

AUTOREFERAT

**przedstawiający opis dorobku oraz osiągnięć naukowych
na stopień naukowy doktora habilitowanego
dziedzina: Nauki o Ziemi
dyscyplina: Oceanologia**

dr inż. Marta Staniszewska

**Uniwersytet Gdański
Gdynia 2017**

1. Imię i Nazwisko

Marta Staniszevska

2. Posiadane dyplomy, stopnie naukowe – z podaniem nazwy, miejsca i roku ich uzyskania oraz tytułu rozprawy doktorskiej.

18.12.2000: uzyskanie tytułu doktora chemii w zakresie nauk chemicznych, Politechnika Gdańska, Wydział Chemiczny, Katedra Chemii Analitycznej, praca doktorska pt. *Opracowanie „bezrozpuszczalnikowych” metodyk jednoczesnego oznaczania szerokiej gamy lotnych i średniolotnych związków organicznych w próbkach wody* wykonana pod kierunkiem prof. dr hab. inż. Jacka Namieśnika (recenzenci: prof. dr hab. inż. Marek Biziuk, prof. dr hab. Jacek Nawrocki)

27.06.1996: uzyskanie tytułu mgr inż. chemii w ramach kierunku dyplomowania: *Monitoring i Analityka zanieczyszczeń Środowiska*, Politechnika Gdańska, Wydział Chemiczny, Katedra Chemii Analitycznej, praca magisterska pt. *Wykorzystanie nowej wersji techniki analizy fazy nadpowierzchniowej nad cienką warstwą cieczy z samoczynną generacją strumienia ciekłego sorbentu do oznaczania lotnych związków chlorowcoorganicznych w próbkach ciekłych silnie obciążonych matrycą organiczną* wykonana pod kierunkiem prof. dr hab. inż. Jacka Namieśnika i opieką dr hab. inż. Żanety Polkowskiej, prof. nadzw. PG.

3. Informacje o dotychczasowym zatrudnieniu w jednostkach naukowych/ artystycznych.

2006- : Uniwersytet Gdański, Wydział Oceanografii i Geografii, Instytut Oceanografii, Zakład Chemii Morza i Ochrony Środowiska Morskiego, Adiunkt (pełny etat)

2001- : Instytut Morski, Zakład Hydrotechniki Morskiej, Adiunkt (1/4 etatu)

2000-1996: Słuchaczka Studium Doktoranckiego, Politechnika Gdańska, Wydział Chemiczny, Katedra Chemii Analitycznej

4. Wskazanie osiągnięcia* wynikającego z art. 16 ust. 2 ustawy z dnia 14 marca 2003 r. o stopniach naukowych i tytule naukowym oraz o stopniach i tytule w zakresie sztuki (Dz. U. nr 65, poz. 595 ze zm.):

a) tytuł osiągnięcia naukowego/artystycznego.

Czynniki kształtujące stężenia bisfenolu A, 4-tert-oktylofenolu oraz 4-nonylofenolu w Zatoce Gdańskiej

b) (autor/autorzy, tytuł/tytuły publikacji, rok wydania, nazwa wydawnictwa, recenzenci wydawniczy).

Lp	publikacja	IF (rok wydania)* / MNiSW (2016 r.)
I	Staniszewska M. , Falkowska L. 2011. Nonylphenol and 4-tert-octylphenol in the Gulf of Gdansk coastal zone. <i>Oceanological and Hydrobiological Studies</i> , 40(2), 49-56; DOI: 10.2478/s13545-000-0000-0	0,291 (2011)/ 15
II	Staniszewska M. , Falkowska L., Grabowski P., Kwaśniak J., Mudrak-Cegiołka S., Reindl A.R., Sokołowski A., Szumiło E., Zgrundo A. 2014. Bisphenol A, 4-tert-octylphenol, 4- nonylphenol in the Gulf of Gdansk (Southern Baltic). <i>Archives of Environmental Contamination and Toxicology</i> . 67 (3), 335-347; DOI: 10.1007/s00244-014-0023-9	1,895 (2014)/ 25
III	Koniecko I., Staniszewska M. , Falkowska L., Burska D., Kielczewska J., Jasińska A. 2014. Alkylphenols in surface sediments of the Gulf of Gdansk (Baltic Sea). <i>Water Air & Soil Pollution</i> , 225(8):2040, 1-11; DOI: 10.1007/s11270-014-2040-8	1,554 (2014)/ 25
IV	Staniszewska M. , Koniecko I., Falkowska L., Krzomyk E. 2015. Occurrence and distribution of bisphenol A and alkylphenols in the water of the Gulf of Gdansk (Southern Baltic). <i>Marine Pollution Bulletin</i> , 91(1), 372–379; DOI:10.1016/j.marpolbul.2014.11.027	3,099 (2015)/ 40
V	Staniszewska M. , Nehring I., Zgrundo A. 2015. The role of phytoplankton composition, biomass and cell volume in accumulation and transfer of endocrine disrupting compounds in the Southern Baltic Sea (The Gulf of Gdansk). <i>Environmental Pollution</i> , 207, 319-328; DOI: 10.1016/j.envpol.2015.09.031	4,839 (2015)/ 40
VI	Staniszewska M. , Koniecko I., Falkowska L., Burska D., Kielczewska J. 2016. The relationship between the black carbon and bisphenol A in sea and river sediments (Southern Baltic). <i>Journal of Environmental Sciences</i> , 41, 24-32; DOI: 10.1016/j.jes.2015.04.009	2,208 (2015)/ 30
VII	Staniszewska M. , Nehring I., Mudrak-Cegiołka S. 2016. Changes of concentrations and possibility of accumulation of bisphenol A and alkylphenols, depending on biomass and composition, in zooplankton of the Southern Baltic (Gulf of Gdansk). <i>Environmental Pollution</i> , 213, 489-501; DOI: 10.1016/j.envpol.2016.03.004	4,839 (2015)/ 40
VIII	Staniszewska M. Graca B., Sokołowski A., Nehring I., Wasik A., Jendzul A. 2017. Factors determining accumulation of bisphenol A and alkylphenols at a low trophic level as exemplified by mussels <i>Mytilus trossulus</i> . <i>Environmental Pollution</i> , 220, 1147-1159; DOI: 10.1016/j.envpol.2016.11.020	4,839 (2015)/ 40
	sumarycznie IF (rok wydania):	23,564
	sumarycznie IF (pięcioletni):	25,92
	sumarycznie punkty MNiSW :	255

* w przypadku najnowszych prac z uwagi na brak aktualnych wartości IF podano IF najbliższej zbliżony do roku wydania

c) omówienie celu naukowego ww. prac i osiągniętych wyników wraz z omówieniem ich ewentualnego wykorzystania.

Wprowadzenie

Obecnie istnieją różne podziały zanieczyszczeń organicznych. W ostatnich latach zwraca się uwagę na Trwałe Zanieczyszczenia Organiczne (TZO), określone przez Konwencję Sztokholmską (2001) jako te najbardziej niebezpieczne i uciążliwe dla środowiska. Coraz częściej jednak rozpatrywane są związki, które nie spełniają wszystkich cech TZO. Zauważono, że niekoniecznie najważniejszą negatywną cechą związków jest ich duża trwałość w środowisku, ani znaczna zdolność do kumulowania w łańcuchu troficznym, a istotne wydają się być właściwości, które ujawniają się już w śladowych stężeniach. Mogą one powodować zaburzenia w prawidłowym funkcjonowaniu organizmu, w efekcie w dłuższym czasie doprowadzając do katastrofalnych skutków. Takim przykładem są związki endokrynnie aktywne (ang. Endocrine Disrupting Compounds – EDCs). EDCs zakłócają syntezę, transport, wiązanie, działanie lub wydalanie hormonów obecnych w organizmie. Zaburzając homeostazę w konsekwencji wpływają na zachowanie się i kondycję organizmu, działanie wszystkich ważnych organów i układów, w tym najistotniejszego dla przetrwania gatunku – układu rozrodczego (US EPA 2010).

Do EDCs zaliczono pochodne fenolu: **bisfenol A - BPA** (nazwa systematyczna: 2,2-bis-(4-hydroksyfenylo)propan) oraz: alkilofenole (**4-tert-oktylofenol – OP**, **4-nonylofenol – NP**). Pochodne fenolu mogą imitować działanie hormonu płciowego 17 β -estradiolu (Servos 1999; Flint i in. 2012). Znane są doniesienia o negatywnym wpływie bisfenolu A i alkilofenoli na organizmy bentosowe (Granmo i in. 1989; Matozzo i in. 2005), ryby (Du i in. 2008), ssaki (Markey i in. 2001; Xiao i in. 2006) oraz człowieka (Markey i in. 2001; Kang i in. 2006b; Vandenberg i in. 2007). U zwierząt bisfenol A i alkilofenole mogą m.in. powodować feminizację lub obojnactwo, u ludzi zakłócają rozwój i powodują choroby nowotworowe - głównie narządów płciowych: jąder, prostaty, piersi (Markey i in. 2001; Kang i in. 2006a,b).

Bisfenol A i alkilofenole są stosowane głównie w produkcji tworzyw sztucznych oraz środków powierzchniowo czynnych. Ich roczna produkcja i stosowanie w krajach europejskich w końcu pierwszej dekady XXI wieku wyniosła ok. 500 tys. ton BPA i ok. 100 tys. ton alkilofenoli, co stanowi ok. 1/3 przemysłu światowego. W krajach zlewni Morza Bałtyckiego największa produkcja bisfenolu A i alkilofenoli, do 30 tys. ton rocznie, przypadła

na Polskę, a w pozostałych krajach udziały są jeszcze mniejsze (Plastics Europe, 2007; ICIS 2008; <http://www.pccsynteza.pl>).

Mniejsza produkcja i użycie pochodnych fenolu skutkuje wielokrotnie niższymi stężeniami tych związków w środowisku wodnym w Europie, niż w krajach azjatyckich (Staples 1998; Jonkers i in. 2003). Pomimo to, to głównie w krajach europejskich zaczęto przeciwdziałać narażeniu na te związki. Komisja Europejska zakazała importu i sprzedaży butelek dla niemowląt zawierających BPA w krajach Unii Europejskiej (Dyrektywa Komisji 2011/8/UE). Od 2015 r. w Polsce obowiązuje również Rozporządzenie Ministra Gospodarki, w którym ustalono wartość graniczną migracji bisfenolu A poniżej $0,1 \text{ mg dm}^{-3}$ z zabawek przeznaczonych dla dzieci w wieku do 3 lat lub przeznaczonych do wkładania do ust (Dz.U. z 2015, poz. 198). Od 2005 r. 4-nonylofenol i jego etoksylaty nie mogą być dodawane do wyrobów w ilościach większych niż 0,1% (Dyrektywa 2003/53/WE; HELCOM 2010). W przypadku 4-*tert*-oktylofenolu i jego związków brak jest jak dotąd regulacji dotyczących produkcji czy importu w UE.

W nadrzędnym dokumencie regulującym prawo wodne w Unii Europejskiej – Dyrektywie Wodnej (ang. Water Framework Directive – WFD; 2000/60/EC) 4-*tert*-oktylofenol i 4-nonylofenol figurują jako zanieczyszczenia priorytetowe (wśród 33 innych). Zostały one również wskazane w Baltic Sea Action Plan 2007 (BSAP) gdzie wytypowano 17 substancji lub grup substancji niebezpiecznych, mających specjalne znaczenie dla Morza Bałtyckiego (<http://helcom.fi/baltic-sea-action-plan>).

Pomimo tak jasnych wytycznych, stężenia bisfenolu A, 4-*tert*-oktylofenolu oraz 4-nonylofenolu (i ich pochodnych) w Morzu Bałtyckim badano sporadycznie (HELCOM 2010) - nigdy zaś kompleksowo w różnych elementach środowiska. W literaturze światowej pojawiają się publikacje dotyczące stężeń wymienionych EDCs w wodach, osadach morskich, organizmach, głównie rybach, często bez analizy czynników kształtujących ich poziomy. Badania te są prowadzone głównie w rejonach o podwyższonej zawartości tych związków (wody przybrzeżne Azji, Europy Zachodniej). Brak jest informacji na temat stężeń bisfenolu A i alkilofenoli oraz dystrybucji i czynników kształtujących te stężenia w różnych elementach środowiska południowego Bałtyku. Dotychczasowe badania nad zawartością i przemianami alkilofenoli w organizmach wodnych skupiały się głównie na gatunkach słodkowodnych. Biokumulacja 4-nonylofenolu zbadana została na wielu gatunkach glonów, roślin, bezkręgowców oraz ryb słodkowodnych i określona na niską do średniej (Servos 1999). Mało do tej pory było wiadomo o biokumulacji 4-*tert*-oktylofenolu i bisfenolu A. Proces ten określano głównie w eksperymentach laboratoryjnych. Niewiele jest publikacji o dystrybucji

i przemieszczaniu się tych związków w łańcuchu troficznym zwierząt dziko żyjących w tym również w środowisku morskim (Ahel i in. 1993; Hu i in. 2005). Całkowicie brak jest tego typu badań w Morzu Bałtyckim.

Powolna wymiana wód (30 lat), niewielka głębokość (średnio 53 m), stratyfikacja gęstościowa wód, częste warunki beztlenowe w warstwie przydennej oraz duży stosunek powierzchni zlewni do powierzchni akwenu (4:1) powodują, że Bałtyk jest pod silną antropopresją. Uważa się, że głównym źródłem BPA, alkilofenoli oraz ich prekursorów (etoksylatów) do środowiska morskiego są rzeki oraz ścieki komunalne i przemysłowe. Obszar objęty badaniami – Zatoka Gdańska, jest rejonem narażonym na antropogeniczne zanieczyszczenia niesione Wisłą (drugą co do wielkości rzeką zasilającą Bałtyk), ale także transportem atmosferycznym. Bezpośrednio nad morzem zlokalizowana jest, licząca blisko 1 milion mieszkańców aglomeracja trójmiejska. W jej bliskim sąsiedztwie znajduje się przemysł stoczniowy, portowy, farmaceutyczno-kosmetyczny, wytwórnie farb i lakierów, rafineria, zakłady papiernicze. Ponadto jest to region atrakcyjny turystycznie (Rocznik Statystyczny Województwa Pomorskiego 2016).

Biorąc pod uwagę powyższe przesłanki postawiłam **hipotezę**, że **wprowadzane od kilku dekad do wód Zatoki Gdańskiej pochodne fenolu są stałym składnikiem środowiska morskiego, a ich status kształtują źródła antropogeniczne oraz sezonowa zmienność uwarunkowań fizyczno-chemiczno-biologicznych akwenu.**

Dodatkowo wyznaczyłam następujące cele badawcze:

- Określenie najważniejszych czynników wpływających na zmienność stężeń bisfenolu A, 4-*tert*-oktylofenolu i 4-nonylofenolu w poszczególnych elementach środowiska abiotycznego (woda, osad) i biotycznego (fitoplankton, zooplankton, zoobentos, ryby, ptaki morskie) Zatoki Gdańskiej.
- Wskazanie głównych stref, w których dochodzi do kumulacji bisfenolu A, 4-*tert*-oktylofenolu i 4-nonylofenolu w ekosystemie Zatoki Gdańskiej.
- Określenie potencjału do biokumulacji i biomagnifikacji bisfenolu A, 4-*tert*-oktylofenolu i 4-nonylofenolu w organizmach na różnych poziomach troficznych Zatoki Gdańskiej.
- Ocenę czy stężenia pochodnych fenolu w środowisku Zatoki Gdańskiej stanowią zagrożenie dla organizmów oraz człowieka.

