

BARTŁOMIEJ NAJBAR

Inżynierii Środowiska, Politechnika Zielonogórska, Zielona Góra

Płazy w zbiornikach powyroboiskowych „pojezierza antropogenicznego” w Łuku Mużakowskim

W latach 1993–1994 przeprowadzono kompleksowe badania wód 24 zbiorników powyroboiskowych „pojezierza antropogenicznego”, położonego w południowo-zachodniej części ówczesnego województwa zielonogórskiego, stanowiącego dziś część województwa lubuskiego. Do badań wytypowano 6 zbiorników w okolicy Trzebiela, 8 – koło Tuplic oraz 10 – znajdujących się nieopodal Łęknicy. Ze względu na to, że nie miały one nazw własnych, oznakowano je numerami od 1 do 24 (ryc. 1).

Celem badań było określenie stopnia zeutrofizowania wód wyżej wymienionych akwenów na podstawie wskaźników fizyczno-chemicznych i biologicznych (Najbar 1996).

Podczas penetracji terenu i gromadzenia prób biologicznych, obejmujących plankton oraz organizmy stref litoralnej i bentosowej, w kilku przypadkach stwierdzono obecność płazów w warunkach wyjątkowo trudnych dla ich egzystencji i rozwoju, tj. w zbiornikach, w których odczyn wody (pH) nie przekraczał 4,0.

Rozród i rozwój płazów nierozzerwalnie jest związany z siedliskiem wodnym. Stwierdzenie obecności pojedynczych osobników lub wielogatunkowych ugrupowań płazów w zbiornikach o wodach silnie kwaśnych (acidotroficznych) stało się przyczyną zainteresowania tym zjawiskiem i podjęcia odpowiednich obserwacji.

Teren badań

„Pojezierze antropogeniczne” zajmuje obszar ok. 7000 ha, a lustro wody ok. 100 znajdujących się tu zbiorników wodnych – 150 ha (Kozacki 1976).

Jest to teren dość urozmaicony z powodu zaburzeń glaci-tektonicznych, wywołanych nasunięciem się lodowca bałtyckiego. Obszar ten został dodatkowo „zaburzony” w wyniku eksploatacji pokładów węgla brunatnego, trwającej od początków 2. połowy XIX w. do 1974 r. Wydobywanie węgla rozpoczęto w rejonie Tuplic i prowadzono w kierunku południowym, stąd najstarsze zbiorniki wodne znajdują się w pobliżu tej miejscowości, zaś najmłodsze w rejonie Łęknicy (ryc. 1).

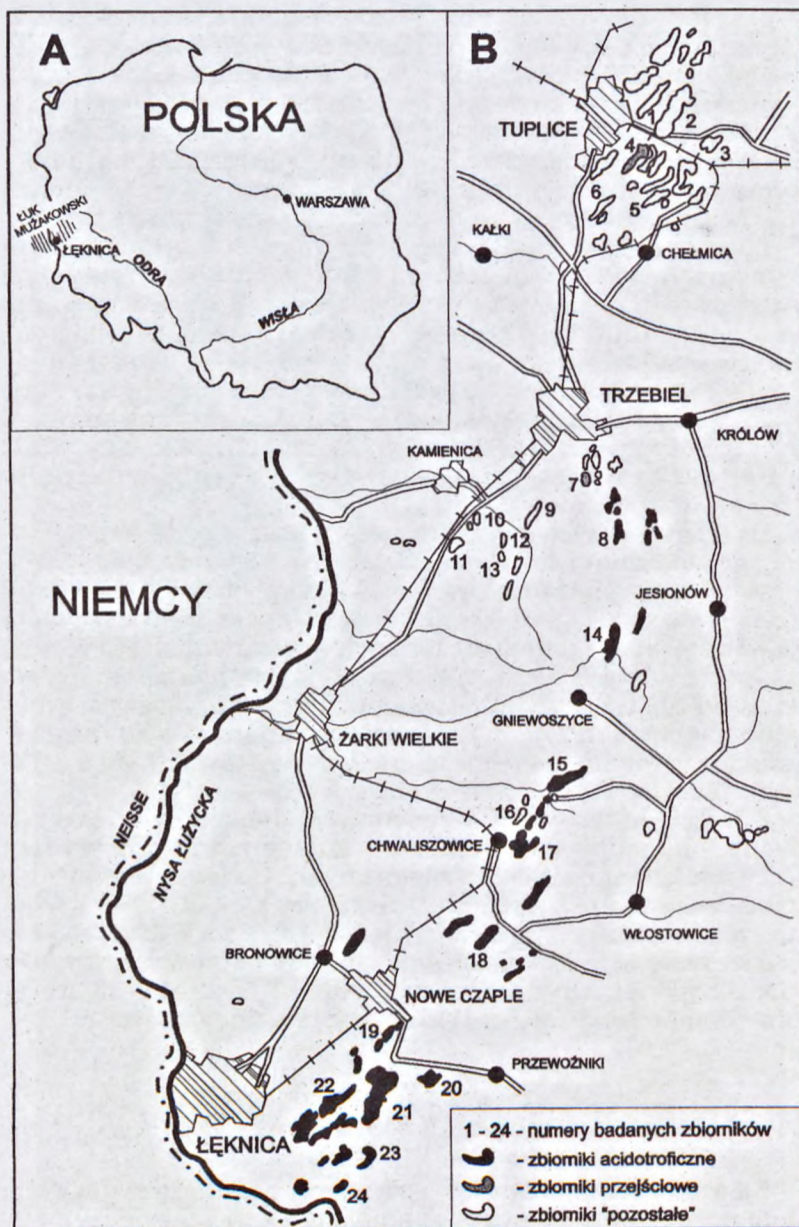
Złoże węgla wydobywano systemem podziemnym i odkrywkowym. Po zakończeniu eksploatacji podziemnej usuwano drewniane obudowy z wyrobiska, pozostawiając komory i chodniki bez podsadzki. Powodowało to osiadanie warstw nadległych, a na powierzchni ziemi tworzyły się długie i wąskie niecki zapadliskowe, które wypełniały się wodą opadową i gruntową. Tak wypełnione wyrobiska utworzyły się również w wyniku eksploatacji odkrywkowej. W ten sposób powstały dwa zasadnicze typy zbiorników: zapadliskowe i wyrobiskowe (K o z a c k i 1976).

