

**Opracowanie naukowych podstaw budowy i zasad funkcjonowania
zbiornika wstępnego w okolicach ul. Cienistej w Lublinie jako
element działań mających na celu poprawę stanu ekologicznego
Zalewu Zemborzyckiego – wstępna koncepcja.**

Dr hab. Wojciech Pęczuła¹



Lublin 2016

¹ Doktor habilitowany nauk biologicznych w dyscyplinie ekologia, specjalność: hydrobiologia. Pracownik Katedry Hydrobiologii Uniwersytetu Przyrodniczego w Lublinie. Przedstawione w opracowaniu opinie są oceną ekspercką wyłącznie ich autora i nie reprezentują opinii instytucji, w której jest on zatrudniony.

1. Wstęp

W lutym 2016 na zlecenie Urzędu Miasta Lublin opracowano ekspertyzę pt. "Zalew Zemborzycki – diagnoza aktualnego stanu oraz propozycje strategii działań mających na celu poprawę jakości wody i ograniczenie zakwitów sinic" (Zalew... 2016), wykonaną przez grupę specjalistów z różnych dziedzin (w tym autora niniejszej koncepcji). Głównym wnioskiem tego opracowania było stwierdzenie, że „zasadniczym celem działań naprawczych niezależnie od przyjętych rozwiązań, powinno być zarówno radykalne **ograniczenie dostawy związków fosforu i azotu** do Zalewu Zemborzyckiego, jak również takie ukształtowanie ekosystemu które umożliwi jego stabilne funkcjonowanie w przyszłości.” Ponadto, zwrócono uwagę na fakt, że „skuteczność działań zmierzających do długotrwałej poprawy stanu ekologicznego Zalewu Zemborzyckiego możliwa będzie jedynie przy zastosowaniu **podejścia kompleksowego**, wykorzystującego obligatoryjnie kilka zadań naprawczych (...)”. Wg opinii ekspertów przedstawionej w opracowaniu, jednym z elementów kompleksowej strategii działań powinna być „budowa **wstępnego zbiornika retencyjnego** powyżej Zalewu Zemborzyckiego, spełniającego funkcję swoistego biofiltra dla obciążonych nadmiernym ładunkiem fosforu i azotu wód Bystrzycy (...)”.

Przedmiotem niniejszego opracowania jest ustalenie naukowych podstaw budowy i zasad funkcjonowania zbiornika wstępnego, który spełniałby rolę ograniczającą dostawę związków użyźniających do Zalewu Zemborzyckiego. Szczegółowe warunki zlecenia określone zostały w umowie nr nr 168/OŚ/16 zawartej w dniu 01.09.2016 r. której przedmiotem jest "Opracowanie naukowych podstaw budowy i zasad funkcjonowania zbiornika wstępnego w okolicach ul. Cienistej w Lublinie jako elementu działań mających na celu poprawę stanu ekologicznego Zalewu Zemborzyckiego" zawartej pomiędzy Gminą Lublin z siedzibą w Lublinie, pl. Króla Władysława Łokietka 1, reprezentowaną przez Prezydenta Miasta Lublin – Krzysztofa Żuka, a dr hab. Wojciechem Pęczułą - ekspertem wskazanym przez zleceniodawcę.

Opracowanie ma charakter autorski i powstało w oparciu o wiedzę ekspercką wykonawcy z zakresu hydrobiologii i ochrony wód. W opracowaniu uwzględnione zostały także opublikowane wyniki prac badawczych wykonanych w ostatnich latach na obszarze Zalewu Zemborzyckiego, w tym także te zawarte w ekspertyzie z roku 2016 (Zalew...2016).

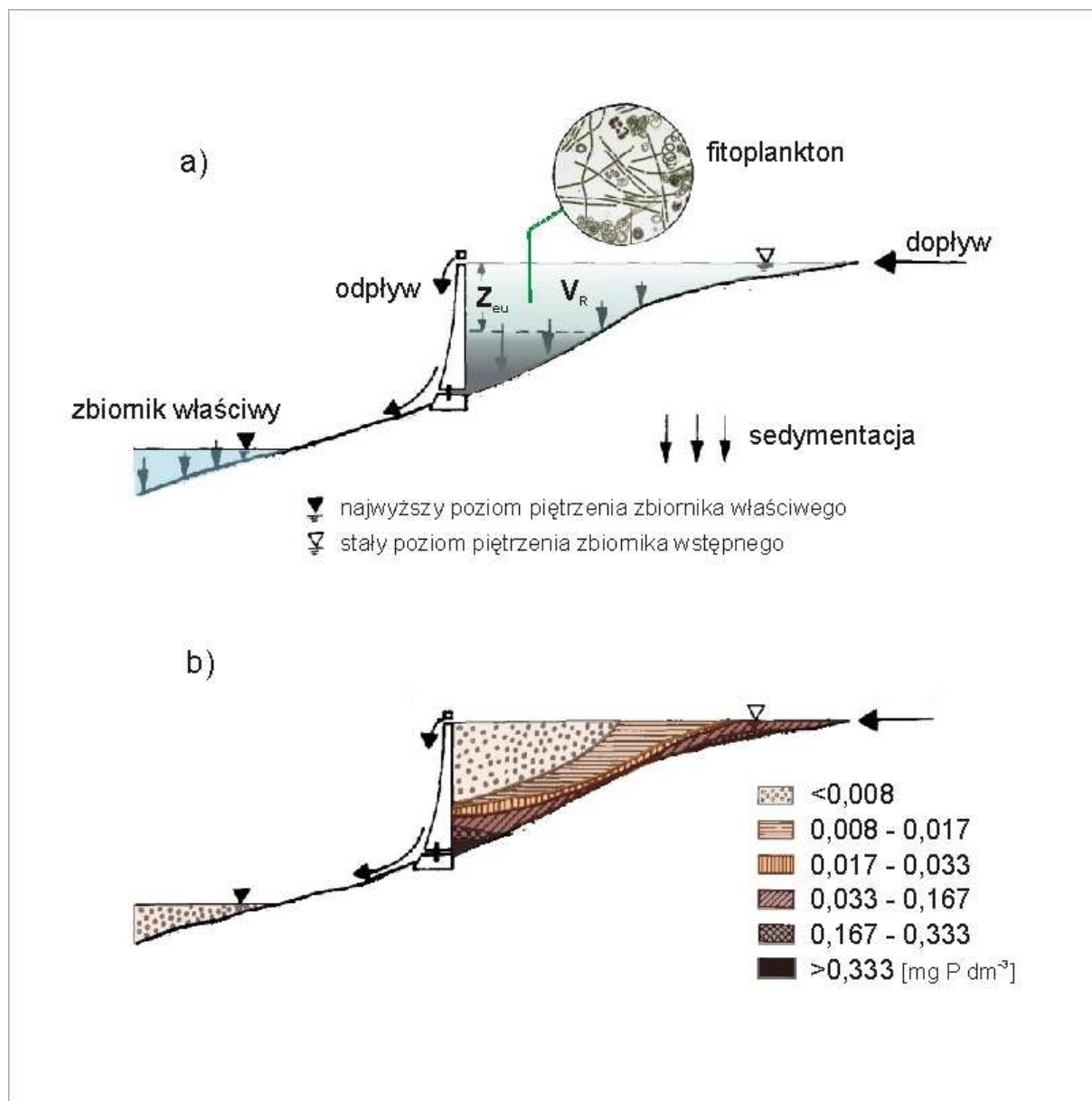
2. Zasada działania zbiorników mających za zadanie redukcję ładunku związków biogennych.

2.1. Zbiorniki wstępne typu fitoplanktonowo-sedymentacyjnego.

Kontrola tempa eutrofizacji zbiornika wodnego (jeziora lub zbiornika zaporowego) może być realizowana poprzez wiele różnych strategii, z których dwie podstawowe mają najszersze zastosowanie (Pęczuła 2007, Pęczuła 2012). Jest to albo kontrola wewnętrznych mechanizmów w ekosystemie albo kontrola zewnętrznego ładunku związków biogennych. Istnieje wiele technicznych możliwości realizacji tych strategii - budowa zbiorników wstępnych jest jedną z najczęściej stosowanych technik ograniczania zewnętrznego ładunku związków użyźniających.

Zdolność zbiorników wstępnych do redukcji biogenów jest znana od lat sześćdziesiątych XX w., gdy pierwsze tego typu zbiorniki budowane były i badane w Niemczech (Klapper 1957, Hedlich 1965, Beuschold 1966, Hoffmann 1968, Both 1969). Wyniki tych badań zostały potwierdzone w wielu krajach w późniejszym okresie (Niemcy: Wilhelmus i in. 1978, Fischer 1980, Meinel i in. 1981; Dania: Nyholm i in. 1978; Czechy: Fiala i Vagata, 1982).

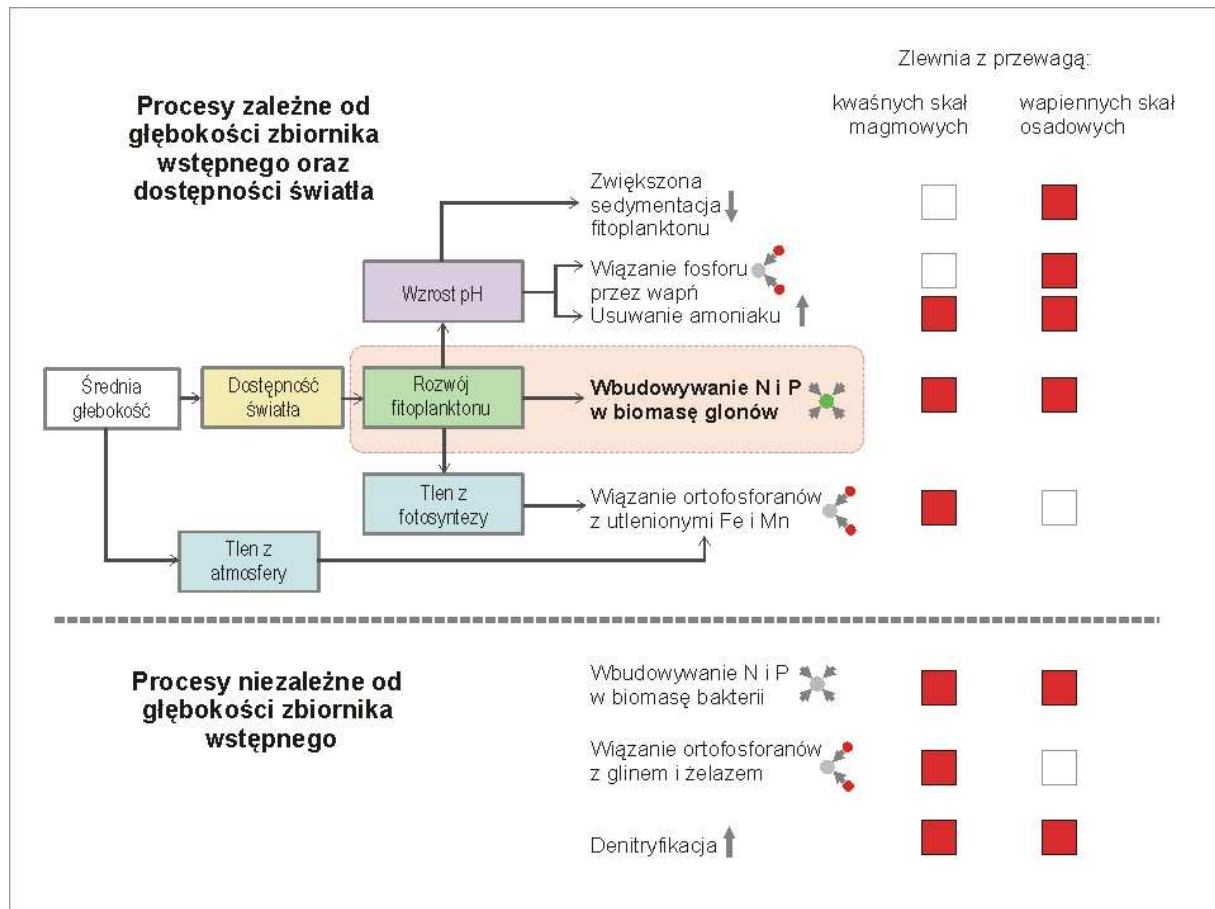
Zbiorniki wstępne są małymi obiektami wodnymi mającymi teoretyczny średni czas retencji wynoszący kilka dni. Są usytuowane bezpośrednio powyżej zbiornika głównego i mają za cel poprawę jakości wody w tych zbiornikach poprzez redukcję związków eutrofizujących (Ryc. 1). Poprawa jakości wody jest efektem kilku procesów fizyczno-chemicznych i biologicznych zachodzących równolegle w zbiorniku wstępnym. Pierwszym etapem w redukcji związków biogennych jest biochemiczna zamiana rozpuszczonych form mineralnych fosforu i azotu na formy partykularne organiczne, który to proces zachodzi w procesie odżywiania mineralnego fitoplanktonu (organizmy fitoplanktonowe wbudowują mineralne formy związków biogennych w strukturę swoich komórek). Drugim etapem jest sedymentacja (opadanie na dno) fitoplanktonu (oraz innych organizmów) wewnątrz zbiornika wstępnego oraz w litoralu zbiornika właściwego, w strefie odbierającej wodę ze zbiornika wstępnego (Ryc. 1.).



Ryc. 1. Schemat działania zbiornika wstępnego: (a) redukcja fosforanów przez fitoplankton poprzez wbudowywanie w komórki glonów (strefa eufotyczna-naświetlona zbiornika wstępnego; Z_{eu} – głębokość /miąższość strefy eufotycznej; V_n – pojemność strefy eufotycznej = „strefa reaktywna” zbiornika wstępnego) a następnie sedymentację/opadanie w zbiorniku wstępnym oraz w strefie litoralu zbiornika właściwego; (b) rozkład stężenia fosforanów jako efekt działania w/w mechanizmów (za: Beuschold i in. 1976, Benndorf i Putz 1987b, zmienione).

Proces sedymentacji jest przyspieszany przez naturalnie występujące w wodzie zbiornika wstępnego środki strącające i koagulujące. Są to naturalne pierwiastki i związki chemiczne które w procesach chemicznych lub fizycznych wiążą przede wszystkim rozpuszczone ortofosforany a następnie sedymentują je na dnie zbiornika lub rzeki doprowadzającej do niego wodę. Dlatego też warunki geochemiczne zbiornika wstępnego (geologia i hydrochemia zlewni) mogą mieć wpływ na mechanizm i tempo procesu redukcji

związków biogenych (Ryc. 2). W typowym dla powierzchniowych wód naturalnych zakresie odczynu wody (pH 6,0 – 8,0) w zbiorniku wstępnym główną rolę w redukcji związków biogenych odgrywa fitoplankton. W innym przypadku dużą rolę pełnią ponadto procesy sedymentacji chemicznej i fizycznej: przy pH <6 fosforany będą dodatkowo intensywnie wiązane przez żelazo (Fe), glin (Al) lub mangan (Mn) a przy odczynie >pH 8 także przez wapń (Ca) (Vollenweider 1968).



Ryc. 2. Mechanizmy redukcji azotu i fosforu w zbiorniku wstępnym oraz procesy i czynniki mające wpływ na jego tempo i intensywność (opracowanie własne na podstawie: Uhlmann i Benndorf 1980, Benndorf i Putz 1987b).

Proces wbudowywania biogenów i sedymentacji zostaje zwiększony nie tylko przez związki strącające i flokulanty, lecz również przez odpowiednią strukturę planktonu (roślinnego i zwierzęcego) w zbiorniku wstępnym. W przypadku glonów najbardziej korzystna sytuacji zachodzi gdy dominują organizmy szybko rosnące i o dużej prędkości opadania (okrzemki, zielenice). Cyjanobakterie (sinice) ze względu na wolny wzrost i dodatnią pływalność są elementem niepożądanym. W zooplanktonie nie powinny

dominować organizmy o dużej zdolności filtracji np. duże wioślarki z rodzaju *Daphnia*, które, poprzez wyżeranie fitoplanktonu powodowałyby szybszy powrót związków biogenych do toni wodnej zbiornika.

Osiągnięcie pożądanej z punktu widzenia redukcji biogenów struktury planktonu w zbiorniku wstępnym jest możliwe do osiągnięcia zarówno na etapie projektowania jak i poprzez odpowiednie utrzymanie zbiornika. Odpowiednia struktura fitoplanktonu oraz mały udział dużych filtratorów zooplanktonowych powinien być zapewniony poprzez ustalenie optymalnego czasu retencji w zbiorniku wstępnym, tak aby umożliwić wzrost szybko rosnących glonów i przepłukiwanie wolno rosnących sinic i dużych wioślarek planktonowych. Z kolei w fazie użytkowania zbiornika wstępnego ważne jest utrzymywanie odpowiedniej struktury ichtiofauny. Przeważać powinny drobne gatunki planktonożerne, które kontrolują poprzez presję pokarmową ilość dużych wioślarek planktonowych. Z tego względu niepożądana jest zbyt duża obsada ryb drapieżnych, które mogłyby zbyt ograniczyć ilość ryb planktonożernych (por. Nyholm i in. 1978, Benndorf i in. 1983).

Związki fosforu usuwane są tylko przez mechanizmy opisane powyżej (wbudowanie w biomasę fitoplanktonu oraz sedymentacja, koagulacja i flokulacja) natomiast usuwanie azotu może zachodzić dodatkowo poprzez straty do atmosfery. Odbywa się to w warunkach beztlenowych w procesie denitryfikacji (proces odwrotny do asymilacji azotu), w którym biorą udział bakterie metabolizujące azotany (NO_3^-) do azotynów (NO_2^-) a następnie do azotu cząsteczkowego (N_2) uwalnianego następnie do atmosfery. Obecność w fitoplanktonie niektórych gatunków sinic (np. z bardzo pospolitego rodzaju *Anabaena*) może osłabiać znaczenie tego procesu ze względu na to, że posiadają one właśnie zdolność asymilacji azotu atmosferycznego co wzbogaca ekosystem w jego formy mineralne (NO_3^-). Drugim procesem ucieczki azotu z ekosystemu jest uwalnianie gazowego amoniaku. Może on zachodzić przy wysokim pH wody, które pojawia się przy intensywnym rozwoju fitoplanktonu (proces fotosyntezy powoduje wyczerpywanie zasobów węgla nieorganicznego w wodzie – dwutlenku węgla, kwasu węglowego i jonów wodorowęglanowych, co powoduje wzrost odczynu wody).

Ogólne zalecenia dotyczące projektowania zbiorników wstępnych w oparciu przedstawione powyżej zasady ich funkcjonowania są następujące:

(1) Konstrukcja zbiornika wstępnego powinna zapewniać **optymalny czas retencji**;

(2) **Średnia głębokość** zbiornika nie powinna przekraczać znacząco głębokości strefy eufotycznej (Z_{eu}) - wiele zbiorników wstępnych ma głębokość wynoszącą ok. 3 m. Stopień eliminacji fosforu maleje wykładniczo wraz ze wzrostem głębokości (Uhlmann i Benndorf, 1980).

(3) Jeżeli maksymalna głębokość zbiornika wstępnego przekracza głębokość strefy mieszania Z_{mix} oraz strefy eufotycznej Z_{eu} (co jest typowe dla zbiorników wstępnych), wytwarza się pionowa stratyfikacja stężenia fosforanów. Polega to na tym, że wysokie stężenia występują w głębszych przydennych warstwach wody a najniższe w pobliżu powierzchni (por. Ryc. 1 b). W związku z tym, bieżący **upust wody ze zbiornika wstępnego musi następować z warstwy powierzchniowej**.

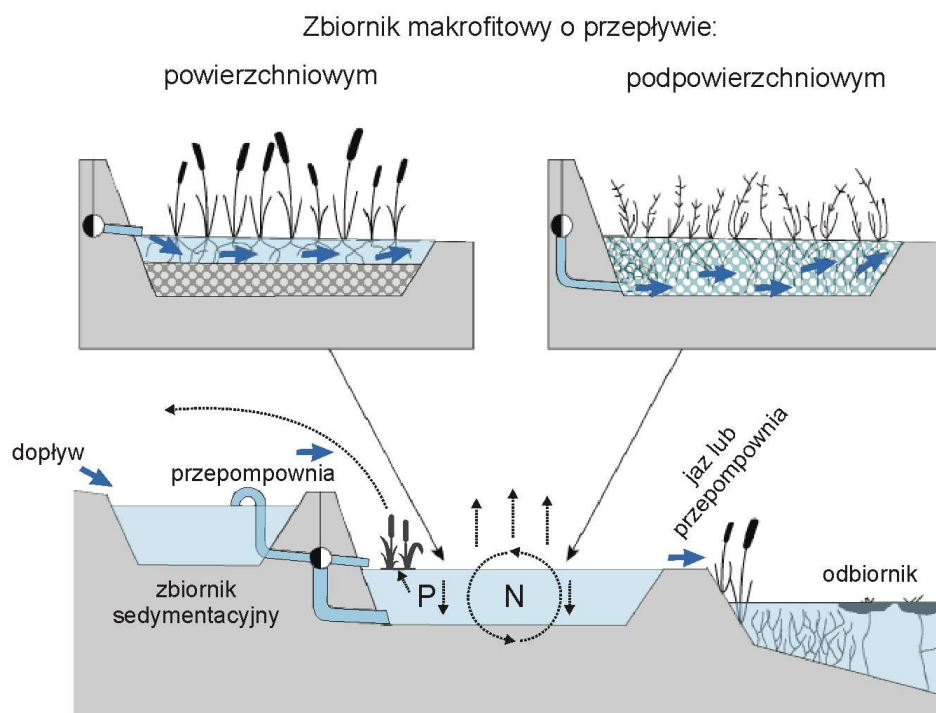
(4) Osady denne gromadzące się w dolnej części zbiornika zawierają czasowo związane w opadłych komórkach organizmów fitoplanktonowych związki biogenne (azot i fosfor partykularny). Osad ten **powinien być usuwany co 5-10 lat i utylizowany poza zlewnię** zbiornika właściwego.

2.2. Zbiorniki typu makrofitowego (sztuczne mokradła).

Zbiorniki typu makrofitowego są sztucznymi obiektami o charakterze mokradłowym, w których zachodzą procesy eliminacji związków biogenych (głównie azotu) w wyniku przemian fizycznych, chemicznych i biologicznych w których biorą udział mikroorganizmy wodne, rośliny wyższe, glony poroślowe (peryfiton), substrat podłoża oraz osad denny. Zbiorniki te, ze względu na niewielką głębokość nazywane są w literaturze anglojęzycznej jako *wetlands* (mokradła), przy czym ze względu na ich antropogeniczny charakter używa się różnych sformułowań, takich jak: „*constructed*”, „*man-made*”, „*engineered*” lub „*artificial wetlands*”.

Zbiorniki tego typu stosowane są najczęściej do podczyszczania lub oczyszczania wód pochodzących z oczyszczalni ścieków, z drenażu obszarów rolniczych lub ze spływów powierzchniowych wód burzowych (Chen 2001, Kadlec i Wallace 2009). W ostatnich latach zauważa się także próby stosowania tego typu zbiorników do redukcji związków biogenych w wodach rzecznych, jeziornych i w innego typu zbiornikach wód powierzchniowych (Jing i in. 2001, Li i in. 2008, Martin i in. 2013).

Podstawowymi dwoma typami zbiorników makrofitowych są: **zbiorniki z przepływem powierzchniowym** oraz **zbiorniki z przepływem podpowierzchniowym** (Ryc. 6.). Rzadziej stosowane, głównie w krajach o ciepłym klimacie, są konstrukcje z roślinnością pływającą (pleustofity o silnym wzroście, np. hiacynt wodny *Eichhornia crassipes*).



