

Dobowa dynamika migracji substancji biogenicznych w subekosystemie mikrowarstwy powierzchniowej wody jeziornej

Mikrowarstwa powierzchniowa jest to cienka warstwa o grubości kilkuset mikrometrów tworząca się na styku hydrosfery-atmosfery. Ta powierzchniowa mikrowarstwa zbiorników wodnych jest szczególnym środowiskiem chemicznym i fizycznym, zupełnie różnym od wody podpowierzchniowej. Stanowi ona wspólną warstwę graniczną o ogromnym znaczeniu dla obu faz: wody i atmosfery [1 – 4]. Przez nią zachodzą zmienne w czasie i przestrzeni procesy wymiany [2, 5, 6]. Wymiana substancji i energii jest bardzo ważnym procesem w biogeochemicznym cyklu pierwiastków chemicznych. Procesy wymiany między atmosferą i hydrosferą odgrywają kluczową rolę w środowisku wodnym i determinują globalną równowagę radiacyjną [1, 2, 5]. Wymiana ta odbywa się dzięki zachodzącym równocześnie przemianom biologicznym, chemicznym i radiacyjnym w toni wodnej i w atmosferze oraz procesom transportu w obu środowiskach [2, 7].

Mikrowarstwa powierzchniowa wpływa na wymianę gazową [8, 9] i mechanizmy transportu z kolumny wody do atmosfery i vice versa [1]. Rozpuszczone substancje i mikroorganizmy docierają do mikrowarstwy przez dyfuzję prostą, zasymilowane z pęcherzykami gazowymi [4]. Rozpuszczone substancje, cząstki i mikroorganizmy są transportowane do tej unikatowej strefy przez dyfuzję prostą, unoszenie wraz z pęcherzykami gazów, ruchy konwekcyjne i unoszenie z osadów dennych oraz wody podpowierzchniowej, a w tym samym czasie mikrowarstwa powierzchniowa jest zasilana przez opad atmosferyczny pyłu i aerozole [1, 10 – 13]. Wszystkie wymienione tu procesy prowadzą do akumulacji substancji chemicznych i mikroorganizmów. Za trwałość błony powierzchniowej odpowiadają między innymi siły adhezji, powstające na skutek przyciągania międzycząsteczkowego na granicy dwóch ośrodków – wody i powietrza [1].

Doniesienia literaturowe wskazują na podatność mikrowarstwy do gromadzenia w niej podwyższonych ilości wielu substancji chemicznych i mikroorganizmów. Koncentracje w niej rozmaitych chemicznych i mikrobiologicznych komponentów zazwyczaj przekraczają analogiczne koncentracje w wodzie podpowierzchniowej [1]. Między innymi stwierdzono wyraźnie wyższe stężenia metali ciężkich [13 – 17], form fosforu i azotu [5, 6, 18 – 22], związków siarki [23], pestycydów [24, 25], kwasów tłuszczowych, estrów i alkoholi [10, 13, 26], białek [13], związków aromatycznych [3], chlorofilu (fitoneuston) [18, 13, 21], mikroorganizmów [4, 6, 27 – 29]. Falkowska [22] zwraca uwagę, że w mikrowarstwie powierzchniowej jest widoczny różny od

wody podpowierzchniowej skład ilościowy jak i jakościowy neuston. Jednak nie zawsze i nie wszystkie substancje ulegają większej kumulacji w mikrowarstwie.

Wędrowki mikroorganizmów w znaczący sposób wpływają na kumulację substancji chemicznych w mikrowarstwach powierzchniowych. Szczególnie odnosi się to do substancji biogenicznych, których stężenie często wpływa na liczebności mikroorganizmów. Zmiany liczebności mikroorganizmów i stężenia substancji biogenicznych w mikrowarstwach powierzchniowych zaobserwować można już w ciągu kilku godzin [6], co naturalnie związane jest również z cyklem słonecznym.

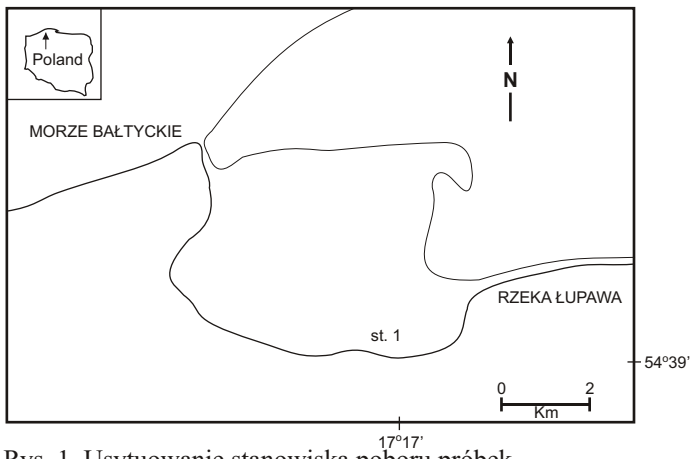
Materiały i metody

Analizę dobowej zmienności stężenia substancji biogenicznych na tle wędrowek fitoneuston przeprowadzono w estuariowym jeziorze Gardno. Badania przeprowadzono na stanowisku oznaczonym na mapie, w odległości 150 metrów od brzegu (rys. 1). Próbkę pobierano co 4 godziny przez okres jednej doby w miesiącu października 2000 roku.

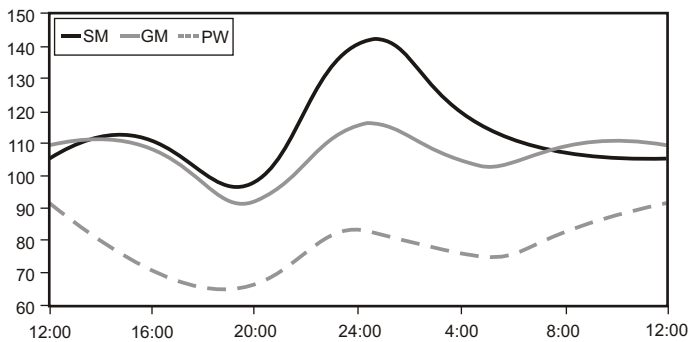
Próbki wody powierzchniowej pobierano trzema następującymi sposobami.

