b, 2017; Højberg i in., 2017). Współczynnik ten określa szacunkowy, procentowy spadek stężenia azotanów w efekcie denitryfikacji na drodze ich przepływu do systemów rzecznych.

Celem niniejszej pracy było oszacowanie zróżnicowania redukcji azotanów w wodach podziemnych Polski z wykorzystaniem koncepcji współczynnika redukcji zaproponowanej przez zespół z Danii.

ZANIECZYSZCZENIE AZOTANAMI WÓD PODZIEMNYCH W POLSCE

Azot migruje w wodach podziemnych głównie w formie azotanowej, która w środowisku utleniającym jest trwała. Zanieczyszczenie wód podziemnych azotanami jest jednym z głównych problemów jakościowych wód podziemnych w Polsce. Pomimo że analiza wyników oznaczeń stężeń azotanów w ramach monitoringu stanu chemicznego wód podziemnych w latach 2008–2011 (Rojek i in., 2013) wykazała przekroczenia $50 \text{ mgNO}_3/\text{dm}^3$ w zaledwie 5,1% wszystkich opróbowanych punktów, to problem zanieczyszczenia wód podziemnych azotanami, ujawniający się głównie w płytkich wodach gruntowych obszarów zagospodarowanych rolniczo, był poruszany w wielu pracach (m.in. Płochniewski, Macioszczyk, 1983; Błaszyk, Górski, 1989; Żurek, 1991; Mikołajków, 1995; Kaźmierczak-Wijura, 1996; Cwiertniewska i in., 2008). Procesem skutecznie obniżającym stężenia azotanów w wodach podziemnych jest uwarunkowana mikrobiologicznie denitryfikacja, zachodząca w wodach podziemnych, które charakteryzują się obniżonym potencjałem redoks. W czwartorzędowych

¹ AGH Akademia Górniczo-Hutnicza im. Stanisława Staszica w Krakowie, WGGiOŚ, Katedra Hydrogeologii i Geologii Inżynierskiej, al. Mickiewicza 30, 30-059 Kraków; zurek@agh.edu.pl; witczak@agh.edu.pl.

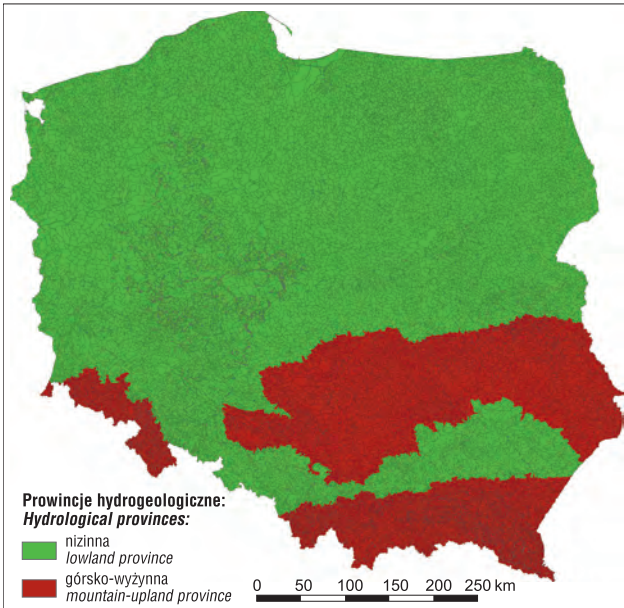
² AGH Akademia Górniczo-Hutnicza im. Stanisława Staszica w Krakowie, WFiIS, Katedra Zastosowań Fizyki Jądrowej, al. Mickiewicza 30, 30-059 Kraków; wachniew@agh.edu.pl.

zbiornikach wodonośnych prowincji nizinnej (Kleczkowski, 1990) (ryc. 1), szczególnie w przypadku zbiorników dolinnych i pradolinnych oraz międzymorenowych, występują warunki obniżonego potencjału utleniająco-redukcyjnego sprzyjające procesom denitryfikacji (Żurek, 2002). Świadczą o tym występujące powszechnie w wodach tych zbiorników podwyższone stężenia żelaza i manganu (Witczak i in., 2013). W sytuacji trwałego zanieczyszczenia azotanami proces ten uwidacznia się wyraźnym spadkiem ich stężeń wraz z głębokością (Dragon i in., 2016). Korzystny dla jakości wód podziemnych proces denitryfi-