Ryc. 3. Mechanizm funkcjonowania zbiorników makrofitowych (opracowanie własne na podstawie: Kennedy i Mayer 2002).

Zbiorniki pierwszego typu (**o przepływie powierzchniowym**) mają głębokość od 0,2 do 0,6 m i są gęsto obsadzone roślinnością wynurzoną (helofity np. trzcina pospolita, pałka szerokolistna i wąskolistna itp.). Woda przepływa w nich ponad przepuszczalnym dla wody substratem dennym, pomiędzy pędami roślin. Niewielka głębokość umożliwia penetrację promieni słonecznych do dna, co skutkuje rozwojem glonów poroślowych na pędach roślin wynurzonych oraz na substracie. Zaletą zbiorników tego typu jest niski koszt budowy, jednak mają one zazwyczaj mniejszą efektywność w eliminacji związków biogenych w stosunku do zbiorników z przepływem podpowierzchniowym.

Zbiorniki z przepływem podpowierzchniowym zbudowane są z niecki o uszczelnionym dnie (zapobiega do przeciekom do wód podziemnych) wypełnionej w całości

substratem umożliwiającym wzrost roślinności wynurzanej (helofitów) – stosuje się najczęściej żwir o granulacji 10-15 mm lub glebę lub ich kombinację. Woda docierająca do zbiornika przepływa poziomo przez substrat przerośnięty przez korzenie i kłącza roślin i porośnięty przez mikroorganizmy (głównie heterotroficzne – ze względu na brak światła). Zbiorniki tego typu wykazują dużą efektywność zwłaszcza w przypadku eliminacji azotu. Mechanizm działania obu systemów pokazany jest na Rycinie 6.

Azot i fosfor w zbiornikach makrofitowych podlega wielu przemianom (Tab. 1), wśród których najbardziej istotna w przypadku **azotu** jest denitryfikacja (najbardziej intensywna w zb. o przepływie podpowierzchniowym). Dodatkowymi mechanizmami redukcji azotu są: ulatnianie amoniaku (tylko w zb. o przepływie powierzchniowym) oraz wbudowanie w biomasę roślin i glonów poroślowych. Ten ostatni proces jest także mechanizmem redukcji **fosforu** – o ile dochodzi do corocznego usuwania biomasy i wynoszenia jej poza zlewnię zbiornika (dotyczy N i P). Dodatkowo fosfor jest usuwany w drodze sorpcji (w zbiornikach o przepływie podpowierzchniowym).

Tab. 1. Procesy przemian związków azotu i fosforu w zbiornikach makrofitowych. Grubym drukiem wyróżniono procesy przyczyniające się do redukcji związków biogenych (opracowanie własne, na podstawie: Vymazal 2007).

Proces	Przemiana
Azot	
Ulatnianie amoniaku	$\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NH}_3 \text{ gazowy (do atmosfery)}$
Amonifikacja	N_{org} (w szczątkach organizmów) $\rightarrow \text{NH}_3 \rightarrow \text{NH}_4^+$
Nitryfikacja	$\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO}_3^-$
Denitryfikacja	$\text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO}_3^- \rightarrow \text{N}_2 \text{ lub } \text{N}_2\text{O} \text{ gazowe (do atmosfery)}$
Wiązanie azotu	$\text{N}_2 \rightarrow \text{NH}_4^+ \rightarrow \text{N}_{\text{org}}$ (w organizmach)
Wbudowanie w organizmy*	$(\text{NH}_4^+, \text{NO}_2^-, \text{NO}_3^-) \rightarrow \text{N}_{\text{org}}$ (w organizmach)
ANNAMOX (beztlenowe utlenianie amoniaku)	$\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{N}_2 \text{ gazowy (do atmosfery)}$
Sorpcja na cząstkach**	Adsorpcja NH_4^+ z cząstkami substratu dennego, osadów dennych lub detrytusu
Fosfor	
Wbudowanie w organizmy*	$\text{PO}_4^- \rightarrow \text{P}_{\text{org}}$ (w organizmach)
Sorpcja na cząstkach**	Adsorpcja PO_4^- z cząstkami substratu dennego, osadów dennych lub detrytusu
Wiązanie chemiczne**	Trwałe lub nietrwałe wiązanie z Ca, Fe i Al
Mineralizacja	P_{org} (w organizmach) $\rightarrow \text{PO}_4^-$

*proces redukuje związki biogenne tylko w przypadku usuwania biomasy poza zbiornik

** proces odwracalny, zależny od warunków

Według danych literaturowych efektywność zbiorników makrofitowych w usuwaniu azotu ogólnego wynosi od 40 do 50% ($250 - 630 \text{ g N m}^{-2} \text{ rok}^{-1}$). W przypadku fosforu ogólnego wartości te zawierają się pomiędzy 40 a 60 % ($45 - 75 \text{ g P m}^{-2} \text{ rok}^{-1}$) (Lee i in. 2009).

W przypadku obu systemów przed wprowadzeniem wody do zbiorników makrofitowych stosuje się osadniki wstępne oraz - niekiedy - zbiorniki sedymentacyjne poniżej – przed doprowadzeniem oczyszczonej wody do odbiornika.

Optymalny czas wymiany wody w zbiornikach makrofitowych szacowany jest na 10-20 dni, co powoduje, że nie mogą one być zastosowane do przyjmowania wód z cieków o średnich i dużych wartościach natężenia przepływu. Zbiornik makrofitowy o przepływie powierzchniowym, głębokości 0,5 m i powierzchni 10 ha (pojemność $50\,000 \text{ m}^3$) mógłby efektywnie oczyszczać wody cieku o średnim natężeniu przepływu wynoszącym $0,05 \text{ m}^3/\text{s}$ (50 l/s). Mogą one jednak z pewnością służyć jako dodatkowe budowle wspomagające zbiorniki wstępne typu fitoplanktonowo-sedymentacyjnego np. poprzez przyjmowanie części wód rzecznych lub działanie okresowe. Są ponadto dobrym uzupełnieniem systemów ochrony wód zbiorników poprzez redukcję związków biogennych ze zlewni bezpośrednio zbiornika (odbieranie wód drenażowych z obszarów rolniczych, sptywów powierzchniowych wód burzowych itp.).

3. Przegląd dobrych praktyk

Tab. 2. Przykłady zastosowania zbiorników wstępnych w celu obniżenia ładunków związków biogenych i zawiesiny wraz oceną ich efektywności (P – powierzchnia, Gł. śr. – głębokość średnia, V – objętość) Na podstawie: Pęczuła 2016, zmienione.

Nazwa zbiornika głównego	Parametry zbiornika głównego	Parametry zbiornika wstępnego	Typ zbiornika wstępnego	Efektywność i uwagi	Źródło danych i typ badań
Mściwój na rzece Wierzbak, Polska	P = 35 ha Gł. śr.= 2,0 m V = 0,735 mln m ³ Czas retencji 65 dni	P = 14 ha Gł. śr.= 1,3 m V = 0,175 mln m ³ Czas retencji 15 dni	Zbiornik o zróżnicowanej strukturze: 3 komory o różnej głębokości: odstojnik- biofiltr-osadnik. W biofiltrze o powierzchni ok. 5 ha rośnie trzcina pospolita i pałka szerokolistna. Roślinność nie jest wykaszana, zbiornik nie jest czyszczony.	Średnia redukcja azotanów w ok. 65% a fosforanów w ok. 52%	Czamara i in. 2008 Badania w 2001 – 2 lata po powstaniu zbiornika wstępnego.
				Bardzo zmienny procent redukcji, w zależności od pory roku. Fosforany: od kilku do kilkudziesięciu procent, ale np. w lecie: wzrost o 20% w lipcu i o 48% w sierpniu. Azotany: redukcja, najbardziej intensywna w okresie czerwiec-sierpień (>50%).	Dąbrowska 2010 Badania w sezonie ciepłym 2008 – 9 lat po powstaniu zbiornika wstępnego.
11 systemów typu: zbiornik wstępny-zbiornik główny w Saksonii, Niemcy	b.d.	b.d.	Zbiorniki typu sedymentacyjnego. Główną rolę w wyłapywaniu związków biogenych pełni fitoplankton.	Redukcja fosforu ogólnego: 22-46 %, fosforanów: 34-60%. Najbardziej optymalne warunki do redukcji związków fosforu: głębokość strefy eufotycznej 3 m, czas retencji: kilka dni. Głównym problemem jest fakt największej efektywności latem podczas gdy największe ładunki doprowadzane są w wodach roztopowych wiosną (gdy efektywność zbiorników wstępnych jest niska).	Putz 1998

<p>Esch-sur-Sûre na rzece Sure, Luksemburg.</p>	<p>P=380 ha</p>	<p>Dwa zbiorniki wstępne na dwóch różnych dopływach: Zb. Misere P = 20 ha Gł. śr.= 2,5 m V = 0,500 mln m³ Czas retencji 1,5 dnia Zb. Bavigne P = 23 ha Gł. śr.= 7,1 m V = 1, 668 mln m³ Czas retencji 44 dni</p>	<p>Zbiorniki górskie/wyżynne, typu sedymentacyjnego, gdzie główną rolę pełni osadzanie się zawiesiny. W zbiorniku głębszym dodatkową rolę pełnią gęste darnie moczarki na dnie, umiejscowione przy wpływie rzeki</p>	<p>W zbiornik płytkim (Misere) średni stopień redukcji fosforu ogólnego to 60%, przy dużej zmienności sezonowej (największa efektywność zimą, najmniejsza latem i jesienią). Fosforany zredukowane w stopniu nieznacznym, z wyjątkiem okresu letniego, gdy stopień redukcji sięgał 30%. W zbiorniku głębszym (Bavigne) średni stopień redukcji fosforu ogólnego to 82%, przy braku wyraźnych zmian sezonowych. Fosforany zredukowane średnio w ok. 52%</p>	<p>Salvia-Castellvi i in. 2001 Badania co dwa tygodnie przez cały rok</p>
<p>Saidenbach, główny dopływ: rzeka Haselbach, Saksonia, Niemcy</p>	<p>P = 142 ha Gł. śr.= 2,0 m V = 2238 mln m³ Czas retencji b.d.</p>	<p>Zbiornik wstępny Haselbach P = 12 ha Gł. max = 7 m V = 0, 588 mln m³ Czas retencji: kilka dni.</p> <p>Zbiornik wstępny Forchheim P = 7-12 ha Gł. max = 6-10 m V = 0,228 - 0, 588 mln m³</p>	<p>Zbiorniki typu sedymentacyjnego. Zbiornik Forchheim ze zmiennym stopniem wypełnienia.</p>	<p>Zanotowano dużą efektywność w redukowaniu fosforanów, średnio 60%. W okresie letnim stopień redukcji jeszcze wyższy – 80%. Stwierdzono ścisłą zależność pomiędzy czasem retencji wody w zbiorniku wstępnym a efektywnością usuwania fosforanów – optymalny czas retencji pomiędzy 4 a 8 dni.</p> <p>Redukcja zawiesiny ogólnej do 80 % w czasie roztopów.</p>	<p>Paul 2003 Badania cotygodniowe przez kilkanaście lat</p> <p>Paul i Putz 2008 Badania cotygodniowe w latach 2003-2006</p>

4. Koncepcja systemu budowli wodnych mających za zadanie redukcję związków biogenych dopływających do Zalewu Zemborzycznego.

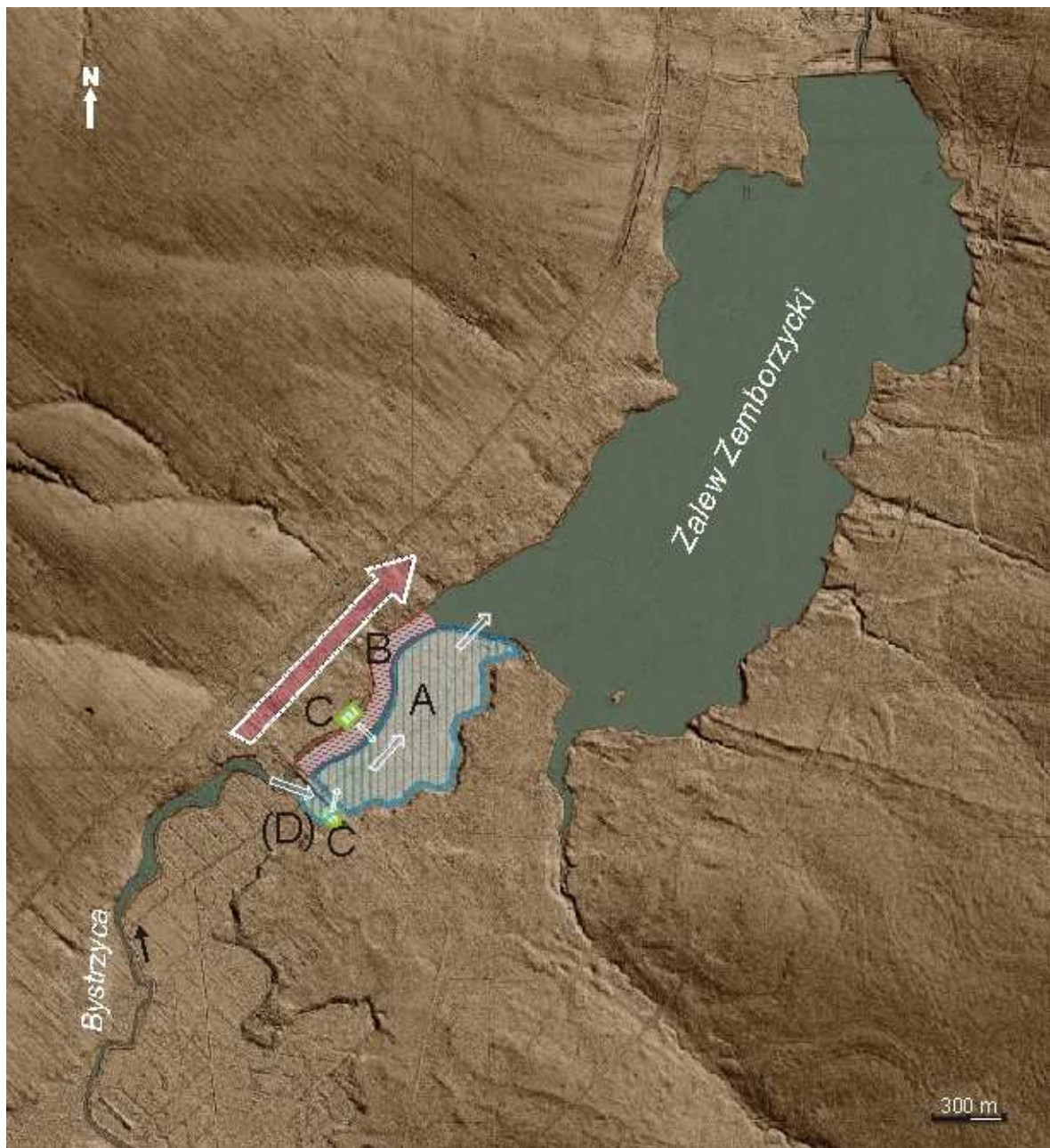
4. 1. Złożenia ogólne oraz usytuowanie zbiorników

Zbiornik wstępny pełniący funkcję reducenta związków biogenych może zostać usytuowany w miejscu obecnie istniejącego polderu pomiędzy ulicą Cienistą, obwałowaniem istniejącej misy Zalewu Zemborzycznego oraz prawym brzegiem doliny Bystrzycy tworzącym w tym miejscu skarpę (do rzędnej ok. 178,5 m n.p.m.). Wraz z budową zbiornika wstępnego konieczne będzie ponadto wybudowanie kanału ulgi oraz dwóch zbiorniki odbierających wody drenażowe wraz z przepompowniami.

Zespół budowli wodnych składać się więc powinien z:

- A. zbiornika wstępnego fitoplanktonowo-sedymentacyjnego, w którym będą zachodziły procesy redukcji związków biogenych głównie w procesie wbudowywania ich w biomase fitoplanktonu oraz jego sedymentację do osadów;
- B. kanału ulgi, którym powinna płynąć woda z Bystrzycy bezpośrednio do Zalewu Zemborzycznego w przypadku wezbrań; oprócz względów ochrony przeciwpowodziowej uniemożliwi to wyptukanie ze zbiornika wstępnego nagromadzonych osadów i przekazanie ich do Zalewu Zemborzycznego;
- C. dwóch zbiorników zbierających wody drenażowe: z zachodniego brzegu Zalewu Zemborzycznego oraz z „łak prawiednickich” – obszaru położonego na południe od ul. Cienistej; wody te charakteryzują się wysoką zawartością związków biogenych, stąd istnieje konieczność ich częściowej redukcji przed ich dalszym transportem do Zalewu Zemborzycznego.
- D. (opcjonalnie) niewielkiego zbiornika osadnikowego usytuowanego przed właściwym zbiornikiem wstępnym fitoplanktonowo-sedymentacyjnym.

Orientacyjne usytuowanie obiektów (A, B, C i D) pokazane zostało na Ryc. 4.



Ryc. 4. Orientacyjne usytuowanie obiektów proponowanego systemu redukcji związków biogennych powyżej Zalewu Zemborzyckiego (A- zbiornik wstępny, B – kanał ulgi, C – zbiorniki wód drenażowych (D) – opcjonalny zbiornik osadnikowy; niebieskie strzałki pokazują przepływ wody w przeciętnych warunkach hydrologicznych, strzałka czerwona – w czasie wezbrań).

4.2. Zbiornik wstępny typu fitoplanktonowo-sedymentacyjnego

Efektywność redukcji związków biogennych w zbiornikach wstępnych zależy przede wszystkim od zbiorowisk fitoplanktonu, które rozwijając się w toni wodnej (w strefie eufotycznej, inaczej – w „strefie reaktywnej zbiornika wstępnego”) wbudowują niepożądane pierwiastki (ich rozpuszczalne formy mineralne) w swoją biomasę a następnie opadają na dno zbiornika w procesie sedymentacji.

Głównym składnikiem planktonu rzeczno (właściwie: żywej części rumowiska rzeczno unoszonego) są zazwyczaj okrzemki oraz zielenice, które po dotarciu wraz z nurtem do zbiornika wstępnego rozwijają się tworząc zbiorowisko planktonu. Zmiana warunków z lotycznych (woda płynąca) na semi-lenityczne (wody stojące o dużym przepływie) powoduje przyspieszenie wzrostu tych organizmów ze względu na zmianę warunków na korzystniejsze. Zaliczyć do nich można takie czynniki jak: mniejsza prędkość ruchu wody oraz wzrost temperatury wody i nasłonecznienia.

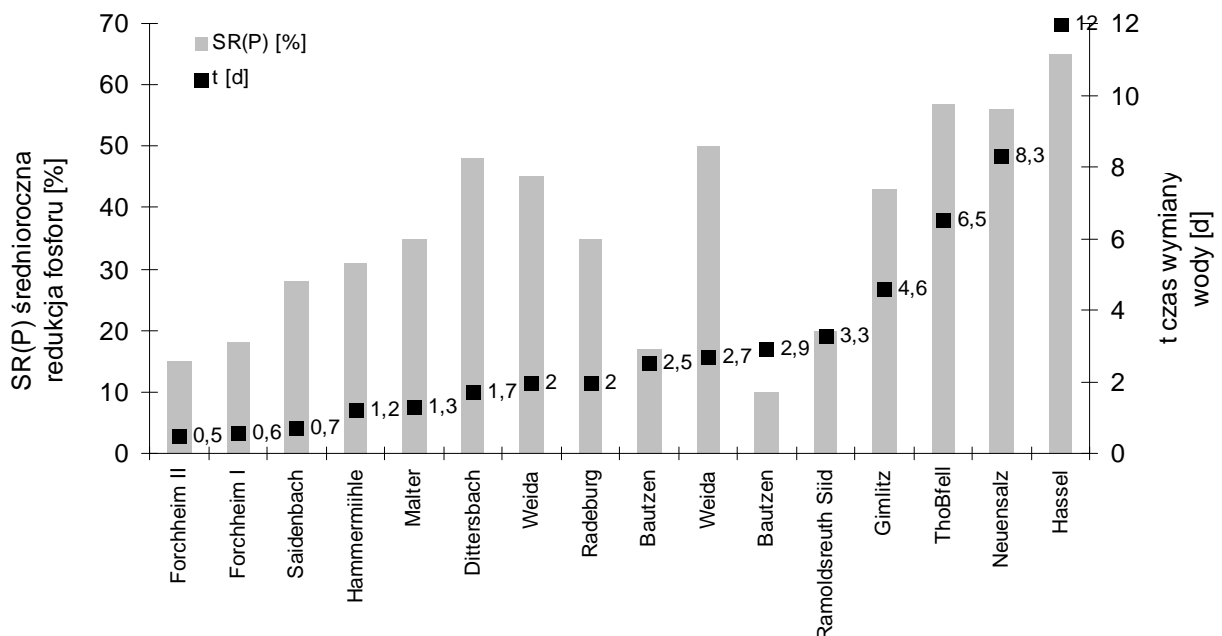
Tempo wzrostu glonów planktonowych jest zależne od gatunku. Dla obliczeń dotyczących rozwoju populacji fitoplanktonu w zbiorniku wstępnym przyjmuje się często gatunek modelowy, którym może być np. okrzemka *Asterionella formosa* Hassal. Jest to okrzemka kosmopolityczna o szerokim zakresie tolerancji troficznej (występuje w wodach od mezotroficznych do silnie eutroficznych). Jej tempo wzrostu na podstawie badań laboratoryjnych szacowane jest na $0,9 \text{ d}^{-1}$, (w warunkach optymalnej temperatury i naświetlenia) co oznacza, że w ciągu ok. jednej doby dokonają się jednokrotnie podziały komórek w jej kolonii (jest to okrzemka tworząca kolonie), w związku z tym po upływie tego czasu podwoi ona swoją liczebność. Można więc przyjąć, że minimalny czas retencji dla zbiornika wstępnego, umożliwiający rozwój fitoplanktonu wynosi jedną dobę (1 d).

W przypadku **zbyt krótkiego czasu wymiany wody** w projektowanym zbiorniku wstępnym (<1 d) większa część fitoplanktonu dostającego się z wodami rzeki będzie przepływała przez zbiornik wstępny zasilając w biomasę Zalew Zemborzycki. Pewna część będzie wyżerana przez zooplankton (do 10 % - w zależności od struktury zooplanktonu). W takiej sytuacji zbiornik wstępny nie będzie pełnił praktycznie żadnej roli w redukcji związków biogennych przyswajalnych (mineralne rozpuszczone formy fosforu i azotu). Pewną pozytywną rolę będzie tylko ograniczanie ilości zawiesiny (cząstek mineralnych niesionych

nurtem rzeki), co przyczynić się może do redukcji form fosforu ogólnego związanego z tymi cząstkami.

Z kolei w przypadku **zbyt długiego czasu wymiany wody**, w zbiorniku wstępnym (>30 d) istnieje wysokie prawdopodobieństwo zdominowania zbiorowiska przez sinice planktonowe. Organizmy te mając niższe w stosunku do okrzemek i zielenic tempo sedymentacji (powoduje to fakt, że większość gatunków posiada wakuole gazowe – mikroskopijne zbiorniki powietrzne otoczone błoną komórkową). W związku z tym rozwijające się sinice nie mogłyby pełnić roli reducentów związków biogenych. Dodatkowo zasilałyby Zalew Zemborski w dodatkowy „zaczyn” (inoculum) sprzyjający zakwitom w tym zbiorniku.