Podczas prowadzonych badań okazało się, że skład chemiczny wód zbiorników „pojezierza antropogenicznego” znacznie odbiega od przeciętnego składu chemicznego wód jeziornych w naszym kraju, przede wszystkim z powodu silnego zakwaszenia już w czasie ich powstawania. Przyczyną zakwaszenia tych wód był towarzyszący pokładom węgla piryt (FeS_2), który wydobyty na powierzchnię ulegał w gruntach nasypowych złożonym procesom utleniania i hydrolizy, prowadzącym do powstania kwasu siarkowego (M e n d a l u k, W r ó b e l 1977, M a t e j c z u k 1986).

Z upływem lat wody najstarszych zbiorników, liczących obecnie ponad 100 lat, ulegały zubożeniu w wyniku procesów chemicznych i biologicznych. Badania przeprowadzone w latach osiemdziesiątych (S o l s k i i i n. 1988) i w latach dziewięćdziesiątych (S o l s k i, J ę d r c z a k 1990, J ę d r c z a k 1992) wykazały, że wody około połowy zbiorników „pojezierza antropogenicznego” uległy naturalnym procesom zubożenia i ich pH zbliżone jest do wartości 7,0.

Charakterystyka fizyczno-chemiczna badanych zbiorników

Za wskaźnik o podstawowym znaczeniu dla rozwoju życia biologicznego wytypowanych zbiorników uznano odczyn wody (pH). Na podstawie pomiarów jego wartości wyróżniono



trzy grupy zbiorników: acidotroficzną (pH 2,4–4,0), przejściową (pH 4,18–5,6) i „pozostałą” (pH 6,65–7,85) (tab. 1).

Oprócz odczynu wartości innych wskaźników fizyczno-chemicznych w tych akwenach (niekiedy blisko siebie położonych) bywają bardzo zróżnicowane, co związane jest m.in. z charakterem podłoża, na którym występują, stopniem zeutrofizowania i dynamiką wód w profilu pionowym. To z kolei ma ogromne znaczenie dla występowania i rozwoju w nich różnorodnych form życia.

Zawartość tlenu w powierzchniowych warstwach wody wszystkich badanych zbiorników mieściła się w granicach od 4,4 do 9,2 mg $O_2 \cdot dm^{-3}$. Zasadowość wód zbiorników grupy „pozostałe” i jednego zbiornika grupy przejściowej (nr 7) wahała się od 0,20 do 1,70 mval dm^{-3} , natomiast wody grupy acidotroficzej nie zawierały jonów wodorowęglanowych (tab. 1). Wody te charakteryzowały się kwasowością mineralną (0,40–8,95 mval dm^{-3}).

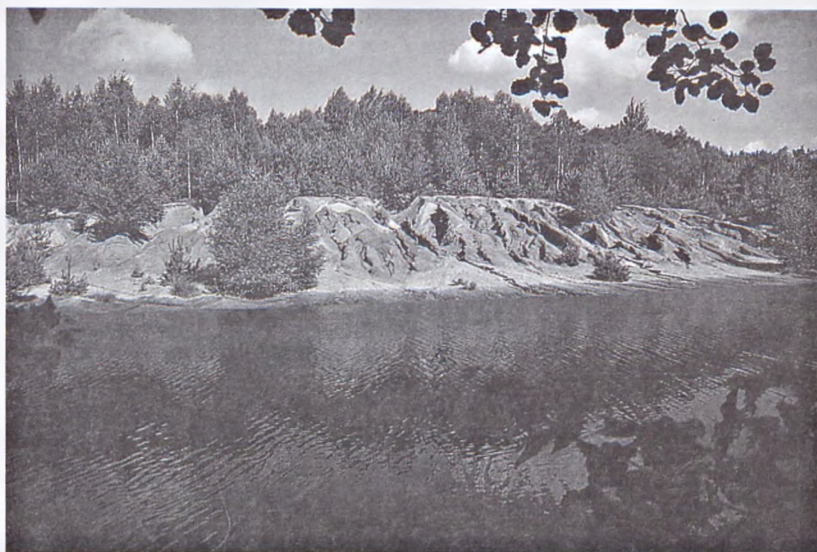
W przypadku stężeń sodu i potasu w wodach badanych zbiorników nie stwierdzono różnic pomiędzy wyróżnionymi grupami zbiorników (acidotroficzną, przejściową, „pozostałą”). Stwierdzone zawartości tych pierwiastków były zbliżone do stężeń występujących w wodach naturalnych.