- Technika szklanej płyty (SM) zbierano wodę powierzchniową grubości 80 – 115 μm . W tym celu posługiwano się płytą szklaną o wymiarach 50 x 50 cm i grubości 3 mm. Płytę taką zanurzano w wodzie pod kątem 45° i po ustabilizowaniu się powierzchni wody wyjmowano ją z prędkością od 5 do 20 $\text{cm}\cdot\text{s}^{-1}$. Próbkę wody ściągano wycieraczką gumową z obydwu stron płyty do pojemnika [30].
- Technika siatki Garretta (GM) – [31] pobierano mikrowarstwę powierzchniową o grubości 250 – 300 μm . Stosowano siatkę polietylenową o wymiarach 75 x 75 cm i średnicy oczek 0,14 mm rozciągniętą na ramie. Siatkę zanurzano w wodzie podobnie jak płytę szklaną i następnie wycieraczką ściągano wodę do pojemnika [31, 32]. Aby uniknąć rozcieńczenia mikrowarstwy powierzchniowej przez ekspansję materiału w warstwę wody podpowierzchniowej pozwalano, aby łożdź dryfowała w rejonie stanowiska poboru prób [19].
- Wodę podpowierzchniową (PW) pobierano na głębokości 20 cm od lustra wody, zanurzając zamknięty pojemnik na wyznaczoną głębokość i na tej głębokości był otwierany. Próbkę wody podpowierzchniowej pobierano jako próbkę porównawczą dla mikrowarstw pobranych poprzednimi metodami. We wszystkich wypadkach próbki wody pobierano do polietylenowych pojemników, oczyszczonych chemicznie w laboratorium i przepłukanych wodą demineralizowaną oraz pierw-

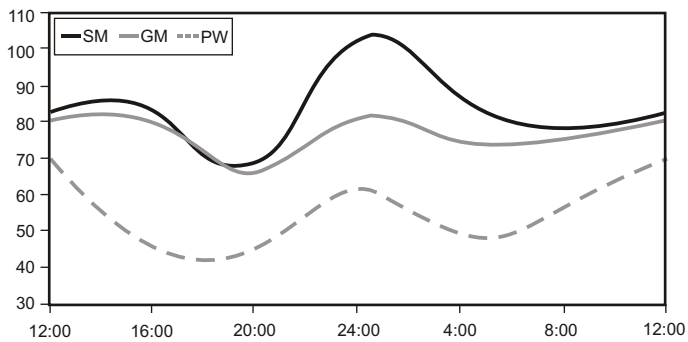
Dr inż. J. Antonowicz – Pomorska Akademia Pedagogiczna, Zakład Chemii Środowiskowej, ul. Arciszewskiego 22b, 76-200 Słupsk



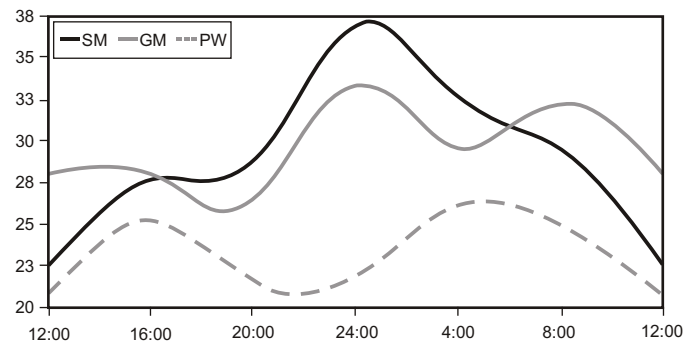
Rys. 1. Usytuowanie stanowiska poboru próbek



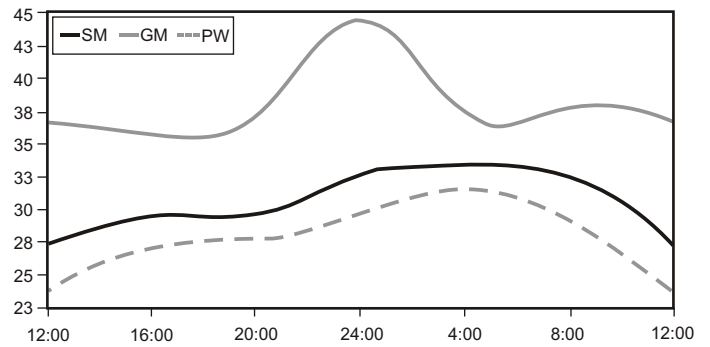
Rys. 2. Dobowe zmiany stężenia fosforu ogólnego [$\mu\text{gP}\cdot\text{dm}^{-3}$] w powierzchniowych warstwach wody jeziora Gardno



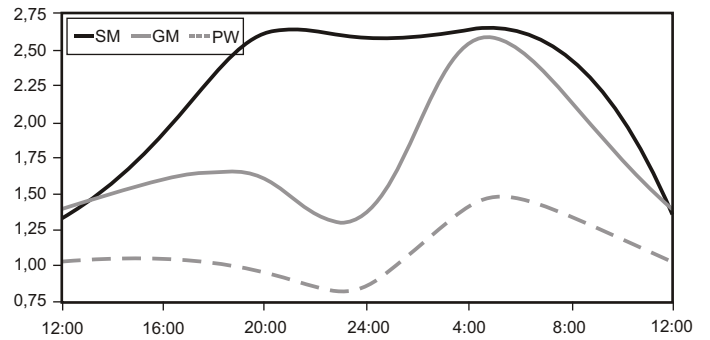
Rys. 3. Dobowe zmiany stężenia fosforu organicznego [$\mu\text{gP}\cdot\text{dm}^{-3}$] w powierzchniowych warstwach wody jeziora Gardno



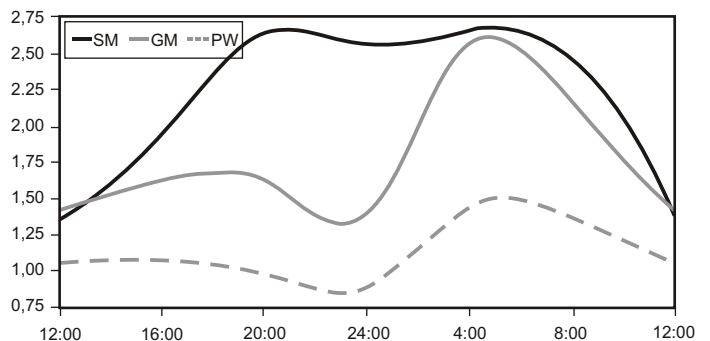
Rys. 4. Dobowe zmiany stężenia fosforu fosforanowego [$\mu\text{gP}\cdot\text{dm}^{-3}$] w powierzchniowych warstwach wody jeziora Gardno



