

**ZESZYTY NAUKOWE
UNIwersYTETU ZIELONOGÓRSKIEGO
NR 148**

INŻYNIERIA ŚRODOWISKA – 28

ZIELONA GÓRA • 2012

REDAKCJA ZESZYTU NAUKOWEGO:

dr hab. inż. Andrzej Greinert, prof. UZ (*Redaktor Naczelny*)

Redaktorzy tematyczni:

prof. dr hab. inż. Andrzej Jędrzak

dr hab. Urszula Kołodziejczyk, prof. UZ

dr hab. Zofia Sadecka, prof. UZ

dr hab. Marlena Piontek, prof. UZ

dr hab. Zygmunt Lipnicki, prof. UZ

RADA WYDAWNICZA:

dr hab. inż. Andrzej Pieczyński, prof. UZ (*Przewodniczący*),

mgr Ryszard Błażyński (*Sekretarz*),

Członkowie: prof. dr hab. inż. Marian Adamski, prof. dr hab. Beata Ga-

bryś, prof. dr hab. Marian Nowak, dr hab. inż. Michał Drab, prof. UZ,

dr hab. inż. Van Cao Long, prof. UZ, dr hab. inż. Anna Walicka, prof.

UZ, dr hab. inż. Krzysztof Witkowski, prof. UZ, dr hab. Bohdan Hal-

czak, prof. UZ, dr hab. Zdzisław Wołk, prof. UZ, dr Rafał Ciesielski

Wydano za zgodą J.M. Rektora Uniwersytetu Zielonogórskiego

ISSN 1895-7323

SPIS TREŚCI

Andrzej Greinert – Budżet gmin Brody i Gubin na tle polskich gmin związanych z wydobyciem węgla brunatnego.....	5
Nguyen Thi Bich Loc – Efektywność metody in-situ w usuwaniu zanieczyszczeń ropopochodnych	15
Marta Mazurkiewicz, Monika Suchowska-Kisielewicz – Źródła ścieków dopływających do oczyszczalni w Kostrzynie nad Odrą.....	24
Jakub Kostecki – Geośrodowiskowe uwarunkowania lokalizacji przemysłu wydobywczego w gminie Brody i Gubin	35
Izabela Krupińska – Problemy związane z występowaniem substancji humusowych w wodach podziemnych	55
Ewelina Płuciennik-Koropczuk, Anita Jakubaszek – Podatność ścieków na rozkład biochemiczny w procesach mechaniczno-biologicznego oczyszczania	73
Katarzyna Trojanowska, Zofia Sadecka, Sylwia Myszograj, Aleksandra Sieciechowicz – Suszarnie solarne osadów ściekowych w Polsce.....	84
Anita Jakubaszek, Ewelina Płuciennik-Koropczuk – Wpływ okresu eksploatacji na efektywność pracy oczyszczalni hydrofitowej w Małyszynie.....	97
Urszula Kołodziejczyk, Anna Asani – Wydobycie węgla brunatnego na Ziemi Lubuskiej	107

ANDRZEJ GREINERT*

**BUDŻET GMIN BRODY I GUBIN
NA TLE POLSKICH GMIN ZWIĄZANYCH
Z WYDOBYCIEM WĘGLA BRUNATNEGO**

Streszczenie

Ustawa o samorządzie gminnym nakłada na szczebel lokalny szereg obowiązków, co wiąże się z koniecznością wydatkowania na te cele odpowiednich sum. Gminy pokrywają swoje wydatki z różnych źródeł, coraz częściej poszukując środków pozabudżetowych. Do tego celu wykorzystują m.in. znajdujący się we władaniu gminy majątek, zwłaszcza grunty. Wysokie wpływy do budżetu gminnego związane są z przemysłowym wykorzystaniem terenów. W artykule ukazano dane ekonomiczne gmin położonych w węglowych okręgach: konińskim, bełchatowskim, turowskim oraz przyszłościowego okręgu lubuskiego. Różnice w dochodach opisywanych gmin lubuskich w odniesieniu do tych związanych z wydobyciem węgla brunatnego wynoszą jak 1:10-20. Wiąże się to z dużymi pozycjami, jak odpisy z podatków, opłata eksploatacyjna, opłata za użytkowanie terenu, opłaty środowiskowe i szereg innych. Tym samym industrializacja, poza przychodem wynikającym z produkcji i miejscami pracy, daje także inne korzyści materialne.

Słowa kluczowe: budżet gminny, wydobycie węgla brunatnego, korzyści z industrializacji

WPROWADZENIE

Polska, w wyniku transformacji ustrojowej przełomu lat 80. i 90. XX w., weszła na ścieżkę decentralizacji władzy i działań, z wyraźnym zaznaczeniem w tym względzie roli samorządów lokalnych. Jednak z punktu widzenia wielu społeczności lokalnych oznacza to nie tylko profity ale też znaczne niedogodności. Przy ciągle niższym niż w większości państw Unii Europejskiej produkcie krajowym na 1 mieszkańca – 65% względem UE 27 w roku 2011 i ciągłym

* Uniwersytet Zielonogórski, Instytut Inżynierii Środowiska, Zakład Ochrony i Rekultywacji Gruntów

wzroście konsumpcji – 186,0% względem roku 1995, 144,8% względem roku 2000, 124,8% względem roku 2005 [GUS 2013] – niemożliwe jest zapewnienie pełnego finansowania zadań gmin z budżetu centralnego. Nie jest to też zgodne z samą ideą decentralizacji państwa, w której społeczności lokalne w sposób świadomy kreują swoją przyszłość. Dzięki decentralizacji możliwe jest lepsze gospodarowanie środkami, ukierunkowane na zapewnienie dostępu do dóbr i usług oczekiwanych przez daną społeczność lokalną [Cerniglia 2003]. Należy jednak zauważyć, że model daleko posuniętej decentralizacji nie jest jedynym mogącym zapewnić wysoki poziom życia mieszkańców – przykład Belgii, Francji, Luxemburgu, Holandii, Wielkiej Brytanii i innych. Dystrybucja dużej części dochodu na regionalnym i lokalnym szczeblu rodzi szereg problemów związanych z unitarnością państwa i koniecznością równego podejścia państwa do obywateli bez względu na ich miejsce zamieszkania [Facchini i Testa 2008]. Tym niemniej, zróżnicowanie centralnego finansowania potrzeb lokalnych jest powszechne we współczesnym świecie. Wynika to głównie z różnych możliwości generowanych przez zróżnicowany potencjał rozwojowy poszczególnych regionów.