Omówienie osiągniętych wyników

1. Czynniki wpływające na zmienność stężeń bisfenolu A, 4-tert-oktylofenolu i 4-nonylofenolu w poszczególnych elementach środowiska Zatoki Gdańskiej (publikacje: I-VIII)

1.1. Działalność człowieka (publikacje: I-VIII)

Nie można wyodrębnić jednego kluczowego czynnika (abiotycznego, biotycznego), który wpływa na stężenia bisfenolu A, 4-tert-oktylofenolu i 4-nonylofenolu w strefie przybrzeżnej Zatoki Gdańskiej. Istotny jest na pewno **czynnik antropogeniczny**, bez którego związków tych nie byłoby w środowisku. W mikrowarstwie powierzchniowej wody (ang. Surface Microlayer - SML), wodzie podpowierzchniowej i naddennej oraz w osadach dennych, a także w pierwszych ogniwach łańcucha troficznego zmierzyłam najwyższe stężenia bisfenolu A - związku, którego najwięcej produkuje się i stosuje w Europie. Stężenia te były nawet do kilkunastu razy wyższe niż alkilofenoli (pub. I-VIII).

Najistotniejszym źródłem antropogenicznym badanych EDCs wydają się być rzeki wpadające do Zatoki Puckiej lub Gdańskiej. W ich wodach zmierzyłam wysokie stężenia tych związków, a w przypadku 4-tert-oktylofenolu przekraczały one nawet 16-krotnie wartość stężenia PNEC (ang. Predicted no Effect Concentration; $10 \text{ ng} \cdot \text{dm}^{-3}$) przyjętego przez amerykańską Agencję Ochrony Środowiska (ang. United States Environmental Protection Agency – USEPA; HELCOM 2010) za bezpieczną dla organizmów. Dopływ tych związków widoczny był głównie wiosną, kiedy to wody rzeczne w wyniku roztopów niosą ze sobą wyższy ładunek EDCs (pub. I, IV).

Udział innych źródeł antropogenicznych podlegał również **zmianom sezonowym**. Latem najistotniejszy wpływ miała turystyka i rekreacja na plażach i w wodach przybrzeżnych zatoki, a w okresie chłodnym, głównie jesienią, depozycja atmosferyczna związana ze spalaniem paliw kopalnych (pub. I-VIII).

Za atmosferycznym pochodzeniem bisfenolu A oraz alkilofenoli w wodach Zatoki Gdańskiej przemawiało znaczne ich wzbogacenie w mikrowarstwie powierzchniowej wody (SML) czyli warstwie kontaktu pomiędzy wodą, a atmosferą o grubości do $1000 \mu\text{m}$ (Falkowska 1999). Wysoki współczynnik wzbogacenia $\text{EF} > 12$ (ang. Enrichment Factor) w SML w porównaniu do warstwy podpowierzchniowej wody (0,5 m) zmierzyłam w odległych od brzegu stacjach (środkowa część Zatoki Gdańskiej), gdzie mogła mieć miejsce mokra i sucha depozycja aerozoli przenoszonych z lądu (pub. I, IV). Do obecności alkilofenoli w atmosferze przyczyniły się niekontrolowane procesy spalania w okresie chłodnym tj.:

współspalanie węgla i odpadów z tworzyw sztucznych. Sugerują to przeprowadzone przeze mnie badania w 2012 r. w okresie grzewczym nad Gdynią, kiedy to wyznaczyłam mierzalne (od 0,1 do nawet kilku $\text{ng}\cdot\text{m}^{-3}$) stężenia BPA i alkilofenoli w małych aerozoluach (rozmiary cząstek $< 2,5 \mu\text{m}$) (Lewandowska i in. 2012). Na dopływ atmosferyczny pochodnych fenolu wskazała również silna zależność stężeń tych związków od czarnego węgla (ang. Black Carbon) w osadach Zatoki Gdańskiej. Wspólne źródło BC oraz pochodnych fenolu ujawniło się w sezonie jesiennym, gdy wystąpiła intensyfikacja procesów spalania (pub. III,VI). Udowodniono, że czarny węgiel powstający w procesach spalania sorbuje takie związki jak wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne czy polichlorowane bifenyle, również powstające w tym samym procesie (Jonkers i Koelmans 2002).

Nie zawsze jednak bliskość źródła antropogenicznego idzie w parze z wyższymi stężeniami BPA i alkilofenoli w poszczególnych elementach środowiska morskiego. Istotnymi są **zmienne parametry metrologiczne i hydrologiczne obszaru**. Potwierdziły to stosunkowo niskie stężenia pochodnych fenolu w omułkach w ujściu Wisły - największej rzeki dopływającej do południowego Bałtyku oraz przy kolektorze z oczyszczalni ścieków (Dębogórze w Mechelinkach). Było to prawdopodobnie związane z warunkami hydrologicznymi na tych stacjach (m.in. kierunek wiatrów i prądów morskich) odpowiedzialnymi za transport zanieczyszczeń w inne rejony zatoki (pub.VIII).

1.2. Właściwości badanych związków i ich kumulacja w ekosystemie Zatoki Gdańskiej (publikacje: I-VIII)

Bisfenol A, 4-*tert*-oktylofenol i 4-nonylofenol różnią się budową strukturalną i rozpuszczalnością w wodzie, co determinuje ich sorpcję na zawieszinie i cząstkach osadów, sposób wnikania i przyswajania przez organizmy (pub. I-VIII). Bisfenol A jest najmniej hydrofobowy spośród oznaczanych pochodnych fenolu ($\log K_{o/w}$ wyznaczono w granicach 2,2 – 3,4; European Commission, 2014); dla porównania $\log K_{o/w}$ dla alkilofenoli wynosi: 4,12 (OP) i 4,48 (NP) EA: Risk Evaluation Report 2001; US EPA 2010), co sprzyja lepszej rozpuszczalności BPA w wodzie i jego największemu rozprzestrzenieniu w wodach powierzchniowych Zatoki Gdańskiej (pub. IV). Pomimo tych różnic, bisfenol A oraz alkilofenole wykazują właściwości hydrofobowe ($\log K_{o/w} > 1$). Powoduje to, że mają tendencję do kumulacji w strefach kontaktu obszarów granicznych środowiska: na styku powietrze-woda (w **mikrowarstwie powierzchniowej wody**) (pub. I,IV) oraz na styku środowisko abiotyczno-biotyczne (**organizmy z najniższego poziomu troficznego fito- i zooplankton**) (pub. II,V,VII). W mikrowarstwie powierzchniowej wody średnia wartość

współczynnika wzbogacenia w porównaniu do warstwy podpowierzchniowej wód z Zatoki Gdańskiej wyniosła 4,4 (BPA); 9,8 (OP) i 3,9 (NP), natomiast maksymalne wzbogacenie było nawet do 46 razy większe (pub. I,IV). Brak innych publikacji dotyczących kumulacji pochodnych fenolu w mikrowarstwie uniemożliwia porównanie uzyskanych wyników z innymi rejonami. Jednakże wyliczone wzbogacenie jest typowe dla alkanów, węglowodorów i ftalanów w obszarze średnio zanieczyszczonym (Cincineli 2001; Wurl 2004). Należy pamiętać, że EDCs z mikrowarstwy mogą podlegać reemisji z aerozolami do atmosfery i być ponownie deponowane w strefie brzegowej zatoki (pub.I,IV).

Organizmy planktonowe z najniższych poziomów troficznych absorbując zanieczyszczenia, zwłaszcza w okresie intensywnego rozwoju oczyszczają wodę z EDCs. Jednak efekt oczyszczania jest prawdopodobnie krótkotrwały ze względu na włączanie się planktonu w łańcuch troficzny oraz na depozycję na powierzchni osadów dennych (Marcomini i in. 1990; Taylor i in. 1991). W badaniach wykazałam, że zawsze wraz z wzrostem biomasy zarówno fito- czy zooplanktonu wzrastała ilość bisfenolu A i alkilofenoli zgromadzonych w biomacie planktonu. Stężenia pochodnych fenolu w fito- i zooplanktonie w stosunku do wody wzrastały nawet kilkadziesiąt tysięcy razy (pub. V,VII).

Osad denny, stanowi miejsce „retencji” pochodnych fenolu, tak jak w przypadku innych zanieczyszczeń hydrofobowych. Jednakże w stosunku do wód przydennych stężenia pochodnych fenolu w osadach wzrastają średnio kilkaset razy, o wiele mniej niż w fito- czy zooplanktonie (pub. III,IV,VI). Możliwe, że za ten fakt odpowiada większa kumulacja pochodnych fenolu w planktonie i włączanie ich do łańcucha troficznego, a w mniejszym stopniu depozycja wraz z zawiesiną organiczną (detrytus i obumarły zooplankton) na dno zbiornika.

1.3. Elementy abiotyczne środowiska: woda i osad (publikacje: III,IV,VI)

Zmienność sezonowa determinuje **zmiany właściwości fizyczno-chemicznych wody** tj.: temperatura, zasolenie czy stężenie tlenu rozpuszczonego. Najbardziej istotnym czynnikiem spośród w.w. kształtującym zmienność stężeń bisfenolu A, 4-*tert*-oktylofenolu oraz 4-nonylofenolu w wodach powierzchniowych i przydennych Zatoki Gdańskiej była temperatura wody. Wraz z wzrostem temperatury wody obserwowałam spadek stężeń BPA oraz wzrost stężeń alkilofenoli zarówno w odcinkach przyujściowych rzek jak i wodzie powierzchniowej. Efekt ten był głównie widoczny w sezonie letnim, kiedy to wyższa temperatura wody sprzyjała szybszej mikrobiologicznej degradacji BPA oraz etoksylatów alkilofenoli z których powstają wolne alkilofenole (Ying i in. 2002; Xu i in. 2006) (pub.IV).

Spośród parametrów fizyczno-chemicznych w osadach tj.: granulometria, wilgotność, strata przy prażeniu (ang. Loss On Ignition-LOI), węgiel organiczny (ang. Total Organic Carbon - TOC), czarny węgiel (BC) wskazałam na istotny wpływ udziału czarnego węgla w całkowitym węglu organicznym na sorpcję BPA oraz alkilofenoli. Potwierdziła to wysoka korelacja liniowa ($r > 0,8$) pomiędzy stężeniami BPA i alkilofenoli znormalizowanymi do najdrobniejszej frakcji osadu ($\varnothing < 0,063\text{mm}$), a stosunkiem BC/TOC. Już wcześniej w wielu pracach zaobserwowano, że czarny węgiel odgrywa decydującą rolę w sorpcji np. wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych w przypadku osadów z dużą zawartością węgla czarnego, a niską węgla organicznego (Staniszewska i in. 2011). Tian i in. 2009 wykazali, że w osadach o dużej zawartości węgla organicznego następuje osłabienie zdolności wiązania BPA przez czarny węgiel, natomiast wzrasta siła wiązania czarnego węgla z materią organiczną. W osadach Zatoki Gdańskiej wykazałam wpływ BC na sorpcję BPA w osadach gdy stosunek BC/TOC był $> 0,33$, a zawartość TOC $< 0,1\%$ (pub. III,VI).

W przypadku alkilofenoli istotna była również budowa i właściwości samego związku. 4-nonylofenol charakteryzuje się liniową budową łańcucha węglowodorowego, wyższymi współczynnikami $\log K_{o/c}$ ($38,90 \cdot 10^3 \text{ dm}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$) oraz $\log K_{o/w}$ (4,48) niż 4-*tert*-oktylofenol ($\log K_{o/w}=4,12$, $\log K_{o/c}= 18,20 \cdot 10^3 \text{ dm}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$). 4-nonylofenol łatwiej ulega więc sorpcji na cząstkach osadu w porównaniu z 4-*tert*-oktylofenolem (Johnson 1998; EA: Risk Evaluation Report 2001; Ferguson 2001; US EPA 2010) (pub. III).

1.4. Elementy biotyczne środowiska: fitoplankton, zooplankton, zoobentos, ryby i ptaki (publikacje: II,V,VII,VIII)

W wodach Zatoki Gdańskiej sezonowo zmienia się skład ilościowo-jakościowy fito- i zooplanktonu. Organizmy z wyższych poziomów troficznych jak zoobentos, ryby, ptaki podlegają cyklicznym procesom (np. rozród), zmianie ulega ich kondycja, zachowanie (np. zmiany w odżywianiu) i w konsekwencji podatność na kumulację zanieczyszczeń.

Na początku łańcucha troficznego istotnym czynnikiem wpływającym na kumulację pochodnych fenolu jest **biomasa fito- i zooplanktonu** (pub.V,VII). Wielu naukowców obserwuje efekt rozcieńczania zanieczyszczeń hydrofobowych w dużej biomacie planktonu, przez co zmniejsza się transport zanieczyszczeń na wyższe poziomy troficzne (Nizzetto i in. 2012). W przypadku bisfenolu A i alkilofenoli zaobserwowałam jednak niejednoznaczne działanie tego zjawiska, w dużej mierze zależnej od wielkości biomasy planktonu. Duża biomasa fitoplanktonu w 2011 r. spowodowała efekt „rozcieńczania” w wyniku którego stężenia pochodnych fenolu jak i współczynniki biokoncentracji malały. W kolejnym roku

przy mniejszej biomasy fitoplanktonu wzrost stężeń EDCs następował wraz z niewielkim przyrostem biomasy. Możliwe więc, że przy mniejszej biomasy i wolniejszym jej przyroście, fitoplankton był w stanie „nadążyć” z kumulowaniem zanieczyszczeń i nie ulegał wysyceniu (pub.V,VII). Z drugiej jednak strony zawsze większa biomasa fito- i zooplanktonu gromadziła większe ilości badanych związków. W efekcie wraz z obserwowanym wydłużaniem się sezonu wegetacyjnego i obserwowanymi coraz częstszymi zakwitami fitoplanktonu i intensywnym rozwojem zooplanktonu (HELCOM 2013) może dochodzić do większego gromadzenia EDCs. Zwiększa to możliwości przenoszenia większych ilości EDCs na wyższy poziom troficzny. Z drugiej jednak strony, w krótkim czasie intensywnego rozwoju plankton może „oczyścić” wodę z EDCs, a po jego obumarciu związki te wrócą do ekosystemu (woda, osad, organizmy) (pub.V,VII).