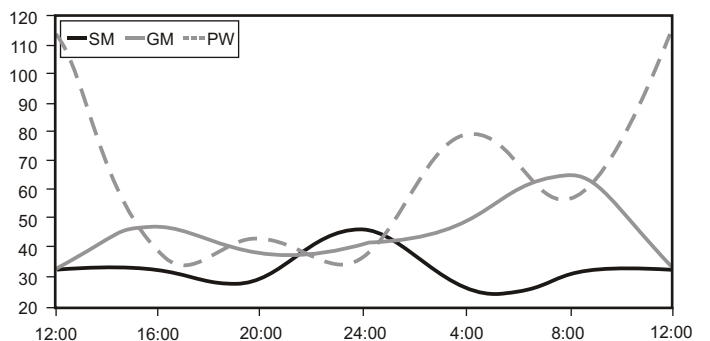
Rys. 5. Dobowe zmiany stężenia azotu amonowego [$\mu\text{gN}\cdot\text{dm}^{-3}$] w powierzchniowych warstwach wody jeziora Gardno



Rys. 6. Dobowe zmiany stężenia azotu organicznego [$\mu\text{gN}\cdot\text{dm}^{-3}$] w powierzchniowych warstwach wody jeziora Gardno



Rys. 7. Dobowe zmiany stężenia azotu ogólnego [$\mu\text{gP}\cdot\text{dm}^{-3}$] w powierzchniowych warstwach wody jeziora Gardno



Rys. 8. Dobowe zmiany stężenia chlorofilu a [$\mu\text{g}\cdot\text{dm}^{-3}$] w powierzchniowych warstwach wody jeziora Gardno

szą porcją pobranej wody z akwenu bezpośrednio na stanowisku poboru prób.

W analizowanym materiale wykonano oznaczenia zawartości fosforu organicznego (P_{org}), fosforu ogólnego (P-T) i fosforu fosforanowego (PO_4-P), azotu organicznego (N_{org}), azotu ogólnego (N-T), azotu amonowego (NH_4-N) oraz dodatkowo analizowano zasadowość ogólną (ZO), odczyn wody (pH), przewodność elektryczną właściwą (PE), chlorki (Cl⁻), wapń [33]. W celu oznaczenia chlorofilu a (fitoplankton) wodę po przywiezieniu do laboratorium sączono przez sączki membranowe HA Milipore w zestawie do sączenia Milipore połączonego z pompą próżniową Aga Labor PL2. Następnie sączki ekstrahowano w 10 cm³ 90% acetonu w temperaturze pokojowej i odwirowywano w wirówce Centrifuge MPW-210. Pomiary absorpcji wykonywano za pomocą spektrofotometru UV-VIS Shimadzu 1200 [34].

Każdą próbkę wykonywano w trzech powtórzeniach i następnie uzyskane wyniki cząstkowe uśredniano.

Analizę statystyczną wyników pomiarów przeprowadzono opierając się na opracowaniach ujętych w spisie literatury pod pozycjami: 35 – 38 i wykonano w programie STATISTICA. Typ rozkładu zmiennej określano za pomocą testu Kołmogorowa–Smirnowa, co pozwoliło dokonać wyboru odpowiedniego testu (parametryczny lub jego odpowiednik nieparametryczny) do dalszej analizy statystycznej zebranego materiału [36, 37].

W razie gdy test normalności Kołmogorowa–Smirnowa wykazał wynik negatywny, całość porównywanych danych logarytmowano logarytmem dziesiętnym i badano powtórnie normalność. W wypadku negatywnego efektu stosowano w miejsce testów parametrycznych jego nieparametryczne odpowiedniki [37, 38].

Przy porównywaniu kilku średnich (więcej niż dwóch) stosowano jednoczynnikową analizę wariancji (ANOVA) z testem rozsądnej istotnej różnicy t-Tukey'a określającym, które średnie badanych prób wykazują istotne różnice statystyczne lub test H Kruskala–Wallisa nieparametrycznym odpowiednikiem ANOVA, gdy średnie miały rozkład inny niż normalny [36, 37].

Przy badaniu korelacji dwóch zmiennych obliczano współczynnik korelacji liniowej Pearsona – r , a następnie sprawdzano jego istotność. Jeśli choć jeden rozkład odbiegał istotnie od rozkładu normalnego stosowano test rang Spearmana – r_s . W celu określenia siły związku korelowanych zmiennych posłużono się skalą prezentowaną przez Stanisza [37].

W celu porównania dwóch badanych środowisk: wody z mikrowarstwy powierzchniowej i wody podpowierzchniowej użyto współczynników wzbogacenia (EF), które obliczano z poniższego wzoru:

$$EF = C_M / C_P$$

gdzie: C_M – stężenie analizowanego składnika w odpowiedniej mikrowarstwie powierzchniowej; C_P – stężenie tego samego składnika w wodzie podpowierzchniowej [4, 19].

Wyniki

Zawartość fosforu organicznego i fosforu ogólnego w badanych warstwach wody powierzchniowej jeziora Gardno w ciągu doby zmieniała się analogicznie (rys. 2 i 3). Wynika to z faktu, że

fosfor organiczny stanowił około 70% fosforu ogólnego. Koncentracja fosforu organicznego w warstwie PW zmniejszała się z 75 $\mu g P \cdot dm^{-3}$ o godz. 12⁰⁰ do 42 $\mu g P \cdot dm^{-3}$ o godz. 17⁰⁰. Zmiana ta świadczy prawdopodobnie o przemieszczaniu się organizmów wodnych w głębsze partie wody na skutek silnej radiacji słonecznej. W tym czasie nie obserwowano takich zmian w mikrowarstwach powierzchniowych gdyż organizmy neustonowe będąc pod ciągłą presją czynników stresowych, do których należy również promieniowanie słoneczne, są bardziej na nie odporne. Niewielkie zmniejszenie stężenia P_{org} w mikrowarstwach obserwowano między godz. 16⁰⁰ a 20⁰⁰. Od godziny 20⁰⁰ we wszystkich badanych warstwach zawartość fosforu organicznego i ogólnego wzrastała osiągając maksimum o północy. Szczególnie jest to widoczne w mikrowarstwach dla fosforu ogólnego, gdyż nakłada się na te zmiany wzrost stężenia fosforanów w tym czasie (rys. 2 i 4).

