

Wstęp

Rosnąca liczba ludności wymusza na rolnictwie coraz wydajniejsze zaspokajania potrzeb żywnościowych. Jednym ze sposobów na osiągnięcie wyższych plonów z hektara gruntów ornych jest zwiększenie ilości stosowanego nawozu. Jednak niesie to ze sobą wysokie ryzyko potencjalnego zanieczyszczenia środowiska i zagrożenia dla zdrowia ludzkiego (Galloway et al. 2008). Praktycznie nie ma obszaru, na który człowiek nie ma wpływu, a duża część (41%) jest silnie dotknięta wieloma czynnikami antropogenicznymi (Halpern et al. 2008). Jednak gdy ekosystem wciąż funkcjonuje (pomimo niewielkiej liczby osobników w gatunku) możliwe jest odwrócenie procesu jego degradacji (Lotze et al. 2006). Jest to szczególnie ważne w kontekście odbudowy zasobów ryb, które przez lata były nadmiernie eksploatowane (Shahidul Islam and Tanaka 2004; Worm et al. 2009). Środowisko wodne jest podatne na zanieczyszczenia niepunktowe pochodzące z rolnictwa, które może intensyfikować proces eutrofizacji w wyniku wzbogacania wodę w składniki pokarmowe. Morza i oceany mają niewątpliwie bezpośredni wpływ na zdrowie człowieka, gospodarkę i zasoby żywnościowe, mają walory rekreacyjne i estetyczne oraz odgrywają ogromną, korzystną rolę w globalnym bilansie tlenu i dwutlenku węgla. Ekosystemy morskie są jednak niezwykle wrażliwe, a ze względu na ogromną czasową i przestrzenną skalę procesów zachodzących w środowisku morskim, znaczące zakłócenia w ich funkcjonowaniu mogą mieć dalekosiężne, a czasem nieodwracalne skutki. Jakość wody zależy od fizycznych, chemicznych i biologicznych właściwości oraz potencjału akwenu do wspierania korzystnych zastosowań dla społeczeństwa. Eutrofizacja to proces, w którym wzrost depozycji składników pokarmowych powoduje nadmierną produkcję pierwotną (wzrost glonów i trawy morskiej). Objawy eutrofizacji obejmują zakwity glonów, zmniejszoną przezroczystość wody i utratę tlenu, co powoduje dodatkowe koszty dla środowiska (Álvarez et al. 2017; Heisler et al. 2008; Howarth 2008). Wyzwania stojące przed współczesną globalną gospodarką związane są głównie ze społeczną odpowiedzialnością i zarządzaniem zasobami zgodnie z zasadami zrównoważonego rozwoju (Badri Ahmadi, Kusi-Sarpong, and Rezaei 2017). Wzięcie odpowiedzialności za zanieczyszczenie środowiska jest konieczne nie tylko w przedsiębiorstwach przetwórczych i energetycznych, ale także w turystyce i rolnictwie. Duże rozproszenie emitentów zanieczyszczeń nie sprzyja efektywnemu zarządzaniu środowiskiem w wymiarze regionalnym. Działania mające na celu ograniczenie eutrofizacji Morza Bałtyckiego wiążą się również z innym wyzwaniem, jakim są zmiany klimatyczne. W przyszłości przewidywane są krótsze i bardziej mokre zimy, które spowodują zmniejszenie opadów śniegu i zmniejszoną warstwę pokrywy lodowej oraz intensywniejszy spływ z dorzecza. W związku z tym prognozowany jest wzrost transportu substancji biogenicznych do Bałtyku (Hägg et al. 2014). Podnosi się temperatura wody w Bałtyku, co stwarza korzystniejsze warunki do występowania zakwitów glonów.

Najbardziej wiarygodnym sposobem kontroli stanu środowiska morskiego jest prowadzenie nieustannego monitoringu jego parametrów fizykochemicznych. Taki monitoring jest jednakże niezwykle kosztowny i dostarcza tylko ograniczonej informacji, zarówno przestrzennie, jak i czasowo. W tym kontekście zasadnym jest uzupełnienie danych monitoringowych poprzez dane z symulacji numerycznych, których czasowa i przestrzenna rozdzielczość ograniczona jest wyłącznie możliwościami obliczeniowymi komputera oraz przestrzenią dyskową dostępną do składowania danych. Z kolei opracowanie modeli numerycznych o wysokiej rozdzielczości, które są w stanie skutecznie i wiarygodnie symulować zarówno fizyczne, jak i biogeochemiczne procesy kształtujące stan środowiska morskiego, jest czasochłonne i wymaga szerokiej wiedzy o wielu procesach zachodzących w modelowanym ekosystemie. Niezbędny jest dostęp do informacji o bezpośrednich i pośrednich czynnikach wymuszających, takich jak warunki brzegowe, dopływy rzeczne i wymuszenia atmosferyczne, które wpływają na dynamikę zmian w obrębie domeny modelu. Aby sprostać złożoności tego zadania i zwiększyć wydajność procesu implementacji, przeprojektowany i dostosowany do obszaru badawczego został model Community Earth System Model (CESM), co pozwoliło skonstruować doskonałe narzędzie numeryczne, jakim jest model EcoPuckBay w ramach projektu WaterPUCK (www.waterpuck.pl), służące do reanalizy oraz prognozowania środowiska morskiego Zatoki Puckiej w wysokiej rozdzielczości.

Celem podjętych badań było określenie wpływu gospodarstw rolnych, na przykładzie Gminy Puck, na wody morskie zlokalizowane w strefie przybrzeżnej (Zatoka Pucka) z wykorzystaniem modelu numerycznego. Dla osiągnięcia celu nadrzędnego określono cztery cele szczegółowe:

1. Scharakteryzować strukturę i zmienność parametrów hydrodynamicznych w rejonie Zatoki Puckiej.

2. Określić, na podstawie przeprowadzonych badań (ankiet wśród rolników) i opracowanego kalkulatora, wielkość wymywania azotu w skali pojedynczego pola.
3. Scharakteryzować strukturę i zmienność parametrów biochemicznych w rejonie Zatoki Puckiej.
4. Zbadać wpływ dopływu substancji biogenicznych z rzek Gminy Puck na wody Zatoki Puckiej (ze szczególnym naciskiem na wody Zalewu Puckiego).