Zawartości wapnia i magnezu w zbiornikach acidotroficznym były na ogół wyższe i mieściły się w szerszym przedziale stężeń od zbiorników grupy „pozostałe” (tab. 1). Wody grupy acidotroficzej charakteryzowały ponadto zarówno wyższe wartości, jak i szersze zakresy zmian stężeń chlorków, siarczanów, żelaza, glinu, soli amonowych oraz metali ciężkich w stosunku do pozostałych grup (tab. 1).

Na podkreślenie zasługuje na ogół wyższy stopień zasolenia wód zbiorników acidotroficznym od wód pozostałych zbiorników oraz wód naturalnych, a wywołany obecnością żelaza i siarczanów (tab. 1).

Zbiorniki acidotroficzne cechował przede wszystkim niski odczyn wody (pH 4,0). Wody tych zbiorników miały ponadto najbardziej zróżnicowany skład chemiczny pod względem jakościowym i ilościowym. Przykładem tego jest mero-miktyczny zbiornik nr 21, w którego wodach stwierdzono najwyższe stężenia siarczanów (1256 mg $SO_4 \cdot dm^{-3}$), żelaza

Ryc. 1. Łuk Mużakowski: A – położenie, B – „pojezierze antropogeniczne”. – Łuk Mużakowski (Mużaków Arch.): A – situation, B – “anthropogenic lake land”



Ryc. 2. Zbiornik pokopalniany w rejonie Łęknicy. – A post-mine reservoir in the environs of Łęknica. Fot. B. Najbar

ogólnego $192 \text{ mg Fe} \cdot \text{dm}^{-3}$), glinu ($15,5 \text{ mg Al} \cdot \text{dm}^{-3}$), substancji rozpuszczonych ($1600 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$). Wysokie stężenia siarczanów (ok. $600 \text{ mg SO}_4 \cdot \text{dm}^{-3}$), żelaza (ok. $10 \text{ mg Fe} \cdot \text{dm}^{-3}$), glinu (ok. $3,50 \text{ mg Al} \cdot \text{dm}^{-3}$), a zwłaszcza soli amonowych ($5,23\text{--}6,00 \text{ mg N} \cdot \text{dm}^{-3}$) wykryto w wodach zbiornika nr 22. Najwyższe zawartości glinu (ponad $9 \text{ mg Al} \cdot \text{dm}^{-3}$) wykazywały wody zbiornika nr 19.

Występowanie płazów w zbiornikach powyroboiskowych

Na „pojezierzu antropogenicznym” stwierdzono występowanie 14 gatunków płazów (tab. 2). Najliczniej i najwięcej gatunków odnotowano w zbiornikach grupy „pozostałe”, co jest w pełni zrozumiałe, gdyż skład chemiczny ich wód zbliżony jest do naturalnych. We wszystkich 11 zbiornikach wymienionej grupy stwierdzono: ropuchę szarą *Bufo bufo* i żabę wodną *Rana esculenta complex*, w 10 traszkę zwyczajną *Triturus vulgaris*, w 8 żabę trawną *Rana tem-*

poraria, w 7 traszkę grzebieniastą *Triturus cristatus* i żabę moczarową *Rana arvalis*. Obecność pozostałych gatunków odnotowano w nielicznych zbiornikach (tab. 2) i w niewielkiej liczbie osobników, co na ogół pokrywa się z powszechnością występowania płazów w zachodniej części Ziemi Lubuskiej.

W zbiornikach grupy przejściowej odnotowano 6 gatunków płazów w okresie godowym i 2 gatunki poza tym okresem (tab. 2). Należy podkreślić, iż odczyn wód zbiorników tej grupy jest wyjątkowo niestabilny i zazwyczaj po zimie bądź po ulewnych deszczach wartości pH maleją, po czym znów wzrastają. Znaczne zróżnicowanie odczynu wody, w tej grupie zbiorników, odnotowywane jest na ogół w całym profilu pionowym. Mimo okresowo niekorzystnych warunków fizyczno-chemicznych wody, żyje w nich bogactwo roślin i zwierząt. Według dokonanych obserwacji, gatunkami płazów, których wspomniane, krótkotrwałe zmiany odczynu wód nie „zmuszały” do opuszczenia zbiornika są niewątpliwie żaba jeziorkowa *Rana lessonae*, a także ropucha szara. Pozostałe gatunki (traszka zwyczajna, żaba trawna, moczarowa i wodna) reagowały na to opuszczeniem akwenu lub ukrywaniem się w przybrzeżnej strefie litoralnej, gdzie zaistniały zmiany sprzyjające pobytowi tych zwierząt.

Ciekawym przykładem ilustrującym zachowanie się płazów w wodach tej grupy jest zbiornik nr 4 położony w Tuplicach. Podczas badań przeprowadzonych latem 1986 r. stwierdzono, że w powierzchniowej warstwie wody odczyn pH wynosił 6,4, podczas gdy wiosną 1992 r. uległ obniżeniu (do pH 4,18 przy powierzchni i pH 5,26 nad dnem). W efekcie m.in. cała ichtiofauna została zniszczona, płazy – z wyjątkiem żaby jeziorkowej i ropuchy szarej – opuściły go, natomiast żaden gatunek nie odbywał w nim godów tego roku. Żaby wodne, trawne i traszki zwyczajne pojawiły się w tym zbiorniku w następnym sezonie.