Optymalny czas wymiany wody w zbiorniku wstępnym powinien więc mieścić się w zakresie od jednego do trzydziestu dni. Najczęściej występującą wartością czasu wymiany wody w zbiornikach wstępnych jest okres kilku dni (1-10 dni) co powodowane jest ograniczeniami technicznymi (np. brak miejsca pod budowę zbiornika wstępnego).



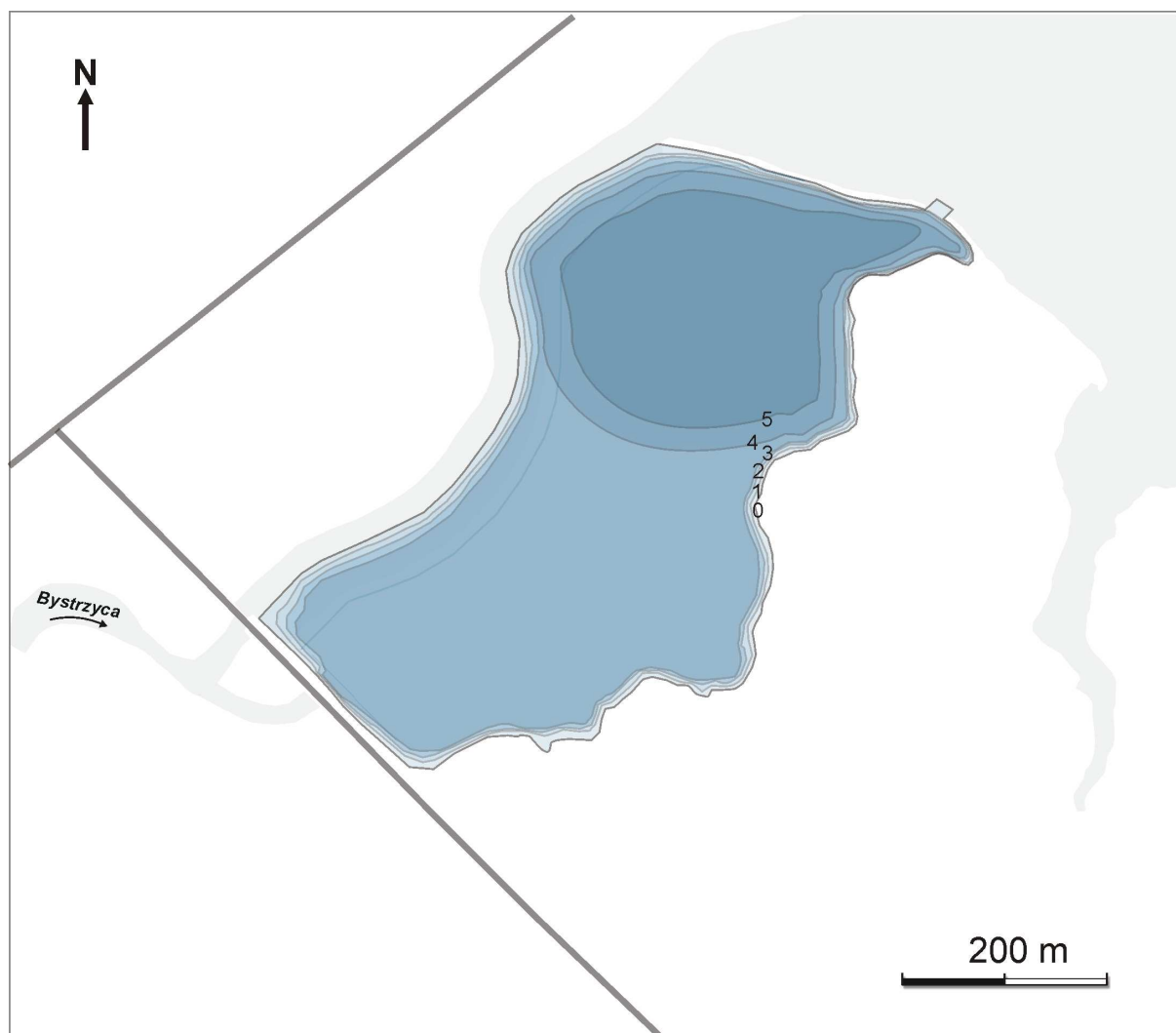
Ryc. 5. Dane empiryczne z 15 zbiorników wstępnych z obszaru Niemiec. Średnioroczny stopień redukcji fosforanów (jako procent rocznego importu fosforu) na tle średniego czasu wymiany wody w tych zbiornikach (d). Opracowanie własne wg: Putz 1998.

Z danych empirycznych przeprowadzonych na kilkunastu zbiornikach wstępnych w Niemczech w XX w. wynika, że dla czasu wymiany wody $\leq 1,3$ doby, stopień redukcji fosforu (rozpuszczonych form mineralnych) wynosi od 15 % do 30 % (Ryc. 5.). W grupie zbiorników wstępnych o czasie wymiany wody pomiędzy 2 d a 3,3 d redukcja fosforu była zróżnicowana. Część z nich miała bardzo niski procent redukcji (10 - 20 %) a część wyższy od grupy poprzedniej (35-50 %). Najwyższy stopień redukcji fosforu stwierdzono w zbiornikach o najdłuższym czasie wymiany wody (4,6 – 12 d) gdzie wynosił on od 46 % do 65 % . Dane te odnoszą się do średniorocznego zmniejszenia stężenia fosforu (mg P) rozumianego jako procent rocznego importu do zbiornika.

Z powyższych danych wynika, że czas wymiany wody w zbiornikach wstępnych bardzo istotnie wpływa na uzyskiwany stopień redukcji fosforu mineralnego. Zmniejszenie stężenia fosforu w zakresie 30 – 50 % wymaga uzyskania czasu retencji w projektowanym zbiorniku wstępnym pomiędzy 1,2 a 5 dni. Dłuższy czas wymiany wody daje szansę na redukcję powyżej 50%.

Przy założeniu że średnioroczna wartość natężenia przepływu w rzece Bystrzycy wynosi $\sim 3 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, uzyskanie odpowiedniego tempa wymiany wody wymaga budowy zbiornika wstępnego o pojemności nie mniejszej niż $300\,000 \text{ m}^3$.

4.2.1. Usytuowanie



Ryc. 6. Plan batymetryczny zbiornika wstępnego typu fitoplanktonowo-sedymentacyjnego. Izobaty co 1 m (cyfry 0-5 oznaczają kolejne głębokości izobat w metrach). Szczegółowa mapa w Załączniku nr 1.

Zbiornik ten miałby charakter fitoplanktonowo-sedymentacyjny z przegłębieniem w części dolnej (bliżej zaporze ziemnej) (Ryc. 6.). Zapora tam usytuowana byłaby w miejscu aktualnej grobli (wał) oddzielającego misę Zalewu Zemborzyckiego od polderu. Powierzchnia zbiornika obejmuje w części zachodniej część obecnej powierzchni Zalewu Zemborzyckiego (będącej obecnie strefą cofki na Bystrzycy poniżej mostu na ul. Cienistej). Pozostałą część tej strefy stanowiłby kanał ulgi dla Bystrzycy wykorzystywany przy wezbraniach. Pomiędzy zbiornikiem wstępnym a kanałem ulgi konieczne jest zbudowanie nowego wału.

4.2.2. Parametry hydromorfologiczne zbiornika.

Powierzchnia zalewu P: 39,1 ha przy piętrzeniu na wys. 178,7 m n.p.m.

Pojemność zbiornika obliczono wg wzoru:

$$V = (P_0 + P_1 / 2) \times 1 + (P_1 + P_2 / 2) \times 1 + (P_2 + P_3 / 2) \times 1 + (P_3 + P_4 / 2) \times 1 + (P_4 + P_5 / 2) \times 1,$$

gdzie P_n – powierzchnia zamknięta izobatą n metra.

Tab.3. Powierzchnie ograniczone kolejnymi izobatami w proponowanym zbiorniku wstępnym.

Głębokość izobaty [m]	Powierzchnia P_n [m ²]
0	391038,9
1	371326,3
2	356600,6
3	344254,9
4	141188,9
5	102743,8

$$V = 381182,6 + 363963,45 + 350427,75 + 242721,9 + 121966,35 + 1460262,05 = 1\,460\,262,05 \text{ m}^3$$

Głębokość średnia zbiornika:

$$H_{\text{sr}} = V / P = 1\,460\,262 \text{ m}^3 / 391\,038 \text{ m}^2 = \sim 3,7 \text{ m}$$

Średnioroczny czas wymiany wody t_{sr}

Do obliczenia przyjęto średnie natężenie przepływu rzeki Bystrzycy powyżej Zalewu Zemborzyckiego dla lat 2010-2014 ($Q_{\text{sr}}=3,22 \text{ m}^3/\text{s}$), które wyliczono jako sumę średniego natężenia przepływu rzeki Bystrzycy w profilu Nowiny ($2,29 \text{ m}^3/\text{s}$) oraz rzeki Krężniczanki w profilu Krężnica ($0,93 \text{ m}^3/\text{s}$) (Michalczyk i in. 2015).

$$t_{\text{sr}} = V / (Q_{\text{sr}} \times 60 \times 60 \times 24) = 1\,460\,262,05 \text{ m}^3 / 278\,208 \text{ m}^3 = \sim 5,2 \text{ doby}$$

Wyliczenie to nie uwzględnia strat na parowanie oraz ucieczki grawitacyjnej wody.

Czas wymiany wody jest ściśle zależny od natężenia przepływu rzeki Bystrzycy. Ten ostatni parametr jest bardzo zmienny zarówno w cyklu wieloletnim jak i miesięcznym (Michalczyk i in. 2015). Przykładowo, w okresie letnim w latach „suchych” (1990-1998) O_{sr} wynosiło $1,66 \text{ m}^3/\text{s}$ a w latach „wilgotnych” (1999-2006) $2,91 \text{ m}^3/\text{s}$ (Michalczyk i in. 2015). Biorąc pod uwagę te naturalne fluktuacje, średni czas wymiany wody w latach suchych w proponowanym w zbiorniku wstępnym w okresie letnim może być nawet dwukrotnie wyższy

(ok. 10 dni). W latach bardzo suchych w niektórych miesiącach notowano jeszcze niższe wartości natężenia przepływu, które wynosiły 0,4 – 0,8 m³/s (dane IMGW dla okresu 1961-2010 dla profilu wodowskazowego Lublin, poniżej Zalewu Zemborzyckiego). W takim przypadku czas wymiany wody w zbiorniku wstępnym wynosiłby od 21 do 41 dni.

Biorąc pod uwagę dane dotyczące efektywności zbiorników wstępnych w redukcji związków biogenych można przyjąć, że teoretyczny czas wymiany wody wynoszący średniorocznie ok. 5 dni (a w okresach niżówkowych do 10 dni) będzie korzystny. Tylko w sytuacji ekstremalnie niskich wartości natężenia przepływu w rzece Bystrzycy może on być zbyt długi (>30 dni), co może grozić pojawianiem się zakwitów sinic w zbiorniku wstępnym. Z kolei skrócenia czasu wymiany wody w zbiorniku wstępnym będzie następować w przypadku wezbrań (wysokich wartości natężenia przepływu). W tym przypadku będzie jednak możliwość regulacji tego tempa, czemu służyć ma proponowany kanał ulgi.

Pojemność strefy reaktywnej

Strefą reaktywną (V_r) w zbiorniku wstępnym umownie nazywa się masę wody, w którym może dochodzić do rozwoju fitoplanktonu. Jej objętość jest uwarunkowana z jednej strony morfometrią zbiornika a z drugiej strony głębokością penetracji promieni świetlnych w wodzie. Ta druga wartość określana jest jako głębokość strefy eufotycznej. Dla obliczeń najczęściej przyjmuje się jej średnią wartość 3 m. Należy jednak zaznaczyć, że na przenikanie promieni słonecznych w wodzie wpływa wiele czynników, w tym ilość zawiesiny mineralnej w wodzie. W przypadku rzeki Bystrzycy, która drekuje stosunkowo dużą zlewnię o charakterze rolniczym, w której dominują gleby zawierające dużo części spławianych (pyły i ility) wartości stężenia zawiesiny ogólnej zwłaszcza w okresie wiosennym są stosunkowo duże. Okresowo miąższość strefy eufotycznej może być więc mniejsza, co przyczyni się do okresowego zmniejszenia pojemności strefy reaktywnej. Dodatkowym czynnikiem, który należy uwzględnić jest znaczne przyżyźnienie wód Bystrzycy, co skutkować będzie stosunkowo szybkim tempem rozwoju fitoplanktonu i pojawianiem się zjawiska samozacienienia (rozwój fitoplanktonu spowoduje zmniejszenie głębokości strefy eufotycznej). Dlatego też dla proponowanego zbiornika wstępnego przyjęto, że głębokość strefy eufotycznej wyniesie 2 m.

$$V_r = (P_0 + P_1 / 2) \times 1 + (P_1 + P_2 / 2) \times 1 = 381182,6 + 363963,45 = \mathbf{745\ 145\ m^3}$$

4. 2. 3. Teoretyczny stopień redukcji fosforanów.

Obliczenie teoretycznej efektywności projektowanego zbiornika wstępnego w redukcji ortofosforanów jest możliwe w oparciu o model zaproponowany przez Berndorfa i Putza (1987a i 1987b, modyfikacja: Paul i in 1998). Obliczenia te składają się z kilku etapów, w których potrzebne jest posiadanie miesięcznych danych dotyczących: natężenia przepływu, stężenia fosforanów w rzece, temperatury wody oraz intensywności światła w wodzie. Dla rzeki Bystrzycy na odcinku powyżej Zalewu Zemborzyckiego dostępne są nieliczne dane, niemniej, można podjąć się próby oszacowania teoretycznego stopnia redukcji fosforanów na podstawie przybliżonych wartości dostępnych dla innych rzek Polski lub Europy. Należy jednak zastrzec, że ze względu na brak precyzyjnych danych empirycznych pochodzących z rzeki Bystrzycy należy potraktować oszacowanie jako przybliżone.

Oszacowanie to opiera się na wyliczeniu **relatywnego czasu wymiany wody** t_{rel} , wg wzoru:

$$t_{rel} = V_r / t_{kryt} \times Q_i$$

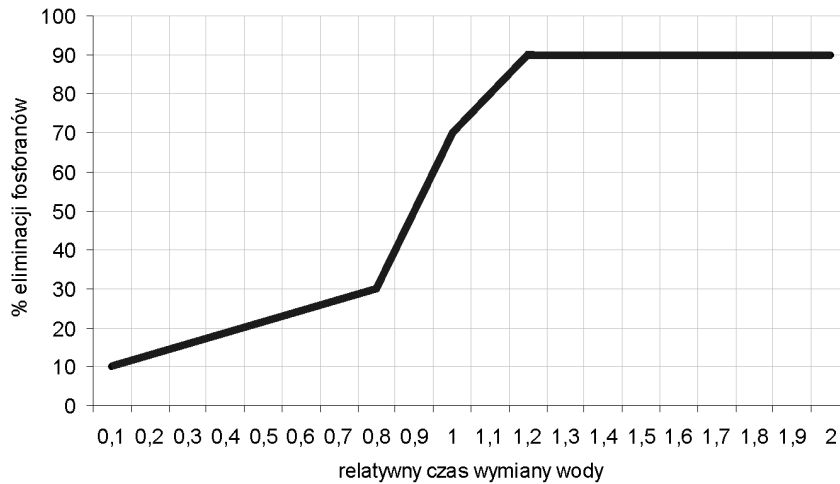
gdzie:

V_r – objętość strefy reaktywnej [m^3];

t_{kryt} – krytyczny czas wymiany wody – czas poniżej którego fitoplankton będzie wypłukiwany ze zbiornika wstępnego (nie będzie następował jego rozwój, glony będą przepływać przez zbiornik);

Q_i – średnie natężenie przepływu dla danego miesiąca [$m^3 s^{-1}$] (pomnożone następnie przez ilość sekund w 1 dobie).

W przypadku gdy $t_{rel} > 1$, należy się spodziewać co najmniej 70% redukcji fosforanów. Przy wartościach mniejszych spodziewaną wielkość redukcji należy odczytać z krzywej przedstawionej na Ryc. 7. Pokazuje ona zależność pomiędzy spodziewaną redukcją fosforanów a relatywnym czasem wymiany wody obliczoną na podstawie badań laboratoryjnych kultur glonów i ich efektywności w pobieraniu związków biogenych.



Ryc. 7. Zależność pomiędzy relatywnym czasem wymiany wody a stopniem redukcji fosforanów wyliczona na podstawie badań laboratoryjnych (wg: Benndorf i Putz 1987a, zmodyfikowane).

W celu obliczenia relatywnego czasu wymiany wody należy najpierw obliczyć krytyczny czas wymiany wody t_{kryt} .

1. Obliczenie krytycznego czasu wymiany wody t_{kryt}

$$\bar{t}_{crit} = \frac{24.7}{T_M} \left(1 + \frac{2}{P_M} \right) \left(1 + \frac{21}{I_M} \right)$$

gdzie:

T_M – temperatura wody [$^{\circ}\text{C}$] w strefie reaktywnej (średnia dla miesiąca);

P_M – stężenie fosforanów [$\mu\text{g dm}^{-3}$] w dopływie;

I_M - średnia pionowa intensywność światła w strefie reaktywnej [$\text{J cm}^{-2} \text{d}^{-1}$]

Do obliczeń użyto następujących dostępnych danych:

- a) Temperaturę wody rzeki Wisłok – ogólnodostępne dane empiryczne pochodzące z projektu GLOBE (www.globe.gov) z lat 2010-2014 (cztery pomiary w ciągu każdego miesiąca, następnie wartości uśredniono). Dane dotyczące rzeki Wisłok wybrano ze względu na najbliższe spośród dostępnych rzek położenie geograficzne względem rzeki Bystrzycy. Dane te skorygowano o wyniki badań empirycznych temperatury wody w Bystrzycy z opracowania Mieczana i in. (2015) dla czterech miesięcy 2015 roku. Teoretyczną temperaturę zbiornika wstępnego zasilanego wodami rzecznyymi

ustalono następnie według modelu Benndorfa i Putza (1987a), wg zasady, że dla miesięcy: styczeń-maj oraz październik-grudzień przyjęto temperaturę rzeki, natomiast dla miesięcy: czerwiec-wrzesień dla zbiornika wstępnego o czasie wymiany wody większym niż 5 dni do temperatury wody zasilającej go rzeki należy dodać 2°C.

- b) Stężenie fosforanów według różnych źródeł literaturowych w rzece Bystrzycy w latach 2006-2014 przyjmowało wartości w bardzo szerokim zakresie - od 0,03 do 1,39 mg PPO₄ dm⁻³. Wg. Pawlik-Skowrońskiej i in. (2016) w latach 2006-2009 wynosiły one 0,39 – 0,59 mg P-PO₄ dm⁻³ (średnie dla sezonu letniego) natomiast w latach 2010-2014: 0,03-016 mg P-PO₄ dm⁻³. Wg danych WIOŚ dla stacji pomiarowej w Osmolicach (7 km powyżej Zalewu Zemborzyckiego) średnie wartości w latach 2007-2015 wynosiły od 0,24 do 0,31 mg PPO₄ dm⁻³ (Iwaniuk i in. 2015). Z kolei badania Michalczyka i in. (2016) wskazują na jeszcze wyższe wartości tego parametru wynoszące średnio 0,65 P-PO₄ dm⁻³ (zakres: 0,30-1,39 P-PO₄ dm⁻³). Najnowsze badania z roku 2015 podają stężenie fosforanów w Bystrzycy powyżej Zalewu w okresie letnio-jesiennym na 0,12 – 0,22 P-PO₄ dm⁻³ (Mieczan i in 2015). Ze względu na brak danych dla poszczególnych miesięcy przyjęto więc uproszczony sposób obliczeń. Dla okresu letniego, jesiennego i zimowego przyjęto wartość 0,15 P-PO₄ dm⁻³ (średnia na podstawie danych z lat 2010-2015 wg Pawlik-Skowrońskiej i in. 2015 oraz Mieczan i in. 2015). Dla okresu wiosennego (marzec-maj), gdy stężenia pierwiastków biogennych w zasilanej wodami roztopowymi rzeki są zazwyczaj najwyższe przyjęto wartość 0,28 P-PO₄ dm⁻³, (dane średnioroczne WIOŚ z lat 2007-2015).
- c) Intensywność światła dla poszczególnych miesięcy przyjęto za publikacją Benndorfa i Putza (1987a) na podstawie 10-letnich danych ze zbiorników wstępnych Niemiec.

Wartości wyliczonego t_{kryt} na podstawie przedstawionych wyżej danych pokazano w Tabeli 4.

Tab. 4. Krytyczny czas wymiany wody w proponowanym zbiorniku wstępnym .

Miesiąc	Temperatura [°C]	Pionowa intensywność światła [J cm ⁻² d ⁻¹]	Krytyczny czas wymiany wody t _{kryt}
Listopad	8,1	28	5,7
Grudzień	3,4	17	16,2
Styczeń	4,7	26	9,5
Luty	6,4	46	5,7
Marzec	7,4	84	4,2
Kwiecień	9,3	126	3,1
Maj	16,0	164	1,7
Czerwiec	22,3	187	1,3
Lipiec	24,1	177	1,3
Sierpień	24,6	151	1,3
Wrzesień	16,8	110	1,9
Październik	12,4	64	3,1

2. Obliczenie relatywnego czasu wymiany wody i oszacowanie stopnia redukcji fosforanów.

Do obliczenia relatywnego czasu wymiany wody przyjęto średnie natężenie przepływu dla poszczególnych miesięcy (dane pomiarowe z lat 2010-2014, Michalczyk i in. 2016), wyliczone powyżej wartości t_{kryt} oraz pojemność strefy reaktywnej proponowanego zbiornika oszacowaną na 745 145 m³. Następnie na podstawie Ryciny 7. przyporządkowano obliczonemu relatywnemu czasowi wymiany wody odpowiadający mu teoretyczny procent redukcji fosforanów. Wyniki obliczeń przedstawiono w Tabeli 5.

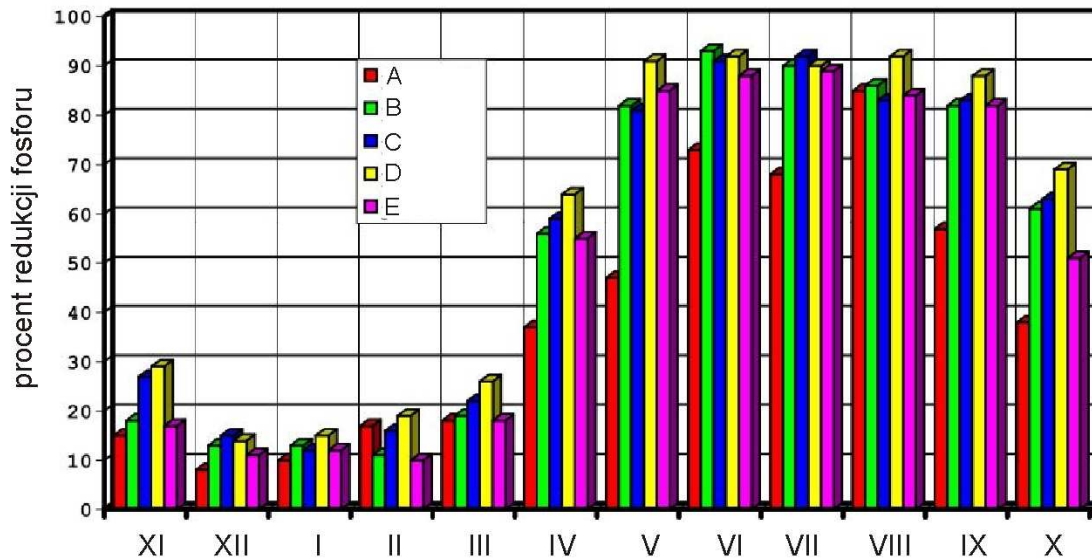
Tab. 5. Szacunkowy procentowy stopień redukcji fosforanów w proponowanym zbiorniku wstępnym na podstawie obliczonego relatywnego czasu retencji.