Ustawa z dnia 8 marca 1990 r. o samorządzie gminnym [Dz.U. 2001.142.1591] określiła zadania własne gmin w art. 7. u. 1, nakładając na nie obowiązki związane z zaspokajaniem szeregu zbiorowych potrzeb wspólnoty w zakresie:

- 1) ładu przestrzennego, gospodarki nieruchomościami, ochrony środowiska i przyrody oraz gospodarki wodnej,
- 2) gminnych dróg, ulic, mostów, placów oraz organizacji ruchu drogowego,
- 3) wodociągów i zaopatrzenia w wodę, kanalizacji, usuwania i oczyszczania ścieków komunalnych, utrzymania czystości i porządku oraz urządzeń sanitarnych, wysypisk i unieszkodliwiania odpadów komunalnych, zaopatrzenia w energię elektryczną i ciepłą oraz gaz,
- 4) lokalnego transportu zbiorowego,
- 5) ochrony zdrowia,
- 6) pomocy społecznej, w tym ośrodków i zakładów opiekuńczych,
- 7) gminnego budownictwa mieszkaniowego,
- 8) edukacji publicznej,
- 9) kultury, w tym bibliotek gminnych i innych placówek upowszechniania kultury,
- 10) kultury fizycznej i turystyki, w tym terenów rekreacyjnych i urządzeń sportowych,
- 11) targowisk i hal targowych,
- 12) zieleni gminnej i zadrzewień,
- 13) cmentarzy gminnych,
- 14) porządku publicznego i bezpieczeństwa obywateli oraz ochrony przeciwpożarowej i przeciwpowodziowej, w tym wyposażenia i utrzymania gminnego magazynu przeciwpowodziowego,

- 15) utrzymania gminnych obiektów i urządzeń użyteczności publicznej oraz obiektów administracyjnych,
- 16) polityki prorodzinnej, w tym zapewnienia kobietom w ciąży opieki socjalnej, medycznej i prawnej,
- 17) wspierania i upowszechniania idei samorządowej,
- 18) promocji gminy,
- 19) współpracy z organizacjami pozarządowymi,
- 20) współpracy ze społecznościami lokalnymi i regionalnymi innych państw.

Na te wszystkie działania gminy szukają źródeł finansowania również poza budżetem krajowym, m.in. w programach unijnych, celowych programach krajowych, podatkach i opłatach lokalnych, w tym także pozyskiwanych od podmiotów gospodarczych. Ten ostatni z wymienionych elementów koreluje dobrze z ogólnym ujęciem Strategii Rozwoju Kraju 2020. *Strategia zwraca uwagę na wymiar terytorialny podejmowanych działań, wzmocnienie i lepsze wykorzystanie potencjałów regionalnych. Widzi zatem znaczenie samorządu terytorialnego i innych podmiotów w dynamizacji rozwoju regionów i kraju* [Uchwała RM 2012]. Właściwe wykorzystanie dóbr lokalnych przez regiony i społeczności lokalne przynosi też korzystne efekty ekonomiczne w skali całego kraju [Cerniglia 2003].

BUDŻETY GMIN W WYBRANYCH POWIATACH

Analizując sytuację gmin związanych z wydobywaniem węgla brunatnego widoczna jest ich znacznie lepsza kondycja finansowa po stronie dochodów ogółem (tab. 1) oraz dochodów ogółem i własnych przeliczonych na 1 mieszkańca (tab. 2). Widoczna jest szczególnie duża dysproporcja między gminami skupionymi w powiatach bełchatowskim, wałbrzyskim, konińskim i zgorzeleckim, a opisywanymi gminami w powiatach lubuskich – żarskim i krośnieńskim, a także pozostałymi – położonymi w bezpośrednim sąsiedztwie eksploatowanych złóż.

Znaczące dochody po stronie gmin wchodzących w skład powiatów „wydobywczo-energetycznych” przekładają się na możliwości zaspokajania potrzeb ich mieszkańców w sposób zdecydowanie pełniejszy niż w przypadku innych gmin. Wydatki ogółem gmin wchodzących w skład powiatów wałbrzyskiego, bełchatowskiego i konińskiego są 1,5-2-krotnie wyższe niż gmin wchodzących w skład lubuskich powiatów żarskiego i krośnieńskiego oraz innych wskazanych w tabeli 3. W gminach powiatów bełchatowskiego i zgorzeleckiego widoczne jest także poważne zróżnicowanie in plus wydatków na 1 mieszkańca w odniesieniu do gmin w powiatach żarskim i krośnieńskim. Czytelność tego wskaźnika jest jednak zamazana przez różnice w liczebności gmin w poszczególnych powiatach.

Tab. 1. Dochody ogółem gmin w wybranych powiatach [GUS 2012]

Tab. 1. Total income of communities in the selected districts [GUS 2012]

Nazwa powiatu	2000	2005	2010	2011
	zł			
bełchatowski	231 062 855	324 212 627	523 934 521	530 867 707
wałbrzyski	79 473 574	344 264 950	487 629 538	496 005 593
koniński	164 589 227	270 941 620	367 536 252	399 805 705
zgorzelecki	171 871 065	222 353 889	352 455 895	380 786 087
radomszczański	130 428 057	196 751 456	327 624 910	332 657 136
turecki	103 324 985	159 326 975	253 454 227	284 623 327
żarski	132 132 770	188 759 605	260 793 193	276 733 799
kolski	105 131 361	159 558 723	222 523 797	246 914 676
wieluński	86 070 334	129 061 915	200 462 964	206 683 164
pajęczański	61 959 531	95 182 012	165 244 099	173 125 984
łęczyński	84 993 022	103 726 531	160 444 128	171 540 945
ślupecki	68 928 795	106 802 597	155 751 823	164 282 238
krośnieński	80 595 562	104 015 665	164 032 974	159 295 734

Tab. 2. Dochody budżetów gmin w wybranych powiatach na 1 mieszkańca [GUS 2012]

Tab. 2 Budget revenues of municipalities in the selected districts for 1 inhabitant [GUS 2012]

Powiat	ogółem		dochody własne							
			ogółem		1		2		3	
	2010	2011	2010	2011	2010	2011	2010	2011	2010	2011
	zł									
bełchatowski	4637	4698	3383	3314	598	649	247	197	1354	1362
zgorzelecki	3713	4034	2183	2259	507	578	80	111	956	1002
turecki	2992	3360	1441	1555	354	389	49	49	575	606
pajęczański	3108	3268	1385	1474	319	376	14	21	659	727
koniński	2891	3135	1232	1369	291	351	11	18	560	564
łęczyński	2779	2974	1268	1335	336	402	87	49	502	522
radomszczański	2774	2832	1311	1262	338	380	20	19	434	481
krośnieński	2868	2792	1349	1349	322	391	16	15	530	571
żarski	2607	2772	1231	1408	358	415	43	50	453	497
wałbrzyski	2695	2764	1560	1616	466	524	29	37	380	430
kolski	2479	2757	900	1170	301	341	16	12	343	369
ślupecki	2600	2748	1060	1149	302	354	9	10	417	434
wieluński	2557	2643	901	920	331	361	14	13	320	330

¹ – dochody własne – udziały w podatkach stanowiących dochody budżetu państwa podatek dochodowy od osób fizycznych

² – dochody własne – udziały w podatkach stanowiących dochody budżetu państwa podatek dochodowy od osób prawnych

³ – dochody własne – dochody podatkowe ustalone i pobierane na podstawie odrębnych ustaw

Tab. 3. Wydatki budżetów gmin w wybranych powiatach [GUS 2012]

Tab. 3. Budgets expenses of municipalities in the selected districts [GUS 2012]

Nazwa powiatu	ogółem		na 1 mieszkańca	
	2010	2011	2010	2011
	zł			
Powiat wałbrzyski	536297663	523746752	2964	2918
Powiat bełchatowski	480107780	520033024	4249	4602
Powiat koniński	419184038	427785713	3297	3354
Powiat zgorzelecki	356141943	421014054	3752	4460
Powiat radomszczański	328274003	343848160	2780	2928
Powiat turecki	281426012	297163842	3322	3508
Powiat żarski	299133615	292404681	2990	2929
Powiat kolski	252703733	237376653	2815	2651
Powiat wieluński	223668993	216206377	2852	2765
Powiat łęczyński	186484241	198946694	3230	3449
Powiat pajęczański	177119740	188572916	3331	3560
Powiat słupecki	160424254	183164219	2678	3064
Powiat krośnieński	179254288	162531940	3134	2849

W Polsce od wielu już lat prowadzone są rankingi, ukazujące najbogatsze i najbiedniejsze gminy w Polsce. Według rankingu, sporządzonego przez Łagowskiego [2011], w oparciu o dane portalu <http://finanse.wp.pl>, najbogatszą (po raz kolejny od wielu lat) jest gmina Kleszczów związana z wydobywaniem węgla brunatnego i energetyką węglową (tab. 4). Kolejne w rankingu są gminy związane z innymi działaniami gospodarczymi, aczkolwiek aż cztery kolejne w dziesiątkę to kolejne gminy „wydobywcze” – Polkowice, Grębocice – wydobywanie i przetwórstwo rud miedzi, Mielnik – wydobywanie kredy, Ornontowice – wydobywanie węgla kamiennego.