Najbardziej zaskakujące obserwacje „na pojezierzu antropogenicznym” dotyczą zbiorników „kwaśnych”, stwierdzono bowiem występowanie w nich niektórych gatunków płazów. Dotyczy to przede wszystkim żaby jeziorkowej, której obecność odnotowano w zbiornikach nr 14 (pH 3,89) i 20 (pH 3,49), gdzie nieliczne osobniki tego gatunku obserwowano zarówno w okresie godów, jak i po ich zakończeniu. W czasie intensywnych deszczy przeniosły się one jednak do pobliskich zagłębień wypełnionych wodą deszczową. Należy podkreślić, że w najbliższej okolicy jedynymi stałymi zbiorni-

kami wód są zagłębienia pokopalniane o odczynie pH zbliżonym do 2,5–3,0. W nich jednak płazów nie stwierdzono. Wydaje się również mało prawdopodobne, aby żaby jeziorowe przywędrowały tu z innych akwenów (o odczynie zbliżonym do obojętnego), gdyż takich w ich pobliżu nie ma, a ponadto otaczają je suche bory sosnowe.

W zbiorniku nr 20 dwukrotnie (20.05.1994 i 28.05.1994) stwierdzono świeżo złożony skrzek grzebiuszki ziemnej *Pelobates fuscus*, który po kilku dniach całkowicie obumarł.

Ponadto w jednym z bardzo kwaśnych zbiorników (nr 14) kilkakrotnie odnotowano obecność dorosłych ropuch szarych. Jednakże zwierzęta te pozostawały w wodzie przez kilka dni w okresie godów. Skrzeku ropuch w zbiorniku tym nie stwierdzono, natomiast w toni wodnej odnaleziono kilka martwych osobników tego gatunku.

W pozostałych zbiornikach acidotroficznym (nry 8, 15, 17–19, 21–24) płazów nie napotkano.

Poza wymienionymi powyżej pospolitymi płazami zasiedlającymi badane zbiorniki, powszechnymi gatunkami na „pojezierzu antropogenicznym” okazały się także: traszka zwyczajna, występująca łącznie w 11 badanych zbiornikach, i żaba trawna, stwierdzona w 10 zbiornikach. Do najrzadszych na badanym terenie gatunków należały: ropucha paskówka *Bufo calamita*, której nieliczne osobniki stwierdzono w zbiornikach nry 1, 2, 3 i 10, grzebiuszka ziemna (zbiorniki nry 1, 2 i 20 – skrzek), a ponadto rzekotka drzewna *Hyla arborea* i kumak nizinny *Bombina bombina*, których pojedyncze okazy odnotowano zaledwie w dwóch najstarszych, płytkich i mocno zeutrofizowanych zbiornikach (nry 1 i 2) (tab. 2).

Dyskusja

Stężenie jonów wodorowych ma istotny wpływ na chemiczne i biologiczne procesy zachodzące w zbiornikach wodnych. Jørgensen (1993) wymienia wiele przykładów bezpośredniego i pośredniego wpływu pH na życie organizmów wodnych. Wszystkie biologiczne procesy, jak rozwój, wzrost, metabolizm (procesy anaboliczne i kataboliczne), przebiegają w określonych zakresach odczynu, przy czym wyróżniają się warunki optymalne, w których rozwój przebiega szybciej i bez zakłóceń. Kwaśne środowisko działa zdecydowanie

Tab. 1. Charakterystyka fizyczno-chemiczna wód (warstwa powierzchniowa) wybranych zbiorników „pojezierza antropogenicznego” w 1993 r. (Najbar 1996, Jachimko 1998)

