

dr hab. Karol Kuliński, prof. IO PAN
kierownik Pracowni Biogeochemii Morza
Instytut Oceanologii PAN
ul. Powstańców Warszawy 55
81-712 Sopot

Sopot, 1 luty 2024

Ocena potencjalnych skutków biogeochemicznych w Morzu Bałtyckim działania elektrowni jądrowej zlokalizowanej w rejonie Choczewo/Kopalino – w kontekście wyników zawartych w „Raporcie o oddziaływaniu na środowisko przedsięwzięcia polegającego na budowie i eksploatacji pierwszej w Polsce Elektrowni Jądrowej o mocy elektrycznej do 3 750 MWe, na obszarze gmin: Choczewo lub Gniewino i Krokowa” oraz uzupełnień do ww. Raportu.

Opinia ta została przygotowana w oparciu o moją wiedzę i doświadczenie zawodowe. Zawiera ona przede wszystkim opis wątpliwości i pytań, które pojawiły się w trakcie lektury ww. Raportu oraz zdefiniowanie zakresu badań, który powinien, w moim przekonaniu, zostać uwzględniony, aby kompetentnie ocenić problematykę.

Zgodnie z „Raportem o Oddziaływaniu na Środowisko przedsięwzięcia polegającego na budowie i eksploatacji pierwszej w Polsce Elektrowni Jądrowej o mocy elektrycznej do 3 750 MWe, na obszarze gmin: Choczewo lub Gniewino i Krokowa” (dalej w tekście opisywanym w skrócie jako „Raport”) za preferowany został uznany tzw. Podwariant 1A. Dotyczy on lokalizacji inwestycji w rejonie Lubiatowo – Kopalino oraz, jako jedyny, zakłada zastosowanie otwartego układu chłodzenia (bez chłodni kominowych), w którym ciepło jest emitowane bezpośrednio do morza. Podwyższona w sposób ciągły temperatura morza na skutek odprowadzania ciepła może powodować istotne zmiany w ekosystemie. Należy tu wymienić:

- wpływ na strukturę fitoplanktonu, poprzez wzrost liczby i biomasy gatunków preferujących wyższą temperaturę, przede wszystkim sinic, ale również bruzdnic, kosztem okrzemek;
- wydłużenie sezonu wegetacyjnego;
- wzrost liczby zakwitów;
- wzrost żyzności wód (eutrofizacja);
- występowanie stratyfikacji termicznej, a tym samym ryzyka wystąpienia deficytów tlenowych w głębszych warstwach kolumny wody.

Ocena możliwości wystąpienia tych zmian i ich zakresu wymaga zastosowania odpowiednich narzędzi. Najwłaściwszym byłoby użycie matematycznego modelu, który uwzględniałby złożoność ekosystemu we wspomnianym wyżej zakresie. Tym samym taki model, obok odpowiedniego komponentu hydrodynamicznego, pozwalającego chociażby na ocenę rozprzestrzeniania się w morzu plamy ciepła emitowanego z elektrowni, powinien również umożliwiać symulację zmian ożywionej części środowiska morskiego. Ze względu na zakres spodziewanych zmian, niezbędne jest aby w takim modelu wyróżnione były różne grupy fitoplanktonu, w tym sinice, które są organizmami ciepłolubnymi, a których zwiększone występowanie sprzyja eutrofizacji ekosystemu i może nieść szereg negatywnych skutków, w tym choćby dla branży turystycznej (np. masowe zakwity sinic są powodem zamykania plaż w sezonie letnim). Poprawne uwzględnienie różnych grup fitoplanktonu w modelu ekosystemowym i symulowanie/prognozowanie ich rozwoju i zmian w przyszłości wymaga uwzględnienia specyfiki biogeochemicznej tych organizmów, w tym w szczególności ich zapotrzebowania na substancje