Tab. 4. Ranking 10 najbogatszych gmin w Polsce 2011 [Łagowski 2011]

Tab. 4. Ranking of the 10 richest municipalities in Poland 2011 [Łagowski 2011]

Gmina	Dochód na 1 mieszkańca w PLN	Liczba mieszkańców	Województwo	Wiodąca działalność
Kleszczów	33 455,43	4839	łódzkie	wydobywanie węgla brunatnego, elektrownia
Nowe Warpno	19 152,86	1 617	zachodniopomorskie	przemysł rybny
Polkowice	5 200,75	26 202	dolnośląskie	wydobywanie i przetwórstwo miedzi
Grębocice	4 777,13	5 294	dolnośląskie	
Suchy Las	4 762,96	16 597	wielkopolskie	inwestycje aglomeracji poznańskiej

Mielnik	4 415,77	2 708	podlaskie	wydobycie kredy
Kobierzyce	4 378,52	17 268	dolnośląskie	inwestycje aglomeracji wrocławskiej
Ornontowice	4 199,21	5 291	śląskie	wydobycie węgla kamiennego
Konstancin-Jeziorna	3 852,29	24 820	mazowieckie	warszawskie Beverly Hills
Rewal	3 810,81	3 572	zachodniopomorskie	turystyka

Oddziaływanie prowadzonej działalności gospodarczej wykracza poza zasięg gmin, co ilustruje ranking 10 najbogatszych powiatów w Polsce (tab. 5). Na trzecim miejscu znalazł się w nim powiat polkowicki, na piątym miejscu powiat bełchatowski i na siódmym katowicki. Obraz jest typowy dla większości współczesnych rozwiniętych państw, w których liczącymi się istotnymi z punktu widzenia ekonomicznego czynnikami różnicowania regionalnego i lokalnego państwa są obszar, liczba mieszkańców, stopień zurbanizowania i dochód na 1 mieszkańca [Cerniglia 2003].

Tab. 5. Ranking 10 najbogatszych powiatów w Polsce [Gazeta.pl 2012]

Tab. 5. Ranking of the 10 richest districts in Poland [Gazeta.pl 2012]

Powiat	Dochód na 1 mieszkańca w PLN	Liczba mieszkańców	Dochody własne og. za rok 2010 (mln zł)	Wiodące podmioty gosp.
Sopot	6509,25	38141	331	Grupa Ergo, turystyka
Warszawa	4845,59	1720398	10400	
Polkowicki	3827,03	61730	408	KGHM, VW, Royal Europa, Sanden, CCC
Wrocław	3697,82	632996	3100	
Bełchatowski	3381,42	113176	217	Elektrownia Bełchatów, KWB Bełchatów
Płock	3164,16	126061	400	Orlen
Katowice	3144,08	306826	1300	Kompania Węglowa, Tauron, Katowicki Holding Węglowy
Poznań	3141,87	551627	2400	VW, Glaxo, Enea
Gdańsk	3068,99	456967	2000	Lotos, Energa, port
Tychy	3000,57	129386	550	Fiat, Browar Tyskie, Kat. Strefa Ekonom.

BUDŻETY GMIN BRODY I GUBIN

Zgodnie z zapisami Ustawy z dnia 13 listopada 2003 r. o dochodach jednostek samorządu terytorialnego [Dz.U. 2003 nr 203 poz. 1966], gminy dysponują dochodami własnymi, subwencją ogólną, dotacjami celowymi z budżetu państwa, środkami pochodzącymi ze źródeł zagranicznych niepodlegającymi zwrotowi, środkami pochodzącymi z budżetu UE oraz innymi środkami.

Dochodami własnymi gminy, w zakresie opisywanego w niniejszym opracowaniu tematu są:

- wpływy z podatków od nieruchomości,
- wpływy z podatku rolnego,
- wpływy z podatku leśnego,
- wpływy z podatków od środków transportowych,
- wpływy z podatku dochodowego od osób fizycznych opłacanego w formie karty podatkowej (39,34%),
- wpływy z podatku dochodowego od osób prawnych, od podatników tego podatku, posiadających siedzibę na obszarze gminy (6,71%),
- wpływy z podatków od czynności cywilnoprawnych,
- wpływy z opłaty eksploatacyjnej (60% – Ustawa z dnia 9 czerwca 2011 r. Prawo geologiczne i górnicze [Dz.U. 2011 nr 163 poz. 981], art. 141),
- 5,0% dochodów uzyskiwanych na rzecz budżetu państwa w związku z realizacją zadań z zakresu administracji rządowej oraz innych zadań zleconych ustawami, o ile odrębne przepisy nie stanowią inaczej.

Szereg dochodów własnych gmin wiąże się bezpośrednio ze stopniem industrializacji. Widoczne jest to zarówno w sferze podatków od osób prawnych, jak też podatkami i opłatami związanymi z funkcjonowaniem zakładów przemysłowych (tab. 6). Dodatkowo, obecność dużego inwestora na terenie gminy wywołuje efekt w postaci powstawania szeregu miejsc pracy u kooperantów oraz w sferze szeroko pojmowanych usług. Pojawiają się też w większej ilości opłaty związane z czynnościami cywilno-prawnymi, związanymi z ogólnie pojmowaną aktywizacją mieszkańców gminy.

Tab. 6. Dochody budżetów gmin, bez gmin mających również status miast na prawach powiatu, według rodzajów w 2011 r. (w tys. zł)

Tab. 6. Budget revenues of the municipalities, without municipalities with city rights, by type in 2011 (in thousands of PLN)

Wyszczególnienie	Brody	Gubin	Kleszczów
	[GUS 2012]		[Informacja 2012]
Dochody ogółem	10 568	19 002	212 299
Dochody własne ogółem	3 240	6 200	211 967
w tym:			
dochody własne ¹	950	1 706	5 550
dochody własne ²	2,2	67,7	18 271
dochody własne ³	342	471	18 912
dochody własne ⁴	1 080	2 083	94 895
dochody własne ⁵	56	115	154
dochody własne ⁶	196	272	1 159
z opłaty eksploatacyjnej	-	-	24 559
opłaty za korzystanie ze środowiska			40 141
Dotacje razem	3 659	5 408	332
Subwencja ogólna razem	3 639	7 394	4 758

¹ – dochody własne – udział w podatku dochodowym od osób fizycznych

² – dochody własne – udział w podatku dochodowym od osób prawnych

³ – dochody własne – podatek rolny

⁴ – dochody własne – podatek od nieruchomości

⁵ – dochody własne – podatek od czynności cywilno-prawnych

⁶ – dochody własne – dochody z majątku

PODSUMOWANIE

- Decentralizacja zarządzania państwem jest trendem powszechnie obserwowanym; zasadniczym elementem tego procesu jest zarządzanie finansami państwa, regionu i szczebla lokalnego. Idea ta wpisuje się dobrze w zapisy Strategii Rozwoju Kraju 2020 i Koncepcji Zagospodarowania Przestrzennego Kraju 2030.
- W odniesieniu do najbogatszej gminy w Polsce, związanej z wydobywaniem i energetycznym użyciem węgla brunatnego (Kleszczów), gminy Brody i Gubin, na terenach których znajdują się jedne z większych zasobów tego surowca odznaczają się obecnie (przed rozpoczęciem eksploatacji) zdecydowanie niższymi dochodami: odpowiednio 212.299 tys. zł vs. 10.568 tys. zł i 19.002 tys. zł w roku 2011.