Nr zb.	Głębokość	Temperatura	Odczyn	Tlen rozpr.	Zasadowość	Kwasowość min.	Sód	Potas	Wapń	Magnez	Chlorki	Siarczany	Żelazo ogólne	Sole amon.	Subst. rozpr.	Glin	Cynk	Miedź	Ołów	Kadm
	m	°C	pH	mgO ₂ ·dm ⁻³	mval·dm ⁻³	mval·dm ⁻²	mgNa·dm ⁻³	mgK·dm ⁻³	mgCa·dm ⁻³	mgMg·dm ⁻³	mgCl·dm ⁻³	mgSO ₄ ·dm ⁻³	mgFe·dm ⁻³	mgN·dm ⁻³	mg·dm ⁻³	mgAl·dm ⁻³	mgZn·dm ⁻³	mgCu·dm ⁻³	mgPb·dm ⁻³	mgCd·dm ⁻³
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21
Zbiorniki acidotroficzne																				
8	0	21,5	2,84	9,2	0,00	3,40	3,9	5,2	56,8	17,1	6,5	438,6	38,60	1,28	557	6,250	0,139	0,001	0,032	0,005
	1	20,5	2,83	6,6	0,00	3,40	4,1	5,3	56,8	17,3	6,5	391,4	39,70	1,92	511	6,251	0,453	0,862	0,069	0,005
14	0	22,5	3,89	7,8	0,00	0,40	2,2	2,0	14,9	4,1	5,5	79,0	1,36	0,08	109	0,410	0,147	0,001	0,060	0,007
	1	22,5	3,88	8,0	0,00	0,50	2,1	2,0	14,0	3,9	6,0	78,3	0,93	0,10	108	0,429	0,156	0,073	0,061	0,006
15	0	19,8	2,88	7,2	0,00	1,00	4,6	4,0	77,0	16,9	10,0	327,5	16,93	6,00	465	1,787	0,087	0,007	0,058	0,005
	1	19,8	2,88	8,2	0,00	1,80	4,5	4,0	75,6	16,7	9,0	393,1	16,56	0,89	521	1,350	0,139	0,144	0,049	0,003
17	0	20,8	2,83	8,8	0,00	2,50	6,0	4,5	101,0	20,1	11,0	522,4	25,40	2,62	702	4,774	0,368	0,011	0,064	0,004
	1	20,9	2,83	6,2	0,00	2,20	4,9	4,5	112,0	19,3	8,0	550,5	25,40	3,20	729	4,742	0,094	0,507	0,066	0,003
18	0	20,7	2,60	6,6	0,00	4,20	7,1	5,4	29,8	7,6	18,5	414,2	46,40	2,24	534	4,012	0,206	0,005	0,040	0,006
	1	20,6	2,61	6,6	0,00	4,00	7,0	5,2	28,8	7,4	17,5	369,9	45,00	1,53	485	4,205	0,451	0,640	0,035	0,005
19	0	22,3	2,95	7,2	0,00	1,90	3,2	4,8	36,7	10,0	7,0	319,3	11,84	1,79	401	9,222	0,300	0,014	0,065	0,005
	1	21,5	2,94	4,4	0,00	1,90	3,2	4,8	36,5	10,0	7,0	336,1	11,65	0,96	418	8,420	0,338	0,303	0,063	0,006
20	0	21,1	3,49	8,2	0,00	0,35	5,3	4,6	15,7	7,2	15,0	85,3	0,88	0,13	134	1,204	0,080	0,002	0,045	0,004
	1	21,1	3,39	8,0	0,00	0,35	5,4	4,3	15,1	7,1	14,5	95,6	0,91	0,96	144	1,064	0,185	0,083	0,032	0,002
21	0	21,5	2,45	5,4	0,00	8,05	5,4	2,9	93,4	31,8	7,0	1265,0	190,50	0,72	1607	15,10	0,522	0,021	0,093	0,012
	1	21,5	2,41	5,2	0,00	8,95	5,0	2,7	90,3	31,5	7,0	1256,0	192,60	1,11	1600	15,49	0,471	0,145	0,031	0,003
22	0	19,3	2,90	5,8	0,00	3,80	12,7	7,4	134,0	30,2	17,5	626,7	10,11	5,23	847	3,369	0,167	0,004	0,061	0,006
	1	18,8	2,93	6,4	0,00	3,90	12,7	7,6	130,0	30,7	19,0	588,7	10,04	6,00	807	3,546	0,455	0,642	0,079	0,009
23	0	20,5	2,79	7,6	0,00	3,45	3,1	3,9	41,7	10,8	5,5	421,4	29,60	0,57	517	4,565	0,143	0,004	0,044	0,003
	1	20,4	2,78	6,8	0,00	3,45	3,0	3,8	42,2	10,9	5,5	405,0	29,90	0,34	504	4,533	0,193	0,118	0,048	0,004
24	0	20,8	2,87	7,2	0,00	2,05	3,9	4,9	29,0	8,8	6,5	231,0	16,00	0,20	300	2,336	0,061	0,005	0,040	0,004
	1	20,7	2,87	8,0	0,00	2,00	4,1	4,8	29,0	9,1	5,0	249,8	15,93	0,30	320	2,323	0,156	0,404	0,052	0,004
Zbiorniki przejściowe																				
4	0	21,0	4,18	7,2	0,00	0,0	4,1	2,4	47,0	11,2	10,5	165,6	0,95	0,09	236	0,215	0,067	0,003	0,046	0,004
	1	19,0	4,20	7,0	0,00	0,0	3,9	2,3	48,4	11,3	11,0	162,4	0,87	0,09	247	0,252	0,245	0,029	0,036	0,002
7	0	20,0	5,07	6,6	0,20	0,0	4,6	2,9	19,5	2,9	18,5	37,0	1,28	0,10	98	0,086	0,136	0,005	0,042	0,008
	1	19,7	4,88	7,8	0,20	0,0	4,6	2,9	19,7	2,8	20,0	44,6	1,22	0,10	113	0,049	0,082	0,003	0,033	0,003
Zbiorniki „pozostałe”																				
1	0	21,3	6,67	6,4	0,40	0,0	11,0	5,9	51,5	12,0	32,0	150,6	0,98	0,02	292	0,014	0,065	0,015	0,027	0,005
	1	20,1	6,18	9,0	0,50	0,0	11,5	6,4	53,2	12,0	31,5	146,6	1,41	0,07	282	0,028	0,042	0,011	0,029	0,006
2	0	19,8	6,91	6,4	0,50	0,0	8,4	3,1	52,6	12,3	26,5	155,7	4,29	0,14	294	0,049	0,169	0,009	0,062	0,008
	1	18,5	7,54	5,0	0,50	0,0	8,2	3,0	53,0	12,3	26,5	157,1	5,21	0,24	238	0,039	0,157	0,010	0,058	0,005
3	0	19,4	7,38	5,4	1,70	0,0	7,5	3,5	53,1	8,8	23,5	73,3	0,58	0,09	272	0,037	0,041	0,002	0,020	0,003
	1	19,4	7,05	6,2	1,70	0,0	7,6	3,4	53,6	8,8	21,0	81,4	0,60	0,06	282	0,023	0,125	0,010	0,024	0,003
5	0	22,6	7,81	7,4	1,00	0,0	5,6	3,7	51,0	7,9	13,0	109,4	0,28	0,10	252	0,044	0,058	0,004	0,055	0,012
	1	21,3	7,50	6,8	1,00	0,0	5,7	3,6	51,0	7,8	13,0	109,4	0,33	0,10	249	0,085	0,064	0,014	0,041	0,004
6	0	21,5	7,62	6,6	1,40	0,0	9,2	10,5	79,6	14,2	30,5	181,5	0,35	0,06	389	0,084	0,108	0,004	0,045	0,003
	1	21,5	7,62	7,6	1,30	0,0	9,4	10,5	78,5	14,2	30,0	184,7	0,80	0,08	390	0,096	0,090	0,019	0,057	0,008
9	0	19,7	7,35	6,4	1,60	0,0	3,5	3,0	48,4	11,8	6,0	90,3	0,32	0,08	269	0,168	0,058	0,003	0,021	0,004
	1	19,4	7,61	7,0	1,60	0,0	3,6	2,8	48,9	12,2	6,0	92,3	0,33	0,08	265	0,212	0,067	0,019	0,038	0,006
10	0	22,8	7,55	6,8	0,60	0,0	3,3	2,5	23,9	4,6	8,0	54,0	0,26	0,06	143	0,040	0,038	0,002	0,044	0,003
	1	22,9	7,53	7,0	0,70	0,0	3,2	2,5	24,5	4,7	8,5	41,3	0,24	0,08	119	0,033	0,029	0,003	0,033	0,001
11	0	19,5	7,44	6,6	1,10	0,0	3,6	2,0	23,8	5,5	9,0	47,4	0,35	0,06	158	0,034	0,019	0,011	0,011	0,001
	1	19,7	7,40	7,4	1,20	0,0	3,4	2,0	20,0	5,0	10,0	43,7	0,28	0,07	137	0,029	0,027	0,011	0,030	0,003
12	0	23,0	7,80	7,2	0,70	0,0	3,0	1,9	18,5	3,0	8,0	22,5	0,31	0,09	118	0,023	0,026	0,002	0,030	0,003
	1	22,1	7,80	7,8	0,90	0,0	2,9	1,8	18,2	3,0	8,0	20,1	1,11	0,18	135	0,050	0,053	0,003	0,018	0,002
13	0	22,8	6,65	6,8	0,25	0,0	2,5	1,7	15,3	3,3	6,0	35,1	0,16	0,03	74	0,050	0,056	0,002	0,040	0,003
	1	21,8	5,96	9,0	0,25	0,0	2,6	1,7	10,4	3,3	6,0	35,1	0,15	0,03	82	0,053	0,040	0,011	0,047	0,003
16	0	19,6	7,55	8,0	1,10	0,0	7,3	5,3	52,0	10,3	29,0	87,7	0,65	0,01	251	0,198	0,296	0,012	0,053	0,004
	1	19,7	7,24	7,6	1,05	0,0	7,1	4,8	49,5	10,0	17,0	106,2	0,33	0,06	251	0,211	0,099	0,009	0,059	0,007

