

Paweł Wilk, Paulina Orlińska-Woźniak, Ewa Szalińska

Szacowanie wartości ładunku azotu ogólnego odprowadzanego ze zlewni rolniczych w kontekście zmian sposobu realizacji dyrektywy azotanowej

Realistyczna ocena ilości związków azotu odprowadzanych ze zlewni rolniczych jest jednym z zasadniczych elementów ochrony wód w większości krajów [1–5], przy czym nabiera ona bardzo ważnego znaczenia wówczas, gdy odbiornik jest szczególnie zagrożony eutrofizacją, jak to ma miejsce w przypadku Morza Bałtyckiego [6]. Polska jest jednym z 14 krajów leżących w jego zlewisku, zajmując około 18% jego powierzchni. Ładunek związków azotu z terytorium Polski jest odprowadzany bezpośrednio do morza Bałtyckiego za pośrednictwem Wisły i Odry oraz dziewięciu rzek Przymorza – szacuje się, że stanowi on obecnie około 30% całkowitego ładunku azotu wprowadzanego do tego akwenu [7–10]. Wiąże się to z faktem, że około 60% gruntów w Polsce wykorzystuje się rolniczo, a uprawom towarzyszy intensywne stosowanie nawozów, w szczególności azotowych. Szacuje się, że do 2025 r. zużycie nawozów w Polsce wzrośnie nawet o 23% [11, 12]. Uwzględniając także prowadzoną w Polsce intensywną hodowlę zwierząt przyjmuje się, że rolnictwo jest działem gospodarki odpowiedzialnym za wprowadzanie największej ilości substancji biogennych do wód powierzchniowych [13, 14].

Próby szacowania rzeczywistej ilości związków azotu przedostających się do wód powierzchniowych ze źródeł punktowych i obszarowych, a następnie wraz z rzekami do Bałtyku, podejmowane są od wielu lat. Jako wielkość porównawczą przyjmuje się ładunek azotu ogólnego, przy czym jego wartości różnią się w zależności od przyjętej metody obliczeń. Dane literaturowe wskazują, że – począwszy od połowy lat 90. XX – roczny ładunek azotu ogólnego wprowadzany do Bałtyku z obszaru Polski mieści się w przedziale 140–200 tys. ton [7, 8, 15–19]. Jednocześnie dane Europejskiego Trybunału Obrachunkowego wskazywały w tym czasie na ładunek równy 212412 ton [20]. Wśród wykorzystywanych metod szacunkowych przeważają bezpośrednie analizy oparte na danych Państwowego Monitoringu Środowiska, a istotnym elementem dokonywanych obliczeń był również zakres obszaru branego pod uwagę (uwzględniając lub nie obszar rzek Przymorza).

Niezależnie jednak od przyjętej metody, podstawowym źródłem informacji o ilości azotu w wodach powierzchniowych pozostają dane Państwowego Monitoringu Środowiska, który ma rozbudowaną sieć punktów monitoringowych na terenie większości istotnych zlewni w Polsce. Należy jednak wziąć pod uwagę, że – zgodnie z rozporządzeniem Ministra Środowiska [21] – częstość wykonywania oznaczeń zawartości azotu w punktach monitoringowych wynosi 6–12-krotnie w ciągu roku i jej zwiększenie, ze względu na duże koszty, jest obecnie niemożliwe. Zatem nie ma podstaw na przykład do oceny zmienności godzinowej czy dobowej, nie mówiąc już o określeniu ilości zanieczyszczeń wprowadzanych do rzeki na wybranym jej odcinku w wyniku spływu powierzchniowego. Konieczne jest zatem wykorzystanie na szerszą skalę modelowania matematycznego zarówno do oceny jakości środowiska wodnego, jak i szacowania wartości ładunku związków azotu.

Obecnie na całym świecie jest używana ogromna ilość narzędzi modelowych, przy czym do najpopularniejszych należą takie jak AnnAGNSP (annualized agricultural non-point source pollution model), DWSM (dynamic watershed simulation model), HSPF (hydrologic simulation program), KINEROS (kinematic runoff and erosion model), WMS (watershed modeling system) oraz SWAT (soil and water assessment tool) [22, 23]. Narzędzia te z roku na rok stają się coraz bardziej zaawansowane i pozwalają uzyskać coraz dokładniejsze zbiory danych, pozwalające na prowadzenie zaawansowanych analiz. Prawidłowe odwzorowanie zlewni rzecznej w modelu wymaga danych z minimum dwóch punktów monitoringowych zlokalizowanych na terenie wybranej zlewni, co pozwala na kalibrację i weryfikację zbudowanego modelu [24], a przez to umożliwia szczegółowe analizy nawet tych zlewni, w których dostępność danych monitoringowych jest mocno ograniczona. Wiele modeli matematycznych ma jeszcze jedną bardzo ważną funkcję, a mianowicie możliwość tworzenia scenariuszy wariantowych dotyczących wybranych parametrów na obszarze danej zlewni [25–28]. Scenariusze takie pozwalają na przykład sprawdzić, jaki wpływ na ładunek związków biogennych w wodach rzeki będzie miała planowana zmiana użytkowania terenu na wybranym obszarze zlewni lub jaki wpływ na jakość wód zlewni będą miały prognozowane zmiany klimatu [29]. Także w Polsce coraz więcej zlewni ma odwzorowanie cyfrowe, co wykorzystywane jest zarówno do celów naukowych, jak i do oceny działań dopiero planowanych lub już zrealizowanych. Obecnie Krajowy Zarząd Gospodarki Wodnej dysponuje modelami

Dr inż. P. Wilk, dr inż. P. Orlińska-Woźniak: Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej Państwowego Instytutu Badawczego, Sekcja Modelowania Jakości Wód Powierzchniowych, ul. Podleśna 61, 01-673 Warszawa
pawel.wilk@imgw.pl, paulina.wozniak@imgw.pl

Dr hab. inż. E. Szalińska: AGH Akademia Górniczo-Hutnicza, Wydział Geologii, Geofizyki i Ochrony Środowiska, Katedra Ochrony Środowiska, al. Adama Mickiewicza 30, 30-059 Kraków
eszalinska@agh.edu.pl

SWAT sześciu zlewni w Polsce na potrzeby oceny realizacji regulacji unijnych, w tym do obliczania ładunków zanieczyszczeń odprowadzanych rzekami z obszaru Polski do Bałtyku. Model SWAT został w Instytucie Meteorologii i Gospodarki Wodnej Państwowym Instytucie Badawczym (IMGW PIB) rozbudowany w 2012 r. poprzez wprowadzenie dodatkowych modułów obliczeniowych [30]. Utworzony w ten sposób makromodel DNS/SWAT umożliwił na przykład obliczenie chłonności Warty [31].

Cel i zakres pracy

Celem pracy było wykonanie obliczeń ładunków związków azotu odprowadzanych ze zlewni Słupi, zlokalizowanej na obszarze Przymorza, bezpośrednio do Bałtyku. Zakres obliczeń uwzględniał przede wszystkim ograniczenia dotyczące czasu nawożenia i dawek nawozów, które wynikały z ministerialnego programu działań [32], określającego zmiany podejścia do realizacji wymagań dyrektyw unijnych. Polska przystępując do Unii Europejskiej zobowiązała się do wdrożenia unijnych regulacji prawnych w zakresie ochrony wód, z których najważniejsza jest tak zwana ramowa dyrektywa wodna [33], której głównym celem jest stworzenie podstaw prawnych ochrony ekosystemów wodnych i od wody zależnych, a także tak zwana dyrektywa azotanowa [34], dotycząca ochrony wód przed zanieczyszczeniami powodowanymi przez azotany pochodzenia rolniczego. Obie dyrektywy zostały transponowane do przepisów krajowych przez ustawę Prawo Wodne [35]. Mimo że samo transponowanie do przepisów krajowych przebiegło pomyślnie, to jednak realizacja unijnych wymagań stworzyła pewne problemy, zwłaszcza w kontekście obszarów szczególnie narażonych na zanieczyszczenie azotem pochodzenia rolniczego (OSN).