Innym czynnikiem wpływającym na absorpcję bisfenolu A i alkilofenoli w fito- i zooplanktonie jest skład ilościowy i jakościowy poszczególnych taksonów zmieniający się sezonowo. Kluczowa wydaje się być **biomasa, sposób odżywiania organizmów i ich budowa** (pub.V,VII). Największy wpływ na wzrost stężeń badanych EDCs w fitoplanktonie miały taksony dominujące pod względem liczebności i biomasy: orzęski, bruzdnice, okrzemki i sinice. Istotne były zwłaszcza wysokie udziały orzęsek. *Mesodinium rubrum* (główny reprezentant orzęsek) wyróżnia się spośród pozostałych organizmów sposobem odżywiania (auto- i heterotroficzny) oraz ciałem pokrytym licznymi rzęskami (Crawford 1987). Możliwe jest więc wnikanie EDCs zarówno drogą pokarmową jak i poprzez sorpcję na powierzchni ciała orzęska (pub.V).

Wielkość badanych organizmów była kolejnym istotnym czynnikiem. Wyzaczyłam silną dodatnią korelację pomiędzy stężeniami alkilofenoli, a biomasą fitoplanktonu oraz ujemną pomiędzy stężeniami bisfenolu A, a biomasą fitoplanktonu o komórkach o objętościach mniejszych niż 1000 μm^3 . Przyczyną tego zjawiska prawdopodobnie były różnice w hydrofobowości oraz budowie strukturalnej badanych związków. Alkilofenole są bardziej hydrofobowe niż bisfenol A oraz posiadają budowę przestrzenną zapewniającą lepsze upakowanie na powierzchni (pub.V).

Najwyższe stężenia badanych związków w zooplanktonie oznaczone wiosną można było połączyć z wysokim udziałem biomasy meroplanktonu (zwłaszcza larw Polychaeta), natomiast najniższe stężenia latem z wysokim udziałem widłonogów i wioślarek. Meroplankton to przede wszystkim formy larwalne, które już na początku swego rozwoju znacznie kumulują EDCs. Larwy Polychaeta (takson dominujący) charakteryzują się występowaniem pęków szczecin na powierzchni ciała, które mogą wpływać na sorpcję

związków fenolu. Natomiast widłonogi i wioślarki zaliczamy do skorupiaków, co może sugerować większą barierę dla przenikania tych związków do wnętrza organizmów (pub.VII). Jednakże formy młodociane tych taksonów mogą bardziej kumulować związki endokrynnie aktywne. Wskazała na to m.in. dodatnia korelacja pomiędzy stężeniem bisfenolu A w zooplanktonie, a udziałem % biomasy form młodocianych widłonogów wiosną (pub.VII).

Nadrzędnym czynnikiem warunkującym **kumulację bisfenolu A oraz alkilofenoli w omułku (*Mytilus trossulus*)** (przedstawicielu zoobentosu) – była **różna hydrofobowość**, która determinowała stosunki form zawieszonych do rozpuszczonych tych związków w wodzie. W efekcie decydowało to o głównych drogach wnikania pochodnych fenolu do omułka. W przypadku wszystkich badanych związków była to droga pokarmowa. Jednak bisfenol A, który jest lepiej rozpuszczalny w wodzie niż alkilofenole, ulegał prawdopodobnie również transferowi z wody przez odsłonięte części ciała omułka (syfon, płaszcz, skrzela). Jest on również potencjalnie łatwiej usuwany z organizmu niż bardziej lipofilowe alkilofenole. W efekcie zaobserwowano istotnie niższy potencjał do kumulacji bisfenolu A w omułku w stosunku do alkilofenoli. Mediana współczynników biokumulacji (ang. Bioaccumulation Faktor - BAF) oraz biokoncentracji (ang. Bioconcentration Factor- BCF) w przypadku BPA była ok. 7 razy niższa niż alkilofenoli (pub.VIII).

Zróznicowane właściwości hydrofobowe badanych związków determinowały również zależności pomiędzy kondycją organizmu i kumulacją EDCs w omułkach. Wykazałam, że kondycja omułka ma większe znaczenie dla kumulacji związków, które są wprowadzane głównie drogą pokarmową (alkilofenole) niż wprowadzanych dodatkowo innymi drogami (bisfenol A). Wykazałam również, że to nie biomasa fitoplanktonu czyli dostępność pokarmu, a stężenie EDC's w fitoplanktonie, ma istotniejszy wpływ na ich kumulację w omułku, co jest szczególnie widoczne w przypadku alkilofenoli. Płeć i związany z nią rozród istotnie wpływał na koncentrację badanych związków. Po rozrodzie ich stężenia bardziej zmniejszały się u samic niż u samców, a efekt ten utrzymywał się dłużej w przypadku BPA niż alkilofenoli. Potwierdza to słabszy potencjał bisfenolu A do kumulacji w omułku w stosunku do OP i NP. Natomiast przeważnie wyższe stężenia BPA latem w omułku związane były z wyższą temperaturą wody, lepszym rozpuszczaniem tego związku, co warunkowało większy transfer przez skrzela (pub.VIII).

W przypadku organizmów z wyższego poziomu troficznego najbardziej istotne parametry wpływające na kumulację bisfenolu A, 4-tert-oktylofenolu i 4-nonylofenolu to: **narażenie środowiskowe (czas narażenia, miejsce bytowania, dieta), wiek, płeć, zmienność sezonowa zachodzących procesów np.: rozród** (pub. II).

W większości przypadków u ryb (śledź, stornia, dorsz) ptaków morskich (*Larus argentatus*, *Larus marinus*) wykazałam długotrwałą ekspozycję pokarmową na bisfenol A, 4-*tert*-oktylofenol, 4-nonylofenol (stosunek stężeń wątroba/mięśnie > 1). Szczególnie wysoki stosunek stężeń wątroba/mięśnie, nawet do 20-40 razy, wyznaczyłam w przypadku 4-*tert*-oktylofenolu w dorszu i mewach. Ekspozycja na bisfenol A storni i śledzia była raczej krótkotrwała (stosunek stężeń wątroba/mięśnie był średnio < 1). Ponadto pomimo oznaczonych w mięśniach i wątrobach znacznie wyższych stężeń bisfenolu A w stosunku do alkilofenoli wydaje się, że eliminacja BPA z wątroby storni i śledzia, a także starszych dorszy zachodziła szybciej. Potwierdza to wcześniejsze badania, że BPA jest związkami najlepiej rozpuszczalnym w wodzie spośród oznaczanych pochodnych fenoli i tym samym jest związkiem łatwiej usuwalnym z wątroby (pub.II).

Zajmowane miejsce w łańcuchu troficznym, a tym samym dieta wpływała na stężenia badanych związków w rybach. Najwyższe stężenia pochodnych fenolu wystąpiły w mięśniach i wątrobie drapieżnych bentosowych storni i pelagiczno-bentosowym dorszu, a najniższe w pelagicznym śledziu. Jednakże po przeliczeniu wyników na zawartość lipidów największe stężenia bisfenolu A i alkilofenoli w tkance mięśniowej charakteryzowały najbardziej tłusty śledź, następnie stornię i dorsza. Na wzrost kumulacji EDCs w mięśniach szkieletowych i wątrobach ryb mogła mieć również wpływ dieta zmieniająca się z wiekiem (masą ryb) (pub. II).

W przypadku mew stężenia bisfenolu A i alkilofenoli uzależnione były od miejsca bytowania, diety i płci ptaków. Dieta mew srebrzystych oparta głównie o wysypiska odpadów i dożywanie się rybami w portach i przystaniach rybackich mogła wpłynąć na pomierzone wyższe stężenia pochodnych fenolu w mięśniach i wątrobach mew zimujących w pobliżu Zatoki Gdańskiej w porównaniu z mewami przylatującymi na czas lęgów. Wyższe stężenia badanych związków stwierdziłam w osobnikach męskich niż w żeńskich, podobnie jak w omułkach co potwierdza większe zdolności do detoksykacji samic poprzez rozród (pub.II).

Przy założeniu, że ważną część diety mew stanowią ryby, można wskazać na przewagę eliminacji EDCs nad kumulacją w tkankach i narządach ptaków. Świadczyły o tym 10-20 razy wyższe stężenia bisfenolu A i 4-nonylofenolu w guanie mew srebrzystych w stosunku do stężeń tych związków w rybach. W przypadku 4-*tert*-oktylofenolu istnieje prawdopodobieństwo kumulacji w organizmie mew ze względu na dużo niższe stężenia tego alkilofenolu w guanie niż w spożywanych śledziach. Guano deponowane w bezpośrednim sąsiedztwie morza staje się wtórnym źródłem EDCs, co w konsekwencji powoduje ponowne włączanie się bisfenolu A i alkilofenoli w obieg (pub. II).

3. Biokumulacja i biomagnifikacja bisfenolu A, 4-tert-oktylofenolu i 4-nonylofenolu w organizmach na różnych poziomach troficznych Zatoki Gdańskiej (publikacje: II, V, VII, VIII)

Zarówno na niskim (fitoplankton, zooplankton, zoobentos) jak i wysokim poziomie troficznym (ryby, ptaki) wyznaczone maksymalne wartości współczynników biokumulacji (BAF) i biomagnifikacji (ang. Biomagnification Factor – BMF), dochodzące do kilku - kilkudziesięciu, **wskazały na małą kumulację pochodnych fenolu w łańcuchu troficznym Zatoki Gdańskiej** (pub. II,V,VII,VIII). Należy jednak zauważyć, że choć biokumulacja pochodnych fenolu w fitoplanktonie, zooplanktonie i zoobentosie z Zatoki Gdańskiej nie wydaje się być wysoka (współczynniki biokumulacji BAF przeważnie były <1), ale wysokie stężenia, zwłaszcza bisfenolu A i 4-nonylofenolu (dochodzące do 1000 ng g^{-1} s.m. w fitoplanktonie) oraz znaczna biokoncentracja w stosunku do wody (współczynniki biokoncentracji - $\text{BCF} > 100$) wskazały, że fito-, zooplankton i zoobentos mogą stanowić potencjalne źródło EDCs dla organizmów z wyższego poziomu troficznego (pub. II,V,VII,VIII). Wyznaczony niekiedy u ryb i ptaków wzrost poziomu wzbogacenia EDCs można wytłumaczyć cechami osobniczymi, narażeniem środowiskowym czy zdolnością do detoksykacji, a nie tylko zajmowanym miejscem w łańcuchu troficznym (pub.II).

4. Zagrożenie dla ekosystemu Zatoki Gdańskiej oraz człowieka (publikacje: I-VIII)

Rejon Zatoki Gdańskiej **jest w małym stopniu zanieczyszczony** bisfenolem A, 4-tert-oktylofenolem i 4-nonylofenolem. Stężenia BPA i alkilofenoli w wodzie, osadach i materiale biologicznym strefy przybrzeżnej były na poziomie niższym niż w rejonach przybrzeżnych większości krajów europejskich, a zwłaszcza azjatyckich (pub. I-VIII).

Oznaczone stężenia pochodnych fenolu w osadach morskich i rzecznych oraz w fito- i zooplanktonie, w omułku (*Mytilus trossulus*), w rybach (śledź, stornia, dorsz) i w mewach (*Larus argentatus*, *Larus marinus*) oprócz pojedynczych przypadków nie były wyższe niż stężenia mogące wywołać efekty niekorzystne w organizmach - PNEC (pub. II,III,V-VIII). Przekroczenia wartości PNEC wyznaczono natomiast w wodach małych rzek: Kacza, Gizdebka, Płutnica w przypadku 4-tert-oktylofenolu (nawet 16-krotnie) oraz w mikrowarstwie powierzchniowej wody w przypadku bisfenolu A i 4-tert-oktylofenolu (nawet 4-krotnie). Nie stwierdzono aby stężenia 4-nonylofenolu w wodach powierzchniowych niosły ze sobą zagrożenie ekologiczne (PNEC organizmy: $10 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ m.m; PNEC osad: $36 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ s.m. (BPA), $34 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ s.m. (OP), $170 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$ s.m. (NP); PNEC woda: $150 \text{ ng}\cdot\text{dm}^{-3}$ (BPA), $10 \text{ ng}\cdot\text{dm}^{-3}$ (OP), $330 \text{ ng}\cdot\text{dm}^{-3}$ (NP); HELCOM 2010) (pub. I,IV).

Stężenia BPA i alkilofenoli w mięśniach śledzia, storni i dorsza złowionych w Zatoce Gdańskiej, **nie są na tyle wysokie, żeby znacząco zagrażać zdrowiu człowieka**. Wyliczone codzienne dawki dla człowieka o masie 60 kg dla BPA wyniosły zaledwie 0,465, dla OP 0,029, a dla NP 0,024 $\mu\text{g}\cdot\text{os}^{-1}\cdot\text{dzień}^{-1}$. Są to dawki wielokrotnie niższe niż ustalone dopuszczalne dawki dziennego narażenia dla człowieka (ang. The tolerable daily intake – TDI; 3000 $\mu\text{g}\cdot\text{os}^{-1}\cdot\text{dzień}^{-1}$ (BPA), 300 $\mu\text{g}\cdot\text{os}^{-1}\cdot\text{dzień}^{-1}$ (NP) oraz No Observed Adverse Effect Level – NOAEL; 10 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ masa ciała $\cdot\text{dzień}^{-1}$ (OP); Tyl i in.1999; Lopez-Espinosa i in. 2009). Są to również codzienne dawki o ok. 10-20 razy niższe niż wskazywane w innych krajach europejskich czy azjatyckich (Ferrara i in. 2011) (pub.II). Wykazany jednak ciągły dopływ bisfenolu A i alkilofenoli do środowiska Zatoki Gdańskiej i bytujących w nim organizmów, (pub. I-VIII), może generować długotrwałe narażenie na małe dawki związków endokrynnie aktywnych, w konsekwencji w dłuższym okresie prowadzić do zaburzeń u konsumentów.

Główne wnioski wynikające z osiągnięcia naukowego

Wyniki, które zaprezentowałam, w **8 publikacjach** dotyczących stężeń bisfenolu A (BPA), 4-*tert*-oktylofenolu (OP) i 4-nonylofenolu (NP) w wodzie, osadach i organizmach z różnych poziomów troficznych są pierwszym źródłem informacji świadczącym o obecności tych związków, a także potencjalnym zagrożeniu powodowanym przez nie w ekosystemie Zatoki Gdańskiej. Uwzględniając migrację zanieczyszczeń i organizmów można przyjąć wyniki jako reprezentatywne dla południowego Bałtyku. Zaprezentowane wyniki są uzupełnieniem wiedzy na temat przenikania do środowiska, transferu oraz kumulacji związków z grupy EDCs w środowisku morskim, a wnioski mogą być przydatne do interpretacji badań dotyczących substancji o zbliżonych właściwościach w tym samym lub podobnym rejonie.

Wyniki posłużyły do sformułowania następujących wniosków:

1. Nie można wyodrębnić jednego kluczowego czynnika (abiotycznego, biotycznego), który wpływa na stężenia bisfenolu A, 4-*tert*-oktylofenolu i 4-nonylofenolu w Zatoce Gdańskiej. Najbardziej istotnym był czynnik antropogeniczny, przy czym intensywność źródeł zmieniała się sezonowo. Spływ rzeczny ujawniał się wiosną, natomiast transport atmosferyczny pochodnych fenolu zaadsorbowanych na czarnym węglu pochodzącym z spalania głównie w okresie chłodnym.