negatywnie na bruzdkowanie jaj i późniejsze stadia larwalne płazów. Według Clarka i Lazerta (1985) odczyn pH w zakresie 3,8-4,2 prowadzi do zakłóceń w rozwoju płazów i w sposób znaczący ogranicza ich przeżycie.

O ile osobniki dorosłe przez krótki okres tolerują niski odczyn wody, to dla rozwijającego się skrzeku i kijanek w przypadku większości gatunków staje się on zabójczy (Bregulla 1986, Gebhardt i in. 1987, Linnenbach Gebhardt 1987), przy czym dla każdego z gatunków może być nieco inny. Obserwacje terenowe i badania laboratoryjne przeprowadzone przez różnych badaczy na skrzeku i kijankach żaby trawnej uwidoczniły wpływ zakwaszenia wody na postęp zamierania jaj i larw tego gatunku. Skrzek tej żaby w wodzie o pH 4,0 zamiera bardzo szybko i w ciągu kilku dni ginie on całkowicie. Dopiero przy pH 5,0-6,0 przeżywalność larw wzrasta. Pospolita na ogół żaba trawna w kwaśnych zbiornikach koło Kolonii nie składa skrzeku w wodach o pH niższym od 6,0 (Vences, Nierhoff 1989), podczas gdy na badanym obszarze obserwowano odbywanie jej godów w bardziej „kwaśnych” (okresowo) zbiornikach.

Na „pojezierzu antropogenicznym” w zbiornikach grupy przejściowej stwierdzono obecność tylko 6 gatunków płazów na ogół pospolitych w Polsce. W zbiorniku przejściowym nr 4 występowało 5 gatunków płazów, podczas gdy zaledwie 1-2 kilometry dalej, w zbiornikach nry 1 i 2 (grupa „pozostała”) stwierdzono 14 gatunków. Wydaje się, że przyczyną tego były przede wszystkim częste zmiany odczynu ich wód, wywołane wymywaniem z otaczających zbiornik gruntów produktów rozkładu pirytu przez wody pochodzące z opadów deszczu i topniejącego śniegu.

Do najbardziej interesujących spostrzeżeń należy zaliczyć występowanie w wodach „kwaśnych” żaby jeziorkowej. Jest to jedyny gatunek płaza na „pojezierzu antropogenicznym” przebywający przez cały rok w niektórych zbiornikach acidotroficznym. Podobne spostrzeżenia poczynili Vences i Nierhoff (1989), stwierdzając obecność tego gatunku w wodach o pH 3,9 w pobliżu Wahner Heide koło Kolonii w Niemczech. Fauna zbiorników „kwaśnych” jest uboga, brak w nich jakichkolwiek innych kręgowców. Jedynymi pospolicie występującymi tu organizmami są owady: pluskwiaki różnoskrzydłe (*Heteroptera*), chrząszcze (*Coleoptera*), ważki (*Odonata*), wielkoskrzydłe (*Megaloptera*) i inne, stanowiące prawdopodobnie w tym środowisku główny pokarm żab jeziorkowych.