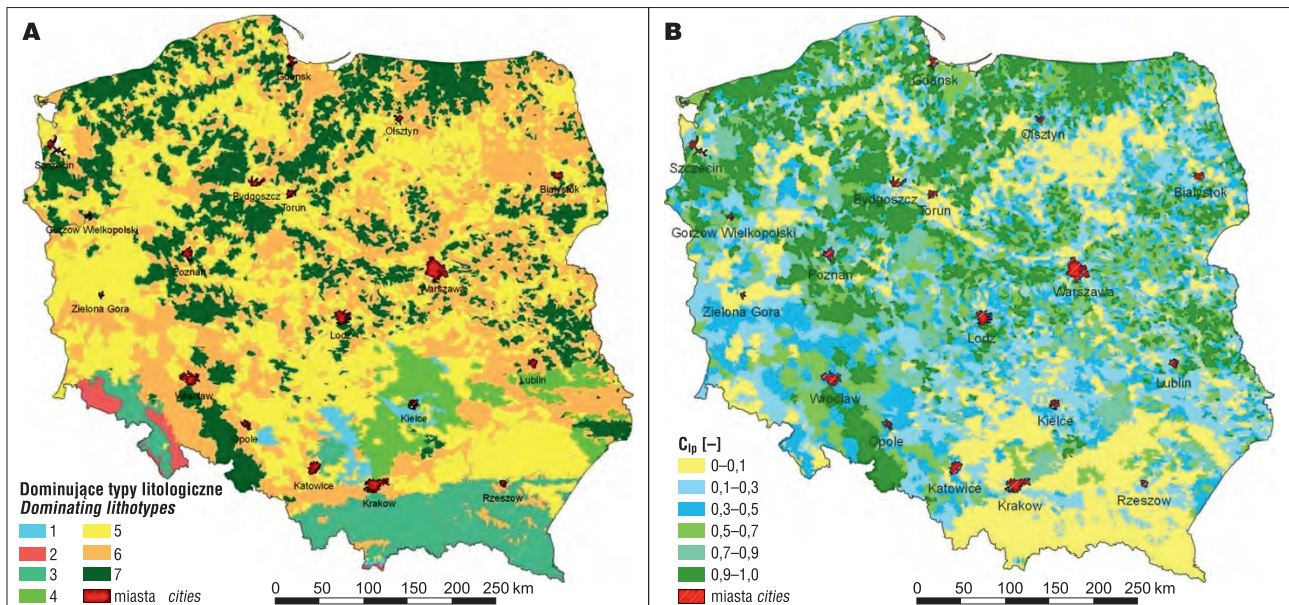
kacji nie ujawnia się tak wyraźnie w strukturach wodonośnych prowincji górsko-wyżynnej (Żurek i in., 2010a; Żurek, Mochalski, 2010). Problem zanieczyszczenia wód podziemnych azotanami dotyczy szczególnie ujęć i źródeł zlokalizowanych w obszarach odkrytych zbiorników szczelinowo-krasowych, w których na znacznych głębokościach występują warunki utleniające (Kryza, Kryza, 2001; Dąbrowska i in., 2005; Żurek i in., 2010b; Śledzik, 2014).