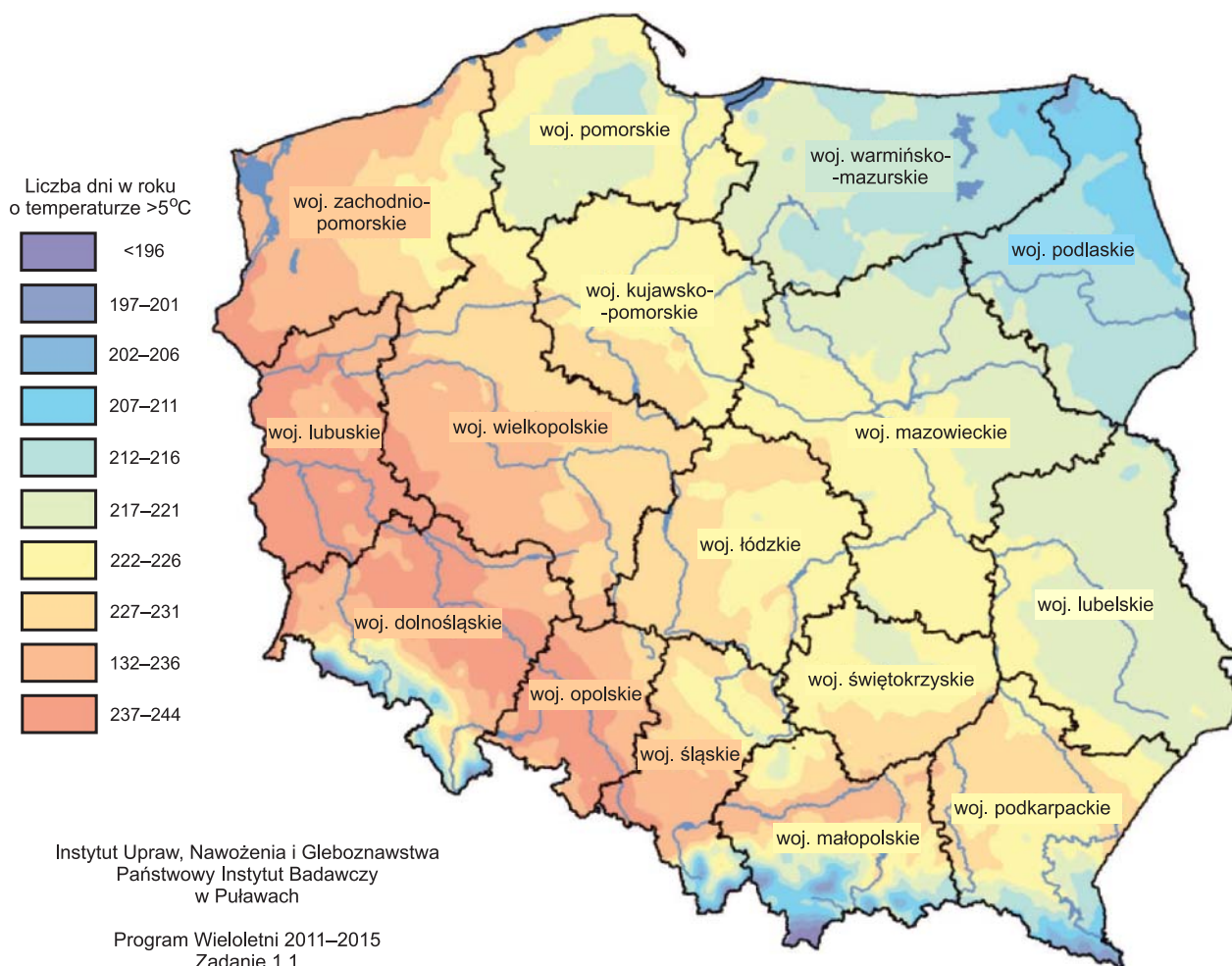
Zgodnie z postanowieniami dyrektywy azotanowej państwa członkowskie UE miały do wyboru dwa sposoby wdrożenia jej postanowień. Pierwszy polegał na sporządzeniu wykazu wód zanieczyszczonych lub zagrożonych zanieczyszczeniem w przypadku niepodjęcia środków zaradczych oraz ustanowienia wykazu obszarów szczególnie narażonych na zanieczyszczenie azotem pochodzenia rolniczego. Następnym etapem było przygotowanie i wdrożenie programów działań na wyznaczonych obszarach. Drugi sposób polegał na ustanowieniu i wdrożeniu postanowień dyrektywy azotanowej na terenie całego kraju, co pozwala na uniknięcie obowiązku wyznaczenia wód wrażliwych i obszarów wrażliwych. W Polsce od 2004 r. realizowano pierwszy wariant wdrażania postanowień dyrektywy azotanowej, który podlegał ocenie Komisji Europejskiej [36]. Jeszcze przed przystąpieniem Polski do UE Komisja Europejska wskazała, że Polska wyznaczyła zbyt małą powierzchnię obszarów szczególnie narażonych na zanieczyszczenie azotem pochodzenia rolniczego. Ze względu na fakt, że Polska nie dostosowała się do zaleceń, Komisja Europejska w 2013 r. wniosła skargę do Trybunału Sprawiedliwości Unii Europejskiej (tzw. skarga azotanowa, sprawa C356/13). W skardze tej stwierdzono, że poprzez niewystarczające określenie wód, które mogą być dotknięte zanieczyszczeniem azotanami pochodzenia rolniczego oraz niedostateczne wyznaczenie stref zagrożenia, a także poprzez przyjęcie niewłaściwych programów działań, Polska nie wypełniła zobowiązań nałożonych przez UE. W efekcie tej skargi, zgodnie z decyzją Ministerstwa Środowiska oraz Ministerstwa Rolnictwa i Rozwoju Wsi, rozpoczęto prace nad

całkowitą zmianą dotychczasowego podejścia, co oznacza wdrożenie drugiego sposobu wdrażania postanowień dyrektywy azotanowej na terenie całego kraju, bez konieczności wyznaczania obszarów szczególnie narażonych na zanieczyszczenie azotem pochodzenia rolniczego. Zmiana podejścia do realizacji wymagań dyrektywy azotanowej polega na wdrożeniu na terenie całego kraju – przyjętego w 2018 r. – „Programu działań mających na celu zmniejszenie zanieczyszczenia wód azotanami pochodzącymi ze źródeł rolniczych oraz zapobieganie dalszemu zanieczyszczeniu” [32]. Program ten określa między innymi okresy stosowania nawożenia, warunki przechowywania nawozów naturalnych, dawki i sposoby nawożenia azotem oraz sposób, w jaki rolnicy mają dokumentować realizację tych wymogów. Wśród najważniejszych spraw obligatoryjnych w tym programie znalazły się działania odnoszące się do okresów, kiedy rolnicze wykorzystanie wszystkich nawozów zawierających azot jest zakazane. Polska – jeden z największych krajów UE – nie jest jednolita pod względem warunków klimatycznych, szczególnie dotyczy to wartości średniej rocznej temperatury powietrza, między innymi mającej wpływ na długość zalegania pokrywy śnieżnej. W trakcie prac nad tym programem ustalono, że konieczne jest wyznaczenie obszarów (gmin) na terenie kraju, gdzie terminy stosowania nawozów będą odpowiednio skrócone („biegun zimna”) lub wydłużone („biegun ciepła”), co zostało wykonane przez IMGW PIB. Gminy należące do tak zwanego bieguna zimna zostały wybrane w trzech etapach.

W pierwszym etapie wykorzystano dane z sieci pomiarowo-obszerniczej Państwowej Służby Hydrologiczno-Meteorologicznej IMGW PIB, na którą składa się około 1750 stacji pomiarowych na terenie całego kraju prowadzących pomiary od wielu lat. Dzięki temu możliwe było sporządzenie map rozkładu średnich rocznych wartości temperatury w poszczególnych gminach, co zostało wykonane przez Centrum Monitoringu Klimatu Polski IMGW PIB. Do realizacji tego zadania wykorzystano dane historyczne z wielolecia 1981–2014, co pozwoliło na wybranie gmin, gdzie średnia roczna temperatura powietrza była najniższa, uwzględniając przy tym trendy zmian temperatury na przestrzeni czasu.

Drugim etapem było wykorzystanie danych, które gromadzi Instytut Upraw Nawożenia i Gleboznawstwa Państwowy Instytut Badawczy (IUNG PIB) w postaci mapy szacowanych długości okresu wegetacji (rys. 1), który jest prostym i użytecznym wskaźnikiem agroklimatycznym, wykorzystywanym na przykład do oceny potencjału produkcyjnego rolnictwa czy tendencji klimatycznych. W związku z tym, że obserwowane zmiany klimatu przekładają się na wydłużanie okresu wegetacyjnego, podczas wyboru gmin „bieguna zimna” oraz „bieguna ciepła” wykorzystano dane IUNG PIB dotyczące długości okresu wegetacyjnego w latach 2011–2020. Dzięki temu możliwe było uzupełnienie danych historycznych o dane prognozowane, rozszerzając w ten sposób analizowany przedział czasu. Przyjęto, że gminy wybrane w pierwszym etapie muszą pokrywać się z danymi IUNG PIB dotyczącymi obszarów o najkrótszym okresie wegetacji.

Trzeci etap polegał na weryfikacji wybranych gmin z wykorzystaniem danych dotyczących obszarów o niekorzystnych warunkach (ONW) [38], gdzie występują ograniczenia w produkcji rolnej. Przy weryfikacji brano pod uwagę jedynie typ górski tych obszarów. Do stref, w których występują specyficzne utrudnienia zalicza się przede



Rys. 1. Mapa szacowanych długości okresu wegetacji w latach 2011–2020 [37]
Fig. 1. Map of the assessed length of growing seasons in the period 2011–2020 [37]

wszystkim te, które charakteryzują się niską średnią wielkością gospodarstwa, dużą liczbą działek rolnych przypadających na jedno gospodarstwo, małą szerokością pól, pofalowaniem terenu oraz dużym udziałem użytków zielonych i dużym udziałem ludności związanej z rolnictwem.