Miesiąc	Krytyczny czas wymiany wody t_{kryt}	Natężenie przepływu $[m^{-3} s^{-1}]$	Relatywny czas wymiany wody t_{rel}	Szacunkowy stopień redukcji fosforanów [~%]
Listopad	5,7	2,85	0,52	20
Grudzień	16,2	2,65	0,20	15
Styczeń	9,5	2,7	0,33	15
Luty	5,7	3	0,50	20
Marzec	4,2	3,35	0,61	25
Kwiecień	3,13	3,45	0,79	30
Maj	1,7	3,9	1,26	90
Czerwiec	1,3	3,65	1,74	90
Lipiec	1,3	3,6	1,83	90
Sierpień	1,3	3,2	2,04	90
Wrzesień	1,9	3,05	1,47	90
Październik	3,1	2,8	0,98	70

Przedstawione obliczenia pokazują, że **tylko w okresie od maja do października** (przy założeniu, że występować będą przeciętne dla danego miesiąca warunki hydrometeorologiczne) **zbiornik wstępny może pełnić istotną rolę redukującą dopływ fosforanów** do Zalewu Zemborzyckiego (redukcja 70-90%). W pozostałych miesiącach rola ta będzie dużo mniejsza (redukcja 15-25%).

Duża zmienność stopnia redukcji fosforu w zbiornikach wstępnych jest charakterystyczna dla tego typu zbiorników. Rycina 8. pokazuje zmienność stopnia eliminacji P w pięciu niezależnych zbiornikach wstępnych (czas wymiany wody od 2 do 7 dni) powyżej zbiornika wody pitnej Eibenstock (Saksonia, Niemcy) w zależności od miesiąca (Putz 1998). Warto zaznaczyć, że zbiorniki te zostały zaprojektowane w oparciu o zastosowane w

niniejszym opracowaniu obliczenia stosowane w projektowaniu zbiorników wstępnych wg modelu Benndorfa i Putza (1987a).



Ryc. 8. Zmienność stopnia redukcji fosforu w pięciu zbiornikach wstępnych (A-E) powyżej zbiornika wody pitnej Eibenstock (Saksonia, Niemcy). Wg: Putz 1998, zmienione.

Przedstawione powyżej literaturowe dane empiryczne są w dużym stopniu zbieżne z wyliczeniami przedstawionymi dla proponowanego zbiornika wstępnego przy ul. Cienistej. Warto ponadto zwrócić uwagę, że najniższy stopień eliminacji fosforu w przedstawionym przykładzie z Niemiec zanotowano w półroczu zimnym (listopad-marzec), kiedy rzeki zasilające zbiornik Eibenstock niosły największy ładunek tego pierwiastka. **Jest to istotne ograniczenie funkcji zbiorników wstępnych (ich efektywność jest największa w okresie stosunkowo małych ładunków związków biogennych)**, o którym należy pamiętać podejmując decyzję o budowie tego typu budowli.

Precyzyjne obliczenie spodziewanej redukcji fosforanów dla każdego miesiąca w proponowanym zbiorniku wstępnym oraz wartości średniorocznej tego parametru możliwe będzie po wykonaniu badań uwzględniających wymagane parametry (wykaz potrzebnych badań przedstawiono w rozdziale 6).

4. 2. 4. Zasady eksploatacji i uwagi

1. W wyżej przedstawionych obliczeniach główna uwaga skupiona była na eliminacji fosforu jako głównego czynnika odpowiedzialnego za eutrofizację zbiorników wodnych. Drugi ze związków biogennych – azot, jest pierwiastkiem który rzadko występuje w niedomiarze (często nie jest czynnikiem limitującym rozwój glonów planktonowych). Ponadto, procesy redukcji związków azotu są o wiele bardziej skomplikowane, chociażby ze względu na większą różnorodność form jego występowania, a także ze względu na skomplikowane procesy geochemiczne, którym podlega w czasie tzw. obiegu azotu w ekosystemie. Wszystko to sprawia, że modelowanie stopnia redukcji azotu w zbiorniku wstępnym jest niezwykle trudne. **Przyjmuje się więc najczęściej, że stopień eliminacji N jest proporcjonalny do stopnia redukcji P** i wylicza się go z istniejącego w wodzie stosunków koncentracji N do P, który przyjmuje w wodach powierzchniowych bardzo różne wartości.

2. Warunkiem koniecznym, który musi być spełniony zanim przystąpi się do realizacji budowy zbiornika wstępnego **jest uregulowanie gospodarki ściekowej** w osiedlu domów przy ulicy Grzybowej (wzdłuż wschodniego brzegu proponowanego zbiornika. Obszar ten jest zaznaczony na mapie w Załączniku 1.

3. Projekt budowy zbiornika wstępnego musi uwzględnić zapewnienie warunków technicznych do przeprowadzania co 5-10 lat **zabiegu usuwania osadów dennych** z przegłębienia. Osady te muszą być wynoszone poza zlewnię zbiornika.

4. Zasadniczo zaleca się, aby w zbiornikach wstępnych typu fitoplanktonowego zarybienia powinny mieć na celu **uzyskanie takiej struktury ichtiofauny, która zapewni wysoką presję na zooplankton** (drobne ryby planktonożerne i wszystkożerne: płoć, wzdregę, słonecznica, ukleja) i jednocześnie brak presji drapieżników na te ryby (unikanie zarybiania drapieżnikami). Warto jednak zwrócić uwagę, że cele zarybieniowe zbiornika wstępnego kolidują (są wręcz sprzeczne) z celami zarybieniowymi samego Zalewu Zemborzyckiego, w którym pożądana jest wysoka presja zooplanktonu na fitoplankton, a więc duża obsada ryb drapieżnych i mała ryb planktonożernych. Ze względu na łączność hydrologiczną proponowanego zbiornika wstępnego z Zalewem wydaje się więc niemożliwe utrzymanie

w/w celów w obu zbiornikach naraz. Jeżeli nie będzie możliwości technicznych izolowania ichtiofauny zbiornika wstępnego od Zalewu Zemborzycyckiego, należy rozważyć prowadzenie neutralnej gospodarki zarybieniowej (naturalne odtwarzanie ichtiofauny w oparciu o biocenozę rzeki Bystrzycy) z ewentualnym korygowaniem jej w przyszłości (odłowy selektywne ryb bentosożernych, m.in. leszcza). Ze względu na brak możliwości kontroli zanęcania zbiornik wstępny powinien być z pewnością wyłączony z gospodarki wędkarskiej.

5. Dodatkowym zabiegiem towarzyszącym budowie zbiornika wstępnego może być wzbogacenie strefy litoralu Zalewu Zemborzycyckiego przy brzegu sąsiadującym bezpośrednio z ujściem zbiornika wstępnego w **roślinność szuwarową**. Strefa ta miałaby za zadanie wspomaganie procesu sedymentacji zawiesiny ze zbiornika wstępnego poprzez mechaniczne spowolnienie ruchu wody. Dodatkową zaletą tej strefy byłoby podniesienie różnorodności biologicznej zdegradowanego ekosystemu Zalewu (stworzenie dodatkowych siedlisk dla zwierząt kręgowych i bezkręgowych). Strefa ta powinna zostać odgraniczona od ujścia kanału ulgi do Zalewu Zemborzycyckiego umocnionym wałem. Miałoby to na celu przeciwdziałanie wypłukiwania zgromadzonego tam osadu dennego w czasie wezbrań, w momencie przepływu wody przez kanał ulgi. Usytuowanie strefy szuwarowej pokazano na rycinie w Załączniku 2.

6. Przed przystąpieniem do budowy proponowanego systemu warunkiem koniecznym jest **usunięcie zarówno namulów rzecznych jak i osadów zbiornikowych** zarówno z koryta rzeki Bystrzycy jak i z dna Zalewu Zemborzycyckiego w okolicach budowanych obiektów. Konstrukcja samej miski zbiornika wstępnego powinna także uwzględnić usunięcie osadów torfowych z łąk na których przewidziano jego budowę.

4.3. Kanał ulgi.

Głównym zadaniem kanału ulgi byłoby **prowadzenie wód Bystrzycy w czasie wezbrań** (przy niskich i średnich stanach wód pozostawałby w stanie suchego polderu). Kanał ten powinien być zakończony przy wlocie i wylocie odpowiednimi konstrukcjami hydrotechnicznymi umożliwiającymi jego otwieranie i zamykanie. Ze względu na wymogi

ochrony przeciwpowodziowej parametry tej konstrukcji muszą być ustalone w szczegółowym projekcie hydrotechnicznym.

Głównym zadaniem kanału ulgi oprócz celów przeciwpowodziowych byłoby **uniemożliwienie wyłukiwania osadów dennych ze zbiornika wstępnego**. W przypadku przejścia fali wezbraniowej przez zbiornik wstępny czas wymiany wody w nim uległby znacznemu skróceniu, zbiornik przestałby pełnić swoją funkcję a dodatkowo doszłoby do zasilenia Zalewu Zemborzyckiego zdeponowaną w osadach pulą związków biogennych.

Istnienie kanału ulgi umożliwić może ponadto stosowanie dodatkowego zabiegu podnoszącego jakość wody w Zalewie Zemborzyckim jakim **jest przepłukiwanie tego zbiornika**. Zabieg taki jest stosowany jako element rekultywacji zdegradowanych zbiorników wodnych. Przepuszczenie wody kanałem ulgi zsynchronizowane wtedy powinno być z otwieraniem upustu dennego w głównej zaporze czołowej Zalewu. Budowa takiego upustu dennego – o ile jest możliwa z punktu widzenia technicznego – umożliwiłaby wyłukiwanie części osadów dennych i namulów z misy Zalewu Zemborzyckiego, a tym samym ograniczenie możliwości zasilania toni wodnej w związki biogenne.

4.4. Zbiorniki wód drenażowych.

Zbiorniki te powinny funkcjonować jako **zbiorniki typu makrofitowego** a podczyszczona w nich woda powinna być kierowana do zbiornika wstępnego (przy pomocy przepompowni). Ze względu na większą wydajność w usuwaniu związków biogennych zaleca się zastosowanie typu o przepływie podpowierzchniowym. Ostateczny jednak wybór rodzaju konstrukcji powinien zostać dokonany po analizie danych dotyczących warunków hydrologicznych, hydrochemicznych i hydrotechnicznych systemów odwadniających, na których mają one zostać zbudowane. Dotyczy to także docelowej powierzchni tych zbiorników. Przykładowo, zbiornik o powierzchni 0,4 ha (teoretycznie możliwy do zbudowania na terenie nieznacznie większym od obecnie istniejącego zbiornika przy zachodnim brzegu Zalewu Zemborzyckiego) miałby zdolność eliminacji azotu w ilości 1000 - 2520 kg azotu rok⁻¹ oraz 180 – 300 kg fosforu rok⁻¹. W przypadku fosforu byłyby to wartości zadawalające – ilość rocznego ładunku fosforu z obecnie istniejącej w tym miejscu przepompowni do Zalewu Zemborzyckiego szacuje się w przybliżeniu na 230 kg rok⁻¹ (Zalew...2016).

4.5. Osadnik wstępny

Jako opcjonalną można ponadto zaproponować **budowę zbiornika typu osadnikowego**, usytuowanego powyżej zbiornika wstępnego. Jego zadaniem byłoby wstępne oczyszczanie wód rzeki Bystrzycy z najcięższej frakcji rumowiska rzeczno. Plusem takiego rozwiązania byłoby **zmniejszone tempo zamulania zbiornika wstępnego** a także, choć w niewielkim stopniu, ograniczenie dostawy fosforu zaadsorbowanego na cząstkach mineralnych. Zbiornik taki, aby mógł spełniać swoją rolę, powinien mieć możliwość częstego usuwania namulów rzecznych. Przykładowe usytuowanie zbiornika osadnikowego pokazano na rycinie w Załączniku 2.

5. Wskazówki do dalszych działań, które umożliwią zaprojektowanie systemu.

Zaprojektowanie przyszłego systemu zbiorników powyżej Zalewu Zemborzyckiego **wymaga posiadania precyzyjnych danych** zebranych w profilu Bystrzycy most na ul. Cienistej w ciągu co najmniej jednego roku w interwale co najmniej jednomiesięcznym (wskazane byłyby badania co 2 tygodnie), dotyczących:

- natężenia przepływu rzeki;
- podstawowych parametrów fizyczno-chemicznych (temperatura, odczyn, przewodnictwo elektrolityczne właściwe, natlenienie);
- koncentracji fosforu i azotu w rzece (TN, N-NH₄, N-NO₃, N-NO₂, TP, P-PO₄);
- stężenia i struktury zawiesiny ogólnej;
- koncentracji chlorofilu-*a* oraz struktury ilościowej i jakościowej fitoplanktonu w rzece.

W przypadku projektu dwóch zbiorników wód drenażowych konieczne jest rozpoznanie hydrologiczne aktualnie istniejącego systemu melioracyjnego zbierającego wody z okolicy ul. Cienistej (na południe od ulicy, na obecnie istniejącym polderze oraz przy zachodnim brzegu Zalewu Zemborzyckiego). Dodatkowo konieczne jest wykonanie badań koncentracji fosforu i azotu (j.w.) przez okres co najmniej jednego roku w interwale miesięcznym. Ponadto wymagane będą badania geologiczne dotyczące miąższości i struktury osadów na obszarze obecnie istniejącego polderu jak również wszystkie inne badania wymagane przy projektowaniu i wznoszeniu budowli hydrotechnicznych. Zaleca się

przeprowadzenie stałych konsultacji przyrodniczych (z zakresu hydrologii, hydrobiologii i ichtiobiologii) na etapie projektowania, budowy i użytkowania proponowanego systemu.

6. Wnioski

Według opracowanego w 2016 roku przez grupę ekspertów raportu dotyczącego aktualnego stanu Zalewu Zemborzyckiego oraz propozycji wdrożenia strategii działań na rzecz poprawy jego stanu ekologicznego, „zasadniczym celem tego typu działań powinno być przede wszystkim ograniczenie dostawy związków fosforu i azotu do zbiornika” (Zalew... 2016). Jednym z proponowanych w cytowanym opracowaniu działań była „budowa wstępnego zbiornika retencyjnego powyżej Zalewu Zemborzyckiego, spełniającego funkcję swoistego biofiltra dla obciążonych nadmiernym ładunkiem fosforu i azotu wód Bystrzycy” (Zalew... 2016).

Biorąc pod uwagę sugestie zawarte w ww. raporcie, w niniejszym opracowaniu zaproponowano wstępną koncepcję budowy systemu urządzeń i budowli wodnych mających za zadanie redukcję związków biogennych dopływających do Zalewu Zemborzyckiego. Z teoretycznych obliczeń wynika, że poprawnie zaprojektowany, wybudowany i eksploatowany system usytuowany w okolicach ul. Cienistej w Lublinie daje szansę na ograniczenie dopływu fosforu do Zalewu Zemborzyckiego. Stopień redukcji ładunku tego pierwiastka może wynieść 70-90% w ciepłym półroczu hydrologicznym (maj-październik) oraz 15-25% w półroczu zimnym. Natomiast średnioroczna redukcja fosforu może wynieść ok. 50%, przy czym wartość ta może być niższa, ze względu na fakt, iż w okresie zwiększonego zasilania w fosfor (wiosna) intensywność procesów redukcji w zbiorniku wstępnym będzie niewielka.

Szacunkowe dane dotyczące bilansu związków biogennych (Mieczan i in. 2015, Zalew...2016) wskazują, że nadmierna ilość fosforu w wodzie Zalewu Zemborzyckiego, która jest główną przyczyną powstawania sinicowych zakwitów ma swoje dwa główne źródła, jakim są: wody rzeki Bystrzycy zasilające zbiornik oraz namuły i osady limniczne leżące na dnie zbiornika. Dodatkowymi źródłami fosforu są wody pochodzące z przepompowni wód opadowych oraz zanęty wrzucane do zbiornika przez wędkarzy. W związku z tym, budowa zbiornika wstępnego może przynieść oczekiwane skutki wyłącznie wtedy, gdy będzie ona elementem szeregu innych działań rekultywacyjnych rekomendowanych przez grupę

ekspertów w opracowaniu z roku 2016 (Zalew...2016). Do rekomendowanych działań zaliczyć należy:

a) budowa systemu urządzeń i budowli wodnych mających za zadanie redukcję związków biogennych dopływających do Zalewu Zemborzyckiego wraz z wodami Bystrzycy („zbiornik wstępny”, „polder”) będącego przedmiotem niniejszego opracowania;

b) zaniechanie kierowania wód opadowych z okolic Zalewu bezpośrednio do wód zbiornika przy pomocy istniejących przepompowni. Wody te (będące *de facto* ściekami deszczowymi) należy kierować najpierw do mniejszych zbiorników typu makrofitowego, a następnie do nowo wybudowanego „zbiornika wstępnego”;

c) usunięcie z dna Zalewu Zemborzyckiego (w tym ze strefy cofki) namułów oraz osadów limnicznych;

d) opracowanie szczegółowego programu monitoringu dla całego procesu działania;

e) powołanie specjalnej grupy naukowców i praktyków, którzy będą nadzorować prowadzone prace na etapie projektowania, budowy a następnie eksploatacji całego systemu w celu bieżącej analizy zachodzących procesów oraz dokonywania na bieżąco korekt, tak by osiągać maksymalne efekty związane z jego funkcjonowaniem.

7. Literatura

Benndorf, J. & Pütz, K. 1987a. Control of eutrophication of lakes and reservoirs by means of pre-dams—I. Mode of operation and calculation of the nutrient elimination capacity. *Water Research*, 21(7), 829-838.

Benndorf, J. & Pütz, K. 1987b. Control of eutrophication of lakes and reservoirs by means of Pre-Dams—II. Validation of the phosphate removal model and size optimization. *Water Research*, 21(7), 839-842.

Chen H. 2011. Surface-flow constructed treatment wetlands for pollutant removal: applications and perspectives. *Wetlands*, 31(4), 805-814.

Czamara W., Czamara A., Wiatkowski M. 2008. The use of pre-dams with plant filters to improve water quality in storage reservoirs. *Archives of Environmental Protection*, 34(spec.): 79-89.

Dąbrowska J. 2010. Wpływ osadnika wstępnego z filtrem biologicznym na zmiany wartości wybranych parametrów fizykochemicznych wody. *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich* 8: 5-13.

Fiala L., Vagata P. 1982. Phosphorus reduction in a man-made lake by means of a small reservoir in the inflow. *Arch. Hydrobiol.* 94, 24-37.

Iwaniuk A., Bielak-Bielecki P., Parcheta D., Miazga J. 2016 – Monitoring jakości wód rzeki Bystrzycy i Zalewu Zemborzyckiego. [w:] *Zalew Zemborzycki – szanse i zagrożenia*. Urząd Miasta Lublin, Lublin.

Jing, S. R., Lin, Y. F., Lee, D. Y., Wang, T. W. 2001. Nutrient removal from polluted river water by using constructed wetlands. *Bioresource Technology*, 76(2), 131-135.

Kadlec, R. H., Wallace, S. 2008. *Treatment wetlands*. CRC Press.

Kennedy G., Mayer, T. 2002. Natural and constructed wetlands in Canada: An overview. *Water Quality Research Journal of Canada*, 37(2), 295-325.

Klapper H. 1957. Biologische Untersuchungen an den Einläufen und Vorbecken der Saidenbachtalsperre (Erzgeb.). *Wiss. Z. Karl-Marx-Univ. Lpz., Math.-Nat. Reihe* 7, 11-47.

Lee, C. G., Fletcher, T. D., Sun, G. 2009. Nitrogen removal in constructed wetland systems. *Engineering in Life Sciences*, 9(1), 11-22.

Li, L., Li, Y., Biswas, D. K., Nian, Y., Jiang, G. 2008. Potential of constructed wetlands in treating the eutrophic water: evidence from Taihu Lake of China. *Bioresource technology*, 99(6), 1656-1663.

Martín, M., Oliver, N., Hernández-Crespo, C., Gargallo, S., Regidor, M. C. 2013. The use of free water surface constructed wetland to treat the eutrophicated waters of lake L'Albufera de Valencia (Spain). *Ecological engineering*, 50, 52-61.

Michalczyk Z., Chmiel S., Głowacki S. 2016. Hydrologiczna rola Zalewu Zemborzyckiego [w:] Zalew Zemborzycki – szanse i zagrożenia. Urząd Miasta Lublin, Lublin.

Mieczan T., Pawlik-Skowrońska B., Niedźwiecki M. 2015. Określenie bilansu związków biogennych w Zbiorniku Zemborzyckim. Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie, Lublin (maszynopis).

Nyholm N., Sorensen P. E., Olrik K. and Pedersen S. D. (1978) Restoration of Lake Naskov Indrefjord Denmark, using algal ponds to remove nutrients from inflowing river water. *Prog. Wat. Technol.* 10, 881-892.

Paul, L. 2003. Nutrient elimination in pre-dams: results of long term studies. *Hydrobiologia*, 504(1-3), 289-295.

Paul, L., Pütz, K. 2008. Suspended matter elimination in a pre-dam with discharge dependent storage level regulation. *Limnologica-Ecology and Management of Inland Waters*, 38(3), 388-399.

Pawlik-Skowrońska B., Toporowska M., Kalinowska R. 2016. Badania dynamiki rozwoju sinic i produkcji cyjanotoksyn w Zbiorniku Zemborzyckim na tle warunków środowiskowych. [w:] Zalew Zemborzycki – szanse i zagrożenia. Urząd Miasta Lublin, Lublin.

Pęczuła W. 2008. Metody ograniczania nadmiernego rozwoju cyjanobakterii planktonowych w zbiornikach wodnych. Lublin, maszynopis

Pęczuła W. 2012. Methods applied in cyanobacterial bloom control in shallow lakes and reservoirs. *Ecological Chemistry and Engineering A* 19: 795-806.

Pütz, K., Benndorf, J. 1998. The importance of pre-reservoirs for the control of eutrophication of reservoirs. *Water Science and Technology*, 37(2), 317-324.

Salvia-Castellvi M., Dohet A., Van der Borgh P., Hoffmann L. 2001. Control of the eutrophication of the reservoir of Esch-sur-Sure (Luxembourg): evaluation of the phosphorus removal by predams. *Hydrobiologia*, 459: 61-71.

Uhlmann D. and Benndorf J. (1980) The use of primary reservoirs to control eutrophication caused by nutrient inflows from non-point sources. In Land Use Impacts on Lake and Reservoir Ecosystems [w:] Proceedings of a regional workshop on MAB Project 5, Warsaw. Facultas, Wien.

Vollenweider R. 1968. The scientific basis of the lake and stream eutrophication, with particular reference to phosphorus and nitrogen as eutrophication factors. Technical Report of OECD, Paris, DAS/CSI/68, 1-182.

Vymazal J. 2007. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. Science of the total environment, 380(1), 48-65.

Zalew Zemborzycki – diagnoza aktualnego stanu oraz propozycje strategii działań mających na celu poprawę jakości wody i ograniczenie zakwitów sinic. 2016. Zespół autorski: Dobrowolski R., Michalczyk Z., Pawlik-Skowrońska B., Pęczuła W., Szczepaniak Z., Lublin, maszynopis.