KONCEPCJA WSPÓŁCZYNNIKA POTENCJALNEJ REDUKCJI AZOTANÓW

Koncepcja współczynnika redukcji azotanów w środowisku wód podziemnych została wypracowana w ramach projektu BONUS Soils2Sea przez zespół naukowców z Instytutu Geologicznego Danii i Grenlandii (GEUS) w Kopenhadze. Założono w niej, że zróżnicowanie intensywności procesu denitryfikacji w środowisku wód podziemnych można wyrazić współczynnikiem redukcji azotanów, który określa procentowy spadek ich stężenia na drodze od obszarów zasilania (stężenie początkowe azotanów, które infiltrują poniżej strefy korzeniowej roślin) do terenów drenażu (stężenie azotanów w wodzie zasilającej ciekę powierzchniową) (Hansen i in., 2014a, b, 2017; Højberg i in., 2017). Zmienność wielkości współczynnika redukcji azotanów dla obszarów sześciu krajów (w tym Polski), leżących w zlewisku Morza Bałtyckiego, przedstawiono w pracy Højberga i in. (2017). Dla Danii, gdzie warunki hydrogeologiczne są w pełni zdominowane przez utwory polodowcowe (w części wschodniej należącej do zlewiska Bałtyku dominują gliny i utwory ilaste), oceny wielkości współczynnika redukcji dokonano na podstawie głębokości występowania granicy redoks (ang. *redox interface*), poniżej której w wodach podziemnych panują warunki redukcyjne warunkujące proces denitryfikacji. Generalnie im płycej występuje granica redoks, tym intensywniejsza jest redukcja azotanów z powodu dłuższego czasu przeby-



Ryc. 1. Podział Polski na prowincje hydrogeologiczne: nizinną i górsko-wyżynną (wg Kleczkowskiego, 1990). Granice prowincji zgodne z granicami powierzchniowych zlewni elementarnych
Fig. 1. Hydrological Provinces in Poland: Lowland Province and Mountain-Upland Province (acc. Kleczkowski, 1990) in the background of elementary catchment



Ryc. 2. A – mapa dominujących typów litologicznych skał strefy aeracji poniżej profilu glebowego z numeracją klas zgodną z tabelą 1; **B** – mapa udziału utworów słaboprzepuszczalnych (klasa nr 7 wg tabeli 1) w profilu strefy aeracji (C_{lp}) (wg Witczaka i in., 2011)
Fig. 2. A – map of dominating lithotypes in Poland with class number as in Table 1; **B** – contribution of semi- and low permeable sediments (class 7 of lithotypes) in the aquifer cover (C_{lp}) (acc. Witczak et al., 2011)

Tab. 1. Klasyfikacja typowych skał strefy aeracji i saturacji (poniżej strefy korzeniowej) w Polsce (wg Witczaka i in., 2007; Witczaka, 2011) (por. ryc. 2A) wraz z sugerowanymi wartościami współczynnika redukcji azotanów**Table 1.** Classification of typical lithotypes of unsaturated and saturated zone (under the root zone) in Poland (acc. Witczak et al., 2007; Witczak, 2011) (see Fig 2A) with suggested nitrate reduction coefficient

Nr klasy Class No.	Typ ośrodka Groundwater environment	Typowe skały Typical lithotypes	Współczynnik redukcji azotanów Nitrate reduction [%]
1	przepuszczalny, szczelinowo-krasowy <i>permeable, fissured-karst</i>	wapień, dolomity <i>limestones, dolomites</i>	<10 20 ¹ 25 ²
2	przepuszczalny, szczelinowy <i>permeable, fissured</i>	granity, skały metamorficzne <i>granites, metamorphic rocks</i>	<10 20 ³ 30 ⁴
3	przepuszczalny, szczelinowo-porowy <i>permeable, fissured-porous</i>	piaskowce, flisz <i>sandstones, flysch rocks</i>	<10 15 ⁵
4	przepuszczalny, porowo-szczelinowy <i>permeable, porous-fissured</i>	margle kredowe, opoki, kreda <i>chalk marls, opokas, chalk</i>	15 20 ⁶ 25 ⁷
5	przepuszczalny, porowy <i>permeable, porous</i>	żwiry i piaski <i>gravels and sands</i>	60 ⁸ 50 ⁹
6	przepuszczalny, porowy <i>permeable, porous</i>	piaski pylaste, piaski gliniaste itp. <i>silty sands, loamy sands etc.</i>	70
7	słabo- i półprzepuszczalny, porowy <i>semi- and low permeable, porous (K 10⁻⁶ m/s)</i>	lessy, pyły, gliny, itp. <i>loess, glacial till, silt, loam, etc.</i>	80