Do wyznaczenia gmin należących do „bieguna ciepła” wykorzystano pierwsze dwa etapy, dzięki czemu udało się stworzyć:

– listę gmin zlokalizowanych łącznie w sześciu województwach (dolnośląskie, śląskie, małopolskie, podkarpackie, podlaskie, warmińsko-mazurskie), charakteryzujących się najniższą średnioroczną temperaturą, najkrótszym okresem wegetacyjnym oraz (w przypadku gmin górskich) sklasyfikowanych jako obszary o niekorzystnych warunkach – tworzących „biegun zimna” (rys. 2).

– listę gmin zlokalizowanych łącznie w trzech województwach (lubuskie, dolnośląskie, opolskie), charakteryzujących się najwyższą średnioroczną temperaturą oraz najdłuższym okresem wegetacyjnym – tworzących „biegun ciepła” (rys. 2).

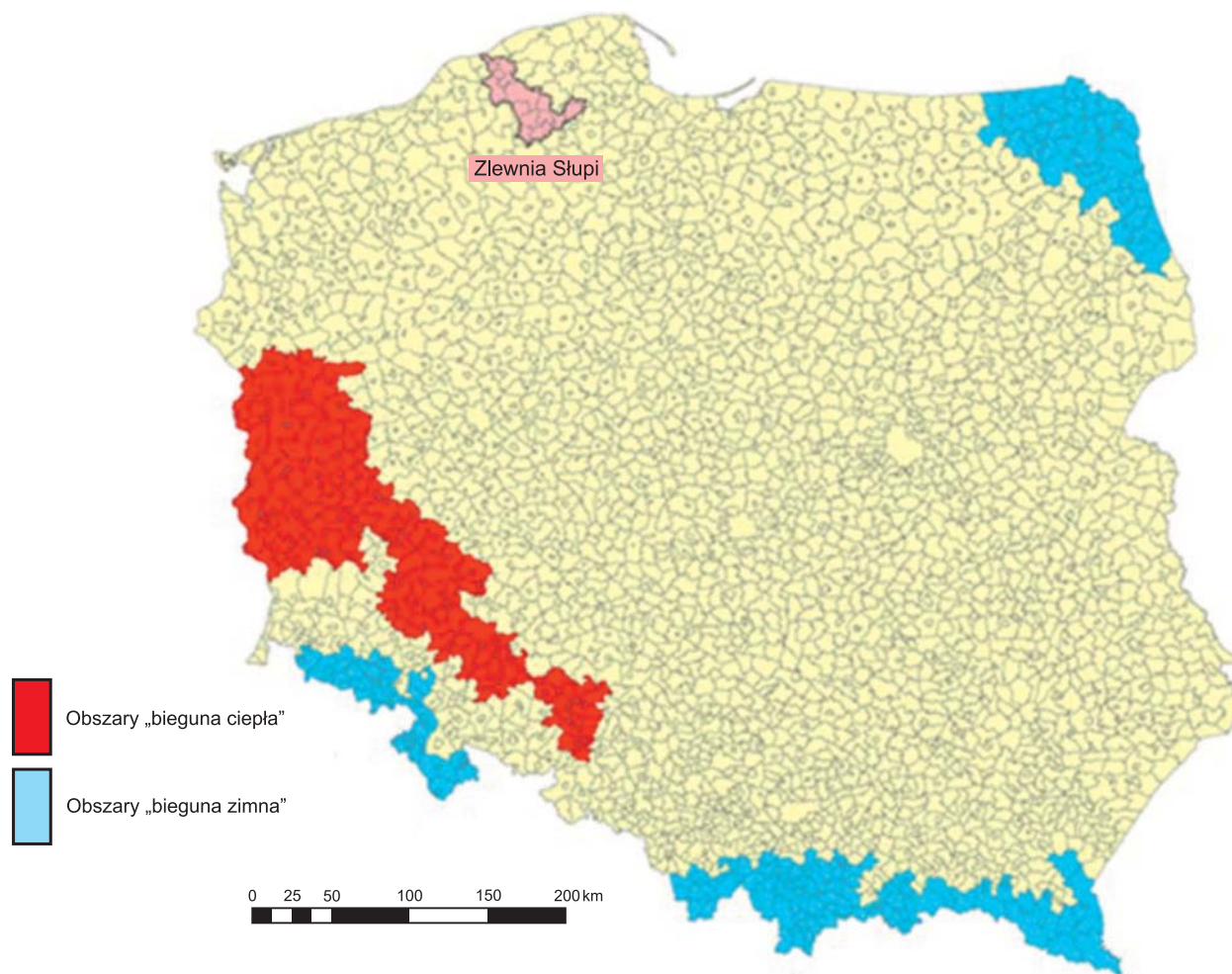
„Biegun zimna” objął swym zasięgiem obszar 18200 km², co stanowi 5,8% powierzchni Polski. Składa się on z trzech części, z których dwie obejmują obszary górskie na południu kraju w województwach dolnośląskim, śląskim, małopolskim i podkarpackim, natomiast trzecia jest zlokalizowana w północno-wschodniej Polsce w województwach warmińsko-mazurskim i podlaskim. „Biegun ciepła” zajmuje podobny obszar 17850 km², czyli 5,7%

powierzchni kraju. Zlokalizowany jest w województwach opolskim, dolnośląskim i lubuskim, tworząc jeden spójny obszar. Zgodnie z nowymi przepisami na obszarach „bieguna zimna” skraca się czas nawożenia łącznie o 20 dni w roku w przypadku nawozów organicznych stałych oraz o 16 dni w przypadku nawozów azotowych organicznych stałych i azotowych mineralnych. Na obszarach objętych „biegunem ciepła” okresy te zostają natomiast wydłużone odpowiednio o 15 dni oraz o 30 dni w roku (tab. 1).

Tabela 1. Okresy nawożenia gleb na obszarach wyznaczonych jako „biegun ciepła” i „biegun zimna” w porównaniu z resztą kraju

Table 1. Fertilization periods in areas designated as “pole of cold” and “pole of heat” in comparison with the rest of the country

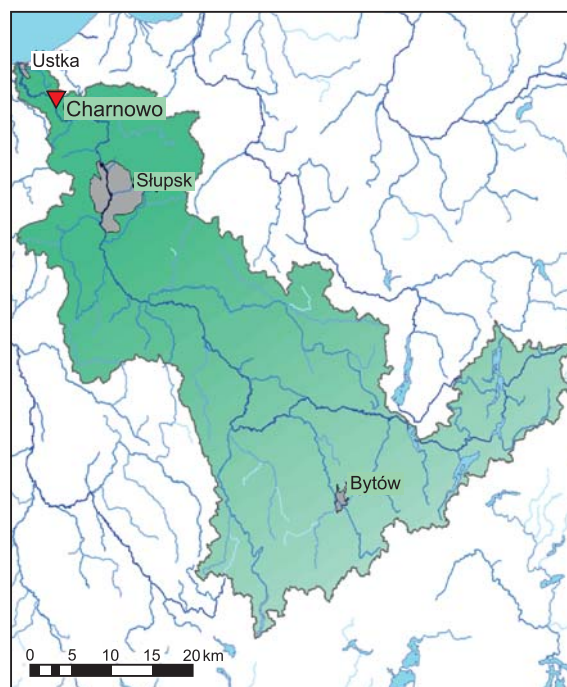
Typ obszaru	Nawozy (z wyłączeniem nawozów azotowych mineralnych)		Nawozy azotowe mineralne
	stałe	płynne	
Grunty orne na obszarze „bieguna ciepła”	15 II – 30 XI		15 II – 15 XI
Grunty orne na obszarze „bieguna zimna”	5 III – 15 XI		5 III – 20 X
Pozostałe grunty orne	1 III – 30 XI		1 III – 31 X



Rys. 2. Obszary wytypowane jako „biegun zimna” i „biegun ciepła” wraz z lokalizacją zlewni Słupi
 Fig. 2. Areas selected as “pole of cold” and “pole of heat” along with the location of the Slupia river catchment

Materiały i metody

Do obliczeń wykorzystano makromodel DNS/SWAT, zbudowany na potrzeby zlewni Słupi. Dorzecze Słupi, o powierzchni 1623 km², leży na obszarze województwa pomorskiego, w jego północno-zachodniej części (rys. 3). Obszar zajmowany przez zlewnię tej rzeki nie jest co prawda zlokalizowany na żadnym z wyznaczonych obszarów objętych dodatkowymi restrykcjami, niemniej jednak zlewnia ta, ze względu na swoją wielkość i fakt, że odprowadza wody bezpośrednio do Bałtyku, jest dobrym poligonem do przeprowadzenia przykładowych obliczeń modelowych. Długość głównego koryta Słupi wynosi około 139 km. Swoją drogę zaczyna na wysokości około 200 m n.p.m. koło Sierakowskiej Huty (Pojezierze Kaszubskie), uchodzi zaś do Bałtyku w Ustce. Wezbrania tej rzeki są niewielkie, zwykle w grudniu, styczniu lub marcu. Są one równorzędne pod względem wielkości i mają charakter wezbrań roztopowych, przy czym zdarzają się również wezbrania sztormowe. W użytkowaniu terenu dominują obszary rolnicze, które stanowią prawie 50% powierzchni dorzecza, natomiast obszary leśne zajmują 44% i występują głównie w jego środkowej części. Zabudowa i tereny zantropogenizowane zajmują około 4% powierzchni zlewni. Główne ośrodki miejskie regionu to przede wszystkim Słupsk oraz Ustka i Bytów. Jako główny profil obliczeniowy w tej zlewni został wybrany profil Charnowo, zlokalizowany 12 km od ujścia Słupi,



Rys. 3. Lokalizacja profilu obliczeniowego Charnowo w zlewni Słupi
 Fig. 3. Location of the Charnowo calculation profile in the Slupia river catchment

łęzący poza wpływem cofki od strony morza. Na tym profilu zainstalowane zostało również półautomatyczne urządzenie do poboru próbek wody w celu oznaczeń zawartości azotu ogólnego.