Każdy z powyższych celów szczegółowych został omówiony w osobnym artykule naukowym, a ich zestaw jako całość stanowi przedmiot niniejszej rozprawy.

Niniejsza praca doktorska składa się z trzech, opublikowanych w recenzowanych czasopismach, artykułów naukowych oraz manuskryptu, załączonego na końcu rozprawy, który został złożony do czasopisma i jest spójną kontynuacją badań podjętych w poprzednich trzech pracach. Pierwszy artykuł (Dybowski et al. 2019) skupia się na opisie oraz walidacji części hydrodynamicznej modelu EcoPuckBay. Drugi artykuł (Dybowski, Dzierzbicka-Głowacka, et al. 2020) przedstawia analizę wielkości ładunków azotu aplikowanego w postaci nawozów na pola uprawne oraz oszacowanie ich potencjalnego wymywania w skali pojedynczego pola. W trzecim artykule (Dybowski, Janecki, et al. 2020) została przedstawiona oraz zwalidowana część biochemiczna modelu EcoPuckBay oraz wprowadzony został moduł rozptyłu substancji biogenicznych. Natomiast w czwartym manuskrypcie (Dybowski and Dzierzbicka-Głowacka 2022) przedstawiono analizę zmienności przestrzenno-czasowej stężenia azotanów, fosforanów i chlorofilu *a* w wodach Zalewu Puckiego. W pracy tej przeprowadzono również symulację wpływu małych (w porównaniu do największej w regionie Wisły) rzek i cieków mających ujście bezpośrednio w Zalewie Puckim na zakwity glonów w tym akwenie. Zdecydowana większość wyników prezentowanych w tej rozprawie została uzyskana przy wykorzystaniu danych pochodzących z modelu EcoPuckBay, dlatego na początku kolejnego rozdziału znajduje się jego krótki opis, który ma na celu umożliwienie czytelnikowi zaznajomienie się z używanym narzędziem oraz lepsze zrozumienie przytoczonych rezultatów.

Materiały i metody badań

Model EcoPuckBay

Model EcoPuckBay został opracowany na podstawie Community Earth System Model (CESM), który jest globalnym sprzężonym modelem klimatycznym. CESM składa się z pięciu oddzielnych komponentów z dodatkowym modułem kontrolującym czas, siły wymuszające, domeny, siatki i wymianę informacji między poszczególnymi modułami. CESM został przeskalowany i przystosowany dla rejonu Zatoki Puckiej do dalszego rozwoju w Instytucie Oceanologii PAN.

Rozdzielczość pozioma modelu EcoPuckBay jest równa $1/960^\circ$, co odpowiada rozdzielczości poziomej siatki ok. 115 m. Rozdzielczość pionowa jest równa 0,4-0,6 m w górnych warstwach, a następnie stopniowo wzrasta do miąższości warstwy równej 5 m. Dyskretyzacja pionowa wykorzystuje sformułowanie typu z, a topografia dna jest oparta na Baltic Sea Bathymetric Database (BSBD) pochodzącej z zasobów Komisji Hydrograficznej Morza Bałtyckiego (Baltic Sea Hydrographic Commission 2013). Dane batymetryczne interpolowano na siatkę modelu wykorzystując metodę Kriginga. Krok czasowy modelu oceanu wynosi 12 sekund.

Moduł oceanu w modelu EcoPuckBay opiera się na kodzie POP, wykorzystując trójwymiarowe równania ruchu z przybliżeniami hydrostatycznymi i Boussinesqa. Poniżej przedstawiono główne równania hydrodynamiczne w układzie sferycznym, które są zaimplementowane w modelu. Równania ruchu poziomego:

$$\frac{\partial u}{\partial t} + L(u) - fv = -\frac{1}{\rho_0 a \cos \phi} \frac{\partial p}{\partial \lambda} + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_M \frac{\partial u}{\partial z} \right) + B_M \nabla_H^4 u,$$

$$\frac{\partial v}{\partial t} + L(v) - fu = -\frac{1}{\rho_0 a} \frac{\partial p}{\partial \phi} + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_M \frac{\partial v}{\partial z} \right) + B_M \nabla_H^4 v.$$

Równanie pędu wzdłuż kierunku pionowego w przybliżeniu hydrostatycznym:

$$\frac{\partial p}{\partial z} = -\rho g.$$

Równanie ciągłości:

$$\frac{1}{a \cos \phi} \frac{\partial u}{\partial \lambda} + \frac{1}{a \cos \phi} \frac{\partial (v \cos \phi)}{\partial \phi} + \frac{\partial w}{\partial z} = 0$$

Równanie transportu ciepła i soli:

$$\frac{\partial T}{\partial t} + L(T) = \frac{\partial}{\partial z} \left(K_D \frac{\partial T}{\partial z} \right) + B_D \nabla_H^4 T,$$

$$\frac{\partial S}{\partial t} + L(S) = \frac{\partial}{\partial z} \left(K_D \frac{\partial S}{\partial z} \right) + B_D \nabla_H^4 S,$$