Objaśnienia: ^{1,2} – dla ośrodka szczelinowo-krasowego pokrytego utworami klasy: ¹ – nr 5, ² – nr 6 i 7 (dotyczy lessów); ^{3,4} – dla ośrodka szczelinowo pokrytego utworami klasy: ³ – nr 5; ⁴ – nr 6; ⁵ – dla skał fliszowych z dominującą frakcją łupkową; ^{6,7} – dla ośrodka porowo-szczelinowo pokrytego utworami klasy: ⁶ – nr 6, ⁷ – nr 7 (dotyczy lessów); ⁸ – udział utworów słabo przepuszczalnych w nadkładzie (C_{ip}) $\geq 0,4$ (por. ryc. 2B); ⁹ – udział utworów słaboprzepuszczalnych w nadkładzie (C_{ip}) $\leq 0,3$ (por. ryc. 2B)

Explanations: ^{1,2} – for fissured-karst rocks covered with sediments of class: ¹ – No. 5, ² – No. 6 and 7 (loess); ^{3,4} – for fissured rocks covered with sediments of class: ³ – No. 5; ⁴ – No. 6; ⁵ – for flysch rocks with dominated shales; ^{6,7} – for porous-fissured rocks covered with sediments of class: ⁶ – No. 6, ⁷ – no. 7 (loess); ⁸ – contribution of semi- and low permeable materials in the cover (C_{ip}) ≥ 0.4 (Fig. 2B); ⁹ – contribution of semi- and low permeable materials in the cover (C_{ip}) ≤ 0.3 (Fig. 2B)

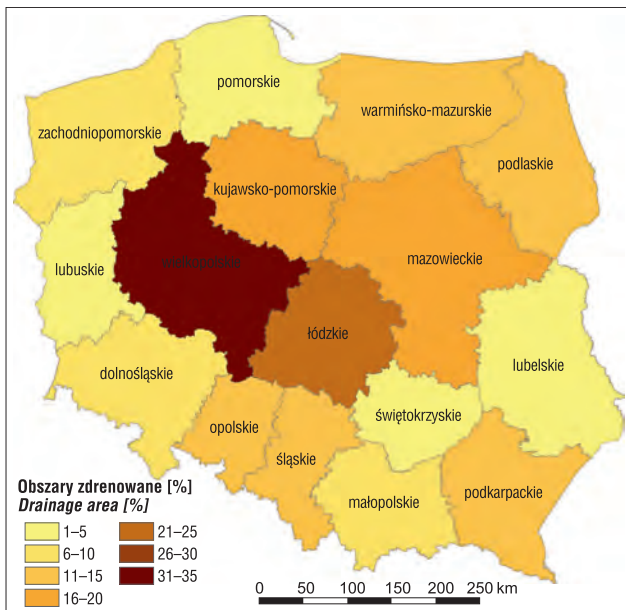
wania w strefie redukcyjnej. Głębokość występowania strefy redukcyjnej determinuje litologia osadów (gliny i utwory ilaste sprzyjają warunkom redukcyjnym) oraz głębokość do zwierciadła wody. Procesowi denitryfikacji azotanów nie sprzyja obecność systemów drenarskich, które odprowadzają wodę podziemną bezpośrednio do wód powierzchniowych, z pominięciem strefy redoks. Mapę głębokości występowania strefy redoks dla Danii wykonano na podstawie informacji o barwie utworów w profilach geologicznych. Barwa szara osadów oznacza środowisko redukcyjne, a żółto-rdzawo-brązowa – warunki utleniające (Hansen i in., 2014a, b; Højberg i in., 2017). O ostatecznej wartości współczynnika redukcji decydowała obecność sieci drenarskiej.

MAPA WIELKOŚCI WSPÓLCZYNNIKA REDUKCJI AZOTANÓW W WODACH PODZIEMNYCH DLA OBSZARU POLSKI

W myśl powyższej koncepcji redukcja azotanów w wodach podziemnych, będąca efektem procesu denitryfikacji, jest uzależniona przede wszystkim od litologii, głębokości do zwierciadła wody oraz występowania sieci drenarskiej. Ponieważ warunki hydrogeologiczne w Polsce charakteryzuje wyraźna dwudzielność, dlatego podczas opracowania mapy współczynnika redukcji azotanów w pierwszej kolejności uwzględniono podział kraju na dwie prowincje hydrogeologiczne: niziną i górsko-wyżyną (Kłeczkowski, 1990) (ryc. 1). W obszarze prowincji nizinnej, gdzie dominują czwartorzędowe osady polodowcowe, a zbiorniki wód podziemnych o charakterze porowym występują w utworach piaszczysto-żwirowych, wielkości