**Opracowanie naukowych podstaw budowy i zasad funkcjonowania
zbiornika wstępnego w okolicach ul. Cienistej w Lublinie jako
element działań mających na celu poprawę stanu ekologicznego
Zalewu Zemborzyckiego – wstępna koncepcja.**

Dr hab. Wojciech Pęczuła¹



Lublin 2016

¹ Doktor habilitowany nauk biologicznych w dyscyplinie ekologia, specjalność: hydrobiologia. Pracownik Katedry Hydrobiologii Uniwersytetu Przyrodniczego w Lublinie. Przedstawione w opracowaniu opinie są oceną ekspercką wyłącznie ich autora i nie reprezentują opinii instytucji, w której jest on zatrudniony.

1. Wstęp

W lutym 2016 na zlecenie Urzędu Miasta Lublin opracowano ekspertyzę pt. "Zalew Zemborzycki – diagnoza aktualnego stanu oraz propozycje strategii działań mających na celu poprawę jakości wody i ograniczenie zakwitów sinic" (Zalew... 2016), wykonaną przez grupę specjalistów z różnych dziedzin (w tym autora niniejszej koncepcji). Głównym wnioskiem tego opracowania było stwierdzenie, że „zasadniczym celem działań naprawczych niezależnie od przyjętych rozwiązań, powinno być zarówno radykalne **ograniczenie dostawy związków fosforu i azotu** do Zalewu Zemborzyckiego, jak również takie ukształtowanie ekosystemu które umożliwi jego stabilne funkcjonowanie w przyszłości.” Ponadto, zwrócono uwagę na fakt, że „skuteczność działań zmierzających do długotrwałej poprawy stanu ekologicznego Zalewu Zemborzyckiego możliwa będzie jedynie przy zastosowaniu **podejścia kompleksowego**, wykorzystującego obligatoryjnie kilka zadań naprawczych (...)”. Wg opinii ekspertów przedstawionej w opracowaniu, jednym z elementów kompleksowej strategii działań powinna być „budowa **wstępnego zbiornika retencyjnego** powyżej Zalewu Zemborzyckiego, spełniającego funkcję swoistego biofiltra dla obciążonych nadmiernym ładunkiem fosforu i azotu wód Bystrzycy (...)”.

Przedmiotem niniejszego opracowania jest ustalenie naukowych podstaw budowy i zasad funkcjonowania zbiornika wstępnego, który spełniałby rolę ograniczającą dostawę związków użyźniających do Zalewu Zemborzyckiego. Szczegółowe warunki zlecenia określone zostały w umowie nr nr 168/OŚ/16 zawartej w dniu 01.09.2016 r. której przedmiotem jest "Opracowanie naukowych podstaw budowy i zasad funkcjonowania zbiornika wstępnego w okolicach ul. Cienistej w Lublinie jako elementu działań mających na celu poprawę stanu ekologicznego Zalewu Zemborzyckiego" zawartej pomiędzy Gminą Lublin z siedzibą w Lublinie, pl. Króla Władysława Łokietka 1, reprezentowaną przez Prezydenta Miasta Lublin – Krzysztofa Żuka, a dr hab. Wojciechem Pęczułą - ekspertem wskazanym przez zleceniodawcę.

Opracowanie ma charakter autorski i powstało w oparciu o wiedzę ekspercką wykonawcy z zakresu hydrobiologii i ochrony wód. W opracowaniu uwzględnione zostały także opublikowane wyniki prac badawczych wykonanych w ostatnich latach na obszarze Zalewu Zemborzyckiego, w tym także te zawarte w ekspertyzie z roku 2016 (Zalew...2016).

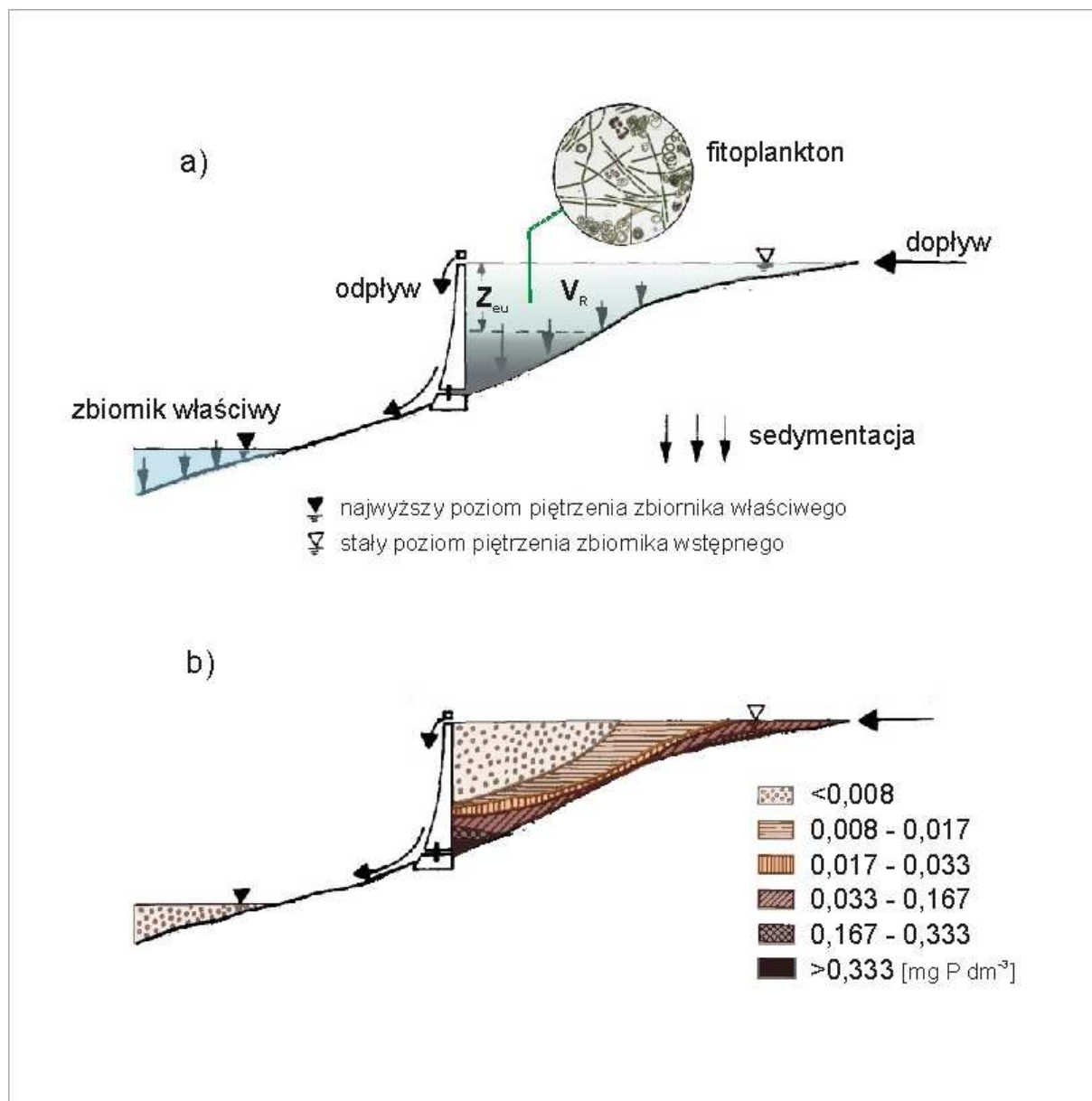
2. Zasada działania zbiorników mających za zadanie redukcję ładunku związków biogennych.

2.1. Zbiorniki wstępne typu fitoplanktonowo-sedymentacyjnego.

Kontrola tempa eutrofizacji zbiornika wodnego (jeziora lub zbiornika zaporowego) może być realizowana poprzez wiele różnych strategii, z których dwie podstawowe mają najszersze zastosowanie (Pęczuła 2007, Pęczuła 2012). Jest to albo kontrola wewnętrznych mechanizmów w ekosystemie albo kontrola zewnętrznego ładunku związków biogennych. Istnieje wiele technicznych możliwości realizacji tych strategii - budowa zbiorników wstępnych jest jedną z najczęściej stosowanych technik ograniczania zewnętrznego ładunku związków użyźniających.

Zdolność zbiorników wstępnych do redukcji biogenów jest znana od lat sześćdziesiątych XX w., gdy pierwsze tego typu zbiorniki budowane były i badane w Niemczech (Klapper 1957, Hedlich 1965, Beuschold 1966, Hoffmann 1968, Both 1969). Wyniki tych badań zostały potwierdzone w wielu krajach w późniejszym okresie (Niemcy: Wilhelmus i in. 1978, Fischer 1980, Meinel i in. 1981; Dania: Nyholm i in. 1978; Czechy: Fiala i Vagata, 1982).

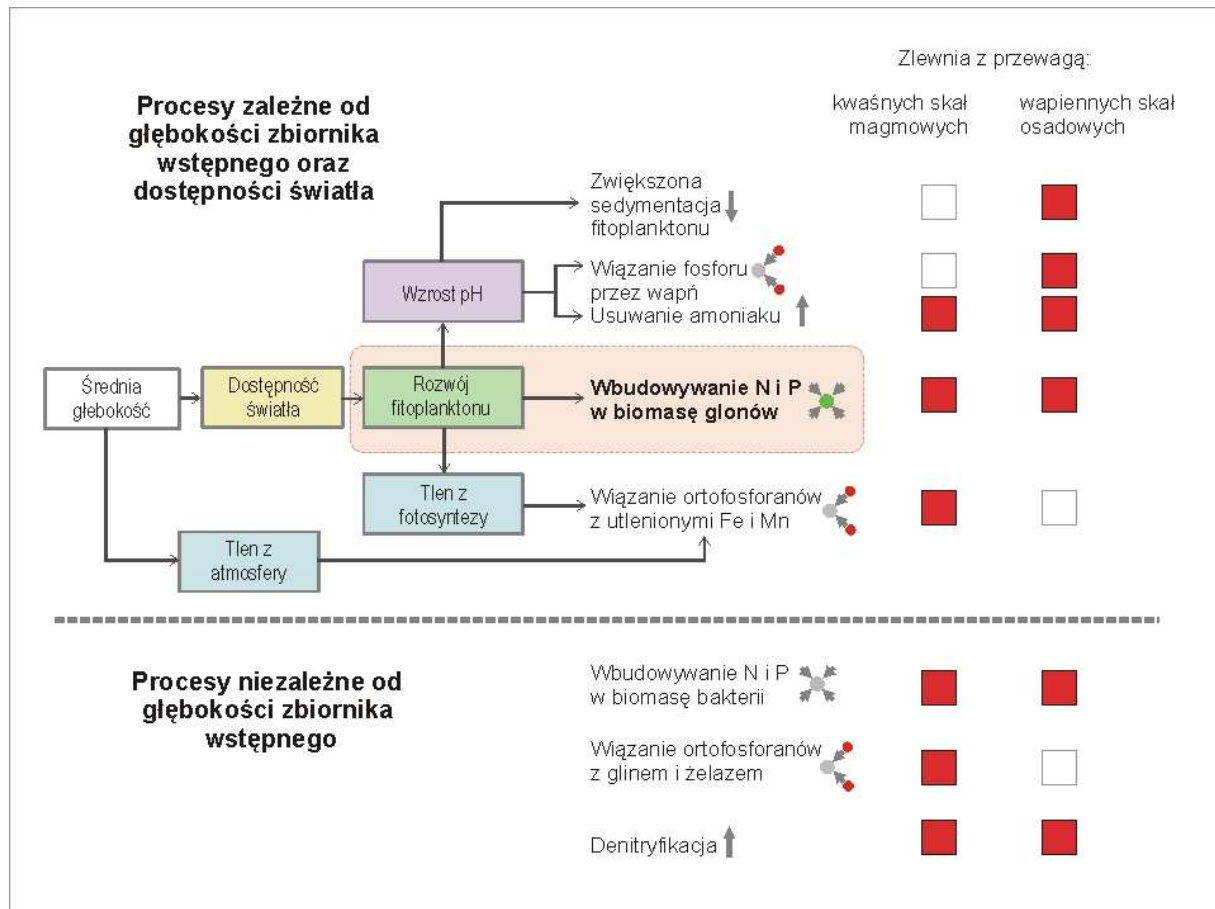
Zbiorniki wstępne są małymi obiektami wodnymi mającymi teoretyczny średni czas retencji wynoszący kilka dni. Są usytuowane bezpośrednio powyżej zbiornika głównego i mają za cel poprawę jakości wody w tych zbiornikach poprzez redukcję związków eutrofizujących (Ryc. 1). Poprawa jakości wody jest efektem kilku procesów fizyczno-chemicznych i biologicznych zachodzących równolegle w zbiorniku wstępnym. Pierwszym etapem w redukcji związków biogennych jest biochemiczna zamiana rozpuszczonych form mineralnych fosforu i azotu na formy partykularne organiczne, który to proces zachodzi w procesie odżywiania mineralnego fitoplanktonu (organizmy fitoplanktonowe wbudowują mineralne formy związków biogennych w strukturę swoich komórek). Drugim etapem jest sedymentacja (opadanie na dno) fitoplanktonu (oraz innych organizmów) wewnątrz zbiornika wstępnego oraz w litoralu zbiornika właściwego, w strefie odbierającej wodę ze zbiornika wstępnego (Ryc. 1.).



Ryc. 1. Schemat działania zbiornika wstępnego: (a) redukcja fosforanów przez fitoplankton poprzez wbudowywanie w komórki glonów (strefa eufotyczna-naświetlona zbiornika wstępnego; Z_{eu} – głębokość /miąższość strefy eufotycznej; V_n – pojemność strefy eufotycznej = „strefa reaktywna” zbiornika wstępnego) a następnie sedymentację/opadanie w zbiorniku wstępnym oraz w strefie litoralu zbiornika właściwego; (b) rozkład stężenia fosforanów jako efekt działania w/w mechanizmów (za: Beuschold i in. 1976, Benndorf i Putz 1987b, zmienione).

Proces sedymentacji jest przyspieszany przez naturalnie występujące w wodzie zbiornika wstępnego środki strącające i koagulujące. Są to naturalne pierwiastki i związki chemiczne które w procesach chemicznych lub fizycznych wiążą przede wszystkim rozpuszczone ortofosforany a następnie sedymentują je na dnie zbiornika lub rzeki doprowadzającej do niego wodę. Dlatego też warunki geochemiczne zbiornika wstępnego (geologia i hydrochemia zlewni) mogą mieć wpływ na mechanizm i tempo procesu redukcji

związków biogenych (Ryc. 2). W typowym dla powierzchniowych wód naturalnych zakresie odczynu wody (pH 6,0 – 8,0) w zbiorniku wstępnym główną rolę w redukcji związków biogenych odgrywa fitoplankton. W innym przypadku dużą rolę pełnią ponadto procesy sedymentacji chemicznej i fizycznej: przy pH <6 fosforany będą dodatkowo intensywnie wiązane przez żelazo (Fe), glin (Al) lub mangan (Mn) a przy odczynie >pH 8 także przez wapń (Ca) (Vollenweider 1968).



Ryc. 2. Mechanizmy redukcji azotu i fosforu w zbiorniku wstępnym oraz procesy i czynniki mające wpływ na jego tempo i intensywność (opracowanie własne na podstawie: Uhlmann i Benndorf 1980, Benndorf i Putz 1987b).

Proces wbudowywania biogenów i sedymentacji zostaje zwiększony nie tylko przez związki strącające i flokulanty, lecz również przez odpowiednią strukturę planktonu (roślinnego i zwierzęcego) w zbiorniku wstępnym. W przypadku glonów najbardziej korzystna sytuacji zachodzi gdy dominują organizmy szybko rosnące i o dużej prędkości opadania (okrzemki, zielenice). Cyjanobakterie (sinice) ze względu na wolny wzrost i dodatnią pływalność są elementem niepożądanym. W zooplanktonie nie powinny

dominować organizmy o dużej zdolności filtracji np. duże wioślarki z rodzaju *Daphnia*, które, poprzez wyżeranie fitoplanktonu powodowałyby szybszy powrót związków biogenych do toni wodnej zbiornika.

Osiągnięcie pożądanej z punktu widzenia redukcji biogenów struktury planktonu w zbiorniku wstępnym jest możliwe do osiągnięcia zarówno na etapie projektowania jak i poprzez odpowiednie utrzymanie zbiornika. Odpowiednia struktura fitoplanktonu oraz mały udział dużych filtratorów zooplanktonowych powinien być zapewniony poprzez ustalenie optymalnego czasu retencji w zbiorniku wstępnym, tak aby umożliwić wzrost szybko rosnących glonów i przepłukiwanie wolno rosnących sinic i dużych wioślarek planktonowych. Z kolei w fazie użytkowania zbiornika wstępnego ważne jest utrzymywanie odpowiedniej struktury ichtiofauny. Przeważać powinny drobne gatunki planktonożerne, które kontrolują poprzez presję pokarmową ilość dużych wioślarek planktonowych. Z tego względu niepożądana jest zbyt duża obsada ryb drapieżnych, które mogłyby zbyt ograniczyć ilość ryb planktonożernych (por. Nyholm i in. 1978, Benndorf i in. 1983).

Związki fosforu usuwane są tylko przez mechanizmy opisane powyżej (wbudowanie w biomasę fitoplanktonu oraz sedymentacja, koagulacja i flokulacja) natomiast usuwanie azotu może zachodzić dodatkowo poprzez straty do atmosfery. Odbywa się to w warunkach beztlenowych w procesie denitryfikacji (proces odwrotny do asymilacji azotu), w którym biorą udział bakterie metabolizujące azotany (NO_3^-) do azotynów (NO_2^-) a następnie do azotu cząsteczkowego (N_2) uwalnianego następnie do atmosfery. Obecność w fitoplanktonie niektórych gatunków sinic (np. z bardzo pospolitego rodzaju *Anabaena*) może osłabiać znaczenie tego procesu ze względu na to, że posiadają one właśnie zdolność asymilacji azotu atmosferycznego co wzbogaca ekosystem w jego formy mineralne (NO_3^-). Drugim procesem ucieczki azotu z ekosystemu jest uwalnianie gazowego amoniaku. Może on zachodzić przy wysokim pH wody, które pojawia się przy intensywnym rozwoju fitoplanktonu (proces fotosyntezy powoduje wyczerpywanie zasobów węgla nieorganicznego w wodzie – dwutlenku węgla, kwasu węglowego i jonów wodorowęglanowych, co powoduje wzrost odczynu wody).

Ogólne zalecenia dotyczące projektowania zbiorników wstępnych w oparciu przedstawione powyżej zasady ich funkcjonowania są następujące:

(1) Konstrukcja zbiornika wstępnego powinna zapewniać **optymalny czas retencji**;

(2) **Średnia głębokość** zbiornika nie powinna przekraczać znacząco głębokości strefy eufotycznej (Z_{eu}) - wiele zbiorników wstępnych ma głębokość wynoszącą ok. 3 m. Stopień eliminacji fosforu maleje wykładniczo wraz ze wzrostem głębokości (Uhlmann i Benndorf, 1980).

(3) Jeżeli maksymalna głębokość zbiornika wstępnego przekracza głębokość strefy mieszania Z_{mix} oraz strefy eufotycznej Z_{eu} (co jest typowe dla zbiorników wstępnych), wytwarza się pionowa stratyfikacja stężenia fosforanów. Polega to na tym, że wysokie stężenia występują w głębszych przydennych warstwach wody a najniższe w pobliżu powierzchni (por. Ryc. 1 b). W związku z tym, bieżący **upust wody ze zbiornika wstępnego musi następować z warstwy powierzchniowej**.

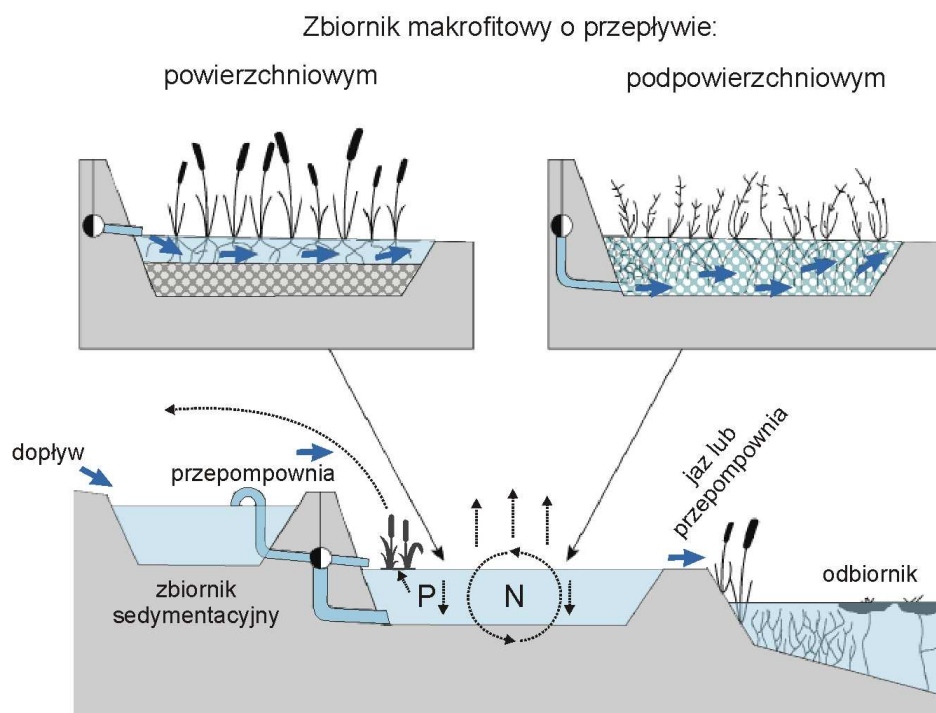
(4) Osady denne gromadzące się w dolnej części zbiornika zawierają czasowo związane w opadłych komórkach organizmów fitoplanktonowych związki biogenne (azot i fosfor partykularny). Osad ten **powinien być usuwany co 5-10 lat i utylizowany poza zlewnię** zbiornika właściwego.

2.2. Zbiorniki typu makrofitowego (sztuczne mokradła).

Zbiorniki typu makrofitowego są sztucznymi obiektami o charakterze mokradłowym, w których zachodzą procesy eliminacji związków biogenych (głównie azotu) w wyniku przemian fizycznych, chemicznych i biologicznych w których biorą udział mikroorganizmy wodne, rośliny wyższe, glony poroślowe (peryfiton), substrat podłoża oraz osad denny. Zbiorniki te, ze względu na niewielką głębokość nazywane są w literaturze anglojęzycznej jako *wetlands* (mokradła), przy czym ze względu na ich antropogeniczny charakter używa się różnych sformułowań, takich jak: „*constructed*”, „*man-made*”, „*engineered*” lub „*artificial wetlands*”.

Zbiorniki tego typu stosowane są najczęściej do podczyszczania lub oczyszczania wód pochodzących z oczyszczalni ścieków, z drenażu obszarów rolniczych lub ze spływów powierzchniowych wód burzowych (Chen 2001, Kadlec i Wallace 2009). W ostatnich latach zauważa się także próby stosowania tego typu zbiorników do redukcji związków biogenych w wodach rzecznych, jeziornych i w innego typu zbiornikach wód powierzchniowych (Jing i in. 2001, Li i in. 2008, Martin i in. 2013).

Podstawowymi dwoma typami zbiorników makrofitowych są: **zbiorniki z przepływem powierzchniowym** oraz **zbiorniki z przepływem podpowierzchniowym** (Ryc. 6.). Rzadziej stosowane, głównie w krajach o ciepłym klimacie, są konstrukcje z roślinnością pływającą (pleustofity o silnym wzroście, np. hiacynt wodny *Eichhornia crassipes*).