biogeniczne (związki azotu i fosforu). Zapotrzebowanie to jest różne dla różnych grup. Choćby sinice są organizmami zdolnymi do wiązania azotu cząsteczkowego (N₂, azot atmosferyczny) i mogą się rozwijać, gdy w wodzie morskiej występują niedobory jonowych form azotu, które dla innych grup fitoplanktonu są niezbędne do funkcjonowania. **Tym samym, aby dobrze oszacować ewentualne zmiany w zakresie struktury fitoplanktonu, częstotliwości zakwitów (w tym sinic), eutrofizacji itd., niezbędne jest uwzględnienie w modelowaniu zmienności sezonowej stężeń związków azotu i fosforu.** Co ważne, w takim modelowaniu należałoby również uwzględnić zrzuty tych związków z samej elektrowni i związanych z nią instalacji, które staną się dodatkowym ich źródłem w tym rejonie.

Innym istotnym elementem w modelowaniu (czy też prognozowaniu) zmian mogących wystąpić w ekosystemie w przyszłości na skutek funkcjonowania elektrowni jest uwzględnienie zmian, które są przewidywane dla ekosystemu Bałtyku niezależnie od jej funkcjonowania. **Dopiero na ich tle możliwe jest oszacowanie wpływu inwestycji na środowisko w przyszłości.** Tu przede wszystkim należałoby wziąć pod uwagę zmiany klimatu (np. wzrost temperatury, obecnie ok. 0,5°C na dekadę) i zmiany w stężeniach i dostępności związków azotu i fosforu limitujących występowanie i wielkość zakwitów różnych grup fitoplanktonu. Z kolei zmiany stężeń związków azotu i fosforu w przyszłości będą zależne od zmian w ładunkach tych substancji z ładu (z wodami rzek) i w wyniku depozycji atmosferycznej oraz na skutek zmian w obiegach biogeochemicznych tych pierwiastków w ekosystemie. **Scenariusze takich zmian do roku 2100, zarówno w aspekcie klimatycznym, jak również ekosystemowym, są przygotowane przez środowisko naukowe dla Morza Bałtyckiego i powszechnie dostępne (np. Christensen i in., 2022; Meier i in., 2022).**

Na tle powyższych rozważań, według mnie, przygotowana w Raporcie ocena ewentualnych zmian w ekosystemie jest nieprzekonująca. Moje wątpliwości budzi sposób w jaki dokonano analiz porównawczych i ilościowych, w tym modelowych (modele matematyczne).

Niejasności i wątpliwości płynące z lektury Raportu

W zakresie analiz porównawczych (studia literaturowe, porównanie z podobnymi funkcjonującymi instalacjami/elektrowniami) skupiono się przede wszystkim na wielkości anomalii temperaturowych w morzu przewidywanych dla planowanej elektrowni oraz tych opisanych w literaturze. Tu wykorzystano przede wszystkim porównanie z fińską elektrownią Loviisa pracującą od 1977 roku. Przywołane w Raporcie badania Ilus i Keskitalo (2008) bazujące na wynikach wieloletniego monitoringu wskazują, że emisja ciepła z tamtejszej elektrowni przyczyniła się do wzrostu produkcji i biomasy fitoplanktonu w rejonie, a szczególnie sinicy *Aphanizomenon* spp. Autorzy Raportu poprzez porównanie wielkości smug ciepła (planowana inwestycja vs. elektrownia Loviisa) i występujących w nich anomalii temperatury oceniają, że: „wpływ podgrzanej wody w wypadku przewidywanej elektrowni będzie znacznie mniejszy niż w wypadku elektrowni fińskiej” (str. 115 i 152, załącznik 1 z 13.06.2023). **Powstaje pytanie jakie założenia kryją się za taką oceną w Raporcie?** Wzrost sinic (podobnie jak innych organizmów planktonowych) nie jest przecież zależny wyłącznie od temperatury, ale jest wypadkową szeregu innych czynników środowiskowych, jak choćby dostępności związków azotu i fosforu czy też głębokości warstwy mieszania w kolumnie wody morskiej (np. Schneider i in., 2017).