Dynamika zmian fosforu fosforanowego (rys. 4) w wodzie podpowierzchniowej jest zupełnie inna niż fosforu organicznego. Od godz. 12⁰⁰ do 16⁰⁰ wzrasta stężenie fosforanów, gdyż zmalała ilość producentów. Od godz. 17⁰⁰ wzrasta stężenie fosforu organicznego, a maleje stężenie fosforanów zużywanych przez powracające do warstw powierzchniowych fitoplankton i inne organizmy. W nocy od godz. 22⁰⁰ wzrasta stężenie fosforanów powstających podczas mineralizacji form organicznych, gdyż proces ten w tym czasie przeważa nad procesem produkcji. Wzrost zawartości fosforu fosforanowego nastąpił na skutek najprawdopodobniej działalności mikroorganizmów. Czynniki atmosferyczne należy pominąć ponieważ w czasie prowadzenia doświadczenia pogoda nie zmieniała się. Ogólnie w mikrowarstwach powierzchniowych zmiany koncentracji PO_4-P są podobne jak fosforu organicznego (rys. 3 i 4). W mikrowarstwach utrzymywał się stały stosunek $PO_4-P : P_{org}$, szczególnie w mikrowarstwie GM, gdzie wahał się w bardzo wąskim zakresie od 0,35 do 0,40. Natomiast w wodzie podpowierzchniowej stosunek ten mieścił się w zakresie od 0,28 do 0,55. Współczynniki wzbogacenia mikrowarstw powierzchniowych wody w związki fosforowe były wyrównane i dla fosforu organicznego wynosiły średnio 1,46, a dla fosforanów 1,27 (tab. 1).

Tab. 1. Współczynniki wzbogacenia EF_{GM} i EF_{SM} uzyskane dla badanych parametrów podczas doświadczenia dobowego poszczególnych parametrów (n=18)

	P-T	P-org	P-PO4	N-T	N_{org}	N-NH ₄
EF_{SM}	1,46	1,55	1,28	2,09	2,12	1,09
EF_{GM}	1,36	1,42	1,27	1,60	1,61	1,35
	Chl a	Cl	pH	Ca	PE	ZO
EF_{SM}	0,67	0,93	1,00	0,9	0,99	0,84
EF_{GM}	0,88	0,92	0,97	0,8	0,99	0,51

Związki fosforu w mikrowarstwach powierzchniowych w podobny sposób zmieniają swoje stężenie. Natomiast w wodzie podpowierzchniowej można zauważyć, że formy fosforu organicznego ulegają mineralizacji w efekcie powodują powstanie maksimum stężenia ortofosforanów np.: o 4⁰⁰ obserwujemy maksimum ortofosforanów i minimum fosforu organicznego w warstwie PW. W wodzie podpowierzchniowej można również zauważyć podobieństwa w przebiegu stężenia fosforu fosforanowego, azotu organicznego (rys. 6) i ogólnego (rys. 7). Nato-

miast w mikrowarstwie GM obserwuje się maksimum o północy $\text{NH}_4\text{-N}$ (rys. 5) i wszystkich form fosforu. W mikrowarstwie SM zawsze występowało maksimum o północy dla wszystkich badanych substancji biogenicznych, choć w przypadku N-T i N-org wystąpiło ono już o 20⁰⁰ i utrzymywało się na wyrównanym poziomie aż do godzin rannych.

Zawartość azotu amonowego w mikrowarstwie SM i w wodzie podpowierzchniowej w ciągu doby zmieniała się podobnie (rys. 5). W ciągu dnia i w nocy nieznacznie wzrastała osiągając najwyższe wartości o godz. 4⁰⁰ (33 $\mu\text{gN}\cdot\text{dm}^{-3}$ w warstwie SM i 31 $\mu\text{gN}\cdot\text{dm}^{-3}$ w wodzie podpowierzchniowej). Współczynnik wzbogacenia mikrowarstwy powierzchniowej SM w azot amonowy jest niewielki i wynosi średnio 1,09 (tab. 1). Natomiast w mikrowarstwie powierzchniowej GM gromadziło się więcej $\text{NH}_4\text{-N}$ niż w SM ($EF = 1,35$), jest to dość rzadkie zjawisko, ponieważ zazwyczaj w warstwie SM jest więcej tego składnika niż w GM. Może to wynikać z większej liczebności bakterii metabolizujących $\text{NH}_4\text{-N}$ w mikrowarstwie powierzchniowej GM. Najintensywniej proces tworzenia związków amonowych zachodził około godziny 24⁰⁰, kiedy stężenie tego składnika osiągało najwyższą wartość (44 $\mu\text{gN}\cdot\text{dm}^{-3}$). Zauważalne jest również, że dobowy zmienność stężenia $\text{NH}_4\text{-N}$ jest podobna w warstwach SM i PW. Prawdopodobnie, warstwa GM jest w wypadku tego składnika strefą przejściową w wędrówce od warstwy SM do PW i vice versa, co może potwierdzać maksimum tego składnika o 4⁰⁰ nad ranem w SM i PW i w tym samym czasie minimum w mikrowarstwie GM. Również obserwowana o godzinie 12⁰⁰ tendencja wzrostowa w warstwach SM i PW i w tym samym czasie spadek stężenia $\text{NH}_4\text{-N}$ w warstwie GM, może świadczyć o transportowaniu tego składnika z tej mikrowarstwy.

Zmiany dobowe stężeń azotu organicznego i azotu ogólnego są całkowicie podobne (rys. 6 i 7), ponieważ głównym składnikiem azotu ogólnego był azot organiczny (91%). Na zmiany w mikrowarstwie powierzchniowej GM rzutują zmiany stężeń tych składników w wodzie podpowierzchniowej. W ciągu dnia koncentracja azotu organicznego utrzymywała się mniej więcej na tym samym poziomie (około 1,5 $\text{mgN}\cdot\text{dm}^{-3}$ w GM i 1,0 w wodzie podpowierzchniowej). Od godz. 24⁰⁰ obserwowano gwałtowny wzrost jego zawartości, szczególnie w mikrowarstwie GM, osiągając maksymalne stężenie o godz. 4⁰⁰ (2,6 $\text{mgN}\cdot\text{dm}^{-3}$). Zupełnie inaczej zmieniało się stężenie azotu organicznego w mikrowarstwie powierzchniowej SM. W ciągu dnia zawartość tego składnika wzrastała od 1,4 do 2,7 $\text{mgN}\cdot\text{dm}^{-3}$ o godz. 20⁰⁰ i utrzymywała się na tym poziomie przez całą noc. Zdolność kumulacyjna azotu organicznego w badanych mikrowarstwach jest więc większa niż fosforu organicznego. Dla mikrowarstwy powierzchniowej SM współczynnik wzbogacenia wyniósł 2,12, a dla mikrowarstwy GM 1,61 (tab. 1).