Jako scenariusz wyjściowy (SW0) został wybrany model zlewni Słupi po pomyślnie przeprowadzonych procedurach kalibracji, weryfikacji i walidacji, do którego wprowadzono parametry dające maksymalną wartość funkcji celu, między innymi wysoką wartość współczynnika NSE (Nash-Sutcliffe model efficiency coefficient) [39]. Symulacja taka powinna obejmować nieprzerwany przedział czasu, obejmujący co najmniej kilka lat, zawierający lata o różnej charakterystyce hydrologicznej (suche, przeciętne, wilgotne), ponieważ procesy kształtujące odpływ ładunku azotu ze zlewni przebiegają zależnie od charakterystyki hydrologicznej danego roku. Zastosowany do analiz makromodel DNS/SWAT umożliwia wykorzystanie bardzo szerokich baz danych pozwalających precyzyjnie opisać naturalne i antropogeniczne procesy zachodzące w analizowanej zlewni, dzięki czemu spełniał on wszystkie wymagania scenariusza wyjściowego. Baza danych do modelu SWAT wykorzystanego do analiz została stworzona we współpracy z Wydziałem Budownictwa i Inżynierii Środowiska Szkoły Głównej Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie, w ramach projektu „RETURN – Reducing Emissions by Turing Nutrients and Carbon into Benefits”. W ramach tej współpracy przeprowadzono parametryzację punktowych źródeł ścieków, zbiorników wodnych, gleb, wód podziemnych, poboru wód, chemizmu gleb czy przydomowych oczyszczalni ścieków. Dane te w następnej kolejności wykorzystano do budowy modelu.

Z punktu widzenia przeprowadzonych analiz szczególnie istotne były dane określone w modelu jako „mgt” (management), które obejmowały między innymi informacje o zabiegach agrotechnicznych i nawożeniu wprowadzone do kalendarza nawożenia uwzględniającego rodzaj uprawy i nawożenia w konkretnym dniu, miesiącu i roku. Kalendarz nawożenia stanowił następnie podstawę do tworzenia scenariuszy zmian wariantowych (SW1–SW3). Scenariusz wariantowy polega na przeprowadzeniu symulacji dotyczącej identycznego okresu jak w scenariuszu wyjściowym ze zmienionymi wartościami parametrów reprezentujących w modelu działanie danego środka (np. zmniejszone dawki nawozów, ograniczony ładunek zanieczyszczeń po modernizacji oczyszczalni ścieków). Wszystkie inne parametry niż te odnoszące się do danego środka zaradczego muszą mieć identyczne wartości jak w scenariuszu wyjściowym. Ocena skuteczności analizowanego środka polega w takim wypadku na porównaniu wyników scenariusza wariantowego ze scenariuszem wyjściowym. Na potrzeby analizy przyjęto następujące scenariusze:

– scenariusz wyjściowy (SW0): okresy nawożenia zgodne z przepisami obowiązującymi przed wprowadzeniem nowego programu działań,

– pierwszy scenariusz wariantowy (SW1): skrócenie okresu nawożenia łącznie o 20 dni w roku, przy jednoczesnym zmniejszeniu dawek nawozów, jakie były stosowane w tym czasie,

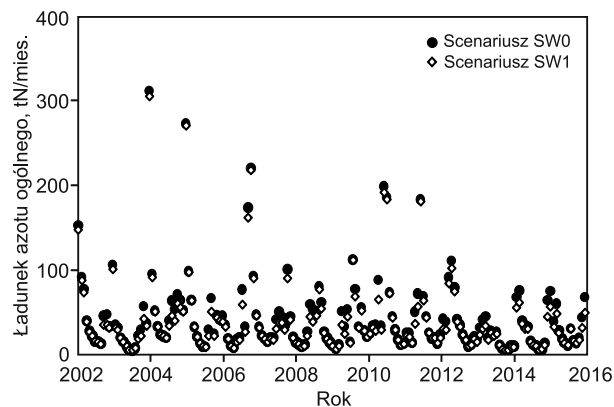
– drugi scenariusz wariantowy (SW2): skrócenie okresu nawożenia łącznie o 20 dni w roku, przy jednoczesnym zwiększeniu dawek nawozów w pozostałych miesiącach,

– trzeci scenariusz wariantowy (SW3): wydłużenie okresu nawożenia łącznie o 30 dni w roku, przy jednoczesnym zachowaniu dawek nawozów jak w scenariuszu wyjściowym (SW0).

Wyniki badań

Wszystkie obliczenia przeprowadzono z użyciem danych miesięcznych z lat 2002–2016. Już na podstawie wyników scenariusza wyjściowego (SW0) widoczne były wyraźne różnice w ładunku azotu ogólnego w miesiącach letnich i zimowych, którego wartości w profilu obliczeniowym Charnowo były zimą znacznie większe. W związku z tym wyodrębniono sezon letni (kwiecień–wrzesień) oraz sezon zimowy (październik–marzec) i przeprowadzono w nich porównanie średnich wartości miesięcznego ładunku azotu ogólnego według scenariusza wyjściowego (SW0) oraz scenariuszy wariantowych (SW1–SW3) (tab. 2). W przypadku SW0 średnia różnica pomiędzy ładunkiem azotu ogólnego w sezonach letnim i zimowym wyniosła 18494 kgN/mies. Analizując kolejne scenariusze wariantowe odnotowano wzrost różnicy między wartościami średniego ładunku azotu ogólnego latem i zimą. Według poszczególnych scenariuszy wynosiła ona odpowiednio: SW1 – 36218 kgN/mies., SW2 – 38295 kgN/mies. oraz SW3 – 42248 kgN/mies.

W przypadku obliczeń dotyczących scenariusza SW1 (tab. 2, rys. 4), w którym skrócono kalendarz nawożenia o 20 dni, zmniejszenie ilości zużytych w ciągu roku nawozów azotowych wyniosło 55 kgN/ha. W przypadku tego scenariusza zaobserwowano zmniejszenie ładunku azotu w analizowanym profilu obliczeniowym o 8,61%. Scenariusz ten pokazał wyraźne różnice między średnimi miesięcznymi wartościami ładunku azotu w poszczególnych latach. W sezonie letnim największą wartość średniego miesięcznego ładunku azotu ogólnego odnotowano w 2005 r. (38946 kgN/mies.), a najmniejszą wystąpiła w 2003 r. (9850 kgN/mies.). Z kolei w sezonie zimowym największą wartość stwierdzono w 2004 r. (95948 kgN/mies.), a najmniejszą w 2014 r. (24486 kgN/mies.). Stopień zmniejszenia średnich miesięcznych wartości ładunku azotu ogólnego według scenariusza SW1 różnił się również w poszczególnych latach. W sezonie letnim najmniejszą różnicą charakteryzował się 2002 r., w którym wartość ta zmalała zaledwie o niecały 1%, co skutkowało zmniejszeniem ładunku azotu w profilu obliczeniowym o 239 kgN/mies. Największą różnicą charakteryzował się natomiast 2006 r., w którym wynosiła ona 6,85%, czyli 2044 kgN/mies. W sezonie zimowym najmniejszym stopniem ubytku ładunku azotu charakteryzował się 2011 r. – o 4997 kgN/mies. (9,87%), a największym 2016 r. – o 8969 kgN/mies. (16%).