Dodatkowo w Raporcie (str. 115, załącznik 1 z 13.06.2023) pojawia się stwierdzenie: „Biorąc pod uwagę planowane położenie miejsca zrzutu w odległości 3,7 km od linii brzegowej, wody o temperaturze podwyższonej o 2°C, a nawet o 1°C nie będą docierały do obszaru RDW w wariancie 50 percentyla, natomiast w wariancie 98 percentyla będą docierały w bardzo ograniczony sposób”. Podkreślić należy, że stwierdzenie to jest przedstawione w Raporcie w części oceny oddziaływania smugi cieplnej na stan wód w zakresie zmian w strukturze fitoplanktonu. **Jak w związku z tym należy je rozumieć? Czy fakt, że smuga cieplna o wskazanej przez autorów Raportu charakterystyce nie dotrze do brzegu ma oznaczać, że nie należy się spodziewać przy brzegu również anomalii związanych z występowaniem**

fitoplanktonu? W mojej ocenie takie założenie jest niepoprawne, ponieważ na rozprzestrzenianie się smugi cieplnej oddziałują inne procesy (np. wymiana cieplna z atmosferą) niż na przemieszczanie się organizmów dryfujących (fitoplankton) w toni wodnej. Tak więc, nawet jeśli anomalie związane z występowaniem fitoplanktonu miałyby być generowane w pewnej odległości od brzegu to nadal będą one mogły do niego dotrzeć. Widać to bardzo dobrze przy rozprzestrzeniających się w warstwie powierzchniowej zakwitach sinic, które często rozpoczynają się w otwartych wodach, by następnie niesione z przemieszczającymi się masami wodnymi dotrzeć do wybrzeży.

Zastanawiające jest również samo porównanie wielkości smug ciepłych dla planowanej elektrowni i elektrowni Loviisa przedstawione w Raporcie - „wpływ podgrzanej wody w wypadku przewidywanej elektrowni będzie znacznie mniejszy niż w wypadku elektrowni fińskiej” (str. 115 i 152, załącznik 1 z 13.06.2023). Ilus i Kesitalo (2008) wskazują, że elektrownia w Loviisa odprowadza do okolicznych wód ok. 1 500 MW ciepła. Planowana w Polsce elektrownia ma być znacznie większa, ma mieć moc elektryczną do 3 750 MWe i oddawać do morza poprzez otwarty układ chłodzenia (podwariant 1A) nawet do 7 200 MW ciepła (przy maksymalnym obciążeniu 3 reaktorów). Zakładając nawet, że elektrownia będzie pracować przy niepełnym obciążeniu daje to nadal co najmniej 3-4 razy więcej ciepła odprowadzanego do morza niż w przypadku elektrowni Loviisa. **W jaki sposób można wyjaśnić rozbieżności między ilością oddawanego ciepła przez obie elektrownie oraz dokonany w Raporcie porównaniem wielkości smug ciepłych i anomalii temperaturowych?**

Ocena ilościowa oddziaływania smugi cieplnej na występowanie fitoplanktonu z kolei bazuje na wynikach modelowania zasięgu anomalii stężenia chlorofilu *a* dla zimy i lata (Rysunek 9.4 i 9.5, załącznik 1 z 13.06.2023). Stężenie chlorofilu *a* w wodzie morskiej jest pośrednim wskaźnikiem sumarycznej biomasy wszystkich grup wchodzących w skład fitoplanktonu. Natomiast zmiany stężenia chlorofilu *a* w czasie są związane ze zmianą tej biomasy. W związku z tymi wynikami nasuwają się pytania:

Jakie grupy fitoplanktonu zostały ujęte w modelowaniu anomalii stężeń chlorofilu *a*?

Czy model uwzględni również sinice i czy wyniki modelowania dotyczące sinic można wyodrębnić? Jak one są?

Co konkretnie oznaczają „lato” i „zima”? Czy są to wyniki uśrednione dla całych sezonów?