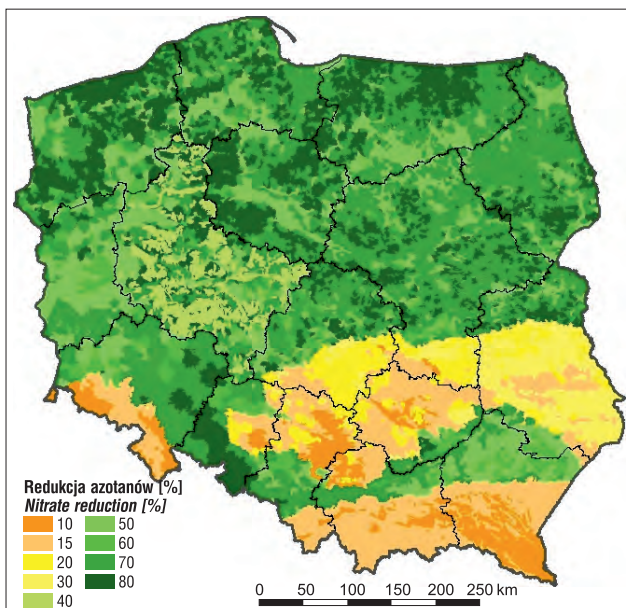
współczynnika redukcji przyjęto analogicznie jak dla Danii. Obszar prowincji górsko-wyżynnej charakteryzuje się całkowicie odmiennymi warunkami hydrogeologicznymi. Występują tu zbiorniki o charakterze szczelinowym, szczelinowo-porowym i szczelinowo-krasowym, często odkryte lub izolowane od powierzchni jedynie niezbyt miękkimi utworami czwartorzędowymi. We wschodniej części tej prowincji powszechnie występują pokrywy lessowe. Ponieważ w studniach i źródłach tego obszaru często są rejestrowane podwyższone stężenia azotanów, sugeruje to, że proces denitryfikacji nie wpływa znacząco na jakość wód podziemnych. Z tego powodu dla obszaru prowincji hydrogeologicznej górsko-wyżynnej przyjęto zdecydowanie niższe wartości współczynnika redukcji azotanów w wodach podziemnych.

Czynnikami decydującym o wielkości współczynnika redukcji azotanów są warunki geologiczne i dlatego kolejnym krokiem podczas oceny jego wielkości było określenie rodzaju skał dominujących w środowisku wód podziemnych, rozumianym jako strefy: aeracji i saturacji, leżące poniżej warstwy korzeniowej roślin. Klasyfikację typów litologicznych zaczerpnięto z „Mapy wrażliwości wód podziemnych w Polsce na zanieczyszczenie” w skali 1 : 500 000 (Witczak i in., 2007; Witczak, 2011) (ryc. 2A, tab. 1). Typy litologiczne skał zostały sklasyfikowane na podstawie przeciętnych wartości wilgotności objętościowej w strefie aeracji. Podział ten, sporządzony na potrzeby oceny przybliżonego czasu wymiany wody w strefie aeracji, oddaje także zróżnicowanie warunków przepływu w strefie nasyconej, a co za tym idzie zdolność do redukcji stężeń azotanów w procesie denitryfikacji. Wyjątek stanowi jedynie klasa 7, do której zalicza się osady słabo- i półprzepuszczalne o współczynniku filtracji niższym niż



Ryc. 3. Udział obszarów zdrenowanych w powierzchni terenów rolniczych oceniony dla poszczególnych województw na podstawie informacji Ministerstwa Rolnictwa oraz danych Głównego Urzędu Statystycznego (stan na 2010 r.)

Fig. 3. Fractions of the drained areas in the agricultural land in all voivodships (provinces) based on data of the Ministry of Agriculture and of the Central Statistical Office (as of 2010)



Ryc. 4. Szczegółowa mapa potencjalnego współczynnika redukcji azotanów w wodach podziemnych dla Polski

Fig. 4. Detailed map of potential nitrate reduction coefficient in groundwater in Poland

10^{-6} m/s. Warunek ten spełniają zarówno osady ilaste (głównie gliny), jak i lessy, które nie zawierają cząsteczek ilastych. Pokrywy lessowe występują powszechnie w obszarze wyżynnym. Ich obecność, z racji znacznej pojemności wodnej, wydłuża czas wymiany wody w nadkładzie, co znacznie opóźnia migrację zanieczyszczeń (w tym także azotanów) i zmniejsza podatność wód podziemnych na zanieczyszczenie, ale nie sprzyja procesowi denitryfikacji i redukcji azotanów, ponieważ w lessach występują warunki utleniające.