Tab. 2. Występowanie płazów w wybranych zbiornikach „pojezierza antropogenicznego” w latach 1993-1994

Gatunki/nr zbiornika	8	14	15	17	18	19	20	21	22	23	24	4	7	1	2	3	5	6	9	10	11	12	13	16	
	zbiorniki acidotroficzne													zbiorniki „pozostałe”											
w okresie godowym																									
1. Traszka górska <i>Triturus alpestris</i> (Laur.)															+	+									
2. Traszka grzebieniasta <i>T. cristatus</i> (L.)												+			+	+									
3. Traszka zwyczajna <i>T. vulgaris</i> (Laur.)															+	+	+								
4. Rzekotka drzewna <i>Hyla arborea</i> (L.)															+	+									
5. Grzebiuszka ziemna <i>Pelobates fuscus</i> (Laur.)															+	+									
6. Kumak nizinny <i>Bombina bombina</i> (L.)															+	+									
7. Ropucha szara <i>Bufo bufo</i> (L.)															+	+									
8. Ropucha paskówka <i>B. calamita</i> (Laur.)															+	+									
9. Ropucha zielona <i>B. viridis</i> (Laur.)															+	+	+								
10. Żaba trawna <i>Rana temporaria</i> L.															+	+	+								
11. Żaba moczarowa <i>R. arvalis</i> Nills.															+	+	+								
12. Żaba wodna <i>R. esculenta</i> complex															+	+	+								

Wydaje się, iż obecność niektórych płazów, takich jak: grzebiuszka ziemna i ropucha szara w wodach kwaśnych można przypisać próbom ich adaptacji do nowego środowiska.

Oprócz odczynu wody na występowanie organizmów wodnych duży wpływ mają inne wskaźniki fizyczno-chemiczne, w tym również stężenia większości jonów metali, których rozpuszczalność, szczególnie glinu, żelaza i manganu, a także najbardziej toksycznych: kadmu, miedzi, cynku i rtęci wzrasta wraz z obniżeniem pH. Wolne jony metali są bardziej toksyczne dla organizmów wodnych niż związki kompleksowe (Jørgensen 1993). Na toksyczny wpływ glinu na organizmy wodne zwróciło uwagę wielu badaczy, a wśród nich Szczęsny (1990) i Wróbel (1993). Związki glinu są ubikwistyczne, występują zarówno w geologicznym, jak i biologicznym materiale. Pierwiastek ten występuje w trzech postaciach jonowych i bardzo stabilnych związkach kompleksowych z różnymi substancjami nieorganicznymi i organicznymi. W środowisku o pH poniżej 5,0 glin w formie Al^{+3} wzrasta progresywnie, a przy pH 4,0 jonów tych jest najwięcej (Stumm, Morgan 1981). Tak więc na obecność płazów w zbiornikach acidotroficznym zapewne miał wpływ także glin, którego stężenie np. w wodach zbiornika meromiktycznego (nr 21) przekraczało $15,0 \text{ mg Al} \cdot \text{dm}^{-3}$ (tab. 1). Toksyczność innych związków, np. soli amonowych, zależy od obecności jonów NH_4^+ , których stężenie rośnie wraz z wzrostem pH, a szczególnie zagrożenie dla organizmów wodnych pojawia się, gdy pH wynosi powyżej 8,5 (Liebman 1960). W kilku zbiornikach acidotroficznym stwierdzono wprawdzie wysokie zawartości soli amonowych (zbiorniki nr 15, 17 i 22), lecz ze względu na niskie wartości odczynu wody te nie powinny stanowić niebezpieczeństwa dla zasiedlającej je biocenozy.

Warto zwrócić uwagę na fakt, że wody zbiorników „kwaśnych” (z wyjątkiem zbiorników nr 14 i 20) poza niskim odczynem wyróżniały się także między innymi wysokim i bardzo wysokim (zbiornik nr 21) stopniem zasolenia, wywołanym głównie obecnością siarczanu żelaza (tab. 1). Większość z rodzimych gatunków płazów wrażliwa jest na zasolenie wód. Na przykład biorąc pod uwagę rzadką na „pojezierzu antropogenicznym” ropuchę paskówkę, stopień toksyczności dla jej larw – LD 100 (po 2 godz.) wynosi $2800 \text{ mg Cl} \cdot \text{dm}^{-3}$ (Andren, Nilson 1979, 1985), natomiast dla osobników dojrzałych – LD 100 (po 4 dniach) – $1600\text{--}1700 \text{ mg Cl} \cdot \text{dm}^{-3}$

(Mathias 1971). Inne gatunki płazów są jeszcze bardziej wrażliwe na zasolenie i tym samym na ich występowanie w badanych wodach mógł mieć wpływ również ten czynnik. Reakcje organizmów żywych w badanych zbiornikach uzależnione były zatem zarówno od znanych, jak i jeszcze nieokreślonych czynników abiotycznych.

Z dotychczasowych badań wynika, że zbiorniki „pojezierza antropogenicznego” przechodziły lub znajdują się na etapie acidyfikacji. W przypadku zbiorników „kwaśnych” pełniejszy rozwój biocenozy może pojawić się wówczas, gdy odczyn wody stopniowo osiągać będzie wartości zbliżone do obojętnego.

SUMMARY

Amphibians in the post-excitation water bodies of the “anthropogenic lake land” of Łuk Mużakowski (Mużaków Arch)

In 1993–1994 waters of 24 reservoirs forming the so-called “anthropogenic lake land” were studied. These reservoirs represented three groups: acidotrophic (pH 2.4–4.0), transitional (4.18–5.6) and “other” (6.65–7.85) (Fig. 1).