2. Zróżnicowana budowa strukturalna oraz właściwości hydrofobowe pochodnych fenolu determinowały ich różną rozpuszczalność w wodzie, ich sorpcję na zawieszynie i cząstkach osadów oraz sposób wnikania i przyswajania przez organizmy. Procesy te wpłynęły na wyznaczoną kumulację w mikrowarstwie powierzchniowej wody, w fito- i zooplanktonie czy osadzie.
3. Zawsze wraz ze wzrostem biomasy fito- i zooplanktonu wzrastała ilość bisfenolu A i alkilofenoli w nich zgromadzona. Na „gromadzenie” bisfenolu A i alkilofenoli w planktonie wpływał również zmienny skład jakościowo-ilościowy, sposób odżywiania i budowa organizmów. Organizmy obdarzone rzęskami, szczecinkami, formy larwalne, młodociane wydają się bardziej kumulować EDCs niż pokryte pancerzem. Odmienne właściwości pochodnych fenolu sprawiły, że u omułka alkilofenole kumulowały się głównie drogą pokarmową, natomiast bisfenol A dodatkowo przez powłoki ciała i skrzel. Kondycja omułka miała większe znaczenie dla alkilofenoli, a eliminacja poprzez rozród u samic w przypadku bisfenolu A. Potwierdziło to słabszy potencjał do kumulacji w omułku bisfenolu A niż alkilofenoli.
4. Najbardziej istotne parametry wpływające na kumulację bisfenolu A, 4-*tert*-oktylofenolu i 4-nonylofenolu w zoobentosie, rybach i ptakach to: narażenie środowiskowe (czas narażenia, miejsce bytowania, dieta,), wiek, kondycja, płeć, zmienność sezonowa procesów życiowych. W większości przypadków ryby i ptaki podlegały długotrwałej ekspozycji pokarmowej na badane EDCs. Najwyższe stężenia endokrynnie aktywnych pochodnych fenolu wystąpiły w mięśniach i wątrobie drapieźnych bentosowych storni i pelagiczno-bentosowym dorszu, a najniższe w pelagicznym śledziu. Dieta mew srebrzystych oparta głównie o wysypiska odpadów i dożywanie odpadkami podczas połowów ryb mogła wpłynąć na wyższe stężenia bisfenolu A i alkilofenoli w mięśniach i wątrobach mew zimujących w pobliżu Zatoki Gdańskiej w porównaniu z ptakami przylatującymi na czas lęgów. Wyższe stężenia badanych związków stwierdziłam u samców niż u samic mew, podobnie jak w omułku, co potwierdza większe zdolności do oczyszczania samic poprzez rozród. Wskazałam na przewagę eliminacji bisfenolu A i 4-nonylofenolu nad kumulacją w tkankach i narządach ptaków, natomiast 4-*tert*-oktylofenol był słabiej wydalany.
5. Największe zagrożenie ekologiczne niosły ze sobą podwyższone stężenia bisfenolu A i 4-*tert*-oktylofenolu w wodach rzecznych i mikrowarstwie powierzchniowej wody. Jednakże rejon Zatoki Gdańskiej nie jest bardziej zanieczyszczony pochodnymi fenolu niż inne przybrzeżne rejony Europejskie, a ryby (śledź, stornia i dorsz) złowione w tym rejonie nie

są na tyle obciążone tymi związkami, żeby znacząco zagrażać zdrowiu konsumentów. Kumulacja pochodnych fenolu w łańcuchu troficznym Zatoki Gdańskiej jest mała. Jednakże fitoplankton, zooplankton i zoobentos mogą stanowić potencjalne źródło EDCs dla organizmów z wyższego poziomu troficznego.

Plany naukowe

Wnioski płynące z osiągnięcia naukowego zaowocowały już badaniami, które są w trakcie realizacji, a także planowane są dalsze działania. Obecnie zajmuję się rozpoznaniem procesów związanych z kumulacją, eliminacją i przepływem bisfenolu A, 4-*tert*-oktylofenolu i 4-nonylofenolu na najwyższym poziomie troficznym. Badaniami objęte są foki, ptaki i człowiek. Jednym z tematów badawczych w trakcie realizacji jest określenie wielkości przepływu EDCs wprowadzanych z dietą rybną do fok i ich potomstwa, a następnie usuwanych poza organizm i wprowadzonych wtórnie do środowiska (projekt NCN (UMO-2015/17/B/ST10/03418): 2016-2019, Transfer związków endokrynnie aktywnych na najwyższym poziomie troficznym - badania eksperymentalne z udziałem bałtyckiej foki szarej (*Halichoerus grypus*) pod kierownictwem prof. dr hab. Lucyny Falkowskiej). Planowane jest dalsze rozszerzanie działań w kierunku badania transferu EDCs z matki do potomstwa u innych ssaków m.in. u człowieka. Drogi kumulacji i eliminacji poprzez włosy ludzkie, sierść foki szarej oraz pióra mew, a także odchody ptaków są realizowane we współpracy z mgr. Igą Nehring, której jestem promotorem pomocniczym rozprawy doktorskiej.

Następnym tematem jest rozpoznanie kumulacji narządowej, transferu oraz eliminacji bisfenolu A, 4-*tert*-oktylofenolu i 4-nonylofenolu u różnych gatunków ptaków morskich. Projekt będzie realizowany we współpracy z Morskim Instytutem Rybackim PIB. Zbadane zostaną różne narządy u 8 gatunków ptaków mających różne preferencje pokarmowe.

Znaczny potencjał mikroglonów do kumulacji bisfenolu A, 4-*tert*-oktylofenolu i 4-nonylofenolu stał się pomysłem do zbadania tego zjawiska w makroglonach. Istnieją przesłanki do znacznego gromadzenia metali i innych substancji toksycznych w makroglonach, a w efekcie zanieczyszczenie plaż wyrzuconymi martwymi roślinami, lub/i przekazywaniem związków niebezpiecznych w górę łańcucha pokarmowego, ale także jest to naturalny sposób „oczyszczania” wody. Obecnie składany jest unijny projekt HORYZONT 2020: BeAch coast Removal Restores marIne EnviRonment- BARRIER pod kierownictwem dr. hab. Jacka Beldowskiego, prof. IO PAN z Instytutu Oceanologii PAN w Sopocie, przy współpracy z polskimi i europejskimi ośrodkami naukowymi i przemysłowymi. Projekt jest

bardzo złożony dotyczy nie tylko kumulacji zanieczyszczeń w makroglonach, ale także sposobu wykorzystania ich do oczyszczania plaż, ich utylizacji, czy też praktycznych zastosowań.

Możliwe wykorzystanie wyników

Opisane nowatorskie wyniki stanowią przesłanki, które powinny być uwzględnione przy przygotowywaniu dalszych regulacji prawnych oraz ograniczeń stosowania dotyczących bisfenolu A, 4-*tert*-oktylofenolu i 4-nonylofenolu w rejonie Morza Bałtyckiego. Należy wziąć pod uwagę, że pomimo wykazanych bezpiecznych stężeń bisfenolu A, 4-*tert*-oktylofenolu i 4-nonylofenolu w spożywanych przez ptaki i ssaki (w tym człowieka) rybach z Zatoki Gdańskiej, to stężenia tych związków w guanie ptaków są niepokojąco wysokie. W większości przypadków dla ryb i ptaków zaobserwowano długotrwałą ekspozycję pokarmową na bisfenol A i alkilofenole, a także znaczną biokoncentrację w planktonie i zoobentosie. Pomimo w większości wypadków łatwej eliminacji tych związków z organizmów, przebywanie w ekosystemie Zatoki Gdańskiej powoduje ciągły dopływ bisfenolu A i alkilofenoli do bytujących w nim organizmów. W efekcie generuje to długotrwałe narażenie na małe dawki związków endokrynnie aktywnych, w konsekwencji mogących prowadzić do zaburzeń.

Innym problemem jest zwrócenie uwagi na powiązanie czarnego węgla (pochodzącego z procesów spalania) z intensywnością kumulacji badanych związków w osadach morskich. Wydaje się, że ograniczenie dopływu tego składnika, poprzez regulacje w sektorze grzewczym, a także rygorystyczne przestrzeganie nie współspalania tworzyw sztucznych, może wpłynąć na mniejszą retencję (zwłaszcza w osadach, mikrowarstwie i fitoplanktonie) oraz transport tych związków do środowiska morskiego. Droga narażenia człowieka na ekspozycję związków z grupy endokrynnie aktywnych we wdychanym powietrzu powinna być podkreślana w różnych programach edukacyjnych. Z drugiej strony informacje na temat obecności czarnego węgla (a zwłaszcza stosunku węgla czarnego do organicznego) w osadach dostarczają informacji na temat zawartości zgromadzonych w nich zanieczyszczeń hydrofobowych m.in. pochodnych fenolu i mogą być specyficznym wskaźnikiem zanieczyszczenia osadów. Takie rozwiązanie może stanowić podstawę do propozycji przesiewowego badania zanieczyszczenia osadów w oparciu o te dwa parametry, a nie badanie wielu związków organicznych uznanych obecnie za priorytetowe.

Zjawisko kumulacji związków endokrynnie aktywnych w fitoplanktonie, może być wykorzystane do oczyszczania zanieczyszczonych wód m.in. ścieków.

Cytowana literatura

1. Ahel M., McEvoy J., Giger W. 1993. Bioaccumulation of the lipophilic metabolites of nonionic surfactants in freshwater organisms. *Environ. Pollut.*, 79, 243-248.
2. Cincineli A., Stortini A., Perugini M., Checchini L., Lepri L. 2001. Organic pollutants in sea-surface microlayer and aerosol in the costal environmental of Leghorn (Tyrrhenian Sea). *Mar. Chem.*, 76, 77-98.
3. Crawford R.J.M., Shannon L.V. Pollock D.E. 1987. The Benguela ecosystem. 4. The major fish and invertebrate resources. In: Barnes, M. (Ed.), *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review*, vol. 25. Aberdeen University Press, pp. 353-505.
4. Du Y.B., Li Y.Y., Zhen Y.J., Hu C.B., Liu W.H., Chen W.Z., Sun Z.W. 2008. Toxic effects in *Siganus oramin* by dietary exposure to 4-tert-octylphenol. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 80, 534-538.
5. DYREKTYWA 2003/53/WE PARLAMENTU EUROPEJSKIEGO I RADY z dnia 18 czerwca 2003 r. zmieniająca po raz dwudziesty szósty dyrektywę Rady 76/769/EWG odnoszącą się do ograniczeń we wprowadzaniu do obrotu i stosowaniu niektórych substancji i preparatów niebezpiecznych (nonylofenolu, etoksylowanego nonylofenolu i cementu).
6. DYREKTYWA KOMISJI 2011/8/UE z dnia 28 stycznia 2011 r. zmieniająca dyrektywę 2002/72/WE w odniesieniu do ograniczenia stosowania bisfenolu A w butelkach z tworzyw sztucznych do karmienia niemowląt.
7. EA, 2001. Risk Evaluation Report 4-tert-Octylphenol. Environment Agency Report SCHO0405BIYZ-E-EBristol.
8. European Commission, 2014. Recommendation from the Scientific Committee on Occupational Exposure Limits for Bisphenol-A.
9. Falkowska L. 1999. Sea surface microlayer: a field evaluation of teflon plate, glass plate and screen sampling technique PART 1. Thickness of microlayer samples and relation to wind velocity. *Oceanology*, 41, 211-221.
10. Ferguson P.L., Iden C.R., Brownwell B.J. 2001. Distribution and fate of neutral alkylphenol ethoxylate metabolites in a sewage-impacted urban estuary. *Environ. Sci. Technol.*, 35, 2428-2435.
11. Ferrara F., Orruma A., Silvestroni L., Funari E. 2011. Alkylphenols in adipose tissues of Italian population. *Chemosphere*, 82, 1044-1049.
12. Flint S., Markle T., Thompson S., Wallace E. 2012. Bisphenol A exposure, effects, and policy: a wildlife perspective. *Review. J. Environ. Manag.*, 104, 19-34.
13. Granmo A., Ekelund R., Magnusson K., Berggre, M. 1989. Lethal and sub lethal toxicity of 4-nonylphenol to the common mussel (*Mytilus edulis* L.). *Environ. Pollut.*, 59, 115-127.
14. HELCOM, 2010. Hazardous substances in the Baltic Sea. *Baltic Sea Environment Proceedings No. 120A*.
15. HELCOM, 2013. Climate change in the Baltic Sea Area: HELCOM thematic assessment in 2013. *Baltic Sea Environment Proc. No. 137*.
16. <http://helcom.fi/baltic-sea-action-plan>
17. <http://www.pccsynteza.pl>
18. Hu J., Jin F., Wan Y., Yang M., An L., An W., Tao S. 2005. Trophodynamic behavior of 4-nonylphenol and nonylphenol polyethoxylates in a marine aquatic food web from Bohai Bay, North China: comparison to DDTs. *Environ. Sci. Technol.*, 39, 4801-4807.
19. ICIS Chemical Business, 2008. Chemical Profile: Bisphenol A.
20. Johnson A.C., White, C., Besien, T.J., Jurgens, M.D. 1998. The sorption potential of octylphenol, a xenobiotic oestrogen, to suspended and bed-sediments collected from industrial and rural reaches of three English rivers. *Sci. Total Environ.*, 210/211, 272-282.
21. Jonkers M.T., Koelmans A.A., 2002. Sorption of polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorinated biphenyls to soot and soot-like materials in the aqueous environmental: mechanistic considerations. *Environ. Sci. Technol.*, 36, 3725-3734.
22. Jonkers N., Laane W., de Voogt P. 2003. Fate of nonylphenol ethoxylates and their metabolites in two Dutch estuaries: evidence of biodegradation in the field. *Environ. Sci. Technol.*, 37, 321-327.
23. Kang J.H., Katayama Y., Kondo F. 2006a. Biodegradation or metabolism of bisphenol A: from microorganisms to mammals. *Rev. Toxicol.*, 217, 81-90.