- Bogactwo gminy Kleszczów jest kształtowane przez dochody własne związane z działalnością przemysłową. Odzwierciedlają to składowe dochodów gminnych, jak udział w podatku dochodowym od osób prawnych (odpowiednio 18.271 tys. zł vs. 2,2 tys. zł w gminie Brody i 67,7 tys. zł w gminie Gubin w roku 2011), podatek od nieruchomości (odpowiednio 94.895 tys. zł vs. 1.080 tys. zł w gminie Brody i 2.083 tys. zł w gminie Gubin w roku 2011), czy też opłacie eksploatacyjnej – 24.559 tys. zł, którą uzyskuje gmina Kleszczów, a nie uzyskują dwie porównywane gminy. Bardzo znaczącymi pozycjami w budżecie gminy górniczej są też opłaty za korzystanie ze środowiska, odrolnienie gruntu, wylesienie gruntu i inne.
- Dochody własne gminy w odniesieniu do działalności dużego przemysłu wykazują efekt w postaci przyrostu w wielu sferach, co wynika z kooperacji, przyrostu zamożności mieszkańców, zmiany sposobu życia i innych czynników.

LITERATURA

1. CERNIGLIA F.: *Decentralization in the public sector: quantitative aspects in federal and unitary countries*. Journal of Policy Modeling 25 (2003) 749-776
2. FACCHINI G., TESTA C.: *Fiscal decentralization, regional inequality and bail-outs: Lessons from Brazil's debt crisis*. The Quarterly Review of Economics and Finance, 48 (2008) 333-344
3. Gazeta.pl: *10 najbogatszych powiatów. Sopot na czele*, http://trojmiasto.gazeta.pl/trojmiasto/56,35612,11434971,1__Sopot,,10.html, marzec 2012
4. GUS: *Bank Danych Lokalnych. Układ według klasyfikacji NTS*. dane według stanu na 2012.12.11, http://www.stat.gov.pl/bdl/app/strona.html?p_name=indeks, grudzień 2012
5. GUS: *Polska - wskaźniki makroekonomiczne (PKD 2007), aktualizacja 23-10-2012*, http://www.stat.gov.pl/gus/wskazniki_makroekon_PLK_HTML.htm, styczeń 2013
6. Informacja z wykonania planu dochodów budżetowych za 2011 r. Wójta Gminy Kleszczów, Gmina Kleszczów, marzec 2012
7. ŁAGOWSKI M.: *Najbogatsze gminy w Polsce 2011*, <http://www.najbogatsi.pl/index.php?dz=rankingi&id=97&urlt=najbogatsze-gminy-w-polsce>, 23.12.2012
8. Uchwała Nr 157 Rady Ministrów z dnia 25 września 2012 r. w sprawie przyjęcia Strategii Rozwoju Kraju 2020, Aktywne Społeczeństwo, Konkurencyjna Gospodarka, Sprawne Państwo, Warszawa, wrzesień 2012

9. US w Zielonej Górze: *Budżety jednostek samorządu terytorialnego w województwie lubuskim w 2011 r.* Informacje i Opracowania Statystyczne, red. Fedak R., Motyl K., oprac. Lubuski Ośrodek Badań Regionalnych pod kierunkiem Roberta Wróbla, Zielona Góra 2012
10. Ustawa z dnia 13 listopada 2003 r. o dochodach jednostek samorządu terytorialnego (Dz.U. 2003 nr 203 poz. 1966)
11. Ustawa z dnia 9 czerwca 2011 r. Prawo geologiczne i górnicze (Dz.U. 2011 nr 163 poz. 981)

BRODY AND GUBIN MUNICIPALITIES BUDGET AGAINST POLISH MUNICIPALITIES CONNECTED WITH LIGNITE MINING

S u m m a r y

The Local Government Act requires the local level a number of obligations, which requires the expenditure for these purposes the relevant sum. Municipalities cover their expenses from various sources, increasingly looking for extra-budgetary funds. For this purpose, among others, located in the hands of the community estate, especially land. High municipal budget revenues are associated with industrial land use. The article shows economic data of municipalities located in the coal districts of Konin, Bełchatów, Turów and forward-looking Lubuski District. Differences in reported Gubin and Brody communities income for those associated with coal mining are as 1:10-20. This is due to large items, such as tax write-offs, operating fee, the fee for land use, environmental charges, and many others. Thus, industrialization, in addition to the revenue resulting from the production and jobs, also provides other material benefits.

Key words: municipal budget, lignite mining, benefits of industrialization

NGUYEN THI BICH LOC

**EFEKTYWNOŚĆ METODY IN-SITU W USUWANIU
ZANIECZYSZCZEŃ ROPOPOCHODNYCH***Streszczenie*

Badania prowadzono w warunkach laboratoryjnych z wykorzystaniem gleb zanieczyszczonych produktami ropopochodnymi. Próbkę gleb pobrano: na stacji kolejowej (przy torach kolejowych) w Zielonej Górze, na Lotnisku w Przylepie pod Zieloną Górą (w miejscu tankowania benzyny), oraz na stacji benzynowej w Zielonej Górze (ulica Konstytucji 3-maja). Badania mikrobiologiczne prowadzono w laboratorium Instytutu Inżynierii Środowiska, Uniwersytetu Zielonogórskiego w okresie letnim 2010 i 2011 roku. Badania mikrobiologiczne polegały na określeniu: ogólnej liczby bakterii w pobranych próbach gleb, oraz hodowanie wybranych szczepów bakterii na pożywkach sztucznych (pożywka stała i płynna) w celu zastosowania niektórych z tych szczepów do gleby zakażonych różnymi substancjami zawierającymi węglowodory (benzyna, ropy naftowa i olej). Badanie in-situ przeprowadzono w sposób wazonowy na glebie lekko-gliniastej. Zawartość zanieczyszczeń: benzyna (B) 3200 ppm, ropa naftowa (R) 20030 ppm, olej (O) 2140 ppm. Do każdego wazonu dodawano roztwór mieszaniny trzech szczepów (150 ml): *Bacillus* sp., *Pseudomonas* sp., *Micrococcus* sp. W badaniu trzech rodzajach gleb zakażonych związkami węglowodorowymi występuje 9 rodzajów bakterii: *Comamonas* sp., *Pseudomonas* sp., *Bacillus* sp., *Chromobacterium* sp., *Agrobacterium* sp., *Flavobacterium* sp., *Micrococcus* sp., *Staphylococcus* sp. i *Acinetobacter* sp. Skutecznie usunięto zakażenia węglowodorów w badanych glebach. Ogólny procent usunięcia zanieczyszczeń wynosi 99,7%. Efektywność działania trzech szczepów bakterii w badanych glebach osiągnęła od 56,1 do 69,8%.