Waters of the reservoirs differed in pH, salinity, and concentrations of iron, aluminium and ammonium salts (Tab. 1).

In the investigated reservoirs an observation of amphibians, whose development is strictly connected with the water environment, was made. In the whole of the lake land area, 14 amphibian species were found. All of them occurred in the reservoirs representing the “other” group. Dominating species were *Bufo bufo*, *Rana esculenta* complex and *Triturus vulgaris*. In the reservoirs belonging to the “transitional” group (characterised by quick changes in pH) 6 amphibian species were noted. Among them, *Rana temporaria*, *Rana esculenta* complex and *Triturus vulgaris* were the most numerous. In the group of acidotrophic reservoirs only 3 species (*Rana lessonae*, *Bufo bufo* and *Pelobates fuscus*) were encountered, they appeared in reservoirs 14 and 20 (Tab. 2).

Andren C., Nilson G. 1979. *On the distribution of the natterjack toad (Bufo calamita) along the Swedish west coast.* Fauna, Flora 71: 121-132.

Andren C., Nilson G. 1985. *Breeding pool characteristics and reproduction in an island population of natterjack toads, Bufo calamita Laur., at the Swedish west coast.* Amphibia-Reptilia 6: 137-142.

Bregulla D. 1986. *Untersuchungen zur Wasserchemie von Kreuzkrötenlaichgewässern.* Salamandra 22: 173-179.

Clark K. L., Lazerte B. D. 1985. *A laboratory study of the effects of aluminium and pH on amphibian eggs and tad poles.* Can. J. Fish. Aquat. Sci. 42: 1544-1551.

Gebhardt H., Kreimes K., Linnenbach M. 1987. *Untersuchungen zur Beeinträchtigung der Ei und Larvalstadien von Amphibien in sauren Gewässern.* Natur und Landschaft 62 (1): 20-23.

Jachimko B. 1998. *Krążenie fosforu w wodach zbiorników „Łuku Mużakowskiego”.* Inst. Inż. Ochr. Środowiska Politechniki Wrocławskiej, rozpr. doktorska, Wrocław.

Jędrzcak A. 1992. *Skład chemiczny wód pojezierza antropogenicznego w Łuku Mużakowskim.* Wyd. WSI, Zielona Góra.

Jørgensen S. E. 1993. *Effects of lake acidification. Guidelines of lake management.* Management of lake acidification 5: 47-67.

Juszczak W., Świerad J. 1973. *Wpływ hydrobiologicznych właściwości zbiorników wodnych na rozwój kijanek żaby trawnej (Rana temporaria L.).* Roczn. Nauk.-Dydakt. WSP w Krakowie, Prace Zool. 3, 50: 47-66.

Kozacki L. 1976. *Jezióra antropogeniczne, ich znaczenie w środowisku geograficznym i możliwości zagospodarowania.* W: *Jezióra Ziemi Lubuskiej, ich wykorzystanie i ochrona przed zanieczyszczeniami.* Sympozjum Naukowe, Łagów 18-19.05.1976, Wyd., TNOiK, Zielona Góra.

Liebmann H. 1960. *Handbuch der Frischwasser- und Abwasser-Biologie.* Bd. 2, R. Oldenburg, München.

Linnenbach M., Gebhardt H. 1987. *Untersuchungen zu den Auswirkungen der Gewässerversauerung auf die Ei- und Larvenstadien von Rana temporaria.* Salamandra 23: 153-158.

Matejczuk W. 1986. *Charakterystyka ekologiczna zbiorników wodnych w wyrobiskach poeksploatacyjnych węgla brunatnego.* Rozpr. doktorska, Wrocław.

Mathias J. 1971. *The comparative ecologies of two species of amphibia (Bufo bufo and Bufo calamita) in the Aisdale Sand Dunes Nature Reserve.* Dissertation University of Manchester.

Mendaluk J., Wróbel I. 1977. *Sztuczne pojezierze w rejonie Łęknicy.* Aura 3: 10-12.

Najbar B. 1996. *Biologiczne i chemiczne wskaźniki stopnia zeutrofizowania zbiorników powstałych po eksploatacji węgla brunatnego w okolicach Lęknicy, Trzebiela i Tuplic*. Inst. Inż. Ochr. Środowiska Politechniki Wrocławskiej, rozpr. doktorska, Wrocław.

Solski A., Jędrczak A., Matejczuk W. 1988. *Skład chemiczny wód zbiorników „pojezierza antropogenicznego” w rejonie Tuplice-Lęknica*. Zesz. Nauk. WSI, Zielona Góra 84, Inż. Środ. 4: 65–92.

Solski A., Jędrczak A. 1990. *Ionic composition of waters of the “anthropogenic lake district”*. Pol. Arch. Hydrobiol. 37/3: 361–382.

Stumm W., Morgan J. J. 1981. *Aquatic chemistry*. Wiley and Sons, New York.

Szcęsny B. 1990. *Benthic macroinvertebrates in acidified stream of Świętokrzyski National Park (Central Poland)*. Acta Hydrobiol. 32: 155.

Vences H., Nierhoff T. 1989. *Hydrochemische Untersuchungen an Amphibienlaichgewässern in Raum Köln*. Jahrbuch für Feldherpetologie 3: 139–147.

Wróbel S. 1993. *Aluminium in some surface waters in Poland*. Roczn. PZH 44, 1: 65–72.