24. Kang J.H., Kondo F., Katayama Y. 2006b. Human exposure to bisphenol A. *Toxicology*, 226, 79-89.
25. Konwencja Sztokholmska w sprawie trwałych zanieczyszczeń organicznych, Sztokholm, 22 maja 2001 r., Dz. U. z dnia 29 stycznia 2009 r.
26. Lewandowska A., Staniszevska M., Falkowska L., Witkowska A., Beldowska M., Machuta M., Mróz D. 2012. Węgiel elementarny i organiczny, benzo(a)piren oraz alkilofenole w funkcji rozmiarów cząstek aerozoli w zurbanizowanej strefie brzegowej Zatoki Gdańskiej. W: *Ochrona powietrza w teorii i praktyce*, t. 2 / (red.) Koniecznyński J., Instytut Podstaw Inżynierii Środowiska Polskiej Akademii Nauk. Zabrze, 167-179.
27. Lopez-Espinosa M.J., Freire C., Arrebola J.P., Navea N., Taoufiki J., Fernandez M.F. 2009. Nonylphenol and octylphenol in adipose tissue of women in Southern Spain. *Chemosphere*, 76, 847-852.
28. Marcomini A., Pavoni B., Sfriso A., Orio A.A. 1990. Persistent metabolites of alkylphenolpolyethoxylates in the marine environment. *Mar. Chem.*, 29, 307-324.
29. Markey C., Michaelson C., Sonnenschein C., Soto A. 2001. Alkylphenols and Bisphenol A as Environmental Estrogens. In: *The Handbook of Environmental Chemistry*, vol. 3. Part L Endocrine Disruptors, Part I, Berlin, 25.
30. Matozzo V., Gabriella M.M. 2005. 4-nonylphenol induce vitellogenin-like proteins in the clam *Tapes philippinarum*. *Environ. Res.*, 97, 43-49.
31. Nizzetto L., Gioia R., Li J., Borgå K., Pomati F., Bettinetti R., Dachs J., Jones K.C. 2012. Biological pump control of the fate and distribution of hydrophobic organic pollutants in water and plankton. *Environ. Sci. Technol.*, 46, 3204-3211.
32. Plastics Europe, 2007. Raport Fakty o tworzywach sztucznych 2007 Analiza produkcji, zapotrzebowania i odzyskiwania tworzyw sztucznych w roku 2007 w Europie.
33. Rocznik Statystyczny Województwa Pomorskiego 2016. Urząd Statystyczny w Gdańsku, Gdańsk.
34. Rozporządzenie Ministra Gospodarki z dnia 30 stycznia 2015 r. zmieniające rozporządzenie w sprawie zasadniczych wymagań dla zabawek (Dz.U. z 2015, poz. 198).
35. Servos M.R. 1999. Review of the aquatic toxicity, estrogenic responses and bioaccumulation of alkylphenols and alkylphenol polyethoxylates. *Water Qual. Res. J. Can.*, 34 (1), 123-177.
36. Staniszevska M., Burska D., Sapota G., Bogdaniuk M., Borowiec K., Nosarzewska I., Bolałek J. 2011. Black carbon in relation to the content and distribution of organic pollutants in benthic sediments in the Gulf of Gdańsk, Baltic Sea. *Mar. Pollut. Bull.*, 62, 1464-75.
37. Staples C.A., Dorn P.B., Kleck, G.M., O'Block S.T., Harris L.R. 1998. A review of the environmental fate, effects, and exposures of bisphenol-A. *Chemosphere* 36, 2149-2173.
38. Taylor W.D., Carey J.H., Lean D.R.S., McQueen D.J. 1991. Organochlorine concentrations in the plankton of lakes in Southern Ontario and their relationship to plankton biomass. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 48, 1960-1966.
39. Tian Ch., Wang J.T., Song X.L. 2009. Sediment-water interactions of bisphenol A under simulated marine conditions. *Water Air Soil Pollut.*, 199, 301-310.
40. Tyl R.W., Myers C.B., Marr M.C., Brine D.R., Fail P.A., Seely J.C. 1999. Two-generation reproduction study with para-tert-octylphenol in rats. *Regul. Toxicol. Pharmacol.*, 30, 81-95.
41. US EPA, 2010. Nonylphenol (NP) and Nonylphenol Ethoxylates (NPEs) Action Plan.
42. Vandenberg L.N., Hauser R., Marcus M., Olea N., Welshons W.V. 2007. Human exposure to bisphenol A (BPA). *Reprod. Toxicol.*, 24, 139-217.
43. Water Framework Directive -WFD (2000/60/EC)
44. Wurl O., Obbard J.P. 2004. A review of pollutants in the sea-surface microlayer (SML): a unique habitat for marine organisms. *Mar. Pollut. Bull.*, 48, 1016-1030.
45. Xiao Q., Li Y., Ouyang H., Xu P., Wu D. 2006. High-performance liquid chromatographic analysis of bisphenol A and 4-nonylphenol in serum, liver and testis tissues after oral administration to rats and its application to toxicokinetic study. *J. Chromatogr. Anal. Technol. Biomed. Life Sci.*, 830, 322-329.
46. Xu J., Wang P., Guo W., Dong J., Wang L., Dai S. 2006. Seasonal and spatial distribution of nonylphenol in Lanzhou Reach of Yellow River in China. *Chemosphere*, 65, 1445-1451.
47. Ying G.-G., Williams B., Kookana R., 2002. Environmental fate of alkylphenols and alkylphenol ethoxylates-a review. *Environ. Int.*, 28, 215-226.

5. Omówienie pozostałych osiągnięć naukowo - badawczych (artystycznych).

Moja kariera zawodowa związana jest z zanieczyszczeniami organicznymi obecnymi w próbkach środowiskowych. Dotyczy problemów związanych z zagadnieniami analityczno-metodycznymi, badaniami środowiskowymi oraz ocenami oddziaływania na środowisko inwestycji realizowanych w morzu. Swoją pracę zawodową realizowałam będąc związana z kilkoma instytucjami: Uniwersytetem Gdańskim (Wydział Oceanografii i Geografii, Instytut Oceanografii, Zakład Chemii Morza i Ochrony Środowiska Morskiego), Politechniką Gdańską (Wydział Chemiczny, Katedra Chemii Analitycznej), Instytutem Morskim w Gdańsku (Zakład Hydrotechniki Morskiej) oraz Laboratorium chemicznym: J.S.H. Laboratoria Sp zoo. w Gdyni

Moje zainteresowania zostały we mnie zaszczipione w latach 1991-1996, kiedy to studiowałam na Wydziale Chemicznym Politechniki Gdańskiej (kierunek Ochrona Środowiska). Wtedy to pojawiły się moje pierwsze aktywności w sferze naukowej, które początkowo związane były z problemami oznaczania zanieczyszczeń z grupy lotnych związków chlorowcoorganicznych w próbkach środowiskowych (wody, ścieki) oraz płynach fizjologicznych (mocz). Efektem działań była realizacja pracy dyplomowej w ramach kierunku dyplomowania: *Monitoring i Analityka Zanieczyszczeń Środowiska pt.: Wykorzystanie nowej wersji techniki Analizy Fazy Nadpowierzchniowej Nad Cienką Warstwą Cieczy z Samoczynną Generacją Strumienia Ciekłego Sorbentu do oznaczania lotnych związków chlorowcoorganicznych w próbkach ciekłych silnie obarczonych matrycą organiczną*. Wyniki badań zostały również zaprezentowane w formie dwóch posterów na międzynarodowym sympozjum na Słowacji w 1996 r. (zał.4, pkt II.K, postery przed doktoratem, poz. 1-2).

Za bardzo dobre wyniki uzyskane w nauce byłam dwukrotną stypendystką Prezydenta Miasta Gdańska oraz Ministra Edukacji Narodowej (lata: 1995, 1996). W 1996 roku ukończyłam studia z wynikiem celującym i indywidualnym wyróżnieniem Rektora PG.

Zainteresowania badawcze kontynuowałam w latach 1996-2000 w ramach Studium Doktoranckiego przy Wydziale Chemicznym PG. Rezultatem mojej działalności jest praca doktorska obejmująca opracowanie i pełne scharakteryzowanie nowych, tzw.: "bezrozpuszczalnikowych" metod analitycznych, umożliwiających oznaczanie szerokiej gamy związków organicznych o różnych właściwościach w jednym kroku analitycznym. Następnie opracowane przeze mnie metody zostały wykorzystane do oznaczania lotnych i średniolotnych związków organicznych (m.in.: węglowodorów aromatycznych i

alifatycznych, fenoli, chlorobenzenów, organicznych związków siarki i chloru) w próbkach ciekłych tj.: wody pitne, gruntowe, powierzchniowe, morskie, ścieki (głównie przemysłu spożywczego), płyny fizjologiczne (mocz), produkty farmaceutyczne (płyny do iniekcji, leki), produkty żywnościowe (wody mineralne, napoje, piwo, ocet). Przeprowadzone przeze mnie badania naukowe z zakresu analityki środowiska zostały praktycznie wykorzystane do monitoringu zanieczyszczeń wód i gruntów z dorzecza rzeki Odry w ramach dużego Międzynarodowego Projektu Badań Dorzecza Rzeki Odry przeprowadzonego w latach 1997-2000. Na pierwszym roku studium doktoranckiego współuczestniczyłam również w projekcie pt.: Nowe analityczne metody chemicznej i biologicznej oceny jakości wody i ścieków, który obejmował zadanie badawcze w ramach współpracy z Zakładem Ochrony Wód Przymorza Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej - Oddział Morski w Gdańsku. Szczególnie godne podkreślenia są także badania dotyczące migracji i identyfikacji związków organicznych (przy wykorzystaniu chromatografii gazowej w połączeniu z spektrometrem mas) w produktach farmaceutycznych przechowywanych w opakowaniach z tworzyw sztucznych. Pracę doktorską powstałą pod kierunkiem prof. dr hab. inż. Jacka Namieśnika (częściowo finansowaną w ramach grantu promotorskiego KBN (3TO9C-084-18), 2000 r.) pt.: *Opracowanie „bezrozpuszczalnikowych” metodyk jednoczesnego oznaczania szerokiej gamy lotnych i średniolotnych związków organicznych w próbkach wody* obroniłam 18.12.2000 r., kiedy to uzyskałam tytułu doktora chemii w zakresie nauk chemicznych. Wyniki tego etapu mojej działalności naukowej zostały również przedstawione w 11 publikacjach (wyszczególnionych poniżej oraz w zał.4, pkt II.A,D) oraz w dwóch referatach oraz 11 posterach na konferencjach o zasięgu ogólnopolskim i międzynarodowym (wyszczególnionych w zał.4, pkt II.K, referaty przed doktoratem, poz. 1-2, postery przed doktoratem, poz. 3-13):

Publikacje

Turska M., Wolska L., Zygmunt B., Namieśnik J. 1997. Direct injection of aqueous samples into Gas Chromatographic Columns. *Chemia Analityczna*, 42, 787-797.

Polkowska Ż., **Turska M.**, Górecki T., Namieśnik J. 1998. Comparison of the New Version of Thin Layer Headspace Analysis with Autogenous Generation of the Liquid Sorbent (TLHS-DAI-GC-ECD) with Liquid-Liquid Extraction for the Determination of Volatile Organo-halogen Compounds in Liquid Samples. *Process Control and Quality*, 11, 1-8.

Wolska L., Olszewska C., **Turska M.**, Zygmunt B., Namieśnik J. 1998. Volatile and semivolatile organo-halogen trace analysis in surface water by Direct Aqueous Injection GC-ECD. *Chemosphere*, 37, 2645-2651.

Wardencki W., **Staniszewska M.**, Wolska L., Janicki W., Namieśnik J. 2000, Evaluation of pollution degree of the Odra river basin with organic compounds after the 97 summer flood. Part II.

Determination of volatile and semivolatile compounds in post-flood sediments of the Odra basin. *Chemia Analityczna*, 45, 291-296.

Staniszewska M., Wolska L., Namieśnik J. 2008. New approach based on solid-phase extraction for the assessment of organic compound pollution in so-called pharmaceutically pure water. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 391, 1941-1949; DOI 10.1007/s00216-008-2072-2.

Staniszewska M., Wolska L., Zygmunt B., Namieśnik J. 1998. Influence of Solid Particles and Humic Acids on Recovery of Volatile and Semivolatile Organohalogen Compounds from Water in a DAI-GC-ECD Technique. *ACE*, 1, 179-190.

Galer K., Wolska L., **Staniszewska M.**, Zygmunt B., Namiesnik J. 1998. Polychlorobiphenyls in sediments, clean-up procedure, *ACE*, 1, 45-51.

Wolska L., **Staniszewska M.**, Namieśnik J. 2000. Application of direct sorption on Tenax TA for chromatographic determination of wide spectrum of VOCs in water. *Acta of University of Cibiensis 2000 Seria F Chemia*, 2, 3-17.

Staniszewska M., Wolska L., Namieśnik J. 2001. Determination of wide spectrum of VOC's in water by application of direct sorption on Tenax TA and detection by GC-MS system. *Ecological Chemistry and Engineering A (Chemia i Inżynieria Ekologiczna A)*, 8, 925-934.

Wolska L., **Staniszewska M.**, Jastrzębska A., Konieczka P., Namieśnik J. 2001. Determination of chlorobenzenes in water and sediment samples collected from Odra River. *Ecological Chemistry and Engineering A (Chemia i Inżynieria Ekologiczna A)*, 8, 959-964.

Staniszewska M., Wolska L., Namieśnik J. 2003. Możliwości i ograniczenia metod oznaczania lotnych i średniolotnych związków organicznych w wodach. *Wiadomości Chemiczne*, 57, 185-222.

W 2001 roku podjęłam prace w Instytucie Morskim w Gdańsku w Zakładzie Hydrotechniki Morskiej. Praca w IM została ukierunkowana na tematykę morską. Polega na sporządzaniu raportów ocen oddziaływania na środowisko inwestycji realizowanych w morzu. Dotyczy głównie problematyki wydobywania, kłapowania, a także praktycznego zastosowania tzw. urobku czerpalnego w portach i na torach wodnych. Praca badawczo-rozwojowa w tym zakresie zaowocowała opracowaniami dotyczącymi m.in.: określenia potencjalnych możliwości usuwania/kłapowania urobku z prac czerpalnych do morza i skutków oddziaływania na środowisko morskie, krytycznej oceny obecnego sposobu oceny stopnia zanieczyszczenia urobku oraz zaproponowaniem nowego podejścia do tej oceny, a także określeniem kryteriów wyznaczania nowych kłapowisk morskich. Prace te były m.in. wsparte dużym projektem ECODUMP realizowanym w latach 2011-2014, którego celem było opracowanie kompleksowych wytycznych dotyczących ekosystemowej metodyki wyboru miejsca deponowania osadów w morzu oraz zarządzania przybrzeżnymi kłapowiskami w południowo-wschodnim rejonie Morza Bałtyckiego w kontekście zmniejszenia zagrożeń dla środowiska i przyrody morskiej oraz poprawy jakości korzystania

z zasobów morskich. W efekcie powstał przewodnik w języku polskim i angielskim (zał.4, pkt II.E):

Boniecka H., **Staniszewska M.**, Sapota G., Dembska G., Suzdalev S. 2014. Przewodnik do wyznaczania nowych miejsc kładowania urobku. Opracowanie wykonane w ramach projektu ECODUMP, Wydawnictwo Instytutu Morskiego w Gdańsku, Gdańsk. str. 36

Blažauskas N., Boniecka H., Dembska G., **Staniszewska M.**, Sapota G., Suzdalev S., 2014. Guidelines for the location of new offshore dumping sites "Application of ecosystem principles for the location and management of offshore dumping sites in SE Baltic Region (ECODUMP)" Maritime Institute in Gdańsk, Poland, Klaipėda University Marine Science and Technology Centre, Lithuania, 11 p.

Działalność w Instytucie Morskim zaowocowała licznymi ekspertyzami i opracowaniami (wyszczególnionych w zał.4, pkt II.E) oraz 8 publikacjami (wyszczególnionymi poniżej oraz w zał.4, pkt II.A, publikacje po doktoracie, poz. 6,12; pkt II.D, publikacje po doktoracie, poz. 4,5,9-12). Pracę w IM kontynuuję do dnia dzisiejszego choć w ograniczonym wymiarze (1/4 etatu).