Słowa kluczowe: bakterie, ropa naftowa, benzyna, in-situ

WSTĘP

Chemiczne zanieczyszczenia gleb jest wynikiem niewłaściwej działalności człowieka. Źródłem zanieczyszczenia gleby ropą naftową i jej pochodnymi są głównie procesy związane z wydobyciem ropy i jej przetwarzaniem w rafine-

riach. Źródłem zanieczyszczeń są również stacje benzynowe, stacje obsługi samochodów, tereny portowe, lotniska, warsztaty naprawcze taboru samochodowo-kolejowego, czy też awarie podczas transportu i magazynowania paliw itp. Produkty pochodzenia petrochemicznego mogą dostawać się do gleby ze ściekami, ale również ze spływami powierzchniowymi spłukującymi powierzchnie ulic, placów i dróg.

W Polsce silnie skażone są tereny byłych baz i poligonów poradzieckich, gdzie wylewano zużyte oleje i smary bezpośrednio do gruntu.

Efektywność bioremediacji gruntów z ropy i jej pochodnych zależy od szybkości rozkładu tych zanieczyszczeń przez mikroorganizmy glebowe. Efektywność biodegradacji zależy od budowy chemicznej i stężenia węglowodorów, ich toksyczności oraz od aktywności enzymatycznej mikroorganizmów.

Minimalna liczebność mikroorganizmów w glebie skażonej produktami ropopochodnymi konieczna dla efektywnej biorekultywacji wynosi ponad 10^5 komórek/g s.m. gruntu. W powierzchniowych warstwach gleby, zawierających odpowiedni stosunek C:N:P występuje od 10^7 do 10^9 komórek/g gruntu, z tego od 0,1 do 1,0% stanowią organizmy zdolne do rozkładu substancji ropopochodnych. W glebach skażonych produktami ropopochodnymi liczba bakterii może zwiększyć się od 100 do 1000 razy.

Większość metod biologicznego oczyszczania zaolejonych gruntów oparta jest na intensyfikacji procesu poprzez zastosowanie odpowiednio dobranych i przygotowanych zespołów mikroorganizmów – biocenozy lub konsorcjów mikroorganizmów, wyspecjalizowanych w rozkładzie węglowodorów.

Bioremediację gruntów można przeprowadzać sposobem *in situ* – w miejscu występowania skażenia lub *ex situ* – po wybraniu zanieczyszczonej gleby z danego terenu i umieszczeniu w specjalnie przygotowanym miejscu.

W bioremediacji naturalnej wykorzystuje się proces naturalnej biodegradacji przeprowadzanej przez mikroorganizmy i wymaga jedynie prowadzenia regularnego monitorowania stężenia zanieczyszczeń. Najpowszechniej stosowaną metodą bioremediacji gruntów jest biostymulacja polegająca na stymulowaniu wzrostu i aktywności rodzimych populacji drobnoustrojów (przyspieszaniu procesów biodegradacji zanieczyszczeń) poprzez dostarczenie im odpowiednich substancji pokarmowych lub/i tlenu.

Zdarza się, że rodzime populacje na danym terenie nie wykazują pożądanej aktywności w degradacji zanieczyszczeń. Jest to spowodowane toksycznym działaniem związków wchodzących w skład skażenia lub brakiem odpowiednich mikroorganizmów. W takiej sytuacji można zastosować bioaugmentację. Metoda ta polega na wprowadzeniu do środowiska odpowiednich mikroorganizmów. Mogą to być wyizolowane ze skażonego gruntu i namnożone rodzime szczepy, które wykazują największą aktywność w rozkładzie zanieczyszczeń.

Zdolność do degradacji i/lub wykorzystywania węglowodorów naftowych wykazują liczne rodzaje bakterii i grzybów, a także drożdże, niektóre *Cyano-*

bacteria i zielone glony. Jednak w bioremediacji gruntów, z wielu względów, wykorzystuje się przede wszystkim bakterie. Charakteryzują się one wysoką liczebnością, szybkim wzrostem i zdolnością degradacji różnorodnych zanieczyszczeń. Można je łatwo hodować oraz poddawać manipulacjom genetycznym. Biologiczne oczyszczanie gleb z produktów ropopochodnych zachodzi głównie w wyniku działalności bakterii tlenowych, które wykorzystują węglowodory naftowe jako źródło węgla i energii potrzebne do ich wzrostu i rozmnażania.

O efektywności bioremediacji *in situ* gleb skażonych produktami ropopochodnymi w dużej mierze decydują parametry fizykochemiczne środowiska. Celowe jest prowadzenie badań nad wykorzystaniem bakterii wyizolowanych z gruntów skażonych ropopochodnymi do biodegradacji ropopochodnych.

MATERIAŁY I METODY BADAŃ

Badania laboratoryjne

Badania prowadzono w warunkach laboratoryjnych z wykorzystaniem próbek gleb zanieczyszczonych produktami ropopochodnymi. Próbki gleb pobrano z następujących miejsc:

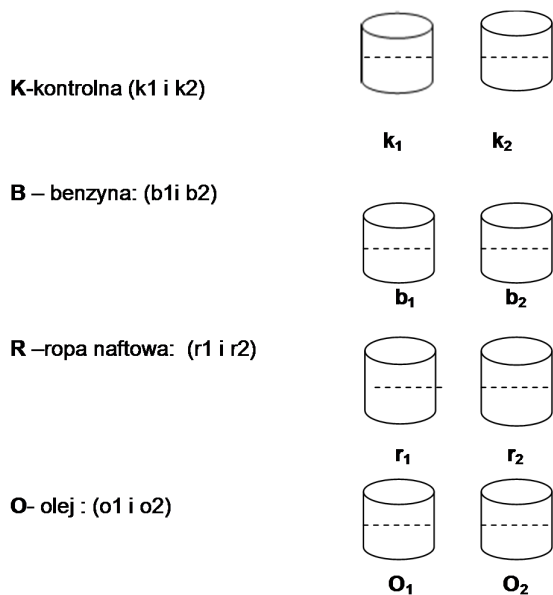
- na stacji kolejowej (przy torach kolejowych) w Zielonej Górze,
- na lotnisku w Przylepie pod Zieloną Górą (w miejscu gdzie samoloty tankują benzynę),
- na terenie stacji benzynowej w Zielonej Górze (ulica Konstytucji 3-maja).

Badania mikrobiologiczne prowadzono w laboratorium Instytutu Inżynierii Środowiska, Uniwersytetu Zielonogórskiego w okresie lata 2010 i 2011 r. Badania mikrobiologiczne polegały na określeniu: ogólnej liczby bakterii w pobranych próbkach gleb, przewagę liczebną szczepów, wyznaczenie stosunku bakterii zdolnych do rozkładu zanieczyszczeń wobec ogólnych liczb bakterii w próbie kontrolnej oraz hodowanie wybranych szczepów bakterii na pożywkach sztucznych (pożywka stała i płynna) w celu zastosowania niektórych z tych szczepów do oczyszczania gleb skażonych benzyną, ropą naftową i olejami. Pożywki przygotowane według metodyki podanej w skrzypcie laboratorium biotechnologii [B.L. Nguyen Thi, 2009]. Izolacje i identyfikacje szczepów bakterii prowadzono według wskaźników opisanych przez Atlas i Bartha [1993] oraz w *Bergey's manual of determinative bacteriology* [1993].