Rys. 4. Wartości ładunku azotu ogólnego według scenariusza wariantowego SW1 na tle scenariusza wyjściowego (SW0) (Słupia, profil obliczeniowy Charnowo)

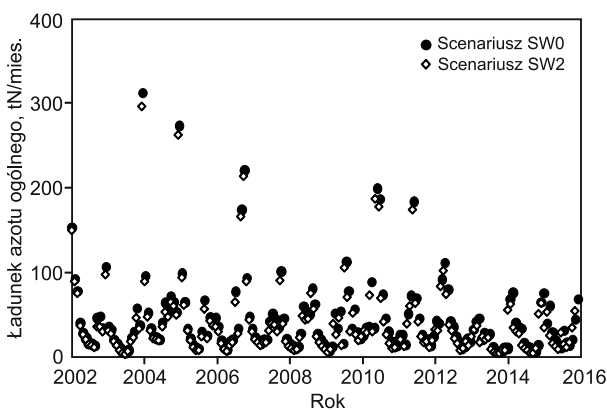
Fig. 4. Total nitrogen load under SW1 variant scenario against SW0 baseline scenario (Słupia river, Charnowo calculation profile)

Tabela 2. Średniodziennie wartości ładunku azotu ogólnego wprowadzanego do Słupi (profil Charnowo) w sezonach letnim i zimowym w latach 2002–2016
 Table 2. Average monthly total nitrogen loads introduced into the river Słupia (Charnowo profile) during summer and winter seasons in the period 2002–2016

Sezon	Parametr	Scenariusz	Rok												Wartość średnia	Współczynnik zmienności, %				
			2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013			2014	2015	2016	
Letni	ładunek azotu ogólnego, kgN/mies.	SW0	21470	10005	31037	39360	21776	25298	18274	14380	32196	23057	23747	19146	12714	13118	16724	21487	36	
		SW1	21231	9850	29796	38946	19732	24827	17328	13881	30968	22279	22891	18345	11960	12554	16288	20725	37	
		SW2	21331	9865	30089	38604	19439	24893	17217	13935	31586	22338	22912	18545	11999	12284	16523	20771	37	
		SW3	42176	22423	10239	31120	41330	21996	26440	19465	14535	33684	22800	23849	19426	12784	13340	23707	40	
		SW0-SW1	239	155	1242	414	2044	470	946	499	1228	778	856	801	753	564	436	762	61	
		SW0-SW2	139	140	948	756	2337	405	1057	444	610	718	835	602	714	833	201	716	72	
		SW0-SW3	-20705	-12418	20798	8240	-19554	3301	-8167	-5086	17662	-10627	947	-4703	-6713	334	3385	-2220	-520	
		SW1	-0,85	-0,94	-3,12	-1,15	-6,84	-2,08	-3,67	-3,26	-3,27	-2,83	-3,25	-3,29	-3,57	-3,23	-2,16	-2,76	-3,01	-48,84
		SW2	-0,46	-0,55	-2,25	-1,24	-7,54	-1,56	-3,33	-2,70	-1,46	-2,38	-2,98	-2,36	-3,23	-3,22	-3,22	-1,34	-2,44	-67,10
SW3	+145,08	+138,23	-67,76	+42,93	+76,26	-20,15	+59,12	+26,85	-53,93	+64,54	-6,56	+29,28	+96,36	+96,36	-0,68	-14,31	+34,35	+179,13		
Zimowy	ładunek azotu ogólnego, kgN/mies.	SW0	74355	46297	104786	82055	39890	52587	54470	59727	90962	82189	53105	29563	49737	42689	64114	35		
		SW1	68198	40351	95948	75860	34333	92311	43205	46677	52528	85965	73941	46690	24486	39927	33720	56943	39	
		SW2	70693	41680	98720	78035	36216	94022	46477	49302	54785	85549	75514	48578	25825	43116	37468	59065	37	
		SW3	60496	73747	48993	102288	83804	38873	103619	54153	54281	62119	92209	83220	52608	29844	49072	65955	33	
		SW0-SW1	6157	5946	8838	6195	5557	6988	9382	77,93	7198	4997	8248	6415	5077	9809	8969	7171	21	
		SW0-SW2	3662	4617	6066	4019	3674	5276	6110	51,68	4942	5413	6675	4527	3738	6621	5221	5049	20	
		SW0-SW3	13859	-27450	55,793	-20233	-43914	60425	-51032	317	5445	28843	-10020	-30115	-23046	19892	-6382	-1841	-1742	
		SW1	-11,08	-14,98	-13,24	-11,97	-13,01	-12,64	-18,74	-16,03	-12,77	-9,87	-14,97	-15,20	-14,13	-17,35	-19,16	-14,34	-18,05	
		SW2	-7,57	-10,72	-6,98	-5,93	-8,51	-9,66	-12,05	-10,45	-8,17	-8,09	-10,73	-10,31	-9,94	-12,02	-11,06	-9,47	-18,77	
SW3	+16,87	+83,28	-10,00	+176,14	+125,33	+30,20	+138,09	+6,28	+30,87	+67,04	+8,34	+75,84	+129,50	+15,75	-37,71	+53,02	+120,84			

Średnia różnica ładunku azotu w analizowanym profilu obliczeniowym pomiędzy scenariuszami SW0 a SW1 wyniosła 762 kgN/mies. (współczynnik zmienności 61%) w sezonie letnim i 7171 kgN/mies. (współczynnik zmienności 21%) w sezonie zimowym.

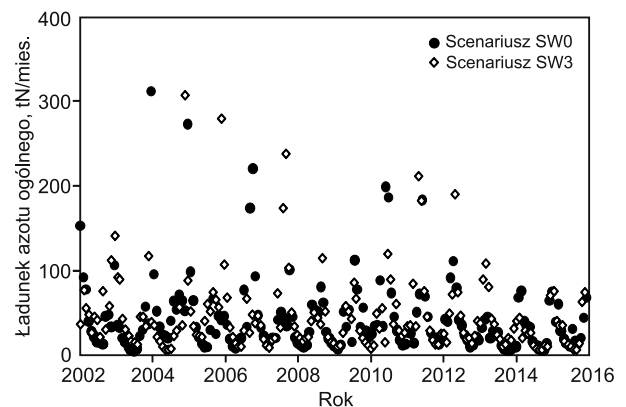
Drugi scenariusz wariantowy (SW2) (tab. 2, rys. 5) polegał na modyfikacji kalendarza nawożenia przez skrócenie czasu także o 20 dni, przy jednoczesnym braku ograniczenia ilości nawozów w ciągu roku. W tym przypadku również zaobserwowano zmniejszenie ładunku azotu ogólnego w analizowanym profilu obliczeniowym, jednak było ono mniejsze niż w przypadku scenariusza SW1 i wyniosło 5,96%. Odnotowano również podobną roczną zmienność średnich miesięcznych wartości ładunków azotu, z wartościami ekstremalnymi występującymi w tych samych latach, co w scenariuszu SW1. W sezonie letnim największą wartość średniego miesięcznego ładunku azotu odnotowano w 2005 r. (38604 kgN/mies.), a najmniejszą w 2003 r. (9865 kgN/mies.). Z kolei w sezonie zimowym największą wartością charakteryzował się 2004 r. (98720 kgN/mies.), a najmniejszą 2014 r. (25825 kgN/mies.). Podobnie do scenariusza SW1 było również widoczne podczas analizy stopnia zmniejszenia średnich miesięcznych wartości ładunków azotu. Podobnie jak w przypadku SW1, także w scenariuszu SW2 w sezonie letnim najmniejszy spadek odnotowano w 2002 r., zaledwie o 0,47%, co dało ograniczenie ładunku azotu w profilu obliczeniowym o 139 kgN/mies. Najlepszy wynik odnotowano w 2006 r. – zmniejszenie ładunku azotu o 7,55%, czyli 2337 kgN/mies. W sezonie zimowym ekstremalne wartości pojawiły się jednak w innych latach niż w scenariuszu SW1. Najgorszym wynikiem charakteryzował się 2005 r. – o 9,87%, czyli 4019 kgN/mies., a najlepszym 2008 r. – o 19,16%, czyli 6110 kgN/mies. Średnie ładunki azotu ogólnego zarówno w sezonie letnim, jak i zimowym były mniejsze w porównaniu ze scenariuszem SW1 i wyniosły odpowiednio 0,2% i 3,59%. Porównując otrzymane wyniki scenariuszy SW2 i SW0, średnia różnica ładunku azotu ogólnego wyniosła 716 kgN/mies. (współczynnik zmienności 72%) w sezonie letnim oraz 5049 kgN/mies. (współczynnik zmienności 20%) w sezonie zimowym.