Publikacje

Staniszewska M. 2006. Trwałe zanieczyszczenia organiczne w środowisku morskim w świetle wdrażanych w Polsce konwencji międzynarodowych. Inżynieria Morska i Geotechnika, 2, 73-79.

Staniszewska M. Bistram K., 2006. The source of environment danger of polish maritime zone caused by the marine transport. Journal of KONES Powertrain and Transport, 13 (3), 361-369.

Staniszewska M., Boniecka H., Gajecka A. 2013. Organochlorine, organophosphoric and organotin contaminants, aromatic and aliphatic hydrocarbons and heavy metals in sediments of the ports from Polish part of the Vistula Lagoon (Baltic Sea). Soil and Sediment Contamination: An International Journal, 22(2), 151-173; DOI: 10.1080/15320383.2013.722137.

Staniszewska M., Boniecka H., Gajda A. 2014. Prace pogłębiarskie w polskiej strefie przybrzeżnej – aktualne problemy. Inżynieria Ekologiczna, 40,157-172, DOI: 10.12912/2081139X.79

Staniszewska M., Boniecka H. 2015. The Environmental Protection Aspects of Handling Dredged Material. The Bulletin of Maritime Institute in Gdańsk, 30(1), 51-58; DOI:10.5604/12307424.1172634

Staniszewska M., Boniecka H. 2016. Screening methods for dredged material contamination assessment. The Bulletin of Maritime Institute in Gdańsk, 31(1), 80-87; DOI: 10.5604/12307424.1201832

Staniszewska M., Boniecka H., Cylkowska H. 2016. Dredging works in the Polish open sea ports as an anthropogenic factor of development of sea coastal zones. The Bulletin of Maritime Institute in Gdańsk, 31(1), 180-187; DOI:10.5604/12307424.1223959

Staniszewska M., Boniecka H. 2017. Managing dredged material in the coastal zone of the Baltic Sea. Environmental Monitoring and Assessment, 189:46, 1-17; DOI 10.1007/s10661-016-5734-0

W latach 2004-2005 podjęłam dodatkową pracę w J.S.H. Laboratoria Sp zoo, jako specjalista ds. analiz chemicznych w laboratorium chromatograficznym, gdzie dokonywałam opracowywania i wdrażania nowych metod w zakresie oznaczeń związków organicznych. Pracowałam również w pracowni związanej z badaniami kontroli jakości wód i ścieków. Laboratorium to jest laboratorium akredytowanym pracujące zgodnie z wymogami zapewniającymi kontrolę jakości pomiarów. Prace w laboratorium JSH oraz wcześniej na PG, spowodowały, że poznałam umiejętność obsługi wielu specjalistycznych urządzeń laboratoryjnych (m.in. chromatografów gazowych GC (z detektorami: ECD, FID, MS), wysokosprawnych chromatografów cieczowych HPLC (z detektorami: FL, UV-VIS, MS) oraz chromatografii cieczowej cienkowarstwowej - TLC, spektrofotometru UV-VIS, ASA, Aparatu Mictotox) oraz pracę z wieloma technikami analitycznymi m.in.: DAI, SPE, SPME, HS, TLHS, PT, CLSA, LLE, TD). Odbyłam szkolenia w zakresie przygotowywania próbek środowiskowych oraz oznaczeń chromatograficznych (GC, HPLC). W efekcie posiadam wiedzę i umiejętności w stworzeniu laboratorium pracującym w zakresie oznaczeń związków organicznych na poziomie śladowym.

Od 1.02.2006 roku rozpoczęłam pracę naukową oraz zostałam nauczycielem mianowanym na Uniwersytecie Gdańskim (Wydział Oceanografii i Geografii, Instytut Oceanografii, Zakład Chemii Morza i Ochrony Środowiska Morskiego). Kierownik Zakładu prof. dr hab. Jerzy Bolałek zatrudnił mnie z nadzieją rozwinięcia działalności badawczej w zakresie badań nad występowaniem i przemianami Trwałych Zanieczyszczeń Organicznych w morzu. Pierwszym zadaniem jakie sobie postawiłam było stworzenie od podstaw laboratorium umożliwiającym wykonywanie odpowiednich analiz. Niezmiernie pomogły mi fundusze na zakup chromatografów, które zdobyłam w ramach grantu aparaturowego MNiSW (127/01/E-335/S/2007-3) pt.: Zakup chromatografu jonowego i cieczowego (kwota: 560 000 zł) oraz na oprzyrządowanie m.in. wyparka, zestaw do ekstrakcji do fazy stałej- SPE, w ramach kierowanego przeze mnie grantu badawczego własnego NCN (N N 305 106840) pt.: Endokrynne pochodne fenolu w strefie brzegowej Zatoki Gdańskiej (kwota: 251 100 zł).

W początkowym okresie w kręgu moich zainteresowań w ramach pracy naukowej w ZCHMiOŚM znalazły się zagadnienia związane z czynnikami wpływającymi na kumulację w osadach dennych wybranych związków organicznych tj. związki cynoorganiczne, wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA), polichlorowane bifenylole (PCB). Byłam kierownikiem grantu przyznawanego przez Uniwersytet Gdański w ramach badań własnych UG (BW/1380-5-0084-6) w 2006 r.: Przestrzenne rozmieszczenie zawartości stężeń związków cynoorganicznych (ich form oraz proporcji w jakich one występują w osadach

dennych) w zależności od odległości od źródeł emisji oraz zmian warunków sedymentacyjnych Zatoki Gdańskiej i Portu Gdańsk. Następnie we współpracy z zespołem prof. dr hab. inż. Jacka Namieśnika (PG) powstały dwie publikacje (zał.4,pkt II.A, publikacje po doktoracie, poz. 3,4):

Radke B., **Staniszewska M.**, Wasik A., Namieśnik J., Bolałek J. 2008. Organotin Compounds in Marine Sediments. Polish Journal of Environmental Studies, 17(5), 643-654.

Staniszewska M., Radke B., Namieśnik J., Bolałek J. 2008. Analytical Methods and Problems Related to the Determination of Organotin Compounds in Marine Sediments. International Journal of Environmental Analytical Chemistry, 88, 747-774; DOI: 10.1080/03067310802082310.

Pierwsza publikacja dotyczyła występowania i przemian związków cynoorganicznych w morskich osadach dennych, druga obejmowała zagadnienia metodyczne związane z oznaczaniem związków cyny w osadach morskich.

Natomiast bardzo szerokie studium uwarunkowań dystrybucji wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych i polichlorowanych bifenyli w osadach strefy przybrzeżnej Zatoki Gdańskiej opisałam w publikacji (zał.4,pkt II.A, publikacje po doktoracie, poz. 5):

Staniszewska M., Burska D., Sapota G., Bogdaniuk M., Borowiec K., Nosarzewska I., Bolałek J., 2011. Black carbon in relation to the content and distribution of organic pollutants in benthic sediments in the Gulf of Gdańsk, Baltic Sea. Marine Bulletin Pollution, 62, 1464-75; DOI: 10.1016/j.marpolbul.2011.04.013.

W powyższej pracy po raz pierwszy zwróciłam uwagę, że bardzo istotnym parametrem wpływającym na kumulację hydrofobowych związków organicznych ma obecność czarnego węgla w osadzie (ang. Black Carbon-BC). Jednakże ten wpływ jest zależny nie od ilości, ale od jakości materii organicznej, którą można scharakteryzować udziałem BC w całkowitej materii organicznej. Wykazano, że osady charakteryzujące się małą zawartością materii organicznej były dobrze wysyczone przez WWA i PCB. Za tą silną sorpcję WWA i PCB odpowiedzialny był duży udział (aż do ok. 40%) czarnego węgla w węglu całkowitym.

Unikatowe badania (z uwagi na braki literaturowe) dotyczyły stopnia zanieczyszczenia metalami ciężkimi, węglowodorami aromatycznymi i alifatycznymi, związkami cyno-, chloro- i fosforoorganicznymi osadów Zalewu Wiślanego. W pracy zwróciłam uwagę na znaczny problem obecności węglowodorów alifatyczny w rejonach portowych zalewu oraz w rzece Elbląg. Wyniki badań zostały przedstawione w pracy (zał.4,pkt II.A, publikacje po doktoracie, poz. 6):

Staniszewska M., Boniecka H., Gajeczka A. 2013. Organochlorine, organophosphoric and organotin contaminants, aromatic and aliphatic hydrocarbons and heavy metals in sediments of the ports from Polish part of the Vistula Lagoon (Baltic Sea). *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*, 22(2), 151-173; DOI: 10.1080/15320383.2013.722137.

Część moich badań w ramach studium doktoranckiego na PG dotyczyła wykorzystania testów toksyczności do oceny jakości wód i osadów dennych (głównie wód i osadów z rzeki Odry w ramach Międzynarodowego Projektu Badań Dorzecza Rzeki Odry (1997-2000). Badania te kontynuowałam po doktoracie, gdy próbowałam znaleźć powiązania między stężeniem zanieczyszczeń organicznych z grupy WWA i PCB w morskich osadach dennych, a toksycznością próbki. Działania te były prowadzone w ramach badań własnych UG (BW/G235-5-0240-9) w 2009 r.: Toksyczność osadów dennych strefy przybrzeżnej południowego Bałtyku (gdzie byłam kierownikiem) oraz w ramach projektu badawczego MNiSW (1183/B/P01/2007/33) w latach 2007-2010: Metody bioindykacyjne i chemiczne oznaczania WWA i PCBs w ocenie jakości różnych elementów środowiska wód powierzchniowych Polski Północnej, kierowanym przez prof. dr hab. inż. Elżbietę Niemirycz.

W w.w. pracach wskazałam że biotesty – głównie Microtox® - prosty i czuły test z wykorzystaniem bakterii *Vibrio fischeri* (których luminescencja ulega osłabieniu pod wpływem substancji toksycznych obecnych w badanej próbce wody lub osadu) można wykorzystać do wstępnych, przesiewowych badań zanieczyszczenia osadu. Jednakże test ten ma pewne ograniczenia i nie zawsze toksyczność osadu zależy od stężenia konkretnego wybranego zanieczyszczenia w próbce. W przypadku osadów morskich południowego Bałtyku (BW/G235-5-0240-9), stwierdziłam wyraźną zależność zawartości WWA z toksycznością osadu, zwłaszcza w osadach portowych (Port Gdańsk), gdzie związki te gromadzą się głównie jako konsekwencja procesów spalania. Osady tam pobrane dodatkowo charakteryzują się małą zawartością materii organicznej, a dużym udziałem czarnego węgla w węglu całkowitym. Wykazano również, że test Microtox® sprawdził się głównie w ocenie toksyczności osadów pobranych z rzeki Odry i Wisły w powiązaniu z zawartością WWA i PCB w przypadku osadów silnie toksycznych. Powyższe przesłanki, a także spostrzeżenia innych badaczy wpłynęły na propozycje zastosowania biotestów do wstępnych, przesiewowych badań osadu (pobieranego w przypadku prac pogłębiarskich) w celu wskazania osadów toksycznych, które kwalifikowane by były dalej do bardziej szczegółowych badań chemicznych. Wyniki tych prac wykorzystałam w mojej rozprawie doktorskiej oraz w publikacjach (zał.4,pkt II.A, publikacje po doktoracie, poz. 2,12; pkt II.D, publikacje po doktoracie, poz. 11):

Niemirydz E., Nichthausen J., **Staniszewska M.**, Nałęcz-Jawecki G., Bolałek J., 2007. The Microtox® biological test: application in toxicity evaluation of surface waters and sediments in Poland. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 36, 151-163; DOI: 10.2478/v10009-007-0030-5.

Staniszewska M., Boniecka H. 2016. Screening methods for dredged material contamination assessment. *The Bulletin of Maritime Institute in Gdańsk*, 31(1), 80-87; DOI: 10.5604/12307424.1201832.

Staniszewska M., Boniecka H. 2017. Managing dredged material in the coastal zone of the Baltic Sea. *Environmental Monitoring and Assessment*, 189:46, 1-17; DOI 10.1007/s10661-016-5734-0.

Kolejnym obszarem moich zainteresowań był cykl badań dotyczących zmienności stężeń rakotwórczego benzo(a)pirenu – B(a)P w aerozolach w strefie nadmorskiej (Gdynia). Pierwsze tego typu badania podjęłam z dr hab. Magdaleną Beldowską w ramach projektu badawczego własnego MNiSW (N305 2270 33) w latach 2007-2009: Związki kancerogenne i neurotoksyczne w aerozolach we wdychanym powietrzu w pobliżu i w oddaleniu od emiterów zanieczyszczeń. Efektem prac było zaprezentowanie rocznych zmian stężeń B(a)P w aerozolach o średnicy > 0,4 µm i czynników które tą zmienność kształtują. Wykazałam, m.in. że najważniejszym czynnikiem wpływającym na zmienność stężeń B(a)P w powietrzu był sezon, i opalanie domów w sezonie zimowym, kiedy to stężenia tego związku w aerozolach były wielokrotnie wyższe. Stwierdziłam, że duże stężenia benzo(a)pirenu są charakterystyczne dla niskich temperatur i wysokich wilgotności powietrza. Oczyszczające oddziaływanie opadów na atmosferę widoczne było jedynie w połączeniu z silnymi wiatrami. Istotny był również kierunek wiatru i trajektoria mas powietrza. Masy napływające z głębi lądu podwyższały stężenia benzo(a)pirenu, a znad Bałtyku obniżały. Wyniki zaprezentowano w trzech publikacjach (wyszczególnionych poniżej oraz w zał.4,pkt II.D, publikacje po doktoracie, poz. 6,7; pkt II.A, publikacje po doktoracie, poz. 8) i trzech posterach prezentowanych na konferencjach (wyszczególnionych w zał. 4, pkt. II.K, postery po doktoracie, pozycje 3-5):

Staniszewska M., Beldowska M., Murawie. D., Porożyńska J., 2008. Benzo(a)piren w aerozolach w sezonie grzewczym w Gdyni. W: *Ochrona Powietrza w Teorii i Praktyce*, t. 2, (red.) Koniecznyński J. Instytut Podstaw Inżynierii Środowiska Polskiej Akademii Nauk, Zabrze, 259-268.

Staniszewska M., Beldowska M., Murawiec D., Porożyńska J. 2009. Benzo(a)piren w aerozolach w Gdyni. W: *II Pomorska Konferencja z cyklu jakość powietrza*, (red.) Namieśnik J., Wardencki W., Gromadzka J. Wydział Chemiczny, Politechnika Gdańska, Gdańsk, 174-183.

Staniszewska M., Graca B., Beldowska M., Saniewska D. 2013. Factors controlling benzo(a)pyrene concentration in aerosols in the urbanized coastal zone. A case study: Gdynia, Poland (Southern Baltic Sea). *Environmental Science and Pollution Research*, 20 (6), 4154–4163; DOI: 10.1007/s11356-012-1315-0.