Ryc. 3. Mechanizm funkcjonowania zbiorników makrofitowych (opracowanie własne na podstawie: Kennedy i Mayer 2002).

Zbiorniki pierwszego typu (**o przepływie powierzchniowym**) mają głębokość od 0,2 do 0,6 m i są gęsto obsadzone roślinnością wynurzoną (helofity np. trzcina pospolita, pałka szerokolistna i wąskolistna itp.). Woda przepływa w nich ponad przepuszczalnym dla wody substratem dennym, pomiędzy pędami roślin. Niewielka głębokość umożliwia penetrację promieni słonecznych do dna, co skutkuje rozwojem glonów poroślowych na pędach roślin wynurzonych oraz na substracie. Zaletą zbiorników tego typu jest niski koszt budowy, jednak mają one zazwyczaj mniejszą efektywność w eliminacji związków biogenych w stosunku do zbiorników z przepływem podpowierzchniowym.

Zbiorniki z przepływem podpowierzchniowym zbudowane są z niecki o uszczelnionym dnie (zapobiega do przeciekom do wód podziemnych) wypełnionej w całości

substratem umożliwiającym wzrost roślinności wynurzanej (helofitów) – stosuje się najczęściej żwir o granulacji 10-15 mm lub glebę lub ich kombinację. Woda docierająca do zbiornika przepływa poziomo przez substrat przerośnięty przez korzenie i kłącza roślin i porośnięty przez mikroorganizmy (głównie heterotroficzne – ze względu na brak światła). Zbiorniki tego typu wykazują dużą efektywność zwłaszcza w przypadku eliminacji azotu. Mechanizm działania obu systemów pokazany jest na Rycinie 6.

Azot i fosfor w zbiornikach makrofitowych podlega wielu przemianom (Tab. 1), wśród których najbardziej istotna w przypadku **azotu** jest denitryfikacja (najbardziej intensywna w zb. o przepływie podpowierzchniowym). Dodatkowymi mechanizmami redukcji azotu są: ulatnianie amoniaku (tylko w zb. o przepływie powierzchniowym) oraz wbudowanie w biomasę roślin i glonów poroślowych. Ten ostatni proces jest także mechanizmem redukcji **fosforu** – o ile dochodzi do corocznego usuwania biomasy i wynoszenia jej poza zlewnię zbiornika (dotyczy N i P). Dodatkowo fosfor jest usuwany w drodze sorpcji (w zbiornikach o przepływie podpowierzchniowym).

Tab. 1. Procesy przemian związków azotu i fosforu w zbiornikach makrofitowych. Grubym drukiem wyróżniono procesy przyczyniające się do redukcji związków biogenych (opracowanie własne, na podstawie: Vymazal 2007).

Proces	Przemiana
Azot	
Ulatnianie amoniaku	$\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NH}_3 \text{ gazowy (do atmosfery)}$
Amonifikacja	N_{org} (w szczątkach organizmów) $\rightarrow \text{NH}_3 \rightarrow \text{NH}_4^+$
Nitryfikacja	$\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO}_3^-$
Denitryfikacja	$\text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO}_3^- \rightarrow \text{N}_2 \text{ lub } \text{N}_2\text{O} \text{ gazowe (do atmosfery)}$
Wiązanie azotu	$\text{N}_2 \rightarrow \text{NH}_4^+ \rightarrow \text{N}_{\text{org}}$ (w organizmach)
Wbudowanie w organizmy*	$(\text{NH}_4^+, \text{NO}_2^-, \text{NO}_3^-) \rightarrow \text{N}_{\text{org}}$ (w organizmach)
ANNAMOX (beztlenowe utlenianie amoniaku)	$\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{N}_2 \text{ gazowy (do atmosfery)}$
Sorpcja na cząstkach**	Adsorpcja NH_4^+ z cząstkami substratu dennego, osadów dennych lub detrytusu
Fosfor	
Wbudowanie w organizmy*	$\text{PO}_4^- \rightarrow \text{P}_{\text{org}}$ (w organizmach)
Sorpcja na cząstkach**	Adsorpcja PO_4^- z cząstkami substratu dennego, osadów dennych lub detrytusu
Wiązanie chemiczne**	Trwałe lub nietrwałe wiązanie z Ca, Fe i Al
Mineralizacja	P_{org} (w organizmach) $\rightarrow \text{PO}_4^-$

*proces redukuje związki biogenne tylko w przypadku usuwania biomasy poza zbiornik

** proces odwracalny, zależny od warunków

Według danych literaturowych efektywność zbiorników makrofitowych w usuwaniu azotu ogólnego wynosi od 40 do 50% ($250 - 630 \text{ g N m}^{-2} \text{ rok}^{-1}$). W przypadku fosforu ogólnego wartości te zawierają się pomiędzy 40 a 60 % ($45 - 75 \text{ g P m}^{-2} \text{ rok}^{-1}$) (Lee i in. 2009).

W przypadku obu systemów przed wprowadzeniem wody do zbiorników makrofitowych stosuje się osadniki wstępne oraz - niekiedy - zbiorniki sedymentacyjne poniżej – przed doprowadzeniem oczyszczonej wody do odbiornika.

Optymalny czas wymiany wody w zbiornikach makrofitowych szacowany jest na 10-20 dni, co powoduje, że nie mogą one być zastosowane do przyjmowania wód z cieków o średnich i dużych wartościach natężenia przepływu. Zbiornik makrofitowy o przepływie powierzchniowym, głębokości 0,5 m i powierzchni 10 ha (pojemność $50\,000 \text{ m}^3$) mógłby efektywnie oczyszczać wody cieków o średnim natężeniu przepływu wynoszącym $0,05 \text{ m}^3/\text{s}$ (50 l/s). Mogą one jednak z pewnością służyć jako dodatkowe budowle wspomagające zbiorniki wstępne typu fitoplanktonowo-sedymentacyjnego np. poprzez przyjmowanie części wód rzecznych lub działanie okresowe. Są ponadto dobrym uzupełnieniem systemów ochrony wód zbiorników poprzez redukcję związków biogennych ze zlewni bezpośrednio zbiornika (odbieranie wód drenażowych z obszarów rolniczych, spływów powierzchniowych wód burzowych itp.).

3. Przegląd dobrych praktyk

Tab. 2. Przykłady zastosowania zbiorników wstępnych w celu obniżenia ładunków związków biogenych i zawiesiny wraz oceną ich efektywności (P – powierzchnia, Gł. śr. – głębokość średnia, V – objętość) Na podstawie: Pęczyła 2016, zmienione.

Nazwa zbiornika głównego	Parametry zbiornika głównego	Parametry zbiornika wstępnego	Typ zbiornika wstępnego	Efektywność i uwagi	Źródło danych i typ badań
Mściwój na rzece Wierzbak, Polska	P = 35 ha Gł. śr.= 2,0 m V = 0,735 mln m ³ Czas retencji 65 dni	P = 14 ha Gł. śr.= 1,3 m V = 0,175 mln m ³ Czas retencji 15 dni	Zbiornik o zróżnicowanej strukturze: 3 komory o różnej głębokości: odstojnik- biofiltr-osadnik. W biofiltrze o powierzchni ok. 5 ha rośnie trzcina pospolita i pałka szerokolistna. Roślinność nie jest wykaszana, zbiornik nie jest czyszczony.	Średnia redukcja azotanów w ok. 65% a fosforanów w ok. 52%	Czamara i in. 2008 Badania w 2001 – 2 lata po powstaniu zbiornika wstępnego.
				Bardzo zmienny procent redukcji, w zależności od pory roku. Fosforany: od kilku do kilkudziesięciu procent, ale np. w lecie: wzrost o 20% w lipcu i o 48% w sierpniu. Azotany: redukcja, najbardziej intensywna w okresie czerwiec-sierpień (>50%).	Dąbrowska 2010 Badania w sezonie ciepłym 2008 – 9 lat po powstaniu zbiornika wstępnego.
11 systemów typu: zbiornik wstępny-zbiornik główny w Saksonii, Niemcy	b.d.	b.d.	Zbiorniki typu sedimentacyjnego. Główną rolę w wyłapywaniu związków biogenych pełni fitoplankton.	Redukcja fosforu ogólnego: 22-46 %, fosforanów: 34-60%. Najbardziej optymalne warunki do redukcji związków fosforu: głębokość strefy eufotycznej 3 m, czas retencji: kilka dni. Głównym problemem jest fakt największej efektywności latem podczas gdy największe ładunki doprowadzane są w wodach roztopowych wiosną (gdy efektywność zbiorników wstępnych jest niska).	Putz 1998

Esch-sur-Sûre na rzece Sure, Luksemburg.	P=380 ha	Dwa zbiorniki wstępne na dwóch różnych dopływach: Zb. Misere P = 20 ha Gł. śr.= 2,5 m V = 0,500 mln m ³ Czas retencji 1,5 dnia Zb. Bavigne P = 23 ha Gł. śr.= 7,1 m V = 1, 668 mln m ³ Czas retencji 44 dni	Zbiorniki górskie/wyżynne, typu sedymentacyjnego, gdzie główną rolę pełni osadzanie się zawiesiny. W zbiorniku głębszym dodatkową rolę pełnią gęste darnie moczarki na dnie, umiejscowione przy wpływie rzeki	W zbiornik płytkim (Misere) średni stopień redukcji fosforu ogólnego to 60%, przy dużej zmienności sezonowej (największa efektywność zimą, najmniejsza latem i jesienią). Fosforany zredukowane w stopniu nieznacznym, z wyjątkiem okresu letniego, gdy stopień redukcji sięgał 30%. W zbiorniku głębszym (Bavigne) średni stopień redukcji fosforu ogólnego to 82%, przy braku wyraźnych zmian sezonowych. Fosforany zredukowane średnio w ok. 52%	Salvia-Castellvi i in. 2001 Badania co dwa tygodnie przez cały rok
Saidenbach, główny dopływ: rzeka Haselbach, Saksonia, Niemcy	P = 142 ha Gł. śr.= 2,0 m V = 2238 mln m ³ Czas retencji b.d.	Zbiornik wstępny Haselbach P = 12 ha Gł. max = 7 m V = 0, 588 mln m ³ Czas retencji: kilka dni.	Zbiorniki typu sedymentacyjnego. Zbiornik Forchheim ze zmiennym stopniem wypełnienia.	Zanotowano dużą efektywność w redukowaniu fosforanów, średnio 60%. W okresie letnim stopień redukcji jeszcze wyższy – 80%. Stwierdzono ścisłą zależność pomiędzy czasem retencji wody w zbiorniku wstępnym a efektywnością usuwania fosforanów – optymalny czas retencji pomiędzy 4 a 8 dni.	Paul 2003 Badania cotygodniowe przez kilkanaście lat
		Zbiornik wstępny Forchheim P = 7-12 ha Gł. max = 6-10 m V = 0,228 - 0, 588 mln m ³		Redukcja zawiesiny ogólnej do 80 % w czasie roztopów.	Paul i Putz 2008 Badania cotygodniowe w latach 2003-2006

4. Koncepcja systemu budowli wodnych mających za zadanie redukcję związków biogennych dopływających do Zalewu Zemborzyckiego.

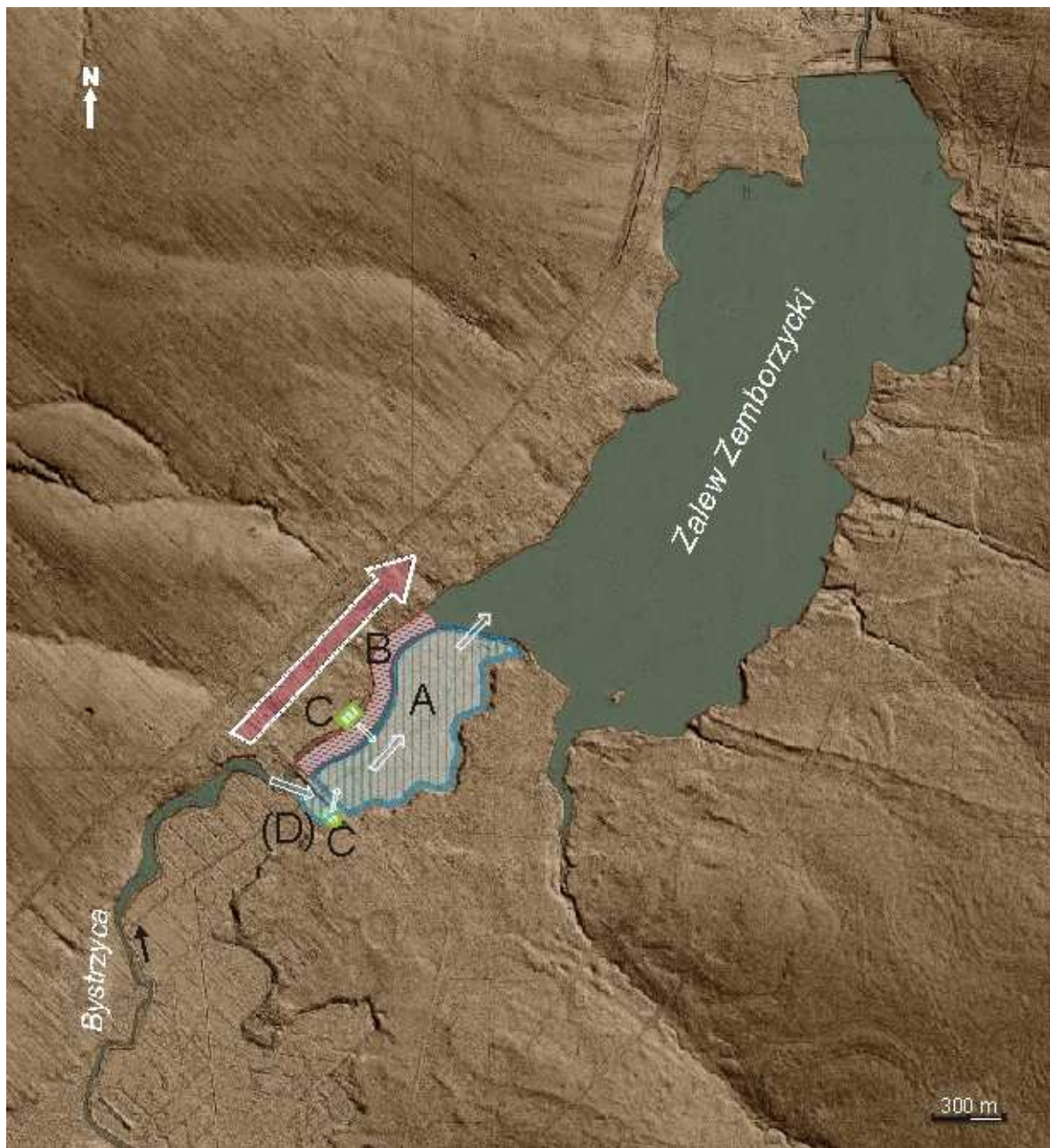
4. 1. Złożenia ogólne oraz usytuowanie zbiorników

Zbiornik wstępny pełniący funkcję reducenta związków biogennych może zostać usytuowany w miejscu obecnie istniejącego polderu pomiędzy ulicą Cienistą, obwałowaniem istniejącej misy Zalewu Zemborzyckiego oraz prawym brzegiem doliny Bystrzycy tworzącym w tym miejscu skarpę (do rzędnej ok. 178,5 m n.p.m.). Wraz z budową zbiornika wstępnego konieczne będzie ponadto wybudowanie kanału ulgi oraz dwóch zbiorniki odbierających wody drenażowe wraz z przepompowniami.

Zespół budowli wodnych składać się więc powinien z:

- A. zbiornika wstępnego fitoplanktonowo-sedymentacyjnego, w którym będą zachodziły procesy redukcji związków biogennych głównie w procesie wbudowywania ich w biomasę fitoplanktonu oraz jego sedymentację do osadów;
- B. kanału ulgi, którym powinna płynąć woda z Bystrzycy bezpośrednio do Zalewu Zemborzyckiego w przypadku wezbrań; oprócz względów ochrony przeciwpowodziowej uniemożliwi to wyptukanie ze zbiornika wstępnego nagromadzonych osadów i przekazanie ich do Zalewu Zemborzyckiego;
- C. dwóch zbiorników zbierających wody drenażowe: z zachodniego brzegu Zalewu Zemborzyckiego oraz z „łak prawiednickich” – obszaru położonego na południe od ul. Cienistej; wody te charakteryzują się wysoką zawartością związków biogennych, stąd istnieje konieczność ich częściowej redukcji przed ich dalszym transportem do Zalewu Zemborzyckiego.
- D. (opcjonalnie) niewielkiego zbiornika osadnikowego usytuowanego przed właściwym zbiornikiem wstępnym fitoplanktonowo-sedymentacyjnym.

Orientacyjne usytuowanie obiektów (A, B, C i D) pokazane zostało na Ryc. 4.



Ryc. 4. Orientacyjne usytuowanie obiektów proponowanego systemu redukcji związków biogennych powyżej Zalewu Zemborzyckiego (A- zbiornik wstępny, B – kanał ulgi, C – zbiorniki wód drenażowych (D) – opcjonalny zbiornik osadnikowy; niebieskie strzałki pokazują przepływ wody w przeciętnych warunkach hydrologicznych, strzałka czerwona – w czasie wezbrań).

4.2. Zbiornik wstępny typu fitoplanktonowo-sedymentacyjnego

Efektywność redukcji związków biogennych w zbiornikach wstępnych zależy przede wszystkim od zbiorowisk fitoplanktonu, które rozwijając się w toni wodnej (w strefie eufotycznej, inaczej – w „strefie reaktywnej zbiornika wstępnego”) wbudowują niepożądane pierwiastki (ich rozpuszczalne formy mineralne) w swoją biomasę a następnie opadają na dno zbiornika w procesie sedymentacji.

Głównym składnikiem planktonu rzeczno (właściwie: żywej części rumowiska rzeczno unoszonego) są zazwyczaj okrzemki oraz zielenice, które po dotarciu wraz z nurtem do zbiornika wstępnego rozwijają się tworząc zbiorowisko planktonu. Zmiana warunków z lotycznych (woda płynąca) na semi-lenityczne (wody stojące o dużym przepływie) powoduje przyspieszenie wzrostu tych organizmów ze względu na zmianę warunków na korzystniejsze. Zaliczyć do nich można takie czynniki jak: mniejsza prędkość ruchu wody oraz wzrost temperatury wody i nasłonecznienia.

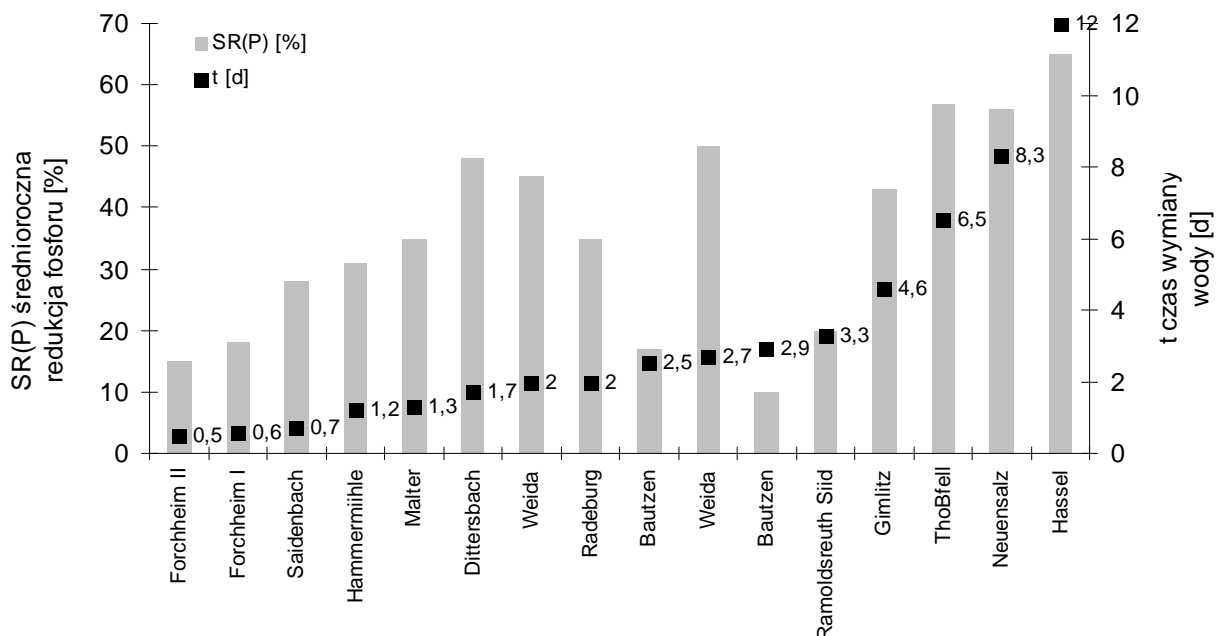
Tempo wzrostu glonów planktonowych jest zależne od gatunku. Dla obliczeń dotyczących rozwoju populacji fitoplanktonu w zbiorniku wstępnym przyjmuje się często gatunek modelowy, którym może być np. okrzemka *Asterionella formosa* Hassal. Jest to okrzemka kosmopolityczna o szerokim zakresie tolerancji troficznej (występuje w wodach od mezotroficznym do silnie eutroficznym). Jej tempo wzrostu na podstawie badań laboratoryjnych szacowane jest na $0,9 \text{ d}^{-1}$, (w warunkach optymalnej temperatury i naświetlenia) co oznacza, że w ciągu ok. jednej doby dokonają się jednokrotnie podziały komórek w jej kolonii (jest to okrzemka tworząca kolonie), w związku z tym po upływie tego czasu podwoi ona swoją liczebność. Można więc przyjąć, że minimalny czas retencji dla zbiornika wstępnego, umożliwiający rozwój fitoplanktonu wynosi jedną dobę (1 d).

W przypadku **zbyt krótkiego czasu wymiany wody** w projektowanym zbiorniku wstępnym (<1 d) większa część fitoplanktonu dostającego się z wodami rzeki będzie przepływała przez zbiornik wstępny zasilając w biomasę Zalew Zemborzycki. Pewna część będzie wyżerana przez zooplankton (do 10 % - w zależności od struktury zooplanktonu). W takiej sytuacji zbiornik wstępny nie będzie pełnił praktycznie żadnej roli w redukcji związków biogennych przyswajalnych (mineralne rozpuszczone formy fosforu i azotu). Pewną pozytywną rolę będzie tylko ograniczanie ilości zawiesiny (cząstek mineralnych niesionych

nurtem rzeki), co przyczynić się może do redukcji form fosforu ogólnego związanego z tymi cząstkami.

Z kolei w przypadku **zbyt długiego czasu wymiany wody**, w zbiorniku wstępnym (>30 d) istnieje wysokie prawdopodobieństwo zdominowania zbiorowiska przez sinice planktonowe. Organizmy te mając niższe w stosunku do okrzemek i zielenic tempo sedymentacji (powoduje to fakt, że większość gatunków posiada wakuole gazowe – mikroskopijne zbiorniki powietrzne otoczone błoną komórkową). W związku z tym rozwijające się sinice nie mogłyby pełnić roli reducentów związków biogenych. Dodatkowo zasilałyby Zalew Zemborzycki w dodatkowy „zaczyn” (inoculum) sprzyjający zakwitom w tym zbiorniku.