Równanie stanu:

$$\rho = \rho(S, T, p).$$

gdzie: u, v składowe poziome prędkości; w składowa pionowa prędkości; g przyspieszenie grawitacyjne; p ciśnienie; T, S temperatura i zasolenie; ρ_0 średnia gęstość wody; λ i ϕ długość i szerokość geograficzna; a efektywny promień Ziemi; t czas; $f = 2\Omega \sin \phi$ parametr Coriolisa (Ω prędkość kątowna Ziemi); L operator adwekcyjny; ∇_H^4 horyzontalny operator biharmoniczny; K_M biharmoniczny pionowy współczynnik turbulentnej lepkości; B_D biharmoniczny horyzontalny współczynnik turbulentnej lepkości. Jako stałe przyjmuje się współczynniki B_D i B_M . Mieszanie pionowe w EcoPuckBay jest określane przez parametryzację KPP (Large, McWilliams, and Doney 1994) określoną przez pionowe współczynniki K_D , K_M . Zastosowano ulepszenie schematu KPP z dolną warstwą graniczną (Durski, Glenn, and Haidvogel 2004):

$$C_d = \kappa^2 \left(\ln \frac{dz}{z_r} \right)^{-2},$$

gdzie C_d współczynnik oporu; κ stała von Karmana; dz odległość od dna do punktu siatki; z_r chropowatość określona jako 0,5 cm (wartość dostrojona na podstawie przepływu wody przez Sund w modelu 3D CEMBS). W modelu zastosowano parametryzację równania stanu MWJF (McDougall et al. 2003). POP jest modelem o powierzchni swobodnej, a prędkość pionowa na powierzchni wynosi:

$$w = \frac{\partial \eta}{\partial z}, \quad z = 0,$$

gdzie: η to wolna rzędna powierzchni. Naprężenie przy dnie τ_b jest wyrażone jako:

$$\frac{\tau_b}{\rho} = \frac{C_d \vec{U} |\vec{U}|}{d^2},$$

gdzie: d grubość warstwy przydennej, C_d współczynnik tarcia przydennej, \vec{U} wektor prędkości wody przy dnie.

Część biochemiczna modelu EcoPuckBay opiera się na podejściu NPZD (Moore et al. 2001). W modelu wyznaczone są stężenia substancji biogenicznych, trzy rodzaje fitoplanktonu (okrzemki, pikofitoplankton/nanofitoplankton i diazotrofy (organizmy wiążące azot), chlorofil a , zooplankton, detrytus pelagiczny, tlen rozpuszczony oraz pestycydy (glifosat, diflufenikan, metazachlor, chloropiryfos i antrachinon). Wiele modeli, choć nie wszystkie, można przedstawić w ogólnej formie jako sprzężony zestaw zależnych od czasu równań adwekcji-dyfuzji ze źródłami:

$$\frac{\partial S}{\partial t} + (V + w_s) \nabla S - \sum_{i=1}^3 \frac{\partial}{\partial x_i} \left(K_{x_i} \frac{\partial S}{\partial x_i} \right) = F_S,$$

gdzie S oznacza zmienną biochemiczną. Drugi i trzeci wyraz po lewej stronie równania opisują odpowiednio adwekcję i mieszanie, gdzie $V(u, v, w)$ jest wektorem prędkości, w_s jest prędkością opadania

szczątków pelagicznych, a K_{x_i} to współczynnik dyfuzji turbulentnej. Wszystkie procesy chemiczne i biologiczne są przedstawione jako jeden wyraz F_S (tzw. źródło) po prawej stronie równania, a szczegółowe równania są wymienione w opisie modelu 3D CEMBS (Dzierzbicka-Głowacka, Janecki, et al. 2013).

Model EcoPuckBay jest wymuszany danymi meteorologicznymi z modelu UM dostarczonego przez Interdyscyplinarne Centrum Modelowania Matematycznego i Komputerowego Uniwersytetu Warszawskiego (ICM UW). Używane są następujące pola zewnętrzne: temperatura powietrza i wilgotność właściwa na wysokości 2 m, ciśnienie na poziomie morza, opady atmosferyczne, promieniowanie krótko- i długofalowe, prędkość wiatru na wysokości 10 m, gęstość powietrza.

Wyniki modelu 3D EcoPuckBay są ograniczone do obszaru Zatoki Puckiej. Jednak cała siatka modelu obejmuje szerszy obszar. Ma to zapewnić odpowiednią symulację warunków brzegowych. Wzdłuż linii północnej granicy modelu EcoPuckBay dane z modelu predykcyjnego 3D CEMBS o długości 2,3 km są przesyłane do modelu EcoPuckBay. Wyniki dostarczane z modelu 3D CEMBS (Dzierzbicka-Głowacka, Jakacki, et al. 2013; Dzierzbicka-Głowacka, Janecki, et al. 2013) służą do zapewnienia pól wymuszających w modelu EcoPuckBay poprzez sekwencyjny transfer informacji. Mechanizm tego modułu polega na interpolacji wartości z 3D CEMBS do siatek modelu EcoPuckBay. Dodatkowo, na granicy woda-ląd, model EcoPuckBay został połączony modelami: SWAT (spływ wód powierzchniowych) i Modflow (dopływ wód gruntowych).

Obszar badań

Południowa część Bałtyku obejmująca Gminę Puck jest popularnym regionem turystycznym, na który duży wpływ ma również antropogeniczna działalność mieszkańców i rolnictwo. W rezultacie Zatoka Pucka jest naturalnym rezerwuarem do składowania odpadów nawozów i innych zanieczyszczeń deponowanych w niej poprzez wody gruntowe, rzeki i spływ powierzchniowy lub bezpośrednie składowanie.

Jednym z najważniejszych czynników wpływających na unikalny ekosystem regionu jest batymetria. Średnia głębokość Zatoki Puckiej wynosi około 15 m, a maksymalna 54 m. Od północnego wschodu otacza go Mierzeja Helska, która stanowi naturalną barierę dla mieszania się z otwartymi wodami Bałtyku. Zatokę Pucką można podzielić na dwie części: Zalew Pucki (zwany też wewnętrzną Zatoką Pucką) oraz zewnętrzną Zatokę Pucką, które są odseparowane Rybitwią Mielizną ograniczającą mieszanie wód pomiędzy nimi. Zatoka Pucka jest również pod silnym wpływem dopływów rzecznych z lądu, co powoduje obniżenie zasolenia, zwłaszcza w przybrzeżnych wodach powierzchniowych.