Rys. 5. Wartości ładunku azotu ogólnego według scenariusza wariantowego SW2 na tle scenariusza wyjściowego (SW0) (Słupia, profil obliczeniowy Charnowo)
Fig. 5. Total nitrogen load under SW2 variant scenario against SW0 baseline scenario (Słupia river, Charnowo calculation profile)

Trzeci scenariusz wariantowy (SW3) (tab. 2, rys. 6) miał za zadanie symulować warunki panujące w „biegunie ciepła”, czyli wydłużenie okresu nawożenia łącznie o 30 dni, przy jednoczesnym pozostawieniu zużycia

nawozów jak w scenariuszu SW0. Otrzymane wyniki pokazały jednak odmienne tendencje zmian ładunku azotu w porównaniu ze scenariuszami SW1 i SW2. W sezonie letnim największą wartość średniego miesięcznego ładunku azotu odnotowano w 2002 r. (42176 kgN/mies.), a najmniejszą w 2004 r. (10239 kgN/mies.). Z kolei w sezonie zimowym największą wartością charakteryzował się 2008 r. (103619 kgN/mies.), a najmniejsza wystąpiła w 2015 r. (29844 kgN/mies.). Analiza stopnia zmniejszenia średniego miesięcznego ładunku azotu w tym scenariuszu również wykazała jego wyraźną odmiennność w stosunku do scenariuszy SW1 i SW2. Odnotowano zwiększenie ładunku azotu o ponad 145% w sezonie letnim (2002 r.), czyli o 20705 kgN/mies. oraz o 176% w sezonie zimowym (2005 r.), czyli o 20233 kgN/mies. Największy stopień ograniczenia ładunku azotu w sezonie letnim miał miejsce w 2004 r., to jest o 67,77%, czyli 2798 kgN/mies., natomiast w sezonie zimowym – w 2015 r. o 37,71%, czyli 19892 kgN/mies. Średnie wartości ładunku azotu ogólnego wykazały wzrost o 2220 kgN/mies. (współczynnik zmienności 520%) w sezonie letnim oraz o 1841 kgN/mies. (współczynnik zmienności 1742%) w sezonie zimowym.



Rys. 6. Wartości ładunku azotu ogólnego według scenariusza wariantowego SW3 na tle scenariusza wyjściowego (SW0) (Słupia, profil obliczeniowy Charnowo)
Fig. 6. Total nitrogen load under SW3 variant scenario against SW0 baseline scenario (Słupia river, Charnowo calculation profile)

Dyskusja

Głównym założeniem nowych przepisów dotyczących obszarów szczególnie narażonych na zanieczyszczenie azotem pochodzenia rolniczego w Polsce ma być poprawa jakości środowiska wodnego przez objęcie całego kraju restrykcyjnymi przepisami, które do tej pory funkcjonowały jedynie na niewielkim obszarze kraju. Dodatkowo przepisy te nie będą jednolite w całym kraju, ze względu na wyodrębnienie obszarów „bieguny zimna” i „bieguny ciepła”. Ponieważ opisane w artykule przepisy weszły w życie w połowie sierpnia 2018 r., zatem upłynie jeszcze wiele czasu, zanim – korzystając z wyników Państwowego Monitoringu Środowiska – będzie można ostatecznie stwierdzić, czy przyniosły one zamierzony efekt. Do tego czasu jedynym rozwiązaniem pozostaje wykorzystanie matematycznych modeli środowiskowych.

W celu oszacowania potencjalnych skutków wprowadzanych zmian przygotowano trzy scenariusze wariantowe, które symulowały nowe wymagania dotyczące okresów nawożenia, jakie – zgodnie z nowymi wytycznymi – będą musieli spełnić rolnicy prowadzący gospodarstwa na obszarach

„bieguna zimna” i „bieguna ciepła”. Wyniki uzyskane według założeń scenariuszy SW1 i SW2 („biegun zimna”) wyraźnie wskazały na zmniejszenie rocznego ładunku azotu ogólnego w analizowanej zlewni odpowiednio o 8,61% i 5,96%. Skrócenie okresu, w którym można stosować nawozy niekoniecznie musi skutkować zmniejszeniem ich zużycia w ciągu roku, a w związku z tym scenariusz SW2 wydaje się być bardziej prawdopodobny. Scenariusz ten spowodował ograniczenie ładunku azotu w zlewni pilotażowej średnio o około 3000 kgN/mies. Odwrotną sytuację zaobserwowano natomiast w przypadku scenariusza SW3, symulującego warunki, jakie będą musieli spełnić rolnicy, których gospodarstwa znajdują się na obszarze „bieguna ciepła”. Wydłużenie okresu, w którym można stosować nawozy spowodowało wzrost średniego rocznego ładunku azotu aż o 43,69%, co jest bardzo dużą wartością, zważywszy, że powierzchnia zlewni pilotażowej nie przekraczała 1620 km². Można się więc spodziewać, że w większych zlewniach, takich jak zlewnia Warty, której powierzchnia wynosi 54529 km² i gdzie prowadzona jest intensywna działalność rolnicza, wydłużenie okresu nawożenia mogłoby spowodować wzrost ładunku azotu ogólnego liczonego w setkach ton w ciągu roku. Analizując uzyskane wyniki nie można pominąć sezonowej zmienności ładunku azotu ogólnego. Różnice w wartościach ładunku azotu między sezonami letnim i zimowym były znaczące – średnio 64% według wszystkich scenariuszy wariantowych. We wszystkich analizowanych latach wyniki uzyskane według wariantów SW1, SW2 i SW3 cechował stały trend charakteryzujący się wysokimi wartościami ładunku azotu ogólnego w sezonach zimowych i niskimi w sezonach letnich. Potwierdza to występowanie tak zwanego zjawiska wypłaszczenia, które zostało zaobserwowane również na innych zlewniach w Polsce. Jest ono związane z wpływem roślin okrywowych na retencję wody i składników odżywczych [40].

W związku z tym, że w przedostawaniu się związków biogenych do wód powierzchniowych bardzo dużą rolę odgrywa spływ powierzchniowy, a co za tym idzie częstość i wysokość opadów występujących na danym obszarze, do analiz wyników wykorzystano 1-minutowe dane opadowe pochodzące ze stacji meteorologicznej w Ustce zlokalizowanej bezpośrednio w analizowanej zlewni. Dane te zostały opracowane przez IMGW PIB na potrzeby Polskiego Atlasu Natężeń Deszczów (PANDa), który jest obecnie przygotowywany przez spółkę RETENCJAPL [41]. Informacje te pozwoliły z dużą precyzją przeanalizować występowanie opadów w wybranym miejscu, ze szczególnym uwzględnieniem opadów ekstremalnych w poszczególnych latach. W przypadku scenariusza SW1 wyniki modelowania wykazały, że w sezonie letnim największy ładunek azotu ogólnego wystąpił w 2005 r., a najmniejszy w 2003 r. Znalazło to potwierdzenie w danych opadowych, które wyraźnie wykazały, że w miesiącach letnich 2005 r. (szczególnie między lipcem i wrześniem) wystąpiły liczne intensywne opady deszczu. Z kolei letni sezon 2003 r. charakteryzował się znacznie niższymi opadami o mniejszej częstości. Takie same zależności pomiędzy opadem i ładunkiem azotu w analizowanym profilu obliczeniowym odnotowano w sezonie zimowym, w którym – zgodnie z wynikami modelu – największy ładunek azotu wystąpił w 2004 r., a najmniejszy w 2014 r.. Scenariusz SW2, podobnie jak SW1, symulował skrócenie okresu nawożenia, nie zmieniając jednak ilości zużytych nawozów. Wyniki scenariusza SW2 wskazały te same ekstremalne lata zarówno w sezonie letnim, jak i zimowym. Porównanie ładunków azotu ogólnego

w ekstremalnych latach w sezonach letnim i zimowym w scenariuszu SW1 i SW2 wyraźnie wykazało, że różnice między nimi były stosunkowo małe. W sezonie letnim 2005 r. różnica ta wyniosła 342 kgN/mies., a w 2003 r. zaledwie 15 kgN/mies. Sezon zimowy charakteryzował się podobnymi zależnościami. W 2004 r. różnica wyniosła 2722 kgN/mies., a w 2014 r. – 1339 kgN/mies. Podobną analizę przeprowadzono w przypadku scenariusza SW3, symulującego okresy nawożenia w „biegunie ciepła”. Otrzymane wyniki wykazywały odmienne tendencje w porównaniu ze scenariuszami SW1 i SW2. W sezonie letnim wartości ekstremalne ładunku azotu w analizowanym profilu uzyskano w latach 2002 i 2004. Dane opadowe potwierdziły, że 2002 r. charakteryzował się występowaniem sporej liczby krótkotrwałych, lecz intensywnych opadów w miesiącach letnich, a z kolei minutowe dane opadowe z 2004 r. nie potwierdziły małych wartości ładunku azotu w tym samym roku, gdzie w sezonie letnim wystąpiły liczne intensywne opady deszczu. W sezonie zimowym ekstremalne pod względem ładunku azotu ogólnego były lata 2008 i 2015, co znalazło potwierdzenie w danych opadowych z tych lat. Należy zauważyć, że opady atmosferyczne (ich częstość i intensywność) mają ogromny wpływ na przemieszczanie się związków biogenych na obszarze zlewni. Tym samym obserwowane zmiany klimatyczne i wzrost zdarzeń ekstremalnych, takich jak deszcze nawalne, będzie miał znaczący wpływ na ładunek zanieczyszczeń w wodach powierzchniowych. Należy to uwzględnić w analizach wpływu nowego programu działań dotyczącego obszarów szczególnie narażonych na zanieczyszczenie azotem pochodzenia rolniczego na środowisko wodne [42].