Interesujący przebieg ma zmienność koncentracji fitoplanktonu obserwowana poprzez pomiar zawartości chlorofilu *a*. Najwyższe średnie stężenie chlorofilu *a* obserwowano w warstwie PW (61,32 $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$). Średnie współczynniki wzbogacenia obliczone dla warstw SM i GM wynosiły odpowiednio 0,67 i 0,88 (tab. 1). Współczynniki wzbogacenia poniżej 1 wskazują na złe warunki do życia w mikrowarstwach spowodowane prawdopodobnie wysoką radiacją słoneczną, w okresie prowadzenia doświadczenia, dla organizmów neustonowych zawierających chlorofil *a*.

W warstwie PW obserwuje się najwyższe wartości w godzinach 12⁰⁰, 20⁰⁰ i 4⁰⁰ nad ranem (rys. 8). Spadkowi stężenia chlorofilu *a* po godzinie 12⁰⁰ towarzyszy krótkotrwały wzrost w tym czasie tego składnika w warstwie GM. Następnie zawartość fitoneustonów od 16⁰⁰ do 24⁰⁰ utrzymuje się mniej więcej na poziomie 40 $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$, aby dalej sukcesywnie rosnąć, aż do późnych godzin rannych. Po północy jest widoczne przemieszczanie się fitoneustonów z cieńszej warstwy SM do grubszej GM oraz do wody podpowierzchniowej PW.

Przeprowadzono analizę statystyczną uzyskanego materiału. Wszystkie dane uzyskane z dobowych zmian miały cechy rozkładu normalnego dlatego też możliwe było we wszystkich przypadkach wykonanie parametrycznej analizy wariancji i zastosowanie testu *post-hoc* Tukey'a. Za pomocą testu Tukey'a wskazano, że warstwa wody podpowierzchniowej w sposób istotny różniła się od obydwu mikrowarstw koncentracją: fosforu fosforanowego, fosforu ogólnego, fosforu organicznego, azotu Kjeldahla i azotu organicznego (tab. 2). W stężeniu azotu amonowego różnice istotne statystycznie stwierdzono między mikrowarstwą GM a pozostałymi warstwami. Natomiast takie parametry jak wapń, przewodność elektryczna, chlorki, zasadowość i odczyn wody statystycznie nie różniły się w wodzie podpowierzchniowej i mikrowarstwach, potwierdzają to współczynniki wzbogacenia dla tych parametrów, które zwykle były mniejsze od 1 (tab. 1).

Tab. 2. Analiza wariancji szacująca istotność statystyczną różnic wielkości poszczególnych parametrów między badanymi warstwami podczas doświadczenia dobowego, $n=6$. W ostatniej rubryce zestawiono wyniki istotnych różnic między warstwami obliczone testem *post-hoc* RIR Tukey'a. Gdzie: *ns* – brak różnicy istotnej, * $p<0,05$; ** $p<0,01$; *** $p<0,001$.

Parametr	ANOVA			Test Tukey'a
	F	<i>p</i>	Istotność	
P-T	16,93	0,0001	***	PW-SM i PW-GM
P-PO ₄	6,43	0,0096	**	PW-SM i PW-GM
P-org	15,04	0,0003	***	PW-SM i PW-GM
N-T	11,47	0,0009	***	PW-SM i PW-GM
N-NH ₄	23,08	0,0000	***	GM-SM i GM-PW
N-org	11,42	0,0010	***	PW-SM i PW-GM
Chlorofil <i>a</i>	3,28	0,0660	ns	-
PE	0,21	0,8136	ns	-
Cl	2,61	0,1069	ns	-
pH	0,56	0,5817	ns	-
Ca	1,03	0,3799	ns	-
ZO	0,36	0,7043	ns	-

Spośród uwidocznionych w tabeli 3 korelacji można wymienić zależności stężenia fosforanów od wszystkich badanych substancji biogenicznych. Pozostałe badane substancje biogeniczne zwykle korelowały ze sobą z wyjątkiem azotu amonowego, który wykazał tylko jedną istotną statystycznie korelację z fosforem fosforanowym. Stężenie chlorofilu *a* nie wykazywało znaczących korelacji ze stężeniem żadnej z badanych substancji biogenicznych. Jony chlorkowe wykazywały ujemną korelację z fosforem ogólnym i organicznym oraz powszechnie udokumentowaną korelację z przewodnością elektryczną.

Tab. 3. Macierz korelacji parametrów hydrochemicznych i mikrobiologicznych uzyskanych podczas doświadczenia dobowego. Korelacja odnosi się do wszystkich danych uzyskanych dla poszczególnych parametrów (n=18).

Parametr	P-T	P-PO ₄	P-org	N-T	N-NH ₄	N-org	Cl	PE	Ca	pH	ZO	Chl <i>a</i>
P-T	1											
P-PO ₄	0,79	1										
P-org	0,98	0,67	1									
N-TK	0,68	0,77	0,6	1								
N-NH ₄	-	0,66	-	-	1							
N-org	0,68	0,76	0,6	1	-	1						
Cl	-0,55	-	-0,6	-	-	-	1					
PE	-	-	-	-	-	-	0,75	1				
Ca	-	-	-	-	-	-	-	-	1			
pH	-	-	-	-	-	-	-	-0,59	-	1		
ZO	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	
Chl <i>a</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1

Dyskusja

Prowadzone w jeziorze Gardno badania dobowe wykazało silne fluktuacje wszystkich badanych parametrów hydrochemicznych i mikrobiologicznych w każdej z omawianych warstw. Zasadniczo można wyróżnić oscylujące maksima i minima koncentracji poszczególnych parametrów występujących w ciągu doby. Obserwowane zjawisko zostało udokumentowane w literaturze [6, 22, 39].

Uzyskane wyniki dla NH₄-N korespondują z wynikami otrzymanymi przez Maki i Remsen'a [6] w stawie doświadczalnym Uniwersytetu Wisconsin–Milwaukee. Wykonali oni podobny cykl dobowy. W obu doświadczeniach w mikrowarstwie powierzchniowej SM obserwowano najniższy poziom azotu amonowego około południa, natomiast od godzin wieczornych przez całą noc utrzymywał się on na najwyższym poziomie (rys. 5). Zbliżone wyniki uzyskano dla warstwy GM. Zarówno w prezentowanej pracy jak i w doświadczeniu wyżej wymienionych autorów notowano wzrost stężenia NH₄-N od późnych godzin popołudniowych aż do wczesnych godzin rannych. Niski poziom azotu amonowego w godzinach południowych jest związany z niską liczebnością bakterii heterotroficznych, które metabolizują ten substrat [19]. Również wyniki uzyskane przez Falkowską [22] w wodach Zatoki Gdańskiej dla warstw GM i PW w pełni potwierdzają rezultaty uzyskane dla N–NH₄ w prezentowanej pracy. Zarówno w prezentowanej pracy jak i w pracy autorki obserwuje się sukcesywny wzrost azotu amonowego po północy do godzin rannych w obu warstwach.