Jak wygląda anomalia stężeń chlorofilu *a* dla innych sezonów i faz okresu wegetacyjnego? Skoro raport stwierdza, że wśród możliwych oddziaływań emisji ciepła do wód powierzchniowych jest wydłużenie sezonu wegetacyjnego i wzrost liczby zakwitów czy nie byłoby zasadnym aby ocenić te oddziaływania ilościowo?

Co jest głównym czynnikiem generującym, a co limitującym (ograniczającym), występowanie przedstawionych w Raporcie anomalii stężeń chlorofilu *a*? Treść towarzysząca Rysunkom 9.4 i 9.5 (załącznik 1 z 13.06.2023) sugeruje, że jest to rozprzestrzenianie się podgrzanych wód. Tymczasem kształty smug anomalii chlorofilu *a* i temperatury są zdecydowanie różne. **Dlaczego, patrząc wyłącznie na sezon letni (sezon wegetacyjny), smuga anomalii chlorofilu *a* jest znacznie mniejsza od smugi anomalii temperatury i ograniczona wyłącznie do najwyższych wartości anomalii temperatury? Dlaczego mniejsze anomalie termiczne nie mogą generować anomalii chlorofilu *a*?**

Czy w modelowaniu anomalii stężeń chlorofilu *a* ujęto dodatkowy zrzut azotu i fosforu, który ma trafiać do morza wraz ze zrzutem podgrzanych wód czy tylko anomalię temperatury? Wyniki modelowania chlorofilu *a* są przedstawione w części Raportu poświęconej ocenie oddziaływania smugi cieplnej, Raport w tym miejscu nie wspomina o związkach biogenicznych więc jest to niejasne.

W moim przekonaniu wyłącznie całościowe ujęcie w modelowaniu zarówno efektu anomalii temperatury jak również efektu dodatkowej i ciągłej dostawy związków biogenicznych może dać pogląd na temat ilościowej oceny oddziaływania elektrowni na środowisko morskie w zakresie fitoplanktonu i eutrofizacji.

Rysunki od 9.6 do 9.11 w załączniku 1 z 13.06.2023 przedstawiają symulacje rozprzestrzeniania się azotu amonowego, azotu azotanowego oraz fosforanów dla warunków lata i zimy. Są one przedstawione jako różnica między sytuacją ciągłego zrzutu azotu i fosforu i sytuacją naturalną zdefiniowaną jako okres w którym prowadzone były na tym obszarze badania. Wartości tych różnic są wyrażone w % wzrostu stężenia w stosunku do stanu przedinwestycyjnego.

Zakładając stały wzrost bezwzględnej wartości stężeń na skutek działalności elektrowni:

- **dlaczego % anomalii stężeń fosforu jest wyższy zimą niż latem?** Sugerują to skale zastosowane na Rysunkach 9.10 i 9.11. Taka sytuacja wskazywałaby na to, że w warunkach naturalnych zimą stężenia DIP na tym obszarze są niższe niż latem, co byłoby sytuacją odwrotną w stosunku do typowej zmienności, w której wody w okresie wegetacyjnym są zubożone w fosforany na skutek produkcji pierwotnej.

- **dlaczego % anomalii stężeń azotanów jest taki sam zimą i latem (takie same skale na Rysunkach 9.8 i 9.9)?** Podobnie jak w przypadku fosforanów, w warunkach naturalnych należałoby się spodziewać stężeń azotanów w wodzie wyższych zimą niż latem.