Wybrana do badań zlewnia Słupi jest zlokalizowana poza obszarami „biegunów zimna i ciepła”, gdzie – przy uznaniu całego kraju za obszar szczególnie narażony na zanieczyszczenie azotem pochodzenia rolniczego – zmiany względem obecnych zabiegów agrotechnicznych dotyczyć będą między innymi okresów nawożenia, warunków przechowywania nawozów naturalnych oraz dawek nawozów azotowych. Średni ładunek azotu ogólnego odprowadzany tą rzeką do Bałtyku wynosi około 43000 kgN/mies. Zmiany wartości tego ładunku według przeprowadzonych scenariuszy wdrożenia nowego podejścia do realizacji dyrektywy azotanowej świadczą o znacznym wpływie zmian gospodarowania na terenie gruntów rolnych na jakość wód powierzchniowych. Należałoby więc przeprowadzić dalsze analizy prognostyczne w wybranej zlewni pilotażowej, uwzględniające także zmiany klimatyczne. Poza tym niezbędne wydają się również podobne analizy scenariuszowe i prognostyczne w innych zlewniach na terenie kraju, na obszarze „biegunów zimna i ciepła” oraz poza nimi. Ze względu na wykazany wpływ warunków opadowych na wartość ładunku azotu ogólnego, taką analizą można również objąć pozostałe rzeki Przymorza, gdyż mimo podobieństwa do zlewni pilotażowej pod względem obszaru i położenia geograficznego, może wystąpić inny stopień ograniczenia wartości ładunku azotu, wynikający z innych warunków meteorologicznych na przestrzeni wielolecia, różnic w udziale terenów rolniczych w zlewni, bądź wielkością pozostałych źródeł zanieczyszczeń. Wprowadzenie nowych przepisów charakteryzujących się bardziej restrykcyjnymi obostrzeniami powinno w założeniu doprowadzić do zmniejszenia ładunku azotu odprowadzanego bezpośrednio do Bałtyku z całego obszaru Przymorza. Wykorzystanie makromodelu DNS/SWAT do dalszych analiz pomoże w odpowiedzi na to pytanie.

Podsumowanie

Znowelizowana ustawa Prawo Wodne, wraz z przyjętym w sierpniu 2018 r. „Programem działań mających na celu zmniejszenie zanieczyszczenia wód azotanami pochodzącymi ze źródeł rolniczych oraz zapobieganie dalszemu zanieczyszczeniu”, określa cały obszar Polski jako szczególnie narażony, dodatkowo wyznaczając obszary o skróconym lub wydłużonym okresie nawożenia („bieguny zimna i ciepła”). Taka zmiana w prawodawstwie ma bezpośredni wpływ na rolników w całym kraju, którzy będą zobowiązani do przeprowadzenia kosztownych inwestycji związanych z przechowywaniem nawozów naturalnych i rygorystycznym przestrzeganiem wyznaczonych terminów nawożenia. Poza działalnością rolniczą, nowe przepisy będą miały również wpływ na sferę naukowo-badawczą, zajmującą się modelami środowiskowymi wykorzystywanymi do oceny ilości biogenów odprowadzanych z wybranych zlewni. Zanim dane Państwowego Monitoringu Środowiska będą mogły w wiarygodny sposób ocenić skuteczność nowych przepisów, modele środowiskowe będą jedynymi narzędziami pozwalającymi przewidywać skutki tych działań. Przedstawiony model zlewni Słupi oraz opracowane na jego podstawie scenariusze wariantowe są pierwszą próbą takiej oceny. Przeprowadzone analizy, poza konkretnymi danymi dotyczącymi ładunku azotu ogólnego w wybranym profilu obliczeniowym i jego zmianami w zależności od przyjętego rozwiązania, wskazały również na wagę danych monitoringowych wykorzystywanych zarówno do kalibracji modelu, jak i do weryfikacji otrzymanych wyników. Powstałe w ostatnim czasie narzędzia, takie jak Polski Atlas Natężeń Deszczów (PANDa), mogą znacząco poprawić weryfikację modeli, w których moduł meteorologiczny odgrywa podstawową rolę, tak jak ma to miejsce w przypadku makromodelu DNS/SWAT, który jest przystosowany do prowadzenia analiz jakości wód, ze szczególnym uwzględnieniem zabiegów agrotechnicznych prowadzonych w zlewni.

LITERATURA

1. K. OBOLEWSKI: Ocena jakości wód powierzchniowych na obszarach zurbanizowanych z wykorzystaniem makrobezkręgowców na przykładzie rzeki Słupi (Use of macroinvertebrates as bioindicators for the assessment of surface water quality in urban areas: A case study). *Ochrona Środowiska* 2010, vol. 32, nr 2, ss. 35–42.
2. E. L. GALLO, T. MEIXNER, H. AOUBID, K. A. LOHSE, P. D. BROOKS: Combined impact of catchment size, land cover, and precipitation on streamflow and total dissolved nitrogen: A global comparative analysis. *Global Biogeochemical Cycles* 2015, Vol. 29, No. 7, pp. 1109–1121.
3. B. GRIZZETTI, P. PASSY, G. BILLEN, F. BOURAOUI, J. GARNIER, L. LASSALETTA: The role of water nitrogen retention in integrated nutrient management: Assessment in a large basin using different modelling approaches. *Environmental Research Letters* 2015, Vol. 10, No. 6, 065008.
4. I. HUTTUNEN, H. LEHTONEN, M. HUTTUNEN, V. PIIRAINEN, M. KORPPOO, N. VEIJALAINEN, M. VIITASALO, B. VEHVILÄINEN: Effects of climate change and agricultural adaptation on nutrient loading from Finnish catchments to the Baltic Sea. *Science of the Total Environment* 2015, Vol. 529, pp. 168–181.
5. A. L. HANSEN, C. DONNELLY, J. C. REFSGAARD, I. B. KARLSSON: Simulation of nitrate reduction in groundwater – an upscaling approach from small catchments to the Baltic Sea basin. *Advances in Water Resources* 2018, Vol. 111, pp. 58–69.
6. Baltic Marine Environment Protection Commission (HELCOM): State of the Baltic Sea – Second HELCOM Holistic Assessment 2011–2016. Baltic Sea Environment Proceedings 155, HELCOM, Helsinki (Finland) 2018.
7. A. SAPEK: Rolnictwo polskie i ochrona jakości wody, zwłaszcza wody Bałtyku. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie* 2010, t. 10, z. 1(29), ss. 175–200.
8. A. PASTUSZAK, J. IGRAS [Eds.]: Temporal and Spatial Differences in Emission of Nitrogen and Phosphorus from Polish Territory to the Baltic Sea. National Marine Fisheries Research Institute, Gdynia-Puławy 2012.
9. HELCOM Copenhagen Ministerial Declaration. Taking Further Action to Implement the Baltic Sea Action Plan – Reaching Good Environmental Status for a healthy Baltic Sea. Baltic Marine Environment Protection Commission, Copenhagen (Denmark) 2013.
10. Updated Fifth Baltic Sea Pollution Load Compilation (PLC-5.5). Baltic Sea Environment Proceedings No. 145, Baltic Marine Environment Protection Commission, Helsinki (Finland) 2015.
11. W. JARECKI, D. BOBRECKA-JAMRO: Zużycie środków do produkcji rolnej w Polsce w kontekście retardacji przemian rolnej przestrzeni produkcyjnej (The consumption of basic production means in Polish agriculture in respect to sustainable development of agriculture and rural areas). *Inżynieria Ekologiczna* 2013, vol. 34, ss. 121–128.
12. W. SROKA, W. MUSIAL: Wariantowa projekcja zużycia nawozów mineralnych w Polsce na lata 2014–2025. *Journal of Agribusiness and Rural Development* 2015, nr 2(36), ss. 291–302.
13. M. PINIEWSKI, I. KARDEL, M. GIELCZEWSKI, P. MARCINKOWSKI, T. OKRUSZKO: Climate change and agricultural development: Adapting Polish agriculture to reduce future nutrient loads in a coastal watershed. *Ambio* 2014, Vol. 43, No. 5, pp. 644–660.
14. A. E. LAWNICZAK, J. ZBIERSKA, B. NOWAK, K. ACHTENBERG, A. GRZEŠKOWIAK, K. KANAS: Impact of agriculture and land use on nitrate contamination in groundwater and running waters in central-west Poland. *Environmental Monitoring and Assessment* 2016, Vol. 188, 172.
15. M. ZIELINSKA: Wpływ działalności rolnej na proces eutrofizacji Bałtyku. Strategia UE dla regionu Morza Bałtyckiego. *Biuletyn Analiz UKIE* 2010, nr 19.
16. Fifth Baltic Sea Pollution Load Compilation (PLC-5). Baltic Sea Environment Proceedings No. 128, Helsinki Commission, Helsinki (Finland) 2011.
17. M. PASTUSZAK, T. KOWALKOWSKI, J. KOPIŃSKI, A. DOROSZEWSKI, B. JURGA, B. BUSZEWSKI: Long-term changes in nitrogen and phosphorus emission into the Vistula and Oder catchments (Poland) – modeling (MONERIS) studies. *Environmental Science and Pollution Research* 2018, Vol. 25, No. 29, pp. 29734–29751.
18. M. PASTUSZAK, A. C. BRYHN, L. HÅKANSON, P. STÅLNACKE, M. ZALEWSKI, T. WODZINOWSKI: Reduction of nutrient emission from Polish territory into the Baltic Sea (1988–2014) confronted with real environmental needs and international requirements. *Oceanological and Hydrobiological Studies* 2018, Vol. 47, No. 2, pp. 140–166.
19. P. WILK, A. GRABARCZYK: Using on-line analyzers and RAC parameters to determine the amount of TN and TP pollutants discharged from Poland into the Baltic Sea. *Geology, Geophysics and Environment* 2018, Vol. 44, No. 2, pp. 209–218.
20. Sprawozdanie specjalne: Przeciwdziałanie eutrofizacji w Morzu Bałtyckim – wymagane są dalsze, bardziej skuteczne działania. Europejski Trybunał Obrachunkowy, Luksemburg 2016 (https://www.eca.europa.eu/Lists/ECADocuments/SR16_03/SR_BALTIC_PL.pdf)
21. Rozporządzenie Ministra Środowiska z 19 lipca 2016 r. w sprawie form i sposobu prowadzenia monitoringu jednolitych części wód powierzchniowych i podziemnych. *Dziennik Ustaw* 2016, poz. 1178.