Wyniki uzyskane dla fosforu fosforanowego podczas badań dobowych korespondują z wynikami uzyskanymi przez Maki i Remsen'a [6]. W obu pracach obserwowano bardzo podobną dynamikę dobową w mikrowarstwie SM i GM, charakteryzującą się najwyższym stężeniem fosforanów w mikrowarstwach o północy (rys. 4). Badacze z Uniwersytetu Wisconsin–Milwaukee uzyskali podobne maksimum pojawiające się w warstwach SM i GM w tym samym czasie oraz minimalne wartości w południe. Podobnie, zmiany dobowe zawartości ortofosforanów prowadzone w mikrowarstwach powierzchniowych w Zatoce Gdańskiej [22] korespondują z wynikami uzyskanymi w prezentowanej pracy.

Podczas obserwacji dobowych zmian zawartości chlorofilu *a* stwierdzono, że jego kumulacja w badanych mikrowarstwach wody zachodzi w niewielkim stopniu (rys. 8). W większości wy-

padków jego stężenie w wodzie podpowierzchniowej było większe niż w mikrowarstwach. Maksymalne stężenie fitoplanktonu stwierdzono w godzinach południowych, co pociągnęło za sobą znaczne obniżenie stężenia fosforanów (rys. 4) i azotu amonowego (rys. 5). Migracja organizmów planktonowych w głąb toni wodnej w godzinach popołudniowych spowodowała wzrost stężenia fosforanów i azotu amonowego wywołany prawdopodobnie równoległe zachodzącymi procesami mineralizacji i amonifikacji. Po północy obserwowano równoczesny wzrost koncentracji chlorofilu *a*, jak również fosforanów i azotu amonowego. Prawdopodobnie w tym czasie procesy mineralizacji i amonifikacji przeważają nad migracją fitoplanktonu do wody podpowierzchniowej.

W ciągu doby zawartość fitoneustonów w mikrowarstwie GM była większa niż w mikrowarstwie SM. Jedynie o północy sytuacja była odwrotna. W mikrowarstwie GM obserwowano jego minimalne zawartości w południe i w godzinach wieczornych. Przyczyną tego jest silna radiacja słoneczna w południe, natomiast drugie minimum o godzinie 20 jest spowodowane minimalną zawartością ortofosforanów w tym czasie. Ortofosforany bowiem limitują liczebność fitoplanktonu. W godzinach nocnych wzrostowi ortofosforanów towarzyszy wzrost liczebności fitoneustonów. Badania uzyskane przez Falkowską i Latałę [40] w mikrowarstwach powierzchniowych Głębi Gdańskiej w analogicznym doświadczeniu korespondują z uzyskanymi wynikami dla fitoplanktonu w prezentowanej pracy.

Stężenia substancji biogenicznych i chlorofilu *a* w mikrowarstwach powierzchniowych wody są wynikiem wielu nakładających się procesów. Niektóre z nich mogą mieć wyraźnie okresowy charakter związany ze zmiennością tempa produkcji pierwotnej w ciągu doby, czy też okresowymi zjawiskami dynamicznymi w wodzie. Największe różnice obserwowane dla stężeń fosforu organicznego, fosforanowego, azotu organicznego i amonowego między analizowanymi mikrowarstwami stwierdzono o północy. Wydaje się, że jedną z zasadniczych przyczyn tych różnych wielkości były zmiany w intensywności produkcji pierwotnej w ciągu doby, która ściśle wiąże się z procesami fotosyntezy i mineralizacji. Konsekwencją tych zmian jest stratyfikacja poszczególnych parametrów w mikrowarstwach powierzchniowej wody. W mikrowarstwie SM maksimum produkcji pierwotnej (maksymalne stężenie chlorofilu *a*) przypada na godzinę 24 (rys. 8). W tym czasie obserwowano największe stężenie jonów fosforanowych (rys. 4), fosforu organicznego (rys. 3)

i azotu organicznego (rys. 6). Duże nagromadzenie w tej mikrowarstwie fosforu fosforanowego w okresie od 20⁰⁰ – 24⁰⁰ było spowodowane prawdopodobnie wysoką liczebnością bakterii heterotroficznych, które przyczyniły się do wzmożenia procesu mineralizacji materii organicznej, przy równocześnie wysokiej produkcji pierwotnej. Potwierdza to również wysoka zawartość azotu amonowego tworzącego się podczas mineralizacji (rys. 5). Prawdopodobnie spadek liczebności bakterii nocą spowodował zmniejszenie tempa procesu mineralizacji w tej mikrowarstwie, co w konsekwencji doprowadziło do obniżenia stężenia fosforanów po godzinie 24⁰⁰, w związku z czym fitoneuston zaczął przemieszczać się do mikrowarstwy GM i wody podpowierzchniowej. Zjawisko migracji fitoneuston zachodziło do godzin rannych, kiedy to kumulacja chlorofilu *a* uzyskała najwyższą wartość w mikrowarstwie GM.

Badania dobowe potwierdziły prawidłowości opisane w literaturze dotyczące wędrówek mikroorganizmów związanych z dobowym cyklem słonecznym. Uzyskane wyniki pozwalają stwierdzić, że nie tylko procesy fizyko – chemiczne odpowiadają za kumulację i migrację substancji w mikrowarstwie powierzchniowej i po za nią, ale również mikroorganizmy mają duży wpływ na transport licznych substancji chemicznych.