Nasuwa się pytanie, **na ile reprezentatywne są wyniki badań w zakresie stężeń azotu i fosforu przeprowadzone na obszarze planowanej inwestycji w 2017 i na przełomie 2017 i 2018 które zakłada się jako wartości przedinwestycyjne? Czy w trakcie badań przeprowadzonych w tamtym czasie występowały upwellingi (wynoszenie wód z głębszych rejonów ku powierzchni)? A jeśli tak, to jak zostały uwzględnione związane z nimi wyniki?**

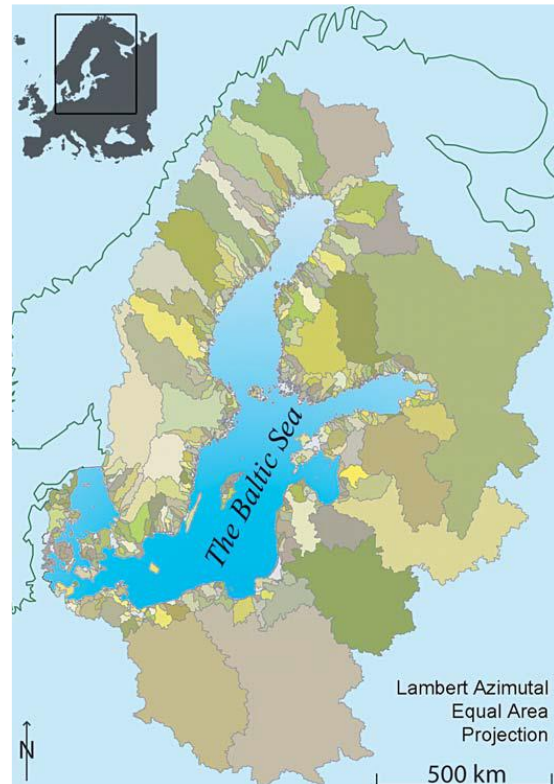
Co (jaki proces) jest czynnikiem wpływającym na szybki (klikaset metrów, znacznie szybszy niż smug termicznych) zanik smug obrazujących rozprzestrzenianie się związków azotu i fosforu? Czy w modelowaniu uwzględniono aktywność fitoplanktonu? Takie rozwiązanie byłoby wskazane, ponieważ głównym ubytkiem DIN i DIP w środowisku morskim jest ich przekształcanie w materię organiczną (produkcja pierwotna) i jej eksport do osadów i głębszych rejonów zbiornika (np. Kuliński i in. 2022). Produkcja pierwotna mogłaby (a nawet powinna) tłumaczyć szybki zanik smug rozprzestrzeniania się azotu i fosforu, ale w takiej sytuacji należałoby się spodziewać, że zanik smug latem (okres wegetacyjny) będzie szybszy niż zimą. **Tymczasem dla wszystkich trzech analizowanych związków (Rysunki od 9.6 do 9.11 w załączniku 1 z 13.06.2023) wielkość smug i ich zanik dla zimy i dla lata są porównywalne – dlaczego? W wyniku jakich procesów usuwany jest nadmiarowy azot i fosfor zimą, kiedy produkcja pierwotna jest minimalna?** Brak aktywności fitoplanktonu zimą sugerują również przedstawione w raporcie anomalie stężeń chlorofilu *a* (Rysunek 9.5 w załączniku 1 z 13.06.2023). Co więcej, porównywalna wielkość smug dla azotu i fosforu sugeruje podobne tempo ich zaniku, a więc również podobne tempo usuwania. Zgodnie z Tabelą 9.53 (załącznik 1 z 13.06.2023) stosunek molowy nadmiarowego (generowanego przez elektrownię) DIN do nadmiarowego DIP to $0,195 : 0,04 = 4,9$. Typowy stosunek N:P dla produkcji pierwotnej (tzw. Redfield ratio) to ok. 16 (np. Schneider i in., 2017). **Jeśli procesem usuwania nadmiarowego N i P miałyby być produkcja pierwotna to skąd ta rozbieżność?**

Zrzut związków azotu i fosforu z elektrowni, a szczególnie łatwo przyswajalnych przez fitoplankton form mineralnych (DIN i DIP), będzie miał charakter ciągły. Natomiast stężenia tych form w powierzchniowej wodzie morskiej są zmienne w trakcie roku - od najwyższych obserwowanych zimą, do najniższych obserwowanych w różnych fazach sezonu wegetacyjnego, kiedy to niskie stężenia zarówno azotu jak i fosforu mogą być czynnikami limitującymi produkcję pierwotną (np. Schneider i in. 2017). Dlatego też moim zdaniem zasadnym byłaby ocena oddziaływania zrzutu azotu i fosforu przez cały rok w różnych fazach aktywności różnych grup fitoplanktonu.