22. E. BAZAN, M.Y. JABER, S. ZANONI: A review of mathematical inventory models for reverse logistics and the future of its modeling: An environmental perspective. *Applied Mathematical Modelling* 2016, Vol. 40, No. 5–6, pp. 4151–4178.
23. J.L. MARTIN, S.C. McCUTCHEON: Hydrodynamics and Transport for Water Quality Modeling. CRC Press, Boca Raton 2018.
24. J. PINHO, R. FERREIRA, L. VIEIRA, D. SCHWANENBERG: Comparison between two hydrodynamic models for flooding simulations at river Lima basin. *Water resources management* 2015, Vol. 29, No. 2, pp. 431–444.
25. C. ROSENZWEIG, J. ELLIOTT, D. DERYNG, A.C. RUANE, C. MÜLLER, A. ARNETH, K.J. BOOTE, C. FOLBERTH, M. GLOTTER, N. KHABAROV, K. NEUMANN, F. PIONTEK, T.A.M. PUGH, E. SCHMID, E. STEHFEST, H. YANG, J.W. JONES: Assessing agricultural risks of climate change in the 21st century in a global gridded crop model intercomparison. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 2014, Vol. 111, No. 9, pp. 3268–3273.
26. B. LIN, X. CHEN, H. YAO, Y. CHEN, M. LIU, L. GAO, A. JAMES: Analyses of landuse change impacts on catchment runoff using different time indicators based on SWAT model. *Ecological Indicators* 2015, Vol. 58, pp. 55–63.
27. L. ZHANG, Z. NAN, W. YU, Y. GE: Modeling land-use and land-cover change and hydrological responses under consistent climate change scenarios in the Heihe River Basin, China. *Water Resources Management* 2015, Vol. 29, No. 13, pp. 4701–4717.
28. R.M. PRUSTY, A. DAS, K.C. PATRA: Climate change impact assessment under CORDEX South-Asia RCM scenarios on water resources of the Brahmani and Baitarini River Basin, India. *Proceedings of International Conference on Sustainable Technologies for Intelligent Water Management, Roorkee (India)* 2018.
29. Y. BROUZYNE, A. ABOUABDILLAH, A. HIRICH, R. BOUABID, R. ZAABOUL, L. BENAABIDATE: Modeling sustainable adaptation strategies toward a climate-smart agriculture in a Mediterranean watershed under projected climate change scenarios. *Agricultural Systems* 2018, Vol. 162, pp. 154–163.
30. M.S. OSTOJSKI: Modelowanie procesów odprowadzania do Bałtyku związków biogenych na przykładzie azotu i fosforu ogólnego. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2012.
31. P. WILK, P. ORLIŃSKA-WOŹNIAK, J. GĘBALA: The river absorption capacity determination as a tool to evaluate state of surface water. *Hydrology and Earth System Sciences* 2018, Vol. 22, No. 2, pp. 1033–1050.
32. Rozporządzenie Rady Ministrów z 5 czerwca 2018 r. w sprawie przyjęcia „Programu działań mających na celu zmniejszenie zanieczyszczenia wód azotanami pochodzącymi ze źródeł rolniczych oraz zapobieganie dalszemu zanieczyszczeniu”. *Dziennik Ustaw* 2018, poz. 1339.
33. Dyrektywa 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z 23 października 2000 r. ustanawiająca ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej. *Dziennik Urzędowy Wspólnot Europejskich* 2000, L 327.
34. Dyrektywa Rady z 12 grudnia 1991 r. dotycząca ochrony wód przed zanieczyszczeniami powodowanymi przez azotany pochodzenia rolniczego (91/676/EWG). *Dziennik Urzędowy Wspólnot Europejskich* 1991, L 375.
35. Ustawa z 20 lipca 2017 r. Prawo wodne. *Dziennik Ustaw* 2017, poz. 1566.
36. Ocena wyznaczonych w Polsce stref wrażliwych na zanieczyszczenie związkami azotu. Kontrakt 2006/441164/MAR/B1 Wdrażanie Dyrektywy Azotanowej (91/676/EWG) Zadanie 3. Alterra, Nauki Przyrodnicze, Uniwersytet i Ośrodek Badawczy Wageningen, Wageningen (Holandia) 2007.
37. A. NIERÓBCA, J. KOZYRA, K. MIZAK, E. WRÓBLEWSKA: Zmiana długości okresu wegetacyjnego w Polsce. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie* 2013, t. 13, z. 2, ss. 81–94.
38. Plan Rozwoju Obszarów Wiejskich na lata 2004–2006. Ministerstwo Rolnictwa i Rozwoju Wsi, Warszawa 2004.
39. F. LIN, X. CHEN, H. YAO: Evaluating the use of Nash-Sutcliffe efficiency coefficient in goodness-of-fit measures for daily runoff simulation with SWAT. *Journal of Hydrologic Engineering* 2017, Vol. 22, No. 11, 05017023.
40. P. WILK, P. ORLIŃSKA-WOŹNIAK, J. GĘBALA, M. OSTOJSKI: The flattening phenomenon in a seasonal variability analysis of the total nitrogen loads in river waters. *Czasopismo Techniczne* 2017, Vol. 11, pp. 137–159.
41. E. BURSZA-ADAMIAK, P. LICZNAR: Analiza struktury czasowej opadów maksymalnych Polskiego Atlasu Natężeń Deszczów (PANDa). *Instal* 2018, nr 3, ss. 49–53.
42. E. SZALIŃSKA, P. ORLIŃSKA-WOŹNIAK, P. WILK: Nitrate vulnerable zones revision in Poland – assessment of environmental impact and land use conflicts. *Sustainability* 2018, Vol. 10, No. 9, 3297.

Wilk, P., Orlińska-Woźniak, P., Szalińska, E. Assessment of Total Nitrogen Loads Discharged from Agricultural Catchments in the Context of Changes in the Nitrates Directive Implementation. *Ochrona Środowiska* 2019, Vol. 41, No. 1, pp. 55–64.

Abstract: The amended Water Law Act together with the “Program of measures aimed at reducing the pollution of waters with nitrates from agricultural sources and prevention of further pollution” was adopted in August 2018. The new regulations completely changed the implementation of the Nitrates Directive, recognizing the whole country as one large area of NVZ (nitrate vulnerable zone). In addition, “pole of cold” and “pole of heat” areas were designated where fertilization timelines were shortened or extended accordingly. It is too early to confirm the efficiency of the new regulations based on monitoring data or quantify their contribution to limiting nitrogen load in surface waters. Therefore, in this article, a DNS/SWAT macromodel was employed as a prognostic tool to develop three variant scenarios simulating the effects of limitation or

extension of fertilization periods in the exemplary catchment of Przymorze (Slupia river, Charnowo profile). The results obtained allowed for a precise determination of both the total nitrogen load in the selected calculation profile and the anticipated degree of its reduction or increase depending on the assumed length of the fertilization period. The results indicate that more restrictive regulations regarding fertilization periods translate into a reduction in total nitrogen load in surface waters. Recently developed tools such as Polish Atlas of Rainfall Intensity (PANDa rainfall model) may significantly improve validation of the models employed. In these models, the meteorological module plays a central role like in the DNS/SWAT macromodel equipped to perform water quality analyses with a particular focus on agrotechnical measures implemented in the catchment.

Keywords: Surface water protection, nitrogen fertilizers, total nitrogen, nitrates, the Nitrates Directive, nitrate vulnerable zone (NVZ), “pole of cold”, “pole of heat”, DNS/SWAT macromodel.