Prace opisujące badania dynamiki dobowej w mikrowarstwach powierzchniowych należą do nielicznych [6, 22, 39]. Wszystkie one wskazują na silną zmienność koncentracji parametrów hydrochemicznych i mikrobiologicznych w ciągu doby. Przedstawione wyniki, jak również dane literaturowe sugerują, że w mikrowarstwach powierzchniowych wody jeziornej występuje dobowy rytm przemiany materii, a wahania stężeń badanych substancji nie są przypadkowe, przy czym stwierdzono zróżnicowanie dobowego cyklu przemian jak i ich charakteru w poszczególnych warstwach wyizolowanych z wody powierzchniowej jeziora. Różnorodność i skomplikowany charakter procesów fizycznych, chemicznych i biologicznych, występujących na granicy faz woda – powietrze decyduje w ostatecznym efekcie o zawartości i tempie przemian omawianych substancji w powierzchniowych warstwach wody. Rytmiczne zmiany analizowanych parametrów w mikrowarstwach powierzchniowych świadczą o ścisłym związku z procesami asymilacji i dysymilacji, w wyniku których następuje transformacja materii.

Podsumowanie

W mikrowarstwie powierzchniowej wody jeziornej występuje cykl dobowy przemian substancji biogenicznych i mikroorganizmów. Wahania stężeń badanych substancji nie są przypadkowe, ale mają wyraźny charakter okresowy. Koncentracja substancji biogenicznych, fitoneuston może mieć wyraźnie okresowy charakter, związany ze zmiennością tempa produkcji pierwotnej w ciągu doby za sprawą dobowego cyklu słonecznego. Zauważalne jest, że fluktuacje badanych parametrów w wodzie często mają bardzo dynamiczny charakter w ciągu tego stosunkowo krótkiego okresu. Kumulacja pierwiastków biogenicznych, chlorofilu *a* w mikrowarstwach powierzchniowych jeziora Gardno jest zjawiskiem systematycznym i o wysokiej dynamice. Intensywność kumulacji tych składników w mikrowarstwie powierzchniowej wody jest większa niż w wodzie podpowierz-

chniowej. Natomiast jony chlorkowe, wodorowe, wapnia oraz takie parametry jak zasadowość ogólna i przewodność elektryczna mają niższe wartości niż obserwuje się w analizowanych mikrowarstwach powierzchniowych.

LITERATURA

- [1] Norkrans B.: Surface Microlayer in Aquatic Enviroments. *Adv. Microb. Ecol.* 4: 51–85, 1980
- [2] Falkowska L.: Mikrowarstwa powierzchniowa morza, Uniwersytet Gdański. Gdańsk, 1996
- [3] Cincinelli A., Stortini A., Perugini M., Checchini L., Lepri L.: Organic pollutants in sea – surface microlayer and aerosol in the coastal environment of Leghorn – (Tyrrhenian Sea). *Marine Chemistry* 76: 77–98, 2001
- [4] Agogue H., Casamayor E., Bourrain M., Obernosterer I., Joux F., Herndl G., Lebaron P.: A survey on bacteria inhabiting the sea surface microlayer of coastal ecosystems, *FEMS Microbiology Ecology* 54: 269–280, 2005
- [5] Trojanowski J., Trojanowska C., Antonowicz J.: Nitrogen and phosphorus in surface microlayers of estuarine, shallow lake (north Poland). *Ecology & hydrobiology*. 1(4): 457–463, 2001
- [6] Maki J., Remsen C.: Examination of a freshwater surface microlayer for diel changes in the bacterioneuston. *Hydrobiol.*, 182: 25-34, 1989
- [7] Guitart C., Garcia – Flor N., Dachs J., Bayona J., Albaigas J.: Evaluation of sampling devices for the determination of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface microlayer coastal waters. *Marine Pollution Bulletin* 48: 961–968, 2004
- [8] Quinn J., Otto N.: Carbon dioxide exchange at the air – sea interface: Flux augmentation by chemical reaction. *J. Geophys. Res.*, 76: 1539–1549, 1971
- [9] Liss P.: Effect of surface films on gas exchange across the air – sea interface. *Rapp. P.V. Reun. Cons. Int. Explor. Mer.*, 171: 120–124, 1977
- [10] Garrett W.: The organic chemical composition of the sea surface. *Deep – Sea Res.* 14: 221–227, 1967
- [11] Jarvis N.: Adsorption of surface – active material at the sea – air interface. *Limnol. Oceanogr.* 12: 213-221, 1967
- [12] Duce R., Hoffman G., Ray B., Fletcher I., Wallace G., Fasching J., Piotrowicz S., Walsh P., Hoffman E., Miller J., Heffter J.: Trace metals in the marine atmosphere: Sources and fluxes, *Marine Pollutant Transfer* (H.L. Windom and R.A. Duce, eds.), Lexington Books, Lexington: 77–119, 1976
- [13] Lion L., Leckie J.: The biogeochemistry of the air – sea interface. *Ann. Rev. Earth Planet. Sci.*, 9(4): 49-86, 1981
- [14] Duce R., Quinn J., Olney C., Piotrowicz S., Ray B., Wade T.: Enrichment of heavy metals and organic compounds in the surface microlayer of Narragansett Bay, Rhode Island. *Science*. 176: 161, 1972
- [15] Piotrowicz S., Ray B., Hoffman G., Duce R.: Trace metals enrichment in the seasurface microlayer. *J. Geophys. Res.*, 77: 52–43, 1972
- [16] Lion L., Harvey R., Young L., Leckie J.: Particulate matter. Its association with microorganisms and trace metals in an estuarine salt marsh microlayer. *Environ. Sci. Technol.*, 13. 1522, 1979
- [17] Maki J., Hermansson M.: The dynamics of surface microlayers in aquatic environments. The biology of particles in aquatic systems. Wotton R.S. (red.). Lewis Publishers., 7: 161–181, 1994
- [18] Danos S.: The seasonal variation and enrichment of nutrients and chlorophyll in surface microlayer of two small Wisconsin ponds. M.S. Thesis, Univ. Wisconsin – Miliwaukee, 201, 1980
- [19] Estep K., Remsen C.: Influence of the surface microlayer on nutrients, chlorophyll and algal diversity of a small eutrophic bog pond. *Hydrobiologia* 121: 203–213, 1985
- [20] Mudryk Z., Trojanowski J., Antonowicz J., Skórczewski P.: Chemical and bacteriological studies of surface and subsurface layers in estuarine lake Gardno. *Polish Journal of Environmental Studies*, 12(2): 199–206, 2002
- [21] Falkowska L.: Sea surface microlayer: a field evaluation of teflon plate, glass plate and screen sampling techniques. Part 2. Dissolved and suspended matter. *Oceanologia*, 41(2): 56–63, 1999
- [22] Falkowska L.: 12-hour cycle of matter transformation in the sea surface microlayer in the offshore watersea of the Gdańsk Basin (Baltic Sea) during spring. *Oceanologia*, 43(2): 201–222, 2001
- [23] Yang G., Tsunogai S., Watanabe S.: Biogenic sulfur distribution and cycling in the surface microlayer and subsurface water of Funka Bay and its adjacent area. *Continental Shelf Research*, 25: 557–570, 2005
- [24] Chernyak S., Rice C., McConnel L.: Evidence of Currently – Used Pesticides in Air, Ice, Seawater and Surface Microlayer in the Bering and Chukchi Seas. *Marine Pollution Bulletin*, 32(5): 410–419, 1996
- [25] Southwood J., Muir D., Mackay D.: Modelling agrochemical dissipation in surface microlayers following aerial deposition. *Chemosphere*, 38(1): 121–141, 1999