Największą rzeką regionu jest Wisła, ze średnim odpływem równym ponad $1000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Średnia miesięczna temperatura wody w regionie waha się od około 2°C w lutym do ponad 20°C na powierzchni w okresie letnim, z maksimum zwykle w sierpniu. W cieplejszych miesiącach, w zewnętrznej części Zatoki Puckiej, często dochodzi do stratyfikacji wody, co prowadzi do występowania sezonowych termoklin.

Zbiory danych użyte do walidacji modelu

Celem walidacji modelu EcoPuckBay wykorzystaliśmy następujące zbiory danych pomiarowych *in situ*: zbiór danych zebranych w trakcie działań monitoringowych Wojewódzkiego Inspektora Ochrony Środowiska (VIEP) w Gdańsku oraz zbiór danych zawierających pionowe profile temperatury i zasolenia zarejestrowane w 2018 roku podczas jednej z kampanii pomiarowych s/y Oceania wzdłuż południowego wybrzeża Bałtyku. Dodatkowo wykorzystano dane modelowe parametrów fizycznych i biochemicznych wyznaczonych z wykorzystaniem modeli NEMO-Nordic i NEMO-SCOB1 pochodzących z bazy Marine Copernicus. Poniżej przedstawiono krótki opis wymienionych zbiorów danych.

Największym zbiorem danych *in situ* użytych do walidacji modelu EcoPuckBay, przeprowadzonej w ramach prac składających się na niniejszą rozprawę, są próbki zebrane podczas regularnych pomiarów środowiska morskiego Morza Bałtyckiego prowadzonych przez Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska (VIEP) w Gdańsku. Sposób prowadzenia monitoringu oraz sposób oceny stanu Morza Bałtyckiego przez VIEP został określony przepisami ustawy Prawo wodne oraz przyjętym przez Radę Ministrów Programem monitoringu wód morskich, który realizuje wymagania art. 11. Dyrektywy Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/56/WE z dnia 17 czerwca 2008 r. ustanawiającej ramy działań Wspólnoty w dziedzinie polityki środowiska morskiego (dyrektywa ramowa w sprawie strategii morskiej).

Źródłem wyników modelowych są dane pobrane z bazy Marine Copernicus. Jest to produkt do reanalizy warunków środowiskowych Morza Bałtyckiego, który zapewnia 25-letnią reanalizę biogeochemiczną Morza Bałtyckiego z wykorzystaniem modelu NEMO-Nordic sprzężonego z modelem biogeochemicznym SCOBI. Rozdzielczość pozioma modeli NEMO-Nordic oraz NEMO-SCOBI jest równa około 4 km. Wszystkie zmienne są dostępne jako średnie dzienne oraz średnie miesięczne i obejmują temperaturę, zasolenie, stężenia azotanów, fosforanów, rozpuszczonego tlenu oraz chlorofilu *a*. Domeny NEMO-Nordic oraz NEMO-SCOBI obejmują całe Morze Bałtyckie poszerzone o obszar Morza Północnego.

Dane zebrane podczas regularnego rejsu s/y Oceania latem 2018 r. po Zatoce Puckiej obejmowały przekroje pionowe dla 18 stacji pomiarowych, które wykonano przy użyciu sondy Seabird 49 Conductivity Temperature Depth (CTD). Dokładność czujnika CTD wynosiła $0,0003 \text{ mS cm}^{-1}$ dla przewodności, $0,002^\circ\text{C}$ dla temperatury i 0,1% dla ciśnienia. Czujniki temperatury i przewodności systemu CTD były kalibrowane corocznie, po rejsie, przez producentów. Próbkowanie pionowe było wyższe niż rozdzielczość modelu (od 10-40 odczytów na poziom modelu, w zależności od głębokości próbkowania), dlatego dane pomiarowe zostały uśrednione, aby odpowiadały rozdzielczości modelu EcoPuckBay.

Dane ankietowe o praktykach rolniczych na terenie Gminy Puck

W ramach projektu WaterPUCK przeprowadzona została ankietyzacja reprezentatywnej grupy rolników w 31 gospodarstwach na terenie Gminy Puck, co stanowi ok. 3,6% wszystkich gospodarstw zlokalizowanych w tej gminie. Rolnicy przekazali dane dotyczące sposobu nawożenia i uprawy roślin. Na podstawie zebranych danych, określono następnie szacunkową ilość wymywania N z pola, co zostało szczegółowo opisane w drugim artykule składającym się na niniejszą rozprawę doktorską.

Rezultaty i dyskusja

W tym rozdziale przedstawiam najważniejsze rezultaty przeprowadzonych badań, natomiast po szczegółowe wyniki oraz analizy odsyłam czytelnika do artykułów składających się na niniejszą rozprawę doktorską.

Część hydrodynamiczna modelu EcoPuckBay

W celu oceny poprawności wartości parametrów uzyskiwanych w części hydrodynamicznej modelu EcoPuckBay z okresu od stycznia 2014 r. do grudnia 2018 r. obliczono zestaw podstawowych miar statystycznych (Dybowski et al. 2019), takich jak współczynnik korelacji Pearsona (r), błąd średniokwadratowy (RMSE), odchylenie standardowe (STD) i ME (różnica wartości średnich) w odniesieniu do dostępnych danych modelowych (NEMO-Nordic) oraz pomiarów *in situ* (VIEP) dla temperatury i zasolenia.

Tabela 1. Porównanie statystyczne pomiędzy modelowaną temperaturą a danymi referencyjnymi z pomiarów *in situ* (VIEP i s/y Oceania) oraz danymi modelowymi (NEMO-Nordic).