Do oceny wielkości współczynnika redukcji azotanów wykorzystano także informację o udziale utworów słabo-przepuszczalnych (klasa nr 7 wg tabeli 1) w profilu strefy aeracji (C_p), stanowiącą jedną z warstw informacyjnych „Mapy wrażliwości wód podziemnych Polski na zanieczyszczenie” w skali 1 : 500 000 (Witczak i in., 2007; Witczak, 2011) (ryc. 2B). Zgodnie z koncepcją współczynnika redukcji azotanów opracowaną dla warunków duńskich przyjęto, że wartość tego współczynnika jest zdecydowanie większa dla obszarów, gdzie w nadkładzie występują utwory ilaste.

Wpływ sieci drenażowej na wielkość współczynnika redukcji uwzględniono jedynie w sposób pośredni, ponieważ dotąd nie zostały w jednolity sposób zdigitalizowane mapy melioracyjne dla wszystkich województw. Udział obszarów zdrenowanych w powierzchni terenów rolniczych, oceniony na podstawie informacji Ministerstwa Rolnictwa oraz danych Głównego Urzędu Statystycznego, jest bardzo zróżnicowany w poszczególnych województwach (ryc. 3). Jedynie w dwóch, wielkopolskim i łódzkim, drenażem jest objęte ponad 20% powierzchni terenów rolniczych. W pozostałych województwach wpływ drenażu rolniczego na wielkość redukcji azotanów można uznać za nieistotny. Ostatecznie w dalszej analizie uwzględniono jedynie województwo wielkopolskie, gdzie tereny zdrenowane stanowią 31,6% terenów rolniczych, a ich powierzchnia jest zbliżona do obszarów występowania gleb ciężkich (gleby gliniaste średnie (gs), gleby gliniaste ciężkie (gc), gleby ilaste (il)). Jest to zgodne z założeniem stosowanym na obszarze Danii, gdzie uznaje się, że wszystkie tereny rolne z glebami ciężkimi są zdrenowane. Obszary występowania gleb ciężkich przyjęto zgodnie z mapą glebową, stanowiącą jedną z warstw informacyjnych na „Mapy wrażliwości wód podziemnych Polski na zanieczyszczenie” w skali 1 : 500 000 (Witczak i in., 2007; Witczak, 2011). Dla województwa łódzkiego zaniechano takiej procedury, ponieważ nie znaleziono korelacji pomiędzy wielkością obszarów zdrenowanych a rodzajem gleby. Obszaram, na których występuje sieć drenażowa przypisano współczynnik redukcji azotanów, analogicznie jak dla zdrenowanych gleb w Danii, równy 40%.

Wynikową mapę wielkości współczynnika redukcji azotanów dla obszaru Polski, uwzględniającą: (i) podział na prowincje hydrogeologiczne, (ii) główne typy litologiczne skał w strefie aeracji oraz saturacji oraz (iii) wpływ sieci drenażowej, przedstawiono na rycinie 4.

PODSUMOWANIE I WNIOSKI

W pracy zaprezentowano koncepcję współczynnika redukcji azotanów w środowisku wód podziemnych wypracowaną w ramach projektu BONUS Soils2Sea i zastosowaną dla obszaru zlewniska Morza Bałtyckiego (Højberg i in., 2017). Według niej redukcja azotanów w wodach podziemnych jest uzależniona przede wszystkim od litologii, głębokości do zwierciadła wody oraz oddziaływania sieci drenażowej.

Mapę współczynnika redukcji azotanów dla obszaru Polski uzyskano w trzech krokach. W kroku pierwszym uwzględniono za Kleczkowskim (1990) podział Polski na dwie prowincje hydrogeologiczne: nizinną i górsko-wyżynną, w drugim uwzględniono warunki geologiczne, głównie litologię strefy aeracji i saturacji, a w trzecim

wprowadzono korektę wielkości współczynnika redukcji na rolniczych obszarach zmeliorowanych.