W następnych latach kontynuowałam badania związane z zanieczyszczeniami w małych aerozolach nad Gdynią w ramach projektu finansowanego przez WFOŚiGW w Gdańsku (RX-03/37/2011, 2011-2012 r.) pt.: Aerotoksyny we wdychanym powietrzu w Aglomeracji Trójmiejskiej, kierowanym przez prof. dr hab. Lucynę Falkowską. W projekcie badano szeroką gamę aerotoksyn, w aerozolach mniejszych od 2,5 µm bogatych w substancje toksyczne oraz wskazano potencjalne źródła ich emisji. Moja część dotyczyła zmienności stężeń benzo(a)pirenu oraz bisfenolu A i alkilofenoli (4-*tert*-oktylofenolu i 4-nonylofenolu). Wykazałam, że bardzo niskie temperatury powietrza, mała siła wiatru, sporadyczne opady oraz adwekcja z sektora południowo-zachodniego przyczyniły się do nanoszenia badanych zanieczyszczeń z terenów wiejskich. Wnioski te dotyczą zarówno dobrze już poznanego benzo(a)pirenu jak i pochodnych fenolu. Uzyskane wyniki są pierwszymi dotyczącymi zmienności stężeń pochodnych fenolu w powietrzu w strefie nadmorskiej Bałtyku. Wskazują one na procesy spalania (najprawdopodobniej współspalanie śmieci) jako istotne źródło tych związków w powietrzu. Dotychczas rezultaty z tego projektu zostały zaprezentowane w publikacji (zał.4,pkt II.D, publikacje po doktoracie, poz. 8):

Lewandowska A., **Staniszewska M.**, Falkowska L., Witkowska A., Bełdowska M., Machuta M., Mróz D. 2012. Węgiel elementarny i organiczny, benzo(a)piren oraz alkilofenole w funkcji rozmiarów cząstek aerozoli w zurbanizowanej strefie brzegowej Zatoki Gdańskiej. W: Ochrona powietrza w teorii i praktyce, t. 2, (red.) Koniecznyński J. Instytut Podstaw Inżynierii Środowiska Polskiej Akademii Nauk, Zabrze, 167-179.

oraz w raporcie z badań (ogólnodostępnym) sporządzonym dla WFOŚiGW (wyszczególnionym w zał. 4, pkt. II.E.), wygłoszone w 1 referacie (wyszczególnionym w zał. 4, pkt. II.K referaty po doktoracie, poz. 6) i zaprezentowane na dwóch posterach (wyszczególnionych w zał. 4, pkt. II.K postery po doktoracie, poz. 6-7). Część badań zostanie dopiero przedstawiona w dwóch planowanych publikacjach.

Obecność często podwyższonych stężeń związków toksycznych w małych aerozolach stała się przesłanką do prac nad wnikaniem toksyn do płuc z powietrza do organizmów na najwyższym poziomie troficznym. Badaniom poddano płuca ptaków. Ten szlak wnikania w przypadku ptaków wydaje się być bardziej znaczącym niż u innych zwierząt. Płuca ptaków mogą być uważane za wskaźnik przy ocenie jakości powietrza. Podjęte badania miały na celu wskazanie czy w płucach ptaków ujawnia się ekspozycja na rtęć i wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne w powietrzu strefy brzegowej Pomorza. Ustalono, że objętość płuc wpływa na efektywność pobierania z powietrza rtęci. Ptaki u których stwierdzono wysokie wartości stężeń WWA w płucach, miały mniejsze obciążenie rtęcią i odwrotnie. O

takiej zależności zdecydowały prawdopodobnie przynajmniej dwa różne obszary bytowania ptaków, a tym samym poziomy troficzne z których czerpały pokarm. Płuca ptaków okupujących składowiska odpadów komunalnych latem były bardziej narażone na WWA uwalniane ze spalania pirogenicznego występującego na lądzie w stosunku do mew, które w tym samym czasie przebywały głównie w strefie brzegowej morza. Płuca ptaków czerpiących pokarm z wyższego poziomu troficznego były ekspozowane na rtęć reemitowaną z powierzchni morza. Wyniki zostały przedstawione w referacie (wyszczególnionym w zał.4, pkt II.K, referaty po doktoracie, poz. 11) oraz opisane w publikacjach (wyszczególnionych poniżej oraz w zał.4,pkt II.D, publikacje po doktoracie, poz. 13; zał.4,pkt II.A, publikacje po doktoracie, poz. 13):

Falkowska L., Grajewska A., **Staniszewska M.**, Nehring I., Szumiło-Pilarska E. Saniewska D. 2016. Rtęć i wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne w płucach mew srebrzystych (*Larus argentatus*) ze strefy brzegowej nad Zatoką Gdańską. Mercury and polycyclic aromatic hydrocarbons in lungs of Herring Gulls (*Larus argentatus*) from coastal zone of Gulf of Gdansk. W: Rtęć w środowisku: identyfikacja zagrożeń dla zdrowia człowieka, (red.) Falkowska L., Wydawnictwo Uniwersytetu Gdańskiego, Gdańsk, 74-81.

Falkowska L., Grajewska A., **Staniszewska M.**, Nehring I., Szumiło- Pilarska E., Saniewska D. 2017. Inhalation - Route of EDC exposure in seabirds (*Larus argentatus*) from the Southern Baltic. Marine Pollution Bulletin. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2017.01.060

W latach 2009-2012 pracowałam w granicie MEiN (N N304 161637) pt.: Rtęć i Trwale Zanieczyszczenia Organiczne w guanie z obszarów oddziaływania wody i ładu, kierowanym przez prof. dr hab. Lucynę Falkowską. Niniejszy projekt zakładał rozpoznanie wielkości transportu i biologicznych efektów oddziaływania rtęci i wybranych TZO (polichlorowanych bifenyli, dioksyn, polibromowanych eterów difenylowych, wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych, chlorowanych organopestycydów, pochodnych fenolu) w wybranych obszarach siedliskowych ptaków pobrzeża Zatoki Gdańskiej. Wskazano na guano jako ważny „nośnik” zanieczyszczeń. Badania przeprowadzono również na ptakach przebywających w warunkach kontrolowanych pingwinie afrykańskim z gdańskiego ZOO. Umożliwiło to poznanie zależności między spożywanym pokarmem (ryby), a stężeniem wybranych TZO w poszczególnych tkankach ptaków. Wskazano na detoksykację ptaków poprzez wydalanie guana (detoksykacja szybka) i składanie jaj, pierzenie się (detoksykacja w dłuższym okresie czasu). W przypadku badań nad wolno żyjącymi ptakami stwierdziłam, że czynnikami najbardziej istotnymi wpływającymi na stężenie bisfenolu A i alkilofenoli w tkankach mew z Zatoki Gdańskiej są miejsce bytowania, dieta ptaków i płeć. Wykazałam, że bisfenol A i 4-nonylofenol są efektywnie wydalane wraz z guanem. Natomiast 4-tert-

oktylofenol, słabiej wydalany, ulega prawdopodobnie kumulacji w organizmie mew. Badania potwierdziły, że guano deponowane w bezpośrednim sąsiedztwie morza staje się wtórnym źródłem wielu TZO, co w konsekwencji powoduje ponowne włączanie się tych związków w cykl przemian biochemicznych w środowisku. Wynikiem prac są trzy publikacje (zał.2. pkt 4.b; zał.4,pkt II.A, publikacje po doktoracie, poz. 7,9):

Staniszewska M., Falkowska L., Grabowski P., Kwaśniak J., Mudrak-Cegiołka S., Reindl A.R., Sokołowski A., Szumiło E., Zgrundo A. 2014. Bisphenol A, 4-*tert*-octylphenol, 4-nonylphenol in the Gulf of Gdansk (Southern Baltic). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 67 (3), 335-347; DOI: 10.1007/s00244-014-0023-9 (publikacja stanowiąca osiągnięcie naukowe).

Falkowska L., Reindl A.R., Szumiło E., Kwaśniak J., **Staniszewska M.**, Bełdowska M., Lewandowska A., Krause I. 2013. Mercury and Chlorinated Pesticides on the Highest Level of the Food Web as Exemplified by Herring from the Southern Baltic and African Penguins from the Zoo. *Water Air & Soil Pollution*, 224:1549, 1-15; DOI 10.1007/s11270-013-1549-6.

Reindl A.R., Falkowska L., Szumiło E., **Staniszewska M.** 2013. Residue of chlorinated pesticides in fish caught in the Southern Baltic. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 42(3), 251–25; DOI: 10.2478/s13545-013-0081-z.

Ostatniej z wymienionych publikacji przyznano nagrodę im. Tomasza Józwiaka za najlepszy artykuł naukowy opublikowany w 2013 r. na łamach kwartalnika naukowego *Oceanological and Hydrobiological Studies* (zał. 4, pkt II.J).

Rozwijając swoją wiedzę naukową, dostrzegłam brak informacji na temat występowania i przemian w strefie południowego Bałtyku pochodnych fenolu - grupy związków należących do EDCs. Bliżej zainteresowałam się bisfenolem A, 4-*tert*-oktylofenolem, 4-nonylofenolem. Wstępne badania przeprowadzone w ramach badań własnych UG (BW/G235-5-0510-0) w 2010 r.: Związki endokrynne w strefie przybrzeżnej Zatoki Gdańskiej dały mi podstawy do stwierdzeń, że związki te występują na mierzalnym poziomie w Zatoce Gdańskiej (wyniki zaprezentowano w publikacji I; zał. 4, pkt I.B) stanowiącej osiągnięcie naukowe).

Staniszewska M., Falkowska L. 2011. Nonylphenol and 4-*tert*-octylphenol in the Gulf of Gdansk coastal zone. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 40(2), 49-56; DOI: 10.2478/s13545-000-0000-0 (publikacja stanowiąca osiągnięcie naukowe)

Powyższe przesłanki skłoniły mnie do napisania projektu badawczego finansowanego przez NCN (N N305 106840) pt.: Endokrynne pochodne fenolu w strefie brzegowej Zatoki Gdańskiej, na który dostałam finansowanie w latach 2011-2015. Kierowanie projektem oraz liczne zadania badawcze musiałam pogodzić z ważnym wydarzeniem w moim życiu osobistym –narodzeniem i opieką nad synkiem. Skutkowało to przedłużeniem grantu, lecz nie

uszczupliło ilości powstałych prac. W ramach projektu powstało 8 publikacji (7 stanowi osiągnięcie naukowe; zał. 4, pkt I.B publikacje II-VIII), wygłoszono 2 referaty i zaprezentowano wyniki w 6 posterach na krajowych i międzynarodowych konferencjach (zał.4, pkt II.K, referaty po doktoracie, poz. 9,10; zał.4, pkt II.K, postery po doktoracie, poz. 8-11,13,14). Rezultaty tych prac szczegółowo przedstawiłam w ramach opisu osiągnięcia naukowego. Publikacja z w.w. grantu, której nie włączyłam do osiągnięcia naukowego dotyczyła eksperymentu laboratoryjnego w którym badałam wyflukiwanie bisfenolu A, 4-*tert*-oktylofenolu oraz 4-nonylofenolu z tworzyw sztucznych (poliwęglan, granulaty otrzymane z zużytych opon) do wody morskiej i powstała w połączeniu z projektem badawczym NCN (UMO 2012/07/B/ST10/04281) dr hab. prof. UG. Bożeny Gracy pt.: Nanoodpady w środowisku morskim przyznany na lata 2012-2016. W pracy wyznaczyłam maksymalne dobowe tempo wyflukiwania pochodnych fenolu do wody morskiej w różnych warunkach eksperymentalnych. Wyniosło ono od 120 (BPA) do 700-1000 ng dm⁻³·dzień⁻¹ (NP, OP). Zbadałam również wpływ postarzenia plastiku pod wpływem fotodegradacji na wyflukiwanie. Stwierdziłam, że czynnikami determinującymi sorpcję w wodzie morskiej badanych związków na nano-TiO₂ jest ich hydrofobowość, budowa strukturalna oraz właściwość powierzchni nano-TiO₂. Najslabszą sorpcję zanotowano w przypadku bisfenolu A - związku o najmniejszej hydrofobowości. Wyniki zaprezentowano w publikacji (zał.4, pkt II.A, publikacje po doktoracie, poz. 10):

Staniszewska M., Graca B., Nehring I. 2016. The fate of bisphenol A, 4-*tert*-octylphenol and 4-nonylphenol leached from plastic debris into marine water - experimental studies on biodegradation and sorption on suspended particulate matter and nano-TiO₂. *Chemosphere*, 145, 535–542; DOI: 10.1016/j.chemosphere.2015.11.081.

Tematyka występowania, kumulacji, transferu bisfenolu A, 4-*tert*-oktylofenolu oraz 4-nonylofenolu w różnych elementach środowiska morskiego jest przeze mnie rozszerzana. Badania w osadach poszerzyłam o inne rejony Morza Bałtyckiego (Głębia Gotlandzka, Borholmska, Gdańska), gdzie zbadałam historyczny dopływ alkilofenoli do osadów. Osady poddano datowaniu izotopem ²¹⁰Pb. Stwierdziłam m.in., że wzrost stężeń badanych związków w osadach obserwowany był z rozwojem przemysłowym w latach 60/70 XX wieku. Natomiast zaskakującą obecność 4-*tert*-oktylofenolu w warstwach osadu zdeponowanych przed masową produkcją alkilofenoli można tłumaczyć migracją tego związku w głąb osadu. Najwyższe stężenia alkilofenoli wystąpiły w osadach Głębi Gotlandzkiej. Pomimo ograniczeń w stosowaniu pochodnych fenoli w ostatnich latach obserwuje się wzrost stężeń w osadach. Od roku 2000 stężenia 4-*tert*-oktylofenolu wzrosły około 2-5 krotnie w osadach badanych

głębi. Podobnie wzrastają stężenia NP w osadach, zwłaszcza po 2010 roku. Obecnie analogiczne badania prowadzę dla bisfenolu A. Wyniki zaprezentowano w publikacji (wyszczególnionej poniżej i w zał.4, pkt II.A, publikacje po doktoracie, poz. 11) oraz posterze (wyszczególnionym w zał. 4, pkt. II.K postery po doktoracie, poz. 16):

Graca B., **Staniszewska M.**, Zakrzewska D., Zalewska T. 2016. Reconstruction of the pollution history of alkylphenols (4-*tert*-octylphenol, 4-nonylphenol) in the Baltic Sea. *Environmental Science and Pollution Research*, 23, 11598-11610; DOI:10.1007/s11356-016-6262-8

Najnowsze moje badania dotyczą rozpoznania procesów związanych z przepływem bisfenolu A, 4-*tert*-oktylofenolu i 4-nonylofenolu na najwyższym poziomie troficznym. Badaniami objęte są foki i ptaki. Jestem głównym wykonawcą w projekcie NCN (UMO-2015/17/B/ST10/03418, 2016-2019) pt.: Transfer związków endokrynnie aktywnych na najwyższym poziomie troficznym - badania eksperymentalne z udziałem bałtyckiej foki szarej (*Halichoerus grypus*), kierowanym przez prof. Lucynę Falkowską we współpracy z JOSEF STEFAN INSTITUTE, Lubljana, Słowenia. Część badań w których uczestniczę dotyczy określenia wielkości przepływu, kinetyki oraz uwarunkowań transportu bisfenolu A, 4-*tert*-oktylofenolu i 4-nonylofenolu wprowadzanych z dietą rybną do fok i ich potomstwa, a następnie usuwanych poza organizm i wprowadzonych wtórnie do środowiska. W tym celu analizowany jest następujący materiał biologiczny: sierść, mleko, krew, łożyska pobranych od fok szarych (szceniąt lub/i matek) z fokarium Stacji Morskiej Uniwersytetu Gdańskiego. Obecnie w ramach tych prac wygłoszony został 1 referat (zał.4, pkt II.K, referaty po doktoracie, poz. 12) oraz ukazała się 1 publikacja (wyszczególniona poniżej i w zał.4, pkt II.D, publikacje po doktoracie, poz. 14), a następna publikacja jest w przygotowaniu:

Nehring I., Grajewska A., **Staniszewska M.**, Falkowska L., Pawliczka I. 2016. Pochodne fenolu i rtęć w łożysku bałtyckiej foki szarej (*Halichoerus grypus*). Phenol derivatives and mercury in placenta of grey seal (*Halichoerus grypus*). W: Rtęć w środowisku: identyfikacja zagrożeń dla zdrowia człowieka, (red.) Falkowska L., Wydawnictwo Uniwersytetu Gdańskiego, Gdańsk, 91-97.