Dane referencyjne	r	RMSE [$^\circ\text{C}$]	STD [$^\circ\text{C}$]	ME [$^\circ\text{C}$]
seria czasowa (VIEP)	0.97	1.45	5.67	-0.83
seria czasowa (NEMO-Nordic)	0.98	1.33	6.01	-0.31
profil pionowy (s/y Oceania)	0.92	2.85	5.29	-1.16

Współczynnik korelacji Pearsona r temperatury wyznaczonej z użyciem modelu EcoPuckBay z danymi monitoringowymi VIEP jest równy 0,97 oraz 0,92 dla danych z profili pionowych uzyskanych podczas rejsów s/y Oceania (Tab. 1). Porównanie z wynikami z modelu NEMO-Nordic wskazuje na jeszcze większą korelację wyników (współczynnik r równy 0,98). RMSE dla wszystkich porównywanych zbiorów jest istotnie mniejsze niż STD. Natomiast ME, czyli różnica średnich wartości obu zbiorów, jest we wszystkich przypadkach ujemny, co oznacza, że temperatura w modelu była obarczona błędem statystycznym. Należy jednak podkreślić, że na tym etapie walidacji modelu, moduł asymilacji danych satelitarnych nie był jeszcze uruchomiony.

Tabela 2. Porównanie statystyczne pomiędzy modelowanym zasoleniem a danymi referencyjnymi z pomiarów *in situ* (VIEP i s/y Oceania) oraz danymi modelowymi (NEMO-Nordic).

Dane referencyjne	r	RMSE [PSU]	STD [PSU]	ME [PSU]
seria czasowa (VIEP)	0.58	0.67	0.60	0.16

Dane referencyjne	r	RMSE [PSU]	STD [PSU]	ME [PSU]
seria czasowa (NEMO-Nordic)	0.17	0.97	0.70	-0.24
profil pionowy (s/y Oceania)	0.90	0.40	0.84	-0.03

Współczynnik korelacji Pearsona r zasolenia wyznaczonego z użyciem modelu EcoPuckBay z danymi monitoringowymi VIEP jest równy 0,58 oraz 0,90 dla danych z profili pionowych uzyskanych podczas rejsów s/y Oceania (Tab. 2). Porównanie z wynikami z modelu NEMO-Nordic wskazuje na bardzo słabą korelację wyników (współczynnik r równy 0,17), jest to spowodowane różnicą rozdzielczości modeli. RMSE dla wszystkich porównywanych zbiorów jest istotnie mniejsze niż STD. Z kolei ME dla profili pionowych jest w okolicach zera, co świadczy o bardzo dobrym odwzorowaniu stratyfikacji pionowej akwenu. Warto dodać, że wartość współczynnika korelacji r bardzo różni się w poszczególnych stacjach VIEP i przyjmuje wartości od 0,28 do 0,86. Natomiast dla profili pionowych wartość r zmienia się w zakresie od 0,78 do 1,00.

Oszacowanie wielkości wymywania azotu z pól uprawnych

Następnym etapem prac badawczych było wyznaczenie intensywności nawożenia oraz oszacowanie wielkości wymywania azotu z gleby w skali pojedynczego pola uprawnego na terenie Gminy Puck (Dybowski, Dzierzbicka-Głowacka, et al. 2020). Średnia wartość intensywności nawożenia mineralnego w badanej próbie (około 110 kg N ha⁻¹) jest wyższa od średniej dla Polski (80 kg N ha⁻¹), podczas gdy w innych krajach regionu Morza Bałtyckiego wartości te wynoszą: w Szwecji i Estonii około 30 kg N ha⁻¹, w Norwegii ponad 100 kg N ha⁻¹, w Danii około 80 kg N ha⁻¹ i około 75 kg N ha⁻¹ w Niemczech (European Environment Agency 2018).

Dla prawie połowy wszystkich pól (49,8%) dodatkowe wymywanie N wynosi 0 kg N ha⁻¹, co oznacza, że dla upraw uprawianych na tych polach zalecana dawka nawozu nie została przekroczona. Istnieją jednak pola (12,4%), na których dodatkowe wymywanie N przekracza 7 kg N ha⁻¹ i tutaj doradcy rolni mają możliwość podjęcia działań w celu poprawy sytuacji poprzez konsultacje z rolnikami uprawiającymi te pola.

Średnia (ważona powierzchnią pól) podstawowego wymywania N dla badanej próbki wynikająca z rodzaju gleby i opadów wynosi 18,3 kg N ha⁻¹. Podczas gdy średnie podstawowe wymywanie N zmodyfikowane czynnikami wynikającymi z rodzaju uprawianej rośliny w poprzednim roku, terminu wykonania orki i stosowania nawozów naturalnych wynosi około 17,5 kg N ha⁻¹ co sugeruje dobre praktyki rolnicze ze względu na wymienione czynniki. Jednak średnia ważona całkowitego wymywania N dla badanej próbki wynosi około 20,3 kg N ha⁻¹ (jest większa niż mediana próbki, co sugeruje nieco wyższe wymywanie N z relatywnie większych pól). W związku z tym średnie całkowite wymywanie N jest o około 16% wyższe niż średnie modyfikowane podstawowe wymywanie z pola i jest spowodowane przekroczeniem zalecanych dawek nawozów mineralnych.

Oszacowane straty wymywania N trudno porównywać ilościowo z wynikami innych badań ze względu na mnogość czynników naturalnych i antropogenicznych – często bardzo specyficznych dla danego obszaru. Jako przykład warto wspomnieć, że w warunkach nieco podobnych do Gminy Puck, w południowo-zachodniej Szwecji, ilość N wymywanego (z gleby piaszczysto-gliniastej) w łagodną zimę przy uprawie pszenicy i rzepaku wynosił odpowiednio 35–94 kg N ha⁻¹ i 16–23 kg N ha⁻¹. Natomiast w mroźną zimę poziomy wymywania N były podobne dla wszystkich upraw i wynosiły 32–58 kg N ha⁻¹ (Engström et al. 2011). Wartości te były wyższe od wielkości oszacowanych dla badanych pól w Gminie Puck. Średni N wypłukany z badanego obszaru (20,3 kg N ha⁻¹) mieścił się w dolnym zakresie rocznych strat azotanów z gruntów ornych w południowej Szwecji pod koniec okresu XX wieku, które ustalono na 15–45 kg N ha⁻¹ (Stenberg et al. 1999).