Wynikowa mapa potencjalnego współczynnika redukcji dla Polski obrazuje wyraźną dwudzielność, o której zdecydowały różnice warunków hydrogeologicznych w dwóch prowincjach. W prowincji nizinnej, gdzie dominują osady polodowcowe, wielkości współczynnika redukcji, przyjęte analogicznie jak dla obszaru Danii, są zdecydowanie wyższe. Obszarowi prowincji górsko-wyżynnej, gdzie dominują zbiorniki o charakterze szczelinowo-porowym, porowo-szczelinowym i szczelinowo-krasowym, a powszechnie występującym nadkładem są, niesprzyjające procesowi denitryfikacji, lessy, przypisano zdecydowanie niższe wartości współczynnika redukcji

Zastosowanie współczynnika redukcji azotanów wg powyższej koncepcji wymaga dalszych prac związanych zarówno z uszczegółowieniem przestrzennym przyjętych wartości, jak i ich weryfikacją badaniami modelowymi w skali lokalnej, na przykład w skali zlewni.

Niniejsze opracowanie zostało wykonane w ramach realizacji projektu BONUS-Soils2Sea, będącego częścią programu BONUS-185, oraz prac statutowych Akademii Górniczo-Hutniczej w Krakowie (projekty nr 11.11.140.026 i 11.11.220.01). Autorzy dziękują Recenzentom za cenne uwagi i wskazówki.