Metoda *in-situ* rozkładu zanieczyszczeń węglowodorowych w glebie

Badanie *in-situ* przeprowadzono metodą wazonową z wykorzystaniem gleby lekko-gliniastej. Zawartość zanieczyszczeń wynosiła: benzyna (B) 3200 ppm, ropa naftowa (R) 20030 ppm, olej (O) 2140 ppm. Do każdego wazonu dodawano roztwór mieszaniny trzech szczepów bakterii (150 ml) : *Bacillus sp.*, *Pseu-*

domonas sp., *Micrococcus sp.* Prowadzono 2 razy powtórzenia dla każdego rodzaju zanieczyszczenia. Do wazonu kontrolnego nie dodawano roztworu bakterii, tylko wodę destylowaną w ilości 150 ml (jak roztworu bakterii) [Cieplik, 1997, Warren, 1986, Bryant i in., 1998]. Schemat doświadczenia z oznaczeniami poszczególnych próbek przedstawiono na rys. 1.



Rys. 1. Schemat doświadczenia
Fig. 1. Experiment design

Zaplanowano 6-tygodniowe badania wazonowe z wybranymi mieszaninami szczepów bakterii wyizolowanych z zakażonych gleb. Raz w tygodniu regularnie mieszano zawartość wszystkich wazonów.

Badania fizykochemiczne polegały na określeniu: pH, temperatury, wilgotności gleby, zawartości zanieczyszczeń w tym N i P. Stężenie zanieczyszczeń ropopochodnych po działaniu bakterii określano metodą chromatografii gazowej (GC) i spektrofotometrii w strumieniu światła czerwono-fioletowego.

Przedział ufności obliczeń wyznaczono według zmodyfikowanego wzoru podanego przez Jegorow [1976]:

$$Xi = (XT + 2\delta\bar{x}) pk$$

Xi – zawartość zanieczyszczeń w 1 kg s.m. gleby,

XT –średnia zawartość zanieczyszczeń w wazonie doświadczalnym,

$\delta\bar{x}$ – średnia nachylenia

P – prawdopodobieństwa (95%),

k – współczynnik suchej masy gleby (=1)

$$\delta\bar{x} = \mp \frac{\sqrt{\sum xt}}{n}$$

n- powtórzenia

WYNIKI BADAŃ

Wyniki badań przedstawiono w tabelach 1 i 2.

Dane w tabeli 1 wykazują różne bakterie występujące w trzech badanych glebach zakażonych substancjami węglowodorowymi. Najmniejsza liczba bakterii występuje w próbce gleby pobranej przy torach kolejowych (dworzec kolejowy w Zielonej Górze). W próbce zidentyfikowano 7 kolonii bakterii w tym tylko 3 szczepy bakterii. Stosunek liczby każdego szczepu bakterii w stosunku do gleby kontrolnej wynosił od 1,6-5,0%. Więcej bakterii występuje w próbce gleby pobranej na lotnisku w Przylepie. Wykazano 21 kolonii, w tym 7 szczepów bakterii. Stosunek liczby bakterii do gleby kontrolnej wynosił 1,6-11,7%. W próbce gleby pobranej na stacji benzynowej występuje 11 kolonii bakterii, w tym 5 szczepów bakterii. Stosunek liczby bakterii do gleby kontrolnej wynosił 2,3-9,0%.

Tab. 1. Obecność bakterii w próbkach glebowych

Table 1. The presence of bacteria in soil samples

Czynniki badane	Miejsce pobrania próbki		
	Lotnisko Przylep w Zielonej Górze	Dworzec kolejowy (przy torach) w Zielonej Górze	Stacja benzynowa w Zielonej Górze
Zanieczyszczenia	benzyna samolotu	smary i olej	mieszane surowce napędowe
Rodzaj gleby	lekka gliniasta	lekka gliniasta	piaszczysta
Ogólna liczba bakterii w próbkach gleb (ilość kolonii)	21	7	11
Ogólna liczba kolonii w glebach kontrolnych (ilość)	60	60	43
Ilość kolonii każdego rodzaju bakterii	<i>Comamomonas</i> sp. 7, <i>Pseudomonas</i> sp. 5,	<i>Pseudomonas</i> sp. 3 <i>Pseudomonas</i>	<i>Micrococcus</i> sp. 7 <i>Staphylococcus</i>

	<i>Bacillus sp. 4</i> <i>Chromobacterium sp. 2,</i> <i>Pseudomonas fluorescens 1</i> <i>Agrobacterium sp. 1</i> <i>Flavobacterium sp. 1</i>	<i>fluorescens 3</i> <i>Bacillus sp. 1</i>	<i>sp. 2</i> <i>Acinetobacter sp. 1</i> <i>Pseudomonas sp. 1</i>
Stosunek rodzaju bakterii w stosunku do gleby kontrolnej(%)	1,6-11,7	1,6-5,0	2,3-9,0

Wyniki dotyczące rozkładu zanieczyszczeń (węglowodorów) w glebie lekkiej gliniastej przedstawiono w tabeli 2. Dane wykazują, że rozkład węglowodorów w glebie lekkiej gliniastej zachodził szybciej w próbkach z dodanym roztworem bakterii. Rozkład zanieczyszczeń w okresie 42 dób działania bakterii był na poziomie 99,7%.

Tab. 2. Rozkład węglowodorów w glebie lekkiej gliniastej w metodzie in-situ
Table 2. Decomposition of hydrocarbons in the clayey soil in-situ method

Rodzaj zanieczyszczeń	Zawartość węglowodorów, ppm.kg ⁻¹ gleby			rozkład zanieczyszczeń,%			Przedział ufności p=95%
	przed dodaniem bakterii	po 42 dobach działania bakterii	gleba kontrola po 42 dobach	w stosunku do bakterii i wody	w stosunku do gleby kontrolnej	rozkład	
Benzyna	3200	8,5	2100	99,7	34,4	65,3	7,3-3095,7
Olej i smary	2140	6,2	1500	99,7	29,9	69,8	5,8-2072,3
Ropa naftowa	20030	51,0	11300	99,7	43,6	56,1	46,6-19149,3
pH	6,5	7,2	7,5	-	-	-	-
Temperatura gleby, °C	20	22	20	-	-	-	-
Wilgotność gleby, %	39	80	39-80	-	-	-	-
Zawartość azotu ogólnego, g.kg ⁻¹ s.m	12,7	16,3	13,7	-	-	-	-
Zawartość fosforu ogólnego, g.kg ⁻¹ s.m	20,5	19,4	16,3	-	-	-	-

W porównaniu z glebą kontrolną rozkład zanieczyszczeń wynosił od 56,1 do 69,8%. Wyniki badań wykazują również, że w warunkach laboratoryjnych zachodził naturalny proces rozkładu badanych węglowodorów w glebie wynoszący od 29,9 do 43,6%. Badana gleba była sucha – wilgotność początkowa próby wynosiła 39%.

DYSKUSJA WYNIKÓW

Bakterie powodują rozkład pochodnych ropy naftowej i pracują aż do momentu wyczerpania się źródła pokarmu [Malina i Szczepański, 1994]. Analiza danych literaturowych wskazuje, że większość badań prowadzonych na świecie dotyczy przede wszystkim procesów prowadzonych przez wybrane gatunki mikroorganizmów oraz koncentruje się na rozpoznaniu mechanizmów działania bakteryjnych enzymów hydrolitycznych. Badania koncentrują się również na zagadnieniach ekspresji genów odpowiedzialnych za wydzielanie specyficznych enzymów [Zhous, 2000; Kapusta, 2000; Karaszkiewicz, 1970].

Do badań wybrano 3 szczepy bakterii: *Pseudomonas sp.*, *Bacillus sp.*, *Micrococcus sp.*, które zostały wyizolowane z gleb skażonych substancjami pochodzącymi z ropy naftowej. Wyizolowane szczepy bakterii są zdolne do rozkładu węglowodorów, ale również innych zanieczyszczeń [Karaszkiewicz, 1974]. Roztwór hodowanych szczepów bakterii dodany do gleb z zawartością ropopochodnych w czasie 42 dób powodował obniżenie stężeń węglowodorów do poziomu poniżej 100 ppm gleby.