W końcu, przedstawienie w Raporcie braku istotności ładunków azotu i fosforu wnoszonych przez elektrownię jądrową (na różnych etapach jej użytkowania) poprzez porównywanie ich z ładunkami wnoszonymi z dorzecza Wisły (Tom IV, Rozdział 8, m. in. str. 1090, 1123, 1138, 1165, 1202, 1222) jest według mnie nieuzasadnione ze środowiskowego punktu widzenia. Do tych porównań autorzy Raportu przyjęli, powołując się na obowiązujące w Polsce akty prawne, że rozpatrywane lokalizacje elektrowni

jądrowej znajdują się na obszarze dorzecza Wisły (Rysunek IV.8.3- 3). W przepisach tych, moim zdaniem błędnie, nie wyróżnia się oddzielnie dorzeczy rzek Pomorza (np. Parsęty, Słupi, Łęby, Piaśnicy, Redy) uchodzących bezpośrednio do Bałtyku, tylko włącza się je do dorzeczy Wisły lub Odry. Tymczasem zgodnie z powszechnie przyjętą definicją, dorzeczem nazywamy obszar, z którego całkowity odpływ wód powierzchniowych następuje przez jedno ujście do morza. W przypadku zlewni Bałtyku punktem odniesienia w zakresie granic dorzeczy jest często opracowanie przygotowane przez Hannerz i Destouni (2006) (Ryc. 1). Mimo jasnych odwołań autorów Raportu do wspomnianych przepisów prawa wskazujących, że obszar inwestycji znajduje się na obszarze dorzecza Wisły, wykazywanie braku istotności ładunków substancji biogenicznych wnoszonych przez elektrownię poprzez porównanie ich z ładunkami wnoszonymi z dorzecza Wisły jest w moim przekonaniu skrajnie mylące.

Ryc. 1. Granice 634 dorzeczy wokół Morza Bałtyckiego o powierzchni większej niż 6 km² (Hannerz i Destouni, 2006)



Nawet w tak szeroko (i w moim przekonaniu sztucznie) zdefiniowanym obszarze dorzecza Wisły do którego odwołuje się Raport (Rysunek IV.8.3- 3), największym i zdecydowanie dominującym źródłem jakichkolwiek substancji chemicznych, w tym związków biogenicznych, jest sama Wisła. Wisła uchodzi do Bałtyku poprzez tzw. Przekop Wisły znajdujący się w południowej części Zatoki Gdańskiej w znacznej odległości od lokalizacji planowanej elektrowni. Co więcej, rozlew Wisły przemieszcza się (a tym samym oddziałuje) głównie w kierunku północno-wschodnim (Wielgat-Rychert i in., 2013), a Zatoka Gdańska, do której uchodzi Wisła, jest inną częścią jednolitą wód (33) niż Basen Wschodnio-Gotlandzki (27), który jest akwenem właściwym dla inwestycji (Rysunek IV.8.3- 5). Planowana elektrownia to potencjalnie nowe źródło punktowe związków biogenicznych (ale również innych substancji chemicznych) zlokalizowane w otwartej części wybrzeża. Zatem, w rozważaniach na temat istotności ładunków związków biogenicznych wprowadzanych przez elektrownię wskazane byłoby porównywanie tych ładunków z okolicznymi źródłami, jak np. rzekami Piaśnica i Łęba. W wielu miejscach autorzy Raportu wskazują, że oddziaływanie elektrowni na wody Bałtyku mają charakter lokalny/regionalny. Dlaczego zatem porównywać ładunki azotu i fosforu z elektrowni zlokalizowanej w okolicach Choczewa/Kopalina do ładunków wnoszonych przez odległą od tego miejsca Wisłę? **Jak wielkość prognozowanych ładunków azotu i fosforu z elektrowni wygląda na tle innych lądowych źródeł związków biogenicznych znajdujących się w bezpośrednim sąsiedztwie planowanej inwestycji, np. rzek Łęba i Piaśnica?**