LITERATURA

- BŁASZYK T., GÓRSKI J. 1989 – Stan zagrożenia i ochrona głównych zbiorników wód podziemnych. *PZiTS*, 8: 46–55.
- ĆWIERTNIEWSKA Z., NIDENTAL M., PRZYTUŁA E., WOŹNICKA M. 2008 – Ocena stanu zanieczyszczeń związkami azotu płytkich wód podziemnych na obszarach osadnictwa wiejskiego. *PZiTS*, 17: 114–126.
- DĄBROWSKA L., MALINA G., KARWOWSKA E. 2005 – Analiza antropogenicznych zmian jakości wód podziemnych w wybranych ujęciach regionu Częstochowskiego. *WPH*, 12: 149–154.
- DRAGON K., KASZTELAN D., GÓRSKI J., NAJMAN J. 2016 – Influence of subsurface drainage systems on nitrate pollution of water supply aquifer (Tursko well-field, Poland). *Environ. Earth Sci.*, 75: 100. [Doi.org/10.1007/s12665-015-4910-9](https://doi.org/10.1007/s12665-015-4910-9).
- DYREKTYWA Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/56/WE z dnia 17 czerwca 2008 r. ustanawiająca ramy działań Wspólnoty w dziedzinie polityki środowiska morskiego (dyrektywa ramowa w sprawie strategii morskiej).
- HANSEN A.L., CHRISTENSEN B.S.B., ERNSTSEN V., HE X., REFSGAARD J.C. 2014a – A concept for estimating depth of the redox interface for catchment-scale nitrate modelling in a till area in Denmark. *Hydrogeol. J.*, 22: 1639–1655.
- HANSEN A.L., GUNDERMAN D., HE X., REFSGAARD J.C. 2014b – Uncertainty assessment of spatially distributed nitrate reduction potential in groundwater using multiple geological realizations. *J. Hydrol.*, 519: 225–237.
- HANSEN A.L., REFSGAARD J.C., OLESEN J.E., BØRGESEN C.D. 2017 – Potential benefits of a spatially targeted regulation based on detailed N-reduction maps to decrease N-load from agriculture in a small groundwater dominated catchment. *Sci. Total Environ.*, 595: 325–336.
- HØJBERG A.L., HANSEN A.L., WACHNIEW P., ŻUREK A.J., VIRTANEN S., ARUSTIENE J., STRÖMQVIST J., RANKINEN K., REFSGAARD J.C. 2017 – Review and assessment of nitrate reduction in groundwater in the Baltic Sea Basin. *J. Hydrol. Reg. Stud.*, 12: 50–68.
- KAŹMIERCZAK-WIJURA Z. 1996 – Sezonowa zmienność chemizmu wód gruntowych w strefie krawędzowej doliny Warty w rejonie Poznania. *PHPZP*, 4: 53–68.
- KLECZKOWSKI A.S. (red.) 1990 – Mapa obszarów głównych zbiorników wód podziemnych (GZWP) wymagających szczególnej ochrony. CPBP 04.10. Ochrona i kształtowanie środowiska przyrodniczego. Wyd. AGH, Kraków.
- KLECZKOWSKI A.S. 2001 – Ochrona hydrosfery i zasobów wód. [W:] Kotarba M.J. (red.), *Przemiany środowiska naturalnego a ekorozwój*. TBPŚ GEOSFERA, Kraków: 29–47.
- KRYZA H., KRYZA J. 2001 – Zanieczyszczenie wód podziemnych triasu opolskiego. *WPH*, 10: 33–44.
- MIKOŁAJKÓW J. 1995 – Migracja związków azotu w strefie aeracji jako wskaźnika zanieczyszczenia wód podziemnych w sandrowych obszarach rolniczych. *WPH*, 7: 323–329.
- PAZDRO Z., KOZERSKI B. 1991 – Hydrogeologia ogólna. Państw. Inst. Geol., Warszawa.
- PIETRZAK S. 2016 – Rolnictwo polskie a eutrofizacja wód Morza Bałtyckiego. [W:] *Bałtyk dla wszystkich*. Global Compact Poland, 60–61.
- PŁOCHNIEWSKI Z., MACIOSZCZYK A. 1983 – Zagrożenie ujęć wód podziemnych związkami azotu. *PZiTS*, 5: 95–102.
- ROJEK A., PALAK-MAZUR D., KOSTKA A., KUCZYŃSKA A. 2013 – Ocena stopnia zanieczyszczenia wód podziemnych azotanami na podstawie danych z monitoringu stanu chemicznego. *Biul. Państw. Inst. Geol.*, 456: 507–512.
- ŚLEDZIK M. 2014 – Monitoring jakości ujmowanych wód podziemnych na przykładzie wodociągów Kieleckich Sp. z o.o. *PZiTS*, 20: 71–85.
- WITCZAK S. (red.) 2011 – Mapa wrażliwości wód podziemnych Polski na zanieczyszczenie w skali 1 : 500 000. AGH, Kraków.
- WITCZAK S., DUDA R., ŻUREK A. 2007 – The Polish concept of groundwater vulnerability mapping. [W:] Witkowski A.J., Kowalczyk A., Vrba J. (red.), *Groundwater Vulnerability Assessment and Mapping*. Select. Pap. Hydrogeol., (11): 45–59.
- WITCZAK S., KANIA J., KMIECIK E. 2013 – Katalog wybranych fizycznych i chemicznych wskaźników zanieczyszczeń wód podziemnych i metod ich oznaczania, Inspekcja Ochrony Środowiska, Warszawa. www.soils2sea.eu.
- ŻUREK A., MOCHALSKI P. 2010 – Wykorzystanie metody chromatografii gazowej do oceny procesu denitryfikacji w wodach triasowego zbiornika wód podziemnych rejonu Opola. *Kwart. AGH, Geologia*, 36 (1): 135–148.
- ŻUREK A. 1991 – Płytkie wody gruntowe jako ognisko zanieczyszczeń chemicznych w obszarze zasilania ujęcia wód pitnych Grotowice – Urata. *Zesz. Nauk. AGH, Sozologia i Sozotechnika*, (31): 219–226.
- ŻUREK A. 2002 – Azotany w wodach podziemnych. *Biul. Państw. Inst. Geol.*, 400: 115–141.
- ŻUREK A., CZOP M., MOTYKA J. 2010a – Azotany w wodach jurajskiego piętrowo wodonośnego w rejonie Olkusza. *Kwart. AGH, Geologia*, 36 (1): 109–134.
- ŻUREK A., RÓŻAŃSKI K., MOCHALSKI P., KUC T. 2010b – Assessment of denitrification rates in fissured-karstic aquifer near Opole (South-West Poland): combined use of gaseous and isotope tracers. *Biul. Państw. Inst. Geol.*, (441): 209–216.