Wyniki badań potwierdziły skutecznie działanie bakterii w degradacji ropy naftowej, benzyny i olejów. Stężenie pozostałe wynosiły od 6,2-51,0 ppm gleby.

Metoda *in-situ*, zastosowana w doświadczeniu okazała się skuteczną w usuwaniu zanieczyszczeń ropopochodnych. Porównując z metodą *Ex-situ* - wykorzystanie naturalnych procesów biologicznych zachodzących w danej glebie powodowała szybsze odkażanie gleb. W rzeczywistości procesy te są znacznie bardziej skomplikowane, zdolność usuwania zanieczyszczeń posiadają także grzyby pleśniowe, reprezentowane przez następujące rodzaje *Aspergillus chaetomium* i *Fusarium* [Chmiel, 1994; Klimiuk i in., 2003].

WNIOSKI

- W trzech rodzajach gleb skażonych ropopochodnymi wyizolowano dziewięć rodzajów bakterii: *Comamomonas sp.*, *Pseudomonas sp.*, *Bacillus sp.*, *Chromobacterium sp.*, *Agrobacterium sp.*, *Flavobacterium sp.*, *Micrococcus sp.*, *Stapylococcus sp.* i *Acinebacter sp.*

- Ilość bakterii zależy od rodzaju gleby. Największą liczbę bakterii stwierdzono w glebie lekkiej gliniastej, skażonej benzyną (21 kolonii w g badanej gleby), a najmniejszą w glebie pobranej z torów kolejowych (7 kolonii w 1 g badanej gleby). W glebie piaszczystej wyizolowano 11 kolonii bakterii.
- Ogólny procent usuwania zanieczyszczeń ropopochodnych wynosił 99,7%.
- Efektywność biodegradacji ropopochodnych przez bakterie *Pseudomonas sp.*, *Bacillus sp.*, *Micrococcus sp.*, wynosiła od 56,1 do 69,8%.

LITERATURA

12. ATLAS R.M., BARTHA R.: *Microbial ecology. Fundamentals and applications*. Third Edition USA, the Benjamin, Cummings Publishing Comp, Inc., 1993
13. *Bergey's manual of determinative bacteriology*. USA, Ninth Ed. Williams & Wilkins, 1993
14. BICH LOC NGUYEN THI: *Laboratorium biotechnologii dla kierunku inżynieria środowiska*. UZ, Zielona Góra, 2009, 123 s.
15. BRYANT R. et al.: *Biotechnology for heavy oil recovery*. Beijing China, 7th UNITAR, Int. conf. on Heavy crude and tar sand, 1998, 7 s.
16. CHMIEL A.: *Biotechnologia – Podstawy mikrobiologiczne i biochemiczne*. Warszawa PWN, 1994, 365 s.
17. CIEPLIK Z.: *Procesy deterioracji środków chemicznych używanych do sporządzania i obróbki chemicznej płuczek wiertniczych*. Kraków, VII Międzynarodowa Konf. Nauk – Techn. AGH NT: „Nowa metody i technologie w geologii naftowej, wiertnictwie eksploatacji otworowej i gazownictwie”, 73-78. 1997
18. JEGOROW H.C.: *Praktikum Mikrobiologii*. Uniwersytet IZD., Moskwa, 1976, 307 s.
19. KAPUSTA P. NIEWIADOMSKA A., TURKIEWICZ A.: *Charakterystyka grup mikroorganizmów będących wskaźnikami występowania złóż ropy naftowej i gazu ziemnego*. Kraków, dokumentacja IGN i G, 2000
20. KARASZKIEWICZ J.: *Badania nad zastosowaniem metod mikrobiologicznych w poszukiwaniu złóż ropy naftowej i gazu ziemnego*. Katowice, prace Instytutu Naftowej, 1970
21. KARASZKIEWICZ J.: *Zastosowanie metod mikrobiologicznych w intensyfikacji eksploatacji Karpaccich złóż ropy naftowej*. Katowice, wyd. Śląsk, 1974
22. KLIMIUK E., ŁEBKOWSKA M.: *Biotechnologia w ochronie środowiska*. Wydawnictwa Naukowa PWN, Warszawa, s.199-226, 2003
23. MALINA G., SZCZEPAŃSKI A.: *Likwidacja zanieczyszczeń substancjami ropopochodnymi w środowisku wodno-gruntowym*. PIOŚ. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa, 1994

24. WARREN K. A.: *Microbial hydrolysis of polysaccharides*. Ann. Rev. Microbial., 50, 1986
25. ZHOU S., INGRAM L.O.: *Synergistic hydrolysis of carboxymethyl cellulose and acids wollen cellulose by two endoglucanases (celz and cely) from Erwinia chrysanthemi*. Yourn. Bacteriol., Oct, 182(20), 2000, 5676-5682

EFFICIENCY OF REMOVING CONTAMINATION FROM THE PRODUCTION OF PETROLEUM ORIGIN BY METHOD IN-SITU

S u m m a r y

The research was carried out in laboratory conditions with the soils which was contaminated with product of petroleum origin. The soil tests were taken from: a railway station (by railway track), air field Przylep (From place to fill up with petrol of plane), petrol station in the street Konstytucja 3-maja in Zielona Góra, Poland. The microbiological studies was analysed in laboratory Institute of Environment Engineering, University of Zielona Góra, Poland in the summer 2010 and 2011 of the years. The microbiological lies in determination: generally number of bacteria in the soil tests, majority number of genus bacteria in the soil tests and relationship of bacteria in comparison with generally number of bacteria in the soil controls and cultivating the chosen of genus bacteria in the artificial medium (solid and liquid) in order to apply some genus of the bacteria in to the soils, which was contaminated with product of petroleum origin (petrol, petroleum and oil). carry out a. conduct a. do research; The research in-situ was carried out into on ways of vases with the clayey of light soil. The pollution content in the soil were: petrol (B) 3200 ppm, petroleum (R) 20030 ppm and oil (O) 2140 ppm. The mixture of 3 bacteria genus : *Bacillus* sp., *Pseudomonas* sp, *Micrococcus* sp. (150 ml) was added in to every vases of soil. There are 9 genuses of bacteria *Comamonas* sp., *Pseudomonas* sp., *Bacillus* sp. *Chromobacterium* sp., *Agrobacterium* sp., *Flavobacterium* sp, *Micrococcus* sp., *Staphylococcus* sp. and *Acinetobacter* sp. were presented in the 3 of the studied soils, which was contaminated with product by compounds of hydrogen carbon. It was effectively in removing of contaminated with hydrogen carbon in the studies soils. The general percent of removing polluted are 99,7%. Effectiveness of 3 genus bacteria action in studies soils are achieving from 56,1 to 69,8%.

Key words: bacteria, petroleum, petrol, oil, in-situ

**MARTA MAZURKIEWICZ^{*},
MONIKA SUCHOWSKA-KISIELEWICZ^{**}**

ŹRÓDŁA ŚCIEKÓW DOPŁYWAJĄCYCH DO OCZYSZCZALNI W KOSTRZYNIE NAD ODRĄ

Streszczenie

Zgodnie z obowiązującymi regulacjami prawnymi jednostki samorządowe są zobowiązane do zapewnienia prawidłowego oczyszczania ścieków. Ten sam obowiązek dotyczy zakładów przemysłowych, które odprowadzają ścieki do kanalizacji lub stosują oczyszczalnie ścieków przemysłowych. W artykule przedstawiono dane dotyczące ilości i jakości ścieków przemysłowych dopływających do miejskiej oczyszczalni ścieków w Kostrzynie nad Odrą z uwzględnieniem ich wpływu na pracę oczyszczalni.