Ponadto:

- Nie jest jasne czy, a jeśli tak to w jaki sposób, wzięte zostały pod uwagę w ocenach ilościowych przedstawionych w Raporcie w zakresie fitoplanktonu i eutrofizacji prognozowane dla Bałtyku zmiany temperatury w XXI wieku.

- Nie jest jasne czy, a jeśli tak to w jaki sposób, wzięte zostały pod uwagę w ocenach ilościowych (i jakościowych) przedstawionych w Raporcie w zakresie fitoplanktonu i eutrofizacji oddziaływania związane z występowaniem ekstremalnych zjawisk, np. coraz częstszych tzw. „fal ciepła” (ang. heat waves), które są czynnikiem sprzyjającym rozwojowi zakwitów sinic.

- W zdaniu: „Tak więc stężenie azotu całkowitego w ściekach procesowych wyniesie w miejscu zrzutu 1,407 $\mu\text{M}\cdot\text{dm}^{-3}$, zaś stężenie fosforu całkowitego 0,00278 $\mu\text{g}\cdot\text{dm}^{-3}$ ” (str. 207, załącznik 1 z 13.06.2023) prawdopodobnie błędnie podano jednostkę dla azotu.

Literatura:

Christensen, O. B., Kjellström, E., Dieterich, C., Gröger, M., Meier, H. E. M., 2022, Atmospheric regional climate projections for the Baltic Sea region until 2100, *Earth Syst. Dynam.*, 13, 133–157, <https://doi.org/10.5194/esd-13-133-2022>.

Hannerz F., Destouni G., 2006, Spatial Characterization of the Baltic Sea Drainage Basin and Its Unmonitored Catchments. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 35(5):214-219.

Ilus, E., Keskitalo, J., 2008, The response of phytoplankton to increased temperature in the Loviisa archipelago, Gulf of Finland. *Boreal Environment Research*, 13, 503–516.

Kuliński, K., Rehder, G., Asmala, E., Bartosova, A., Carstensen, J., Gustafsson, B., Hall, P. O. J., Humborg, C., Jilbert, T., Jürgens, K., Meier, M., Müller-Karulis, B., Naumann, M., Olesen, J. E., Savchuk, O., Schramm, A., Slomp, C. P., Sofiev, M., Sobek, A., Szymczycha, B., and Undeman, E., 2022, Biogeochemical functioning of the Baltic Sea, *Earth Syst. Dynam.* 13, 633–685.

Meier, H. E. M., Dieterich, C., Gröger, M., Dutheil, C., Börgel, F., Safonova, K., Christensen, O. B., Kjellström, E., 2022, Oceanographic regional climate projections for the Baltic Sea until 2100, *Earth Syst. Dynam.*, 13, 159–199, <https://doi.org/10.5194/esd-13-159-2022>.

Schneider, B., Dellwig, O., Kuliński, K., Omstedt, A., Pollehne, F., Rehder, G., and Savchuk, O., 2017, Biogeochemical cycles, W: *Biological Oceanography of the Baltic Sea*, Redakcja: Snoeijis- Leijonmalm, P., Schubert, H., and Radziejewska, T., Springer Netherlands, Dordrecht, 87–122.

Wielgat-Rychert, M., Ameryk, A., Jarosiewicz, A., Kownacka, J., Rychert, K., Szymanek, L., Zalewski, M., Agatova, A., Lapina, N., Torgunova, N., 2013. Impact of the inflow of Vistula river waters on the pelagic zone in the Gulf of Gdańsk. *Oceanologia* 55, 859–886. <https://doi.org/10.5697/oc.55-4.859>.