Część biochemiczna modelu EcoPuckBay

W celu oceny jakości wyników uzyskanych w części biochemicznej modelu EcoPuckBay obliczono zestaw podstawowych miar statystycznych (Dybowski, Janecki, et al. 2020), takich jak średnia, współczynnik korelacji Pearsona (r), błąd średniokwadratowy (RMSE) i odchylenie standardowe (STD). Do porównania wybrano rozpuszczone stężenia tlenu, azotanów, fosforanów i chlorofilu a .

Tabela 3. Porównanie statystyczne wyników modelu EcoPuckBay z danymi monitoringowymi Wojewódzkiego Inspektoratu Ochrony Środowiska (VIEP).

	VIEP Mean	VIEP STD	EPB Mean	EPB STD	RMSE	<i>r</i>
O ₂ [mmol m ⁻³]	315.30	43.06	337.50	35.97	31.03	0.71
NO ₃ [mmol m ⁻³]	1.74	2.31	2.48	2.87	2.19	0.66
PO ₄ [mmol m ⁻³]	0.35	0.23	0.32	0.21	0.21	0.56
CHL [mg m ⁻³]	4.44	3.14	4.40	3.59	2.89	0.64

Porównując wyniki modelu EcoPuckBay z danymi monitoringowymi VIEP (Tab. 3), widzimy, że stężenia modelowanych zmiennych są tego samego rzędu wielkości co dane środowiskowe. Najwyższa niepewność (około 30%) dotyczy azotanów, w pozostałych przypadkach różnica w średnich nie przekracza 10%. W przypadku czasowej zmienności modelowanych zmiennych najlepiej odwzorowane zostało stężenie tlenu rozpuszczonego, dla którego współczynnik korelacji Pearsona jest najwyższy ($r = 0,71$).

Tabela 4. Porównanie statystyczne wyników modelu EcoPuckBay z danymi modelowymi z NEMO-SCOBI.

	NEMO Mean	NEMO STD	EPB Mean	EPB STD	RMSE	<i>r</i>
O ₂ [mmol m ⁻³]	360.63	43.74	358.90	35.95	29.02	0.75
NO ₃ [mmol m ⁻³]	4.68	5.18	5.70	3.82	4.20	0.60
PO ₄ [mmol m ⁻³]	0.68	0.36	0.21	0.15	0.29	0.59
CHL [mg m ⁻³]	6.37	5.87	3.51	2.40	4.74	0.63

Porównanie statystyczne parametrów biochemicznych z modelu EcoPuckBay z wynikami modelowymi z NEMO-SCOBI (Tab. 4) wskazuje na zadowalające odwzorowanie wartości średnich oraz odchyłeń standardowych od średniej. Wartość współczynnika korelacji jest największa dla stężenia tlenu rozpuszczonego ($r = 0.75$), dla pozostałych modelowanych zmiennych wartość współczynnika korelacji jest równa około 0.60, należy jednak podkreślić, że modele EcoPuckBay oraz NEMO mają bardzo różne rozmiary siatki (rozdzielczość pozioma modelu NEMO to ok. 4 km, podczas gdy rozdzielczość pozioma modelu EcoPuckBay to ok. 115 m).

Wpływ zlewni Gminy Puck na wody Zalewu Puckiego

W ostatniej części pracy (Dybowski and Dzierzbicka-Glowacka 2022) z wykorzystaniem modelowania numerycznego przeanalizowano wpływ składników pokarmowych (azotanów i fosforanów) na wody Zalewu Puckiego (Basen Gdański, Bałtyk Południowy) zasilane od strony lądu. Dane modelowe zweryfikowano przez porównanie z danymi pomiarowymi *in situ*. Przeanalizowano przestrzenną i czasową zmienność stężeń azotanów, fosforanów i chlorofilu *a*. W wyniku przeprowadzonych badań doszliśmy do wniosku, że ładunek fosforanów i azotanów deponowanych z rzek mających ujście bezpośrednio w Zalewie Puckim jest stosunkowo niewielki w porównaniu z Wisłą. Jednak nawet gdy niewielki spływ dostanie się do zbiornika o bardzo ograniczonej wymianie wód, jak Zalew Pucki, zdarzają się okresy, w których ładunek składników pokarmowych rzecznych znacząco wpływa na funkcjonowanie ekosystemu.

Przeprowadzono analizę wpływu rzek mających ujście bezpośrednio do Zalewu Puckiego na zakwity glonów w jej wodach. W tym celu model EcoPuckBay został skonfigurowany w ten sposób, że rzeki modelowane z wykorzystaniem modelu SWAT zostały odłączone. Analizę przeprowadzono od początku lutego do końca lipca 2018 roku. W konfiguracji z włączonymi rzekami wielkość zakwitu okrzemek była większa o ok. 22% w stosunku do konfiguracji bez rzek, z kolei zakwit toksycznych sinic zmniejszył się o 9%. Dzieje się tak dlatego, że w konfiguracji bez rzek brak dopływu związków azotu wiosną ogranicza kwitnienie okrzemek, co w następstwie powoduje podwyższenie stężenia fosforanów wiosną (fosforany nie są zużywane). Następnie, gdy temperatura osiągnie poziom, wyzwalający zakwit letni, ten nadmiarowy ładunek fosforanów jest pobierany na zakwit sinic.