W w.w. publikacji starano się odpowiedzieć na pytanie czy łożysko - narząd pośredniczący w wymianie substancji pomiędzy samicą, a rozwijającym się zarodkiem stanowi barierę czy drogę przenikania dla związków rtęci i pochodnych fenolu. Najwyższe średnie stężenie spośród badanych związków endokrynnie aktywnych miał bisfenol A oraz rtęć nieorganiczna. Zmienność stężeń pochodnych fenolu i form rtęci oraz ich wzajemne zależności w łożyskach fok wskazały, że kumulacja i metabolizm oraz transfer substancji toksycznych do płodu są procesami skomplikowanymi i mogą oddziaływać u każdej samicy

inaczej. Stwierdzono, że funkcja ochronna łożyska w transferze organicznej rtęci do płodu jest raczej znikoma, natomiast w przypadku pochodnych fenolu uwarunkowana obecnością lipidów.

Następny obszar badawczy to drogi kumulacji i eliminacji bisfenolu A, 4-*tert*-oktylofenolu i 4-nonylofenolu na najwyższym poziomie troficznym. Przedmiotem badań są ludzkie włosy, sierść foki szarej oraz pióra mew, a także odchody ptaków. Włosy, a u zwierząt sierść i pióra są dobrym wskaźnikiem obciążenia organizmu związkami endokrynnie aktywnymi. Realizowane w tym zakresie prace będą przedmiotem rozprawy doktorskiej mgr. Igi Nehring, której jestem promotorem pomocniczym. W tym zakresie były realizowane dwa projekty badawcze dla doktorantów i młodych naukowców UG: w 2015 r. (538-G235-B876-15-1M) pt.: Ludzkie włosy, sierść foki szarej oraz pióra mewy srebrzystej jako miejsce kumulacji pochodnych fenolu i w 2016 r. (538-G235-B203-16) pt.: Wyfłukiwanie pochodnych fenolu z odchodów ptasich do wód Zatoki Gdańskiej – badania eksperymentalne.

Wyniki prac zostały już częściowo opracowane w manuskrypcie, który znajduje się w recenzji następna praca jest w przygotowaniu. Zaprezentowano też wyniki w jednym posterze (wyszczególnionym w zał.4, pkt II.K, postery po doktoracie, poz. 15).

Nehring I., **Staniszewska M.**, Falkowska L., 2016. Human hair, Baltic Grey Seal (*Halichoerus grypus*) fur and Herring Gull (*Larus argentatus*) feathers as accumulators of bisphenol A and alkylphenols. Archives of Environmental Contamination and Toxicology (w recenzji).

W pracy uzyskano najwyższe stężenia bisfenolu A oraz 4-nonylofenolu we włosach człowieka. Stężenia 4-nonylofenolu we włosach były nawet 100-krotnie wyższe niż oznaczone w sierści czy piórach. Takie wyniki mogą wskazywać na to, że ludzie są bardziej narażeni na działanie 4-nonylofenolu obecnego w kosmetykach oraz migrację BPA z tworzyw sztucznych do żywności. Zwierzęta natomiast narażone są na inne źródła pochodnych fenolu i jest to głównie droga pokarmowa. U ludzi wykazano istotny wpływ koloryzacji włosów, podgrzewania żywności w opakowaniach z tworzyw sztucznych, używania produktów chemii gospodarczej bez rękawic ochronnych oraz diety bogatej w produkty pochodzenia morskiego na wzrost stężeń analizowanych związków we włosach. Stwierdzono, że dieta rybna podwyższa stężenia pochodnych fenoli w sierści fok szarych, karmionych jednorodnym pożywieniem - śledziami, w których związki te są również obecne. Miejsce bytowania ptaków wpływało istotnie na wysokość stężeń pochodnych fenolu w piórach okrywowych.

W ramach prowadzonych omawianych powyżej zadań badawczych w większości przypadków sama planowałam, lub miałam duży udział w ustaleniu zakresu prowadzonych prac, opracowywałam lub/i modyfikowałam metody przygotowywania i oznaczeń badanych związków organicznych, planowałam i uczestniczyłam w pobieraniu próbek na lądzie i morzu.

Za cykle publikacji opublikowane w latach 2012 - 2015 otrzymałam cztery razy nagrodę zespołową pierwszego stopnia JM Rektora Uniwersytetu Gdańskiego (zał.4, pkt II.J).

Moja wiedza w zakresie TZO została wykorzystana przy pracach na rzecz przeciwdziałaniu zagrożeń w Polsce powodowanym przez Trwałe Zanieczyszczenia Organiczne. W latach 2002-2004 pracowałam jako członek Krajowego Komitetu Sterującego (powołanie przez Ministra Środowiska). Efektem prac było powstanie Krajowego Programu Wdrażania Konwencji Sztokholmskiej. W latach 2005-2012 z kolei uczestniczyłam w pracach Komisji do Spraw Produktów Biobójczych przy Urzędzie Rejestracji Produktów Leczniczych, Wyrobów Medycznych i Produktów Biobójczych (powołanie przez Ministra Zdrowia). W Komisji pracowałam jako ekspert do spraw chemicznych oraz morskich. Opiniowałam m.in. zagadnienia związane z wodami balastowymi, preparatami przeciwporostowymi (zał.4, pkt III.N). Zostałam również zaproszona do wygłoszenia referatu w ramach seminarium projektu COHIBA: Kontrola substancji niebezpiecznych w regionie Morza Bałtyckiego pt.: Zagrożenia chemiczne w Morzu Bałtyckim (2011 r.) (zał.4 pkt II.K, referaty po doktoracie, poz. 5).

Prace naukowe prowadzę również we współpracy ze studentami i doktorantami. W efekcie wypromowałam 10 magistrów i 6 licencjatów. Jestem promotorem pomocniczym jednej doktorantki - mgr Igi Nehring (zał.4, pkt III.J,K). Ciekawe badania prowadzone w ramach przygotowywania jej rozprawy doktorskiej zostały wyróżnione: nagrodą im. prof. Krzysztofa Korzeniewskiego za pracę pt. Źródła narażenia ptaków morskich, fok i ludzi na działanie endokrynnie aktywnych pochodnych fenolu- badania na włosach, sierści i piórach. Praca została wygłoszona na Sympozjum Młodych Oceanografów, Gdynia 25.11.2016 r. Pani Nehring jest również stypendystką Ministra Nauki i Szkolnictwa Wyższego za wybitne osiągnięcia na rok akademicki 2016/2017. Uzyskała również przyznaną przez JM Rektora Uniwersytetu Gdańskiego nagrodę I stopnia za osiągnięcia naukowe w roku akademickim 2015/2016.

Od 1.09.2016 r. jestem kierownikiem Pracowni Trwałych Zanieczyszczeń Organicznych w ZCHMiOŚM Instytutu Oceanografii UG (zał. 4, pkt III.Q).

Podsumowanie działalności naukowej po uzyskaniu stopnia doktora

Po uzyskaniu stopnia doktora brałam udział w **11 projektach** przyznanych przez Ministerstwo Nauki i Szkolnictwa Wyższego, Narodowe Centrum Nauki, Wojewódzki fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej oraz Dziekana Wydziału Oceanografii i Geografii na Uniwersytecie Gdańskim (zał.4. pkt II.I). Byłam kierownikiem w 4 projektach naukowych i w jednym wniosku aparaturowym. Łącznie zdobyłam 834 350 zł. Dzięki tym funduszom mogłam zakupić chromatograf cieczowy oraz jonowy, a także drobny sprzęt jak wyparka obrotowa, odparowywacz próbek, zestaw do ekstrakcji do fazy stałej stanowiących wyposażenie stworzonego przeze mnie laboratorium chromatograficznego. Zgromadzony sprzęt jest wykorzystywany przez pracowników i doktorantów ZCHMiOŚM w różnych projektach naukowych.

Moje badania często interdyscyplinarne wymagały współpracy z chemikami, biologami, geologami, hydrotechnikami z Instytutu Oceanografii UG oraz innych jednostek naukowych: Politechnika Gdańska, Instytut Morski w Gdańsku, Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej w Gdyni.

Po doktoracie wygłosiłam 12 referatów, zaprezentowałam 16 posterów na międzynarodowych i polskich konferencjach (zał. 4, pkt II.K), byłam współautorem 1 książki oraz 3 rozdziałów w 3 książkach, brałam udział w wykonaniu 37 innych ekspertyz i opracowań (zał.4, pkt II.E).

Mój dorobek publikacyjny po doktoracie wynosi **35 publikacji**, w tym 27 oryginalnych prac opublikowanych w języku angielskim, w tym 21 w czasopismach obecnie indeksowanych przez Filadelfijski Instytut Informacji Naukowej (ISI) (zał. 4, pkt I.B; II.A,D). **Łącznie suma punktów MNiSW za publikacje po uzyskaniu stopnia doktora wynosi 664 punktów, a sumaryczny impact factor (IF) z roku opublikowania wynosi: 49,036 a 5-letni IF = 54,276** (Tabela 1).

Według bazy Web of Science uzyskałam **Indeks Hirsha** (dla 16 publikacji): **6**, a moje prace były cytowane 103 razy (bez autocytowań: 79 razy). Nadmienię, że pierwsze opublikowane artykuły, jak też te najnowsze nie zostały włączane do listy Web of Science. Bardziej kompletna baza danych moich dokonań znajduje się na liście Scopus, gdzie mój Indeks Hirsha (dla 22 publikacji) wynosi: **8**, a moje prace były cytowane 156 razy (bez autocytowań 92 razy).

Tabela 1. Publikacje, których jestem autorem/współautorem w latach 1996- marzec 2017

okres	suma publikacji	pub. w j. ang.		pub. w j. polskim	pkt MNiSW	IF w roku publikacji	IF pięcioletni
		z IF	bez IF				
ogółem	42	25	9	8	715	51,693	59,945
przed doktoratem*	7	4	3	-	~51	~2,657	~5,669
ogółem po doktoracie	35	21	6	8	664	49,036	54,276
osiągnięcia naukowe	8	8	-	-	255	23,564	25,92
dorobek naukowy (bez osiągnięcia naukowego)	27	13	6	8	409	25,472	28,356

IF wyliczono wg InCites™ Journal Citation Reports

* IF oraz pkt MNiSW wyliczony w roku najbliższym opublikowania, gdy brak innych dostępnych danych

Moje oryginalne prace naukowe były 4 krotnie nagradzane zespołową nagrodą pierwszego stopnia JM Rektora Uniwersytetu Gdańskiego oraz nagrodą im. Tomasza Józwiaka za najlepszy artykuł naukowy opublikowany w 2013 r. na łamach kwartalnika naukowego *Oceanological and Hydrobiological Studies* (zał. 4, pkt II.J).

Podsumowanie działalności dydaktycznej po uzyskaniu stopnia doktora

Swoją wiedzę naukową zdobytą podczas badań oraz umiejętności pracy w laboratorium analitycznym substancji na poziomie śladowym wykorzystałam w stworzenie programu autorskich przedmiotów, które przeprowadzałam ze studentami Oceanografii, Ochrony Środowiska oraz Gospodarki Wodnej i Ochrony Zasobów Wód na Wydziale Oceanografii i Geografii:

- Chemia (wykład 30 h)
- Tworzywa sztuczne w środowisku morskim (wykład 15 godz.)
- Zagrożenia chemiczne mórz i oceanów (wykład 30 godz.)
- Chemia wody morskiej (wykład 10 godz.; ćwiczenia 15 godz.)
- Chemia wód (wykład 15 godz.; ćwiczenia 15 godz.)
- Hydrochemia (ćwiczenia 45 godz.)
- Trwałe zanieczyszczenia organiczne (wykład 15 godz.; ćwiczenia 45 godz.)
- Zastosowanie chromatografii i IR (ćwiczenia 45 godz.)

Prowadziłam również pracownię dyplomową i magisterską.

Brałam udział w programach edukacyjnych i popularno-naukowych przeznaczonych głównie dla uczniów gimnazjalnych i licealistów. Przygotowałam 10 imprez w ramach Bałtyckiego Festiwalu Nauki (lata 2007-2014) oraz warsztaty dla licealistów pt.: Czego boi

się komórka? (2015 i 2016 rok). Promowałam studia na Uniwersytecie Gdańskim w Targach Akademia w 2009 r. (zał.4. pkt III.A).

Wypromowałam 10 magistrów i 6 licencjatów. Byłam recenzentem 3 prac magisterskich i 2 licencjackich. Obecnie przygotowuje do obrony dwie magistrantki. Jestem promotorem pomocniczym jednej doktorantki (zał. 4, pkt III. J i K). Dwukrotnie pełniłam funkcje opiekuna studentów studiów stacjonarnych (kierunek Oceanografia oraz Gospodarka Wodna i Ochrona Zasobów Wód (zał.4, pkt III. Q).

Na uczelni pełniłam lub/i pełnię również takie funkcje jak (zał.4, pkt III. Q):

- Członek Komisji Rekrutacyjnych na kierunkach: Geologia (2008 r.); Oceanografia (2008 r.); Ochrona Środowiska (2009 r.)
- Przewodniczący Komisji Rekrutacyjnej na kierunek Ochrona Środowiska (2010 r.)
- Przewodniczący komisji egzaminów: magisterskiego (2013 r.) i licencjackiego (2015 r.)
- Osoba odpowiedzialna za sporządzanie zamówień na wysokospecjalistyczne odczynniki chemiczne w Instytucie Oceanografii (od lipiec 2010 r.)
- Koordynator sylabusów (od 2.06.2014 r.)
- Kierownik Pracowni Trwałych Zanieczyszczeń Organicznych w ZCHMiOŚM Instytutu Oceanografii UG (od 1.09.2016 r.)

Od 2013 zrecenzowałam 10 artykułów, w tym 8 w języku angielskim w takich czasopismach jak *Clean - Soil, Air, Water; Environmental Science and Pollution Research; Journal of Marine Systems, Science of the Total Environment* (zał. 4, pkt III.P).

Marta Staniszevska