- [26] Kozarec Z., Čosević B., Frka S., Mobius D., Hacke S.: Complex methodological approach to the studies of natural microlayers at the air/water interface. *Colloids and Surfaces A: Physicochem. Eng. Aspects*, 219: 173–186, 2003
- [27] Danos S., Maki J., Remson C.: Stratification of microorganisms and nutrients in the surface microlayer of small freshwater ponds. *Hydrobiologia* 98, 193–202, 1983
- [28] Estep K., Maki J., Danos S., Remson C.: The retrieval of material from the surface microlayer with screen and plate samples and its implications for partitioning of material within the microlayer. *Freshwater Biology* 15: 15–19, 1985
- [29] Mudryk Z., Donderski W., Skórczewski P., Walczak M.: Neustonic and planktonic bacteria isolated from a brackish lake Gardno. *Pol. Arch. Hydrobiol.*, 46: 121–12, 1999
- [30] Harvey G., Burzell L.: A simple microlayer method for small samples. *Limnol. Oceanogr.* 17: 156–157, 1972
- [31] Garrett W.: Collection of slick forming materials from the sea surface. *Limnol. Oceanography*, 10: 602–605, 1965
- [32] Piotrowicz S., Ray B., Hoffman G., Duce R.: Trace metals enrichment in the seasurface microlayer. *J. Geophys. Res.*, 77:5243, 1972
- [33] Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 18th Edition, APHA, WEF, AWWA, American Public Health Association, Washington, 1992
- [34] SCOR – UNESCO Report Working Group 17: Determination of photosynthetic pigments in sea water. *Monographs on oceanographic methodol.*, 1: 9–69, 1966
- [35] Strzałko J., Rożnowski F.: Zastosowanie metod statystycznych w biologii. WU WSP Słupsk, 1992
- [36] STATISTICA PL: Podręcznik użytkownika, Tom 1: Ogólne konwencje i statystyki. StatSoft Polska, 1997
- [37] Stanisław A.: Przystępny kurs statystyki w oparciu o program STATYSTYKA_PL na przykładach z medycyny. StatSoft Polska Sp. z o.o., Kraków, 1998
- [38] Łomnicki A.: Wprowadzenie do statystyki dla przyrodników, WN PWN Warszawa, 2003
- [39] Sieburth J. McN.: Microbiological and organic – chemical processes in the surface and mixed layer. (W: Air – Sea Exchange of Gases and Particles. Red. P. S. Liss, W. G. N. Slinn), Reidel Publishing Company, NATO ASI Series, Dordrecht, Boston, Lancaster, Series C. *Mathematical and Physical Sciences*, 108: 121–172, 1983
- [40] Falkowska L., Latała A.: Short term variations in the concentrations of suspended particles, chlorophyll a and nutrients in the surface seawater layers of the Gdańsk Deep. *Oceanologia*, 37(2) 249–284, 1995

Stefan Kozłowski:

Zrównoważony rozwój – program na jutro

Abrys, Sp. z o.o., Poznań 2008r.



Zrównoważony rozwój – program na jutro to ostatnia zwarta publikacja Prof. Stefana Kozłowskiego, nad którą pracował od kwietnia do lipca 2007r. – a więc tuż przed śmiercią we wrześniu 2007 r.

Opracowanie dotyczy aktualnych problemów zrównoważonego rozwoju Polski we wszystkich aspektach, jednak z położeniem nacisku na sferę ekologiczną. Tło dla rozważań i planów stanowią wymogi zapisane w Traktacie Akcesyjnym. Prof. Kozłowski był osobą wielkiego formatu, postacią wszechstronną. W kręgu jego zainteresowań była geologia, ekologia, ochrona środowiska, w których to dziedzinach za swoją działalność otrzymał wiele prestiżowych nagród. Był oddanym swojej pracy naukowcem, publicystą, politykiem, społecznikiem i wychowawcą młodzieży.

*prof. Maciej Nowicki
minister środowiska*

Zamiast recenzji

(...) Za szczególnie ważne zagadnienie Profesor uznawał pełną odbudowę struktur planowania przestrzennego, przeżywającego od wielu lat już nie tylko kryzys organizacyjny, ale i koncepcyjny. Wolny rynek ze swojej natury pogarsza ład przestrzenny. Sprawiają to naturalne sprzeczności interesów prywatnych i ogólnospołecznych. Podstawowym błędem, który spowodował głębokie niekorzystne zmiany w polskiej przestrzeni było zdaniem Profesora przekazanie całkowitej odpowiedzialności za przestrzeń kraju nieprzygotowanym do tego w żadnym zakresie gminom oraz brak ścisłego połączenia problematyki ochrony środowiska z planowaniem przestrzennym. Osłabienie roli planowania przestrzennego umożliwia gminom dokonywanie licznych odstępstw od pierwotnych planów, powodujących nasilanie się presji społecznej na zawłaszczenie terenów cennych przyrodniczo i w rezultacie coraz większe rozproszenie urbanizacji. Obszary objęte ochroną prawną ze względu na zasoby przyrody stają się w takiej sytuacji jednym z głównych współczesnych konfliktów przestrzennych w naszym kraju. Szczególnie niekorzystny jest brak aktualnej koncepcji przestrzennego zagospodarowania kraju, umożliwiającej jako instrument planistyczny wyznaczenia zgodnej z założeniami rozwoju zrównoważonego struktury planowania przestrzennego, mającej doprowadzić do ukształtowania się ładu przestrzennego. Profesor podkreślał, że każda inwestycja wymaga wielowariantowości proponowanych alternatywnych rozwiązań, co umożliwia podejmowanie decyzji jak najmniej uciążliwych dla środowiska i jak najkorzystniejszych dla społeczności lokalnych. (...)

*Od Wydawcy książki
Magdalena Dutka
Krzysztof Kasprzak
Abrys, Sp. z o. o.*