Optymalny czas wymiany wody w zbiorniku wstępnym powinien więc mieścić się w zakresie od jednego do trzydziestu dni. Najczęściej występującą wartością czasu wymiany wody w zbiornikach wstępnych jest okres kilku dni (1-10 dni) co powodowane jest ograniczeniami technicznymi (np. brak miejsca pod budowę zbiornika wstępnego).



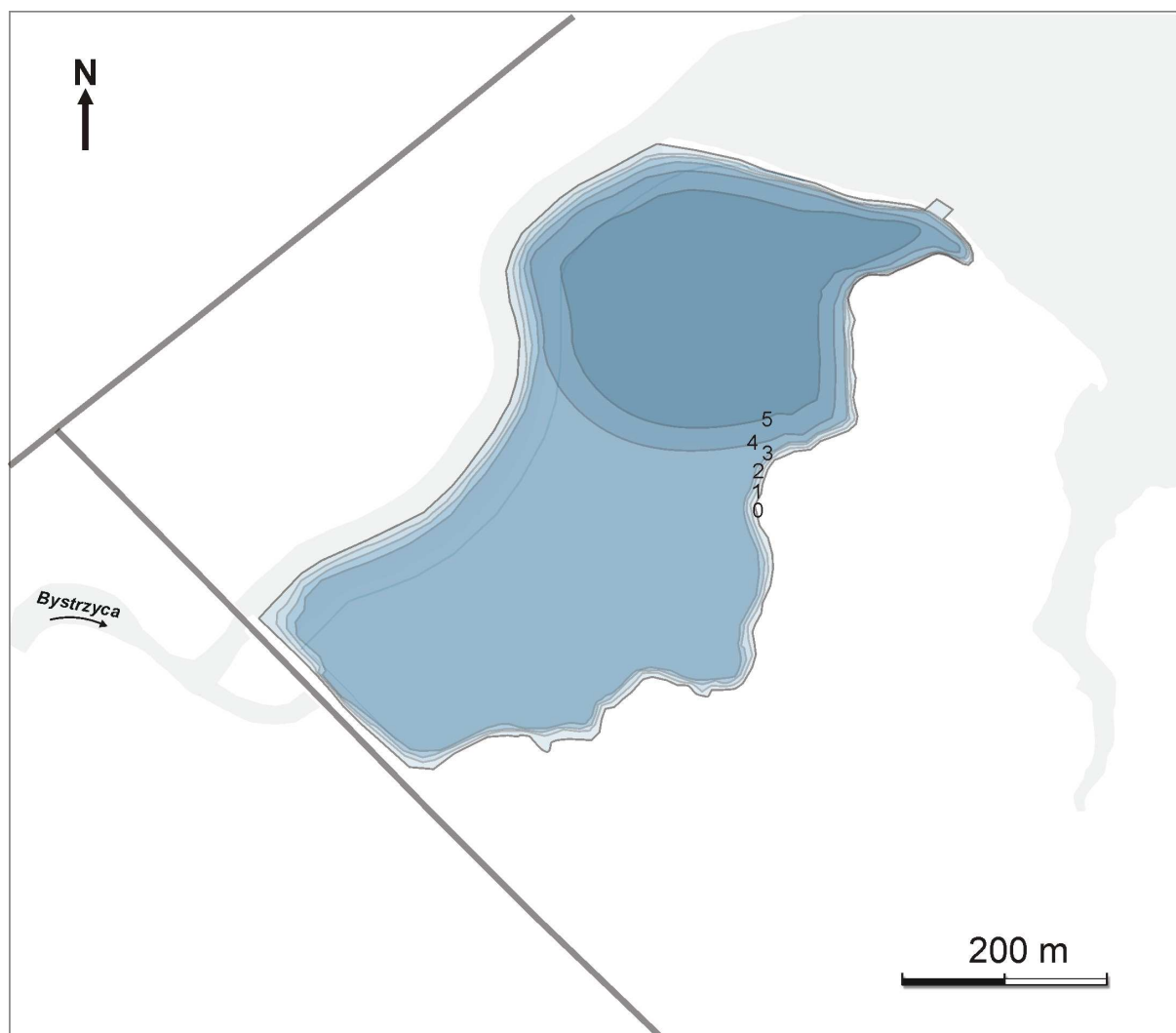
Ryc. 5. Dane empiryczne z 15 zbiorników wstępnych z obszaru Niemiec. Średnioroczny stopień redukcji fosforanów (jako procent rocznego importu fosforu) na tle średniego czasu wymiany wody w tych zbiornikach (d). Opracowanie własne wg: Putz 1998.

Z danych empirycznych przeprowadzonych na kilkunastu zbiornikach wstępnych w Niemczech w XX w. wynika, że dla czasu wymiany wody $\leq 1,3$ doby, stopień redukcji fosforu (rozpuszczonych form mineralnych) wynosi od 15 % do 30 % (Ryc. 5.). W grupie zbiorników wstępnych o czasie wymiany wody pomiędzy 2 d a 3,3 d redukcja fosforu była zróżnicowana. Część z nich miała bardzo niski procent redukcji (10 - 20 %) a część wyższy od grupy poprzedniej (35-50 %). Najwyższy stopień redukcji fosforu stwierdzono w zbiornikach o najdłuższym czasie wymiany wody (4,6 – 12 d) gdzie wynosił on od 46 % do 65 % . Dane te odnoszą się do średniorocznego zmniejszenia stężenia fosforu (mg P) rozumianego jako procent rocznego importu do zbiornika.

Z powyższych danych wynika, że czas wymiany wody w zbiornikach wstępnych bardzo istotnie wpływa na uzyskiwany stopień redukcji fosforu mineralnego. Zmniejszenie stężenia fosforu w zakresie 30 – 50 % wymaga uzyskania czasu retencji w projektowanym zbiorniku wstępnym pomiędzy 1,2 a 5 dni. Dłuższy czas wymiany wody daje szansę na redukcję powyżej 50%.

Przy założeniu że średnioroczna wartość natężenia przepływu w rzece Bystrzycy wynosi $\sim 3 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, uzyskanie odpowiedniego tempa wymiany wody wymaga budowy zbiornika wstępnego o pojemności nie mniejszej niż $300\,000 \text{ m}^3$.

4.2.1. Usytuowanie



Ryc. 6. Plan batymetryczny zbiornika wstępnego typu fitoplanktonowo-sedymentacyjnego. Izobaty co 1 m (cyfry 0-5 oznaczają kolejne głębokości izobat w metrach). Szczegółowa mapa w Załączniku nr 1.

Zbiornik ten miałby charakter fitoplanktonowo-sedymentacyjny z przegłębieniem w części dolnej (bliżej zaporze ziemnej) (Ryc. 6.). Zapora tam usytuowana byłaby w miejscu aktualnej grobli (wał) oddzielającego misę Zalewu Zemborzyckiego od polderu. Powierzchnia zbiornika obejmuje w części zachodniej część obecnej powierzchni Zalewu Zemborzyckiego (będącej obecnie strefą cofki na Bystrzycy poniżej mostu na ul. Cienistej). Pozostałą część tej strefy stanowiłby kanał ulgi dla Bystrzycy wykorzystywany przy wezbraniach. Pomiędzy zbiornikiem wstępnym a kanałem ulgi konieczne jest zbudowanie nowego wału.

4.2.2. Parametry hydromorfologiczne zbiornika.

Powierzchnia zalewu P: 39,1 ha przy piętrzeniu na wys. 178,7 m n.p.m.

Pojemność zbiornika obliczono wg wzoru:

$$V = (P_0 + P_1 / 2) \times 1 + (P_1 + P_2 / 2) \times 1 + (P_2 + P_3 / 2) \times 1 + (P_3 + P_4 / 2) \times 1 + (P_4 + P_5 / 2) \times 1,$$

gdzie P_n – powierzchnia zamknięta izobatą n metra.

Tab.3. Powierzchnie ograniczone kolejnymi izobatami w proponowanym zbiorniku wstępnym.

Głębokość izobaty [m]	Powierzchnia P_n [m ²]
0	391038,9
1	371326,3
2	356600,6
3	344254,9
4	141188,9
5	102743,8

$$V = 381182,6 + 363963,45 + 350427,75 + 242721,9 + 121966,35 + 1460262,05 = 1\,460\,262,05 \text{ m}^3$$

Głębokość średnia zbiornika:

$$H_{\text{sr}} = V / P = 1\,460\,262 \text{ m}^3 / 391\,038 \text{ m}^2 = \sim 3,7 \text{ m}$$

Średnioroczny czas wymiany wody t_{sr}

Do obliczenia przyjęto średnie natężenie przepływu rzeki Bystrzycy powyżej Zalewu Zemborzyckiego dla lat 2010-2014 ($Q_{\text{sr}}=3,22 \text{ m}^3/\text{s}$), które wyliczono jako sumę średniego natężenia przepływu rzeki Bystrzycy w profilu Nowiny ($2,29 \text{ m}^3/\text{s}$) oraz rzeki Krężniczanki w profilu Krężnica ($0,93 \text{ m}^3/\text{s}$) (Michalczyk i in. 2015).

$$t_{\text{sr}} = V / (Q_{\text{sr}} \times 60 \times 60 \times 24) = 1\,460\,262,05 \text{ m}^3 / 278\,208 \text{ m}^3 = \sim 5,2 \text{ doby}$$

Wylczenie to nie uwzględnia strat na parowanie oraz ucieczki grawitacyjnej wody.

Czas wymiany wody jest ściśle zależny od natężenia przepływu rzeki Bystrzycy. Ten ostatni parametr jest bardzo zmienny zarówno w cyklu wieloletnim jak i miesięcznym (Michalczyk i in. 2015). Przykładowo, w okresie letnim w latach „suchych” (1990-1998) O_{sr} wynosiło $1,66 \text{ m}^3/\text{s}$ a w latach „wilgotnych” (1999-2006) $2,91 \text{ m}^3/\text{s}$ (Michalczyk i in. 2015). Biorąc pod uwagę te naturalne fluktuacje, średni czas wymiany wody w latach suchych w proponowanym w zbiorniku wstępnym w okresie letnim może być nawet dwukrotnie wyższy

(ok. 10 dni). W latach bardzo suchych w niektórych miesiącach notowano jeszcze niższe wartości natężenia przepływu, które wynosiły 0,4 – 0,8 m³/s (dane IMGW dla okresu 1961-2010 dla profilu wodowskazowego Lublin, poniżej Zalewu Zemborzyckiego). W takim przypadku czas wymiany wody w zbiorniku wstępnym wynosiłby od 21 do 41 dni.

Biorąc pod uwagę dane dotyczące efektywności zbiorników wstępnych w redukcji związków biogenych można przyjąć, że teoretyczny czas wymiany wody wynoszący średniorocznie ok. 5 dni (a w okresach niżówkowych do 10 dni) będzie korzystny. Tylko w sytuacji ekstremalnie niskich wartości natężenia przepływu w rzece Bystrzycy może on być zbyt długi (>30 dni), co może grozić pojawianiem się zakwitów sinic w zbiorniku wstępnym. Z kolei skrócenia czasu wymiany wody w zbiorniku wstępnym będzie następować w przypadku wezbrań (wysokich wartości natężenia przepływu). W tym przypadku będzie jednak możliwość regulacji tego tempa, czemu służyć ma proponowany kanał ulgi.

Pojemność strefy reaktywnej

Strefą reaktywną (V_r) w zbiorniku wstępnym umownie nazywa się masę wody, w którym może dochodzić do rozwoju fitoplanktonu. Jej objętość jest uwarunkowana z jednej strony morfometrią zbiornika a z drugiej strony głębokością penetracji promieni świetlnych w wodzie. Ta druga wartość określana jest jako głębokość strefy eufotycznej. Dla obliczeń najczęściej przyjmuje się jej średnią wartość 3 m. Należy jednak zaznaczyć, że na przenikanie promieni słonecznych w wodzie wpływa wiele czynników, w tym ilość zawiesiny mineralnej w wodzie. W przypadku rzeki Bystrzycy, która drekuje stosunkowo dużą zlewnię o charakterze rolniczym, w której dominują gleby zawierające dużo części spławianych (pyły i ility) wartości stężenia zawiesiny ogólnej zwłaszcza w okresie wiosennym są stosunkowo duże. Okresowo miąższość strefy eufotycznej może być więc mniejsza, co przyczyni się do okresowego zmniejszenia pojemności strefy reaktywnej. Dodatkowym czynnikiem, który należy uwzględnić jest znaczne przyżyźnienie wód Bystrzycy, co skutkować będzie stosunkowo szybkim tempem rozwoju fitoplanktonu i pojawianiem się zjawiska samozacienienia (rozwój fitoplanktonu spowoduje zmniejszenie głębokości strefy eufotycznej). Dlatego też dla proponowanego zbiornika wstępnego przyjęto, że głębokość strefy eufotycznej wyniesie 2 m.

$$V_r = (P_0 + P_1 / 2) \times 1 + (P_1 + P_2 / 2) \times 1 = 381182,6 + 363963,45 = \mathbf{745\ 145\ m^3}$$

4. 2. 3. Teoretyczny stopień redukcji fosforanów.

Obliczenie teoretycznej efektywności projektowanego zbiornika wstępnego w redukcji ortofosforanów jest możliwe w oparciu o model zaproponowany przez Berndorfa i Putza (1987a i 1987b, modyfikacja: Paul i in 1998). Obliczenia te składają się z kilku etapów, w których potrzebne jest posiadanie miesięcznych danych dotyczących: natężenia przepływu, stężenia fosforanów w rzece, temperatury wody oraz intensywności światła w wodzie. Dla rzeki Bystrzycy na odcinku powyżej Zalewu Zemborzyckiego dostępne są nieliczne dane, niemniej, można podjąć się próby oszacowania teoretycznego stopnia redukcji fosforanów na podstawie przybliżonych wartości dostępnych dla innych rzek Polski lub Europy. Należy jednak zastrzec, że ze względu na brak precyzyjnych danych empirycznych pochodzących z rzeki Bystrzycy należy potraktować oszacowanie jako przybliżone.

Oszacowanie to opiera się na wyliczeniu **relatywnego czasu wymiany wody** t_{rel} , wg wzoru:

$$t_{rel} = V_r / t_{kryt} \times Q_i$$

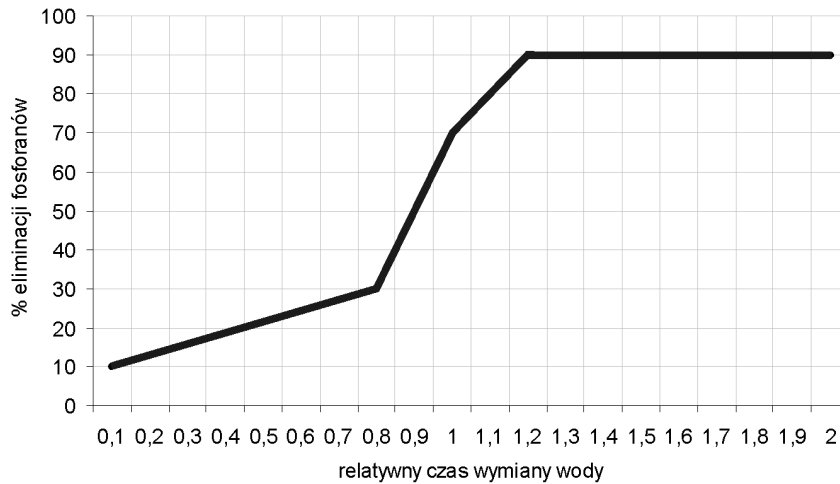
gdzie:

V_r – objętość strefy reaktywnej [m^3];

t_{kryt} – krytyczny czas wymiany wody – czas poniżej którego fitoplankton będzie wypłukiwany ze zbiornika wstępnego (nie będzie następował jego rozwój, glony będą przepływać przez zbiornik);

Q_i – średnie natężenie przepływu dla danego miesiąca [$m^3 s^{-1}$] (pomnożone następnie przez ilość sekund w 1 dobie).

W przypadku gdy $t_{rel} > 1$, należy się spodziewać co najmniej 70% redukcji fosforanów. Przy wartościach mniejszych spodziewaną wielkość redukcji należy odczytać z krzywej przedstawionej na Ryc. 7. Pokazuje ona zależność pomiędzy spodziewaną redukcją fosforanów a relatywnym czasem wymiany wody obliczoną na podstawie badań laboratoryjnych kultur glonów i ich efektywności w pobieraniu związków biogennych.



Ryc. 7. Zależność pomiędzy relatywnym czasem wymiany wody a stopniem redukcji fosforanów wyliczona na podstawie badań laboratoryjnych (wg: Benndorf i Putz 1987a, zmodyfikowane).

W celu obliczenia relatywnego czasu wymiany wody należy najpierw obliczyć krytyczny czas wymiany wody t_{kryt} .

1. Obliczenie krytycznego czasu wymiany wody t_{kryt}

$$\bar{t}_{crit} = \frac{24.7}{T_M} \left(1 + \frac{2}{P_M} \right) \left(1 + \frac{21}{I_M} \right)$$

gdzie:

T_M – temperatura wody [$^{\circ}\text{C}$] w strefie reaktywnej (średnia dla miesiąca);

P_M – stężenie fosforanów [$\mu\text{g dm}^{-3}$] w dopływie;

I_M - średnia pionowa intensywność światła w strefie reaktywnej [$\text{J cm}^{-2} \text{d}^{-1}$]

Do obliczeń użyto następujących dostępnych danych:

- a) Temperaturę wody rzeki Wisłok – ogólnodostępne dane empiryczne pochodzące z projektu GLOBE (www.globe.gov) z lat 2010-2014 (cztery pomiary w ciągu każdego miesiąca, następnie wartości uśredniono). Dane dotyczące rzeki Wisłok wybrano ze względu na najbliższe spośród dostępnych rzek położenie geograficzne względem rzeki Bystrzycy. Dane te skorygowano o wyniki badań empirycznych temperatury wody w Bystrzycy z opracowania Mieczana i in. (2015) dla czterech miesięcy 2015 roku. Teoretyczną temperaturę zbiornika wstępnego zasilanego wodami rzecznyymi

ustalono następnie według modelu Benndorfa i Putza (1987a), wg zasady, że dla miesięcy: styczeń-maj oraz październik-grudzień przyjęto temperaturę rzeki, natomiast dla miesięcy: czerwiec-wrzesień dla zbiornika wstępnego o czasie wymiany wody większym niż 5 dni do temperatury wody zasilającej go rzeki należy dodać 2°C.

- b) Stężenie fosforanów według różnych źródeł literaturowych w rzece Bystrzycy w latach 2006-2014 przyjmowało wartości w bardzo szerokim zakresie - od 0,03 do 1,39 mg PPO₄ dm⁻³. Wg. Pawlik-Skowrońskiej i in. (2016) w latach 2006-2009 wynosiły one 0,39 – 0,59 mg P-PO₄ dm⁻³ (średnie dla sezonu letniego) natomiast w latach 2010-2014: 0,03-016 mg P-PO₄ dm⁻³. Wg danych WIOŚ dla stacji pomiarowej w Osmolicach (7 km powyżej Zalewu Zemborzyckiego) średnie wartości w latach 2007-2015 wynosiły od 0,24 do 0,31 mg PPO₄ dm⁻³ (Iwaniuk i in. 2015). Z kolei badania Michalczyka i in. (2016) wskazują na jeszcze wyższe wartości tego parametru wynoszące średnio 0,65 P-PO₄ dm⁻³ (zakres: 0,30-1,39 P-PO₄ dm⁻³). Najnowsze badania z roku 2015 podają stężenie fosforanów w Bystrzycy powyżej Zalewu w okresie letnio-jesiennym na 0,12 – 0,22 P-PO₄ dm⁻³ (Mieczan i in 2015). Ze względu na brak danych dla poszczególnych miesięcy przyjęto więc uproszczony sposób obliczeń. Dla okresu letniego, jesiennego i zimowego przyjęto wartość 0,15 P-PO₄ dm⁻³ (średnia na podstawie danych z lat 2010-2015 wg Pawlik-Skowrońskiej i in. 2015 oraz Mieczan i in. 2015). Dla okresu wiosennego (marzec-maj), gdy stężenia pierwiastków biogennych w zasilanej wodami roztopowymi rzeki są zazwyczaj najwyższe przyjęto wartość 0,28 P-PO₄ dm⁻³, (dane średnioroczne WIOŚ z lat 2007-2015).
- c) Intensywność światła dla poszczególnych miesięcy przyjęto za publikacją Benndorfa i Putza (1987a) na podstawie 10-letnich danych ze zbiorników wstępnych Niemiec.

Wartości wyliczonego t_{kryt} na podstawie przedstawionych wyżej danych pokazano w Tabeli 4.

Tab. 4. Krytyczny czas wymiany wody w proponowanym zbiorniku wstępnym .

Miesiąc	Temperatura [°C]	Pionowa intensywność światła [$\text{J cm}^{-2} \text{ d}^{-1}$]	Krytyczny czas wymiany wody t_{kryt}
Listopad	8,1	28	5,7
Grudzień	3,4	17	16,2
Styczeń	4,7	26	9,5
Luty	6,4	46	5,7
Marzec	7,4	84	4,2
Kwiecień	9,3	126	3,1
Maj	16,0	164	1,7
Czerwiec	22,3	187	1,3
Lipiec	24,1	177	1,3
Sierpień	24,6	151	1,3
Wrzesień	16,8	110	1,9
Październik	12,4	64	3,1

2. Obliczenie relatywnego czasu wymiany wody i oszacowanie stopnia redukcji fosforanów.

Do obliczenia relatywnego czasu wymiany wody przyjęto średnie natężenie przepływu dla poszczególnych miesięcy (dane pomiarowe z lat 2010-2014, Michalczyk i in. 2016), wyliczone powyżej wartości t_{kryt} oraz pojemność strefy reaktywnej proponowanego zbiornika oszacowaną na $745\,145 \text{ m}^3$. Następnie na podstawie Ryciny 7. przyporządkowano obliczonemu relatywnemu czasowi wymiany wody odpowiadający mu teoretyczny procent redukcji fosforanów. Wyniki obliczeń przedstawiono w Tabeli 5.

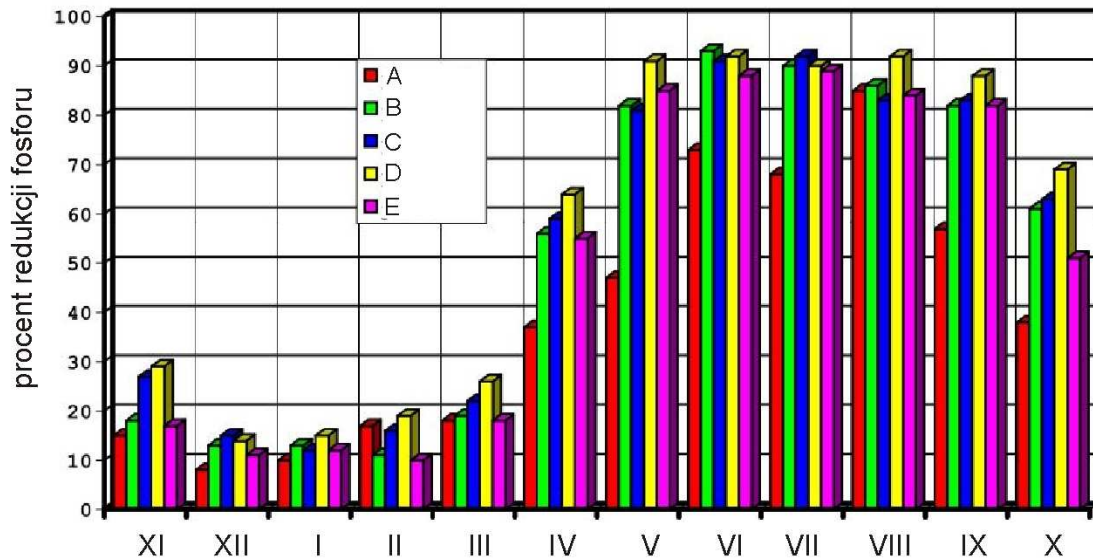
Tab. 5. Szacunkowy procentowy stopień redukcji fosforanów w proponowanym zbiorniku wstępnym na podstawie obliczonego relatywnego czasu retencji.