Wnioski

Zatoka Pucka jest obszarem niezwykle cennym i różnorodnym, szczególnie jej wewnętrzna część zwana Zalewem Puckim (Wesławski et al. 2009). Mimo to, częstotliwość publikowanych badań naukowych na jej temat w mojej ocenie jest niewielka. Na uwagę zasługuje fakt, że model EcoPuckBay jest pierwszym modelem, który odwzorowuje zmienne fizykochemiczne Zatoki Puckiej w wysokiej rozdzielczości, zarówno czasowej jak i przestrzennej. Wyniki weryfikacji modelu wskazują na jego przydatność

do prognozowania warunków hydrodynamicznych oraz biochemicznych. Zadowalająca zgodność między pomiarami *in situ* a symulacjami umożliwiła podejmowanie dalszych analiz i wprowadzania kolejnych poprawek w modelu. Prawidłowe odwzorowanie mieszania w całej kolumnie wody, adwekcji i wymiany ciepła, które kontrolują nagrzewanie i schładzanie mas wodnych, ma istotne znaczenie dla prognozowania procesów biologicznych. Zwłaszcza w regionie takim jak Zatoka Pucka, z jej unikalnym ekosystemem, odmiennym od warunków na otwartym morzu ze względu na występowanie naturalnych barier topograficznych oraz silny wpływ czynników środowiskowych, zarówno naturalnych, jak i indukowanych działalnością człowieka.

Praca powstała w ramach realizacji projektu „Zintegrowany Serwis informacyjno-predykcyjny WaterPUCK” finansowanego przez NCBiR w ramach Programów Strategicznych – BIOSTRATEG III. Przeprowadzone badania środowiskowe i numeryczne pozwoliły na opracowanie numerycznych modeli, modelu przepływu wód powierzchniowych i transportu substancji biogennych oraz pestycydów, modelu przepływu wód podziemnych i modelu ekosystemu Zatoki Puckiej EcoPuckBay, które w ramach fazy przygotowania produktu do wdrożenia zostały udostępnione Gminie Puck, jako narzędzia analiz, prognoz i wspomagania decyzji. Zastosowanie modeli będzie związane ze strategicznym problemem ochrony środowiska w Polsce, jakim jest ograniczenie dopływu substancji biogennych do Bałtyku i ograniczenie jego eutrofizacji. Powiązanie modeli spływu wód lądowych powierzchniowych i podziemnych oraz wód morskich w Zatoce Puckiej w ramach serwisu WaterPuck ma charakter innowacyjny w skali światowej i pozwoli na dokładniejsze i bardziej kompleksowe odwzorowanie procesów zachodzących w strefie brzegowej. Dostęp do produktów Serwisu WaterPUCK i opis ich działania jest poprzez stronę internetową projektu WaterPuck <https://waterpuck.pl/> w zakładce PRODUKTY WATERPUCK lub bezpośrednio na stronie <https://waterpuck.pl/pl/produkty.html> (Dzierzbicka-Głowacka et al. 2022).

Bibliografia

- Álvarez, X., E. Valero, R. M. B. Santos, S. G. P. Varandas, L. F. Sanches Fernandes, and F. A. L. Pacheco. 2017. “Anthropogenic Nutrients and Eutrophication in Multiple Land Use Watersheds: Best Management Practices and Policies for the Protection of Water Resources.” *Land Use Policy* 69: 1–11. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.08.028>.
- Badri Ahmadi, Hadi, Simonov Kusi-Sarpong, and Jafar Rezaei. 2017. “Assessing the Social Sustainability of Supply Chains Using Best Worst Method.” *Resources, Conservation and Recycling* 126: 99–106. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.07.020>.
- Baltic Sea Hydrographic Commission. 2013. “Baltic Sea Bathymetry Database Version 0.9.3.” <http://data.bshc.pro/#2/52.8/20.4>.
- Durski, Scott M., Scott M. Glenn, and Dale B. Haidvogel. 2004. “Vertical Mixing Schemes in the Coastal Ocean: Comparison of the Level 2.5 Mellor-Yamada Scheme with an Enhanced Version of the K Profile Parameterization.” *Journal of Geophysical Research: Oceans* 109 (C1). <https://doi.org/10.1029/2002JC001702>.
- Dybowski, Dawid, and Lidia Dzierzbicka-Głowacka. 2022. “Analysis of the Impact of Nutrients Deposited from the Land Side on the Waters of Puck Lagoon (Gdańsk Basin, Southern Baltic).” *Submitted to Journal of Hydrology*.
- Dybowski, Dawid, Lidia Anita Dzierzbicka-Głowacka, Stefan Pietrzak, Dominika Juszkowska, and Tadeusz Puszkarczuk. 2020. “Estimation of Nitrogen Leaching Load from Agricultural Fields in the Puck Commune with an Interactive Calculator.” *PeerJ* 8: e8899. <https://doi.org/10.7717/peerj.8899>.
- Dybowski, Dawid, Jaromir Jakacki, Maciej Janecki, Artur Nowicki, Daniel Rak, and Lidia Dzierzbicka-Głowacka. 2019. “High-Resolution Ecosystem Model of the Puck Bay (Southern Baltic Sea) Hydrodynamic Component Evaluation.” *Water* 11 (10): 2057. <https://doi.org/10.3390/w11102057>.
- Dybowski, Dawid, Maciej Janecki, Artur Nowicki, and Lidia Anita Dzierzbicka-Głowacka. 2020. “Assessing the Impact of Chemical Loads from Agriculture Holdings on the Puck Bay Environment with the High-Resolution Ecosystem Model of the Puck Bay, Southern Baltic Sea.” *Water* 12 (7): 2068. <https://doi.org/10.3390/w12072068>.
- Dzierzbicka-Głowacka, Lidia, Dawid Dybowski, Maciej Janecki, Ewa Wojciechowska, Beata Szymczycha, Dawid Potrykus, Artur Nowicki, et al. 2022. “Modelling the Impact of the Agricultural Holdings and Land-Use Structure on the Quality of Inland and Coastal Waters with an Innovative and Interdisciplinary Toolkit.” *Agricultural Water Management* 263: 107438. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2021.107438>.