Miesiąc	Krytyczny czas wymiany wody t_{kryt}	Natężenie przepływu $[m^{-3} s^{-1}]$	Relatywny czas wymiany wody t_{rel}	Szacunkowy stopień redukcji fosforanów [~%]
Listopad	5,7	2,85	0,52	20
Grudzień	16,2	2,65	0,20	15
Styczeń	9,5	2,7	0,33	15
Luty	5,7	3	0,50	20
Marzec	4,2	3,35	0,61	25
Kwiecień	3,13	3,45	0,79	30
Maj	1,7	3,9	1,26	90
Czerwiec	1,3	3,65	1,74	90
Lipiec	1,3	3,6	1,83	90
Sierpień	1,3	3,2	2,04	90
Wrzesień	1,9	3,05	1,47	90
Październik	3,1	2,8	0,98	70

Przedstawione obliczenia pokazują, że **tylko w okresie od maja do października** (przy założeniu, że występować będą przeciętne dla danego miesiąca warunki hydrometeorologiczne) **zbiornik wstępny może pełnić istotną rolę redukującą dopływ fosforanów** do Zalewu Zemborzyckiego (redukcja 70-90%). W pozostałych miesiącach rola ta będzie dużo mniejsza (redukcja 15-25%).

Duża zmienność stopnia redukcji fosforu w zbiornikach wstępnych jest charakterystyczna dla tego typu zbiorników. Rycina 8. pokazuje zmienność stopnia eliminacji P w pięciu niezależnych zbiornikach wstępnych (czas wymiany wody od 2 do 7 dni) powyżej zbiornika wody pitnej Eibenstock (Saksonia, Niemcy) w zależności od miesiąca (Putz 1998). Warto zaznaczyć, że zbiorniki te zostały zaprojektowane w oparciu o zastosowane w

niniejszym opracowaniu obliczenia stosowane w projektowaniu zbiorników wstępnych wg modelu Benndorfa i Putza (1987a).



Ryc. 8. Zmienność stopnia redukcji fosforu w pięciu zbiornikach wstępnych (A-E) powyżej zbiornika wody pitnej Eibenstock (Saksonia, Niemcy). Wg: Putz 1998, zmienione.

Przedstawione powyżej literaturowe dane empiryczne są w dużym stopniu zbieżne z wyliczeniami przedstawionymi dla proponowanego zbiornika wstępnego przy ul. Cienistej. Warto ponadto zwrócić uwagę, że najniższy stopień eliminacji fosforu w przedstawionym przykładzie z Niemiec zanotowano w półroczu zimnym (listopad-marzec), kiedy rzeki zasilające zbiornik Eibenstock niosły największy ładunek tego pierwiastka. **Jest to istotne ograniczenie funkcji zbiorników wstępnych (ich efektywność jest największa w okresie stosunkowo małych ładunków związków biogennych)**, o którym należy pamiętać podejmując decyzję o budowie tego typu budowli.

Precyzyjne obliczenie spodziewanej redukcji fosforanów dla każdego miesiąca w proponowanym zbiorniku wstępnym oraz wartości średniorocznej tego parametru możliwe będzie po wykonaniu badań uwzględniających wymagane parametry (wykaz potrzebnych badań przedstawiono w rozdziale 6).

4. 2. 4. Zasady eksploatacji i uwagi

1. W wyżej przedstawionych obliczeniach główna uwaga skupiona była na eliminacji fosforu jako głównego czynnika odpowiedzialnego za eutrofizację zbiorników wodnych. Drugi ze związków biogennych – azot, jest pierwiastkiem który rzadko występuje w niedomiarze (często nie jest czynnikiem limitującym rozwój glonów planktonowych). Ponadto, procesy redukcji związków azotu są o wiele bardziej skomplikowane, chociażby ze względu na większą różnorodność form jego występowania, a także ze względu na skomplikowane procesy geochemiczne, którym podlega w czasie tzw. obiegu azotu w ekosystemie. Wszystko to sprawia, że modelowanie stopnia redukcji azotu w zbiorniku wstępnym jest niezwykle trudne. **Przyjmuje się więc najczęściej, że stopień eliminacji N jest proporcjonalny do stopnia redukcji P** i wylicza się go z istniejącego w wodzie stosunków koncentracji N do P, który przyjmuje w wodach powierzchniowych bardzo różne wartości.

2. Warunkiem koniecznym, który musi być spełniony zanim przystąpi się do realizacji budowy zbiornika wstępnego **jest uregulowanie gospodarki ściekowej** w osiedlu domów przy ulicy Grzybowej (wzdłuż wschodniego brzegu proponowanego zbiornika. Obszar ten jest zaznaczony na mapie w Załączniku 1.

3. Projekt budowy zbiornika wstępnego musi uwzględnić zapewnienie warunków technicznych do przeprowadzania co 5-10 lat **zabiegu usuwania osadów dennych** z przegłębienia. Osady te muszą być wynoszone poza zlewnię zbiornika.

4. Zasadniczo zaleca się, aby w zbiornikach wstępnych typu fitoplanktonowego zarybienia powinny mieć na celu **uzyskanie takiej struktury ichtiofauny, która zapewni wysoką presję na zooplankton** (drobne ryby planktonożerne i wszystkożerne: płoć, wzdregę, słonecznica, ukleja) i jednocześnie brak presji drapieżników na te ryby (unikanie zarybiania drapieżnikami). Warto jednak zwrócić uwagę, że cele zarybieniowe zbiornika wstępnego kolidują (są wręcz sprzeczne) z celami zarybieniowymi samego Zalewu Zemborzyckiego, w którym pożądana jest wysoka presja zooplanktonu na fitoplankton, a więc duża obsada ryb drapieżnych i mała ryb planktonożernych. Ze względu na łączność hydrologiczną proponowanego zbiornika wstępnego z Zalewem wydaje się więc niemożliwe utrzymanie

w/w celów w obu zbiornikach naraz. Jeżeli nie będzie możliwości technicznych izolowania ichtiofauny zbiornika wstępnego od Zalewu Zemborzyckiego, należy rozważyć prowadzenie neutralnej gospodarki zarybieniowej (naturalne odtwarzanie ichtiofauny w oparciu o biocenozę rzeki Bystrzycy) z ewentualnym korygowaniem jej w przyszłości (odłowy selektywne ryb bentosożernych, m.in. leszcza). Ze względu na brak możliwości kontroli zanęcania zbiornik wstępny powinien być z pewnością wyłączony z gospodarki wędkarskiej.

5. Dodatkowym zabiegiem towarzyszącym budowie zbiornika wstępnego może być wzbogacenie strefy litoralu Zalewu Zemborzyckiego przy brzegu sąsiadującym bezpośrednio z ujściem zbiornika wstępnego w **roślinność szuwarową**. Strefa ta miałaby za zadanie wspomaganie procesu sedymentacji zawiesiny ze zbiornika wstępnego poprzez mechaniczne spowolnienie ruchu wody. Dodatkową zaletą tej strefy byłoby podniesienie różnorodności biologicznej zdegradowanego ekosystemu Zalewu (stworzenie dodatkowych siedlisk dla zwierząt kręgowych i bezkręgowych). Strefa ta powinna zostać odgraniczona od ujścia kanału ulgi do Zalewu Zemborzyckiego umocnionym wałem. Miałoby to na celu przeciwdziałanie wypłukiwania zgromadzonego tam osadu dennego w czasie wezbrań, w momencie przepływu wody przez kanał ulgi. Usytuowanie strefy szuwarowej pokazano na rycinie w Załączniku 2.

6. Przed przystąpieniem do budowy proponowanego systemu warunkiem koniecznym jest **usunięcie zarówno namulów rzecznych jak i osadów zbiornikowych** zarówno z koryta rzeki Bystrzycy jak i z dna Zalewu Zemborzyckiego w okolicach budowanych obiektów. Konstrukcja samej miski zbiornika wstępnego powinna także uwzględnić usunięcie osadów torfowych z łąk na których przewidziano jego budowę.

4.3. Kanał ulgi.

Głównym zadaniem kanału ulgi byłoby **prowadzenie wód Bystrzycy w czasie wezbrań** (przy niskich i średnich stanach wód pozostawałby w stanie suchego polderu). Kanał ten powinien być zakończony przy wlocie i wylocie odpowiednimi konstrukcjami hydrotechnicznymi umożliwiającymi jego otwieranie i zamykanie. Ze względu na wymogi

ochrony przeciwpowodziowej parametry tej konstrukcji muszą być ustalone w szczegółowym projekcie hydrotechnicznym.

Głównym zadaniem kanału ulgi oprócz celów przeciwpowodziowych byłoby **uniemożliwienie wyłukiwania osadów dennych ze zbiornika wstępnego**. W przypadku przejścia fali wezbraniowej przez zbiornik wstępny czas wymiany wody w nim uległby znacznemu skróceniu, zbiornik przestałby pełnić swoją funkcję a dodatkowo doszłoby do zasilenia Zalewu Zemborzyckiego zdeponowaną w osadach pulą związków biogennych.

Istnienie kanału ulgi umożliwić może ponadto stosowanie dodatkowego zabiegu podnoszącego jakość wody w Zalewie Zemborzyckim jakim **jest przepłukiwanie tego zbiornika**. Zabieg taki jest stosowany jako element rekultywacji zdegradowanych zbiorników wodnych. Przepuszczenie wody kanałem ulgi zsynchronizowane wtedy powinno być z otwieraniem upustu dennego w głównej zaporze czołowej Zalewu. Budowa takiego upustu dennego – o ile jest możliwa z punktu widzenia technicznego – umożliwiłaby wyłukiwanie części osadów dennych i namulów z misy Zalewu Zemborzyckiego, a tym samym ograniczenie możliwości zasilania toni wodnej w związki biogenne.

4.4. Zbiorniki wód drenażowych.

Zbiorniki te powinny funkcjonować jako **zbiorniki typu makrofitowego** a podczyszczona w nich woda powinna być kierowana do zbiornika wstępnego (przy pomocy przepompowni). Ze względu na większą wydajność w usuwaniu związków biogennych zaleca się zastosowanie typu o przepływie podpowierzchniowym. Ostateczny jednak wybór rodzaju konstrukcji powinien zostać dokonany po analizie danych dotyczących warunków hydrologicznych, hydrochemicznych i hydrotechnicznych systemów odwadniających, na których mają one zostać zbudowane. Dotyczy to także docelowej powierzchni tych zbiorników. Przykładowo, zbiornik o powierzchni 0,4 ha (teoretycznie możliwy do zbudowania na terenie nieznacznie większym od obecnie istniejącego zbiornika przy zachodnim brzegu Zalewu Zemborzyckiego) miałby zdolność eliminacji azotu w ilości 1000 - 2520 kg azotu rok⁻¹ oraz 180 – 300 kg fosforu rok⁻¹. W przypadku fosforu byłyby to wartości zadawalające – ilość rocznego ładunku fosforu z obecnie istniejącej w tym miejscu przepompowni do Zalewu Zemborzyckiego szacuje się w przybliżeniu na 230 kg rok⁻¹ (Zalew...2016).

4.5. Osadnik wstępny

Jako opcjonalną można ponadto zaproponować **budowę zbiornika typu osadnikowego**, usytuowanego powyżej zbiornika wstępnego. Jego zadaniem byłoby wstępne oczyszczanie wód rzeki Bystrzycy z najcięższej frakcji rumowiska rzeczno. Plusem takiego rozwiązania byłoby **zmniejszone tempo zamulania zbiornika wstępnego** a także, choć w niewielkim stopniu, ograniczenie dostawy fosforu zaadsorbowanego na cząstkach mineralnych. Zbiornik taki, aby mógł spełniać swoją rolę, powinien mieć możliwość częstego usuwania namulów rzecznych. Przykładowe usytuowanie zbiornika osadnikowego pokazano na rycinie w Załączniku 2.

5. Wskazówki do dalszych działań, które umożliwią zaprojektowanie systemu.

Zaprojektowanie przyszłego systemu zbiorników powyżej Zalewu Zemborzyckiego **wymaga posiadania precyzyjnych danych** zebranych w profilu Bystrzycy most na ul. Cienistej w ciągu co najmniej jednego roku w interwale co najmniej jednomiesięcznym (wskazane byłyby badania co 2 tygodnie), dotyczących:

- natężenia przepływu rzeki;
- podstawowych parametrów fizyczno-chemicznych (temperatura, odczyn, przewodnictwo elektrolityczne właściwe, natlenienie);
- koncentracji fosforu i azotu w rzece (TN, N-NH₄, N-NO₃, N-NO₂, TP, P-PO₄);
- stężenia i struktury zawiesiny ogólnej;
- koncentracji chlorofilu-*a* oraz struktury ilościowej i jakościowej fitoplanktonu w rzece.

W przypadku projektu dwóch zbiorników wód drenażowych konieczne jest rozpoznanie hydrologiczne aktualnie istniejącego systemu melioracyjnego zbierającego wody z okolicy ul. Cienistej (na południe od ulicy, na obecnie istniejącym polderze oraz przy zachodnim brzegu Zalewu Zemborzyckiego). Dodatkowo konieczne jest wykonanie badań koncentracji fosforu i azotu (j.w.) przez okres co najmniej jednego roku w interwale miesięcznym. Ponadto wymagane będą badania geologiczne dotyczące miąższości i struktury osadów na obszarze obecnie istniejącego polderu jak również wszystkie inne badania wymagane przy projektowaniu i wznoszeniu budowli hydrotechnicznych. Zaleca się

przeprowadzenie stałych konsultacji przyrodniczych (z zakresu hydrologii, hydrobiologii i ichtiobiologii) na etapie projektowania, budowy i użytkowania proponowanego systemu.

6. Wnioski

Według opracowanego w 2016 roku przez grupę ekspertów raportu dotyczącego aktualnego stanu Zalewu Zemborzyckiego oraz propozycji wdrożenia strategii działań na rzecz poprawy jego stanu ekologicznego, „zasadniczym celem tego typu działań powinno być przede wszystkim ograniczenie dostawy związków fosforu i azotu do zbiornika” (Zalew... 2016). Jednym z proponowanych w cytowanym opracowaniu działań była „budowa wstępnego zbiornika retencyjnego powyżej Zalewu Zemborzyckiego, spełniającego funkcję swoistego biofiltra dla obciążonych nadmiernym ładunkiem fosforu i azotu wód Bystrzycy” (Zalew... 2016).

Biorąc pod uwagę sugestie zawarte w ww. raporcie, w niniejszym opracowaniu zaproponowano wstępną koncepcję budowy systemu urządzeń i budowli wodnych mających za zadanie redukcję związków biogennych dopływających do Zalewu Zemborzyckiego. Z teoretycznych obliczeń wynika, że poprawnie zaprojektowany, wybudowany i eksploatowany system usytuowany w okolicach ul. Cienistej w Lublinie daje szansę na ograniczenie dopływu fosforu do Zalewu Zemborzyckiego. Stopień redukcji ładunku tego pierwiastka może wynieść 70-90% w ciepłym półroczu hydrologicznym (maj-październik) oraz 15-25% w półroczu zimnym. Natomiast średnioroczna redukcja fosforu może wynieść ok. 50%, przy czym wartość ta może być niższa, ze względu na fakt, iż w okresie zwiększonego zasilania w fosfor (wiosna) intensywność procesów redukcji w zbiorniku wstępnym będzie niewielka.

Szacunkowe dane dotyczące bilansu związków biogennych (Mieczan i in. 2015, Zalew...2016) wskazują, że nadmierna ilość fosforu w wodzie Zalewu Zemborzyckiego, która jest główną przyczyną powstawania sinicowych zakwitów ma swoje dwa główne źródła, jakim są: wody rzeki Bystrzycy zasilające zbiornik oraz namuły i osady limniczne leżące na dnie zbiornika. Dodatkowymi źródłami fosforu są wody pochodzące z przepompowni wód opadowych oraz zanęty wrzucane do zbiornika przez wędkarzy. W związku z tym, budowa zbiornika wstępnego może przynieść oczekiwane skutki wyłącznie wtedy, gdy będzie ona elementem szeregu innych działań rekultywacyjnych rekomendowanych przez grupę

ekspertów w opracowaniu z roku 2016 (Zalew...2016). Do rekomendowanych działań zaliczyć należy:

a) budowa systemu urządzeń i budowli wodnych mających za zadanie redukcję związków biogennych dopływających do Zalewu Zemborzyckiego wraz z wodami Bystrzycy („zbiornik wstępny”, „polder”) będącego przedmiotem niniejszego opracowania;

b) zaniechanie kierowania wód opadowych z okolic Zalewu bezpośrednio do wód zbiornika przy pomocy istniejących przepompowni. Wody te (będące *de facto* ściekami deszczowymi) należy kierować najpierw do mniejszych zbiorników typu makrofitowego, a następnie do nowo wybudowanego „zbiornika wstępnego”;

c) usunięcie z dna Zalewu Zemborzyckiego (w tym ze strefy cofki) namułów oraz osadów limnicznych;

d) opracowanie szczegółowego programu monitoringu dla całego procesu działania;

e) powołanie specjalnej grupy naukowców i praktyków, którzy będą nadzorować prowadzone prace na etapie projektowania, budowy a następnie eksploatacji całego systemu w celu bieżącej analizy zachodzących procesów oraz dokonywania na bieżąco korekt, tak by osiągać maksymalne efekty związane z jego funkcjonowaniem.

7. Literatura

Benndorf, J. & Pütz, K. 1987a. Control of eutrophication of lakes and reservoirs by means of pre-dams—I. Mode of operation and calculation of the nutrient elimination capacity. *Water Research*, 21(7), 829-838.

Benndorf, J. & Pütz, K. 1987b. Control of eutrophication of lakes and reservoirs by means of Pre-Dams—II. Validation of the phosphate removal model and size optimization. *Water Research*, 21(7), 839-842.

Chen H. 2011. Surface-flow constructed treatment wetlands for pollutant removal: applications and perspectives. *Wetlands*, 31(4), 805-814.

Czamara W., Czamara A., Wiatkowski M. 2008. The use of pre-dams with plant filters to improve water quality in storage reservoirs. *Archives of Environmental Protection*, 34(spec.): 79-89.

Dąbrowska J. 2010. Wpływ osadnika wstępnego z filtrem biologicznym na zmiany wartości wybranych parametrów fizykochemicznych wody. *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich* 8: 5-13.

Fiala L., Vagata P. 1982. Phosphorus reduction in a man-made lake by means of a small reservoir in the inflow. *Arch. Hydrobiol.* 94, 24-37.

Iwaniuk A., Bielak-Bielecki P., Parcheta D., Miazga J. 2016 – Monitoring jakości wód rzeki Bystrzycy i Zalewu Zemborzyckiego. [w:] *Zalew Zemborzycki – szanse i zagrożenia*. Urząd Miasta Lublin, Lublin.

Jing, S. R., Lin, Y. F., Lee, D. Y., Wang, T. W. 2001. Nutrient removal from polluted river water by using constructed wetlands. *Bioresource Technology*, 76(2), 131-135.

Kadlec, R. H., Wallace, S. 2008. *Treatment wetlands*. CRC Press.

Kennedy G., Mayer, T. 2002. Natural and constructed wetlands in Canada: An overview. *Water Quality Research Journal of Canada*, 37(2), 295-325.

Klapper H. 1957. Biologische Untersuchungen an den Einläufen und Vorbecken der Saldenbachtalsperre (Erzgeb.). *Wiss. Z. Karl-Marx-Univ. Lpz., Math.-Nat. Reihe* 7, 11-47.

Lee, C. G., Fletcher, T. D., Sun, G. 2009. Nitrogen removal in constructed wetland systems. *Engineering in Life Sciences*, 9(1), 11-22.

Li, L., Li, Y., Biswas, D. K., Nian, Y., Jiang, G. 2008. Potential of constructed wetlands in treating the eutrophic water: evidence from Taihu Lake of China. *Bioresource technology*, 99(6), 1656-1663.

Martín, M., Oliver, N., Hernández-Crespo, C., Gargallo, S., Regidor, M. C. 2013. The use of free water surface constructed wetland to treat the eutrophicated waters of lake L'Albufera de Valencia (Spain). *Ecological engineering*, 50, 52-61.

Michalczyk Z., Chmiel S., Głowacki S. 2016. Hydrologiczna rola Zalewu Zemborzyckiego [w:] Zalew Zemborzycki – szanse i zagrożenia. Urząd Miasta Lublin, Lublin.

Mieczan T., Pawlik-Skowrońska B., Niedźwiecki M. 2015. Określenie bilansu związków biogennych w Zbiorniku Zemborzyckim. Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie, Lublin (maszynopis).

Nyholm N., Sorensen P. E., Olrik K. and Pedersen S. D. (1978) Restoration of Lake Naskov Indrefjord Denmark, using algal ponds to remove nutrients from inflowing river water. *Prog. Wat. Technol.* 10, 881-892.

Paul, L. 2003. Nutrient elimination in pre-dams: results of long term studies. *Hydrobiologia*, 504(1-3), 289-295.

Paul, L., Pütz, K. 2008. Suspended matter elimination in a pre-dam with discharge dependent storage level regulation. *Limnologia-Ecology and Management of Inland Waters*, 38(3), 388-399.

Pawlik-Skowrońska B., Toporowska M., Kalinowska R. 2016. Badania dynamiki rozwoju sinic i produkcji cyjanotoksyn w Zbiorniku Zemborzyckim na tle warunków środowiskowych. [w:] Zalew Zemborzycki – szanse i zagrożenia. Urząd Miasta Lublin, Lublin.

Pęczuła W. 2008. Metody ograniczania nadmiernego rozwoju cyjanobakterii planktonowych w zbiornikach wodnych. Lublin, maszynopis

Pęczuła W. 2012. Methods applied in cyanobacterial bloom control in shallow lakes and reservoirs. *Ecological Chemistry and Engineering A* 19: 795-806.

Pütz, K., Benndorf, J. 1998. The importance of pre-reservoirs for the control of eutrophication of reservoirs. *Water Science and Technology*, 37(2), 317-324.

Salvia-Castellvi M., Dohet A., Van der Borgh P., Hoffmann L. 2001. Control of the eutrophication of the reservoir of Esch-sur-Sure (Luxembourg): evaluation of the phosphorus removal by predams. *Hydrobiologia*, 459: 61-71.

Uhlmann D. and Benndorf J. (1980) The use of primary reservoirs to control eutrophication caused by nutrient inflows from non-point sources. In Land Use Impacts on Lake and Reservoir Ecosystems [w:] Proceedings of a regional workshop on MAB Project 5, Warsaw. Facultas, Wien.

Vollenweider R. 1968. The scientific basis of the lake and stream eutrophication, with particular reference to phosphorus and nitrogen as eutrophication factors. Technical Report of OECD, Paris, DAS/CSI/68, 1-182.

Vymazal J. 2007. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. Science of the total environment, 380(1), 48-65.

Zalew Zemborzycki – diagnoza aktualnego stanu oraz propozycje strategii działań mających na celu poprawę jakości wody i ograniczenie zakwitów sinic. 2016. Zespół autorski: Dobrowolski R., Michalczyk Z., Pawlik-Skowrońska B., Pęczuła W., Szczepaniak Z., Lublin, maszynopis.