- Dzierzbicka-Głowacka, Lidia, Jaromir Jakacki, Maciej Janecki, and Artur Nowicki. 2013. "Activation of the Operational Ecohydrodynamic Model (3d CEMBS) the Hydrodynamic Part*." *Oceanologia* 55 (3): 519–41. <https://doi.org/10.5697/oc.55-3.519>.
- Dzierzbicka-Głowacka, Lidia, Maciej Janecki, Artur Nowicki, and Jaromir Jakacki. 2013. "Activation of the Operational Ecohydrodynamic Model (3d CEMBS) the Ecosystem Module*." *Oceanologia* 55 (3): 543–72. <https://doi.org/10.5697/oc.55-3.543>.
- Engström, Lena, Maria Stenberg, Helena Aronsson, and Börje Lindén. 2011. "Reducing Nitrate Leaching After Winter Oilseed Rape and Peas in Mild and Cold Winters." *Agronomy Sust. Developm.* 31 (2): 337–47. <https://doi.org/10.1051/agro/2010035>.
- European Environment Agency. 2018. "Agricultural Land: Nitrogen Balance." Briefing. *European Environment Agency*. <https://www.eea.europa.eu/airs/2018/natural-capital/agricultural-land-nitrogen-balance>.
- Galloway, James N., Alan R. Townsend, Jan Willem Erisman, Mateete Bekunda, Zucong Cai, John R. Freney, Luiz A. Martinelli, Sybil P. Seitzinger, and Mark A. Sutton. 2008. "Transformation of the Nitrogen Cycle: Recent Trends, Questions, and Potential Solutions." *Science* 320 (5878): 889–92. <https://doi.org/10.1126/science.1136674>.
- Hägg, Hanna Eriksson, Steve W. Lyon, Teresia Wällstedt, Carl-Magnus Mörth, Björn Claremar, and Christoph Humborg. 2014. "Future Nutrient Load Scenarios for the Baltic Sea Due to Climate and Lifestyle Changes." *AMBIO* 43 (3): 337–51. <https://doi.org/10.1007/s13280-013-0416-4>.
- Halpern, Benjamin S., Shaun Walbridge, Kimberly A. Selkoe, Carrie V. Kappel, Fiorenza Micheli, Caterina D'Agrosa, John F. Bruno, et al. 2008. "A Global Map of Human Impact on Marine Ecosystems." *Science* 319 (5865): 948–52. <https://doi.org/10.1126/science.1149345>.
- Heisler, J., P. M. Glibert, J. M. Burkholder, D. M. Anderson, W. Cochlan, W. C. Dennison, Q. Dortch, et al. 2008. "Eutrophication and Harmful Algal Blooms: A Scientific Consensus." *Harmful Algae* 8 (1): 3–13. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.hal.2008.08.006>.
- Howarth, Robert W. 2008. "Coastal Nitrogen Pollution: A Review of Sources and Trends Globally and Regionally." *Harmful Algae* 8 (1): 14–20. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.hal.2008.08.015>.
- Large, W. G., J. C. McWilliams, and S. C. Doney. 1994. "Oceanic Vertical Mixing: A Review and a Model with a Nonlocal Boundary Layer Parameterization." *Reviews of Geophysics* 32 (4): 363–403. <https://doi.org/10.1029/94RG01872>.
- Lotze, Heike K., Hunter S. Lenihan, Bruce J. Bourque, Roger H. Bradbury, Richard G. Cooke, Matthew C. Kay, Susan M. Kidwell, Michael X. Kirby, Charles H. Peterson, and Jeremy B. C. Jackson. 2006. "Depletion, Degradation, and Recovery Potential of Estuaries and Coastal Seas." *Science* 312 (5781): 1806–9. <https://doi.org/10.1126/science.1128035>.
- McDougall, Trevor J., David R. Jackett, Daniel G. Wright, and Rainer Feistel. 2003. "Accurate and Computationally Efficient Algorithms for Potential Temperature and Density of Seawater." *Journal of Atmospheric and Oceanic Technology* 20 (5): 730–41.
- Moore, J. Keith, Scott C. Doney, Joanie A. Kleypas, David M. Glover, and Inez Y. Fung. 2001. "An Intermediate Complexity Marine Ecosystem Model for the Global Domain." *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, The US JGOFS Synthesis and Modeling Project: Phase 1, 49 (1): 403–62. [https://doi.org/10.1016/S0967-0645\(01\)00108-4](https://doi.org/10.1016/S0967-0645(01)00108-4).
- Shahidul Islam, Md., and Masaru Tanaka. 2004. "Impacts of Pollution on Coastal and Marine Ecosystems Including Coastal and Marine Fisheries and Approach for Management: A Review and Synthesis." *Marine Pollution Bulletin* 48 (7): 624–49. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2003.12.004>.
- Stenberg, Maria, Helena Aronsson, Börje Lindén, Tomas Rydberg, and Arne Gustafson. 1999. "Soil Mineral Nitrogen and Nitrate Leaching Losses in Soil Tillage Systems Combined with a Catch Crop." *Soil and Tillage Research* 50 (2): 115–25. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(98\)00197-4](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(98)00197-4).
- Wesławski, J. M., J. Warzocha, J. Wiktor, J. Urbański, K. Bradtke, L. Kryła, A. Tatarek, L. Kotwicki, and J. Piwowarczyk. 2009. "Biological Valorization of the Southern Baltic Sea (Polish Exclusive Economic Zone)." *Oceanologia* 51 (3): 415–35. <https://doi.org/10.5697/oc.51-3.415>.
- Worm, Boris, Ray Hilborn, Julia K. Baum, Trevor A. Branch, Jeremy S. Collie, Christopher Costello, Michael J. Fogarty, et al. 2009. "Rebuilding Global Fisheries." *Science* 325 (5940): 578–85. <https://doi.org/10.1126/science.1173146>.