Słowa kluczowe: oczyszczanie ścieków, obowiązki dostawcy ścieków przemysłowych

WPROWADZENIE

Zanieczyszczenia zawarte w ściekach przemysłowych mogą w istotny sposób utrudniać eksploatację systemu kanalizacji lub w skrajnych przypadkach toksycznie oddziaływać na pracę biologicznych oczyszczalni ścieków [Bartkiewicz 2000, Łomotowski 2000, Sadecka 2010, Sadecka 2007].

Z tego względu najczęściej normuje się dopuszczalne stężenia zanieczyszczeń w ściekach przemysłowych do poziomu, który nie wpływa negatywnie na pracę tych systemów [Michałka 2003, Pinkowski 2010].

Dyrektywa Rady 91/271/EWG dotycząca oczyszczania ścieków komunalnych jest jedną z głównych dyrektyw UE w obszarze jakości wód, a podstawowym aktem prawnym w Polsce jest ustawa Prawo wodne z rozporządzeniami wykonawczymi.

Podmioty prowadzące działalność powodującą emisję ścieków do wód lub do ziemi, mają obowiązek zapewnić ich ochronę przed zanieczyszczeniem,

^{*} studentka studiów doktoranckich, Uniwersytet Zielonogórski, WILiŚ, Instytut Inżynierii Środowiska

^{**} Uniwersytet Zielonogórski, Instytut Inżynierii Środowiska

realizując budowę i eksploatując urządzenia mające na celu taką ochronę (Myszograj 2008b i 2007, Sadecka 2008 i 2004). Rozporządzenie Ministra Budownictwa z dnia 14 lipca 2006r. (Dz.U. Nr 136. poz.964) w sprawie sposobu realizacji obowiązków dostawców ścieków przemysłowych oraz warunków wprowadzania ścieków do urządzeń kanalizacyjnych. Na podstawie art. 11 Ustawy z dnia 7 czerwca 2001r. o zbiorowym zaopatrzeniu w wodę i zbiorowym odprowadzaniu ścieków (Dz.U. 2006. Nr 123. poz.858) określa się sposób realizacji obowiązków dostawców ścieków przemysłowych, warunki wprowadzania ścieków do urządzeń kanalizacyjnych, w tym dopuszczalne wartości wskaźników zanieczyszczeń w ściekach przemysłowych wprowadzanych do urządzeń kanalizacyjnych oraz sposób sprawowania kontroli ilości i jakości ścieków. Zgodnie z rozporządzeniem dostawca ścieków przemysłowych wprowadzając je do urządzeń kanalizacyjnych, zapewnia:

- 1) ograniczenie lub eliminację substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego, określonych w przepisach dotyczących warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi oraz substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego;
- 2) równomierne ich odprowadzanie, odpowiednio do przepustowości kanałów i dopuszczalnego obciążenia oczyszczalni ścieków;
- 3) ograniczenie tych zanieczyszczeń, które niekorzystnie wpływają na pracę oczyszczalni ścieków.

CEL I OBIEKT BADAŃ

Celem pracy było określenie wpływu rzeczywistych ilości i jakości ścieków dopływających na pracę komunalnej oczyszczalni w Kostrzynie nad Odrą. Źródłem ścieków jest kanalizacja miejska oraz dopływy z różnych zakładów przemysłowych. Wyznaczenie doprowadzanych ładunków zanieczyszczeń z poszczególnych źródeł jest niezbędne do kontroli i oceny pracy oczyszczalni ścieków [Myszograj i Panek 2007]. Obiektem badań była oczyszczalnia ścieków komunalnych w Kostrzynie nad Odrą. Oczyszczalnia pracuje w układzie mechaniczno-biologicznego oczyszczania ścieków, z biologiczną defosfatacją, denitryfikacją i nitryfikacją, z symultanicznym chemicznym strącaniem fosforu oraz tlenową stabilizacją osadu. Oczyszczalnia została zaprojektowana na przepustowość 6300 m³/d i przyjmuje ścieki bytowo-gospodarcze oraz ścieki przemysłowe i sanitarne z pobliskich zakładów przemysłowych, znajdujących się na terenie Kostrzyńsko-Słubickiej Specjalnej Strefy Ekonomicznej (K-SSSE).

Na terenie Strefy znajduje się wiele zakładów z następujących branż: papierniczej, spożywczej, maszynowej, tekstylnej i włókienniczej, budowlanej, motoryzacyjnej, tworzyw sztucznych, oraz wyrobów z drewna. Najważniejszymi zakładami są: Arctic Paper, Algotec Polska, Agrobor Louisa, BEE Polska,

Brinkhaus, FCB West, HANKE TISSUE, ICT, MONTAX, NOVO, OLSA, PODRAVKA, Robina, TELESKOP, UNIPACO, WENDRE, TACONIC, Decora. ICT Poland Sp. zo.o. zajmuje się produkcją i przetwarzaniem bibuły higienicznej. Końcowymi produktami wieloetapowego procesu produkcji są: papier toaletowy, ręczniki kuchenne, chusteczki higieniczne (różnego rodzaju m.in. nawilżające), serwetki. Firma Hanke Tissue jest producentem wysokiej jakości bibuły Tissue, wytwarzanej ze 100% celulozy, z której produkowany jest papier toaletowy, ręczniki, chusteczki i serwetki. BRINKHAUS POLSKA Sp. z o.o. produkuje wyroby włókiennicze i odzież. Unipaco wytwarza opakowania dla przemysłu spożywczego, farmaceutycznego, kosmetycznego, chemicznego, budowlanego oraz gastronomii i rolnictwa. Wykonuje powlekanie opakowań polietylenem LDPE, dyspersjami tworzyw sztucznych np. PVdC (DIOFAN), laminowanie papieru folią aluminiową i foliami z tworzyw sztucznych.

Arctic Paper jest największym producentem papierów offsetowych w Polsce oraz drugim co do wielkości producentem papierów graficznych. Od 2008 r. firma posiada własną oczyszczalnię ścieków przemysłowych, a do miejskiej oczyszczalni odprowadza jedynie ścieki sanitarne. Do oczyszczalni dopływają ścieki sanitarne: z miasta, Arctic Paper i K-SSSE oraz ścieki technologiczne z ICT, Hanke Tissue, Brinkhaus i Unipaco.

METODYKA BADAŃ

W celu wyznaczenia bilansu dobowych ładunków zanieczyszczeń dopływających do oczyszczalni w 2011 r. dokonywano pomiaru ilości ścieków z poszczególnych źródeł oraz przeprowadzono badania składu ścieków.

Odczyty ilości, jak i pobór próbek ścieków przeprowadzono wiosną, latem, jesienią i zimą w 2011 r. Próbki pobierano co najmniej trzy razy w każdym miesiącu w odstępie jedno, dwu - tygodniowym, zawsze o stałej godzinie 7.30.

Próbki ścieków surowych z poszczególnych źródeł pobierano zgodnie z Polską Normą PN-ISO 5667-10, „Jakość wody; Pobieranie próbek; Wytyczne pobierania próbek”.

W próbkach wykonano oznaczenia fizyczno-chemiczne zgodnie z obowiązującą w Polsce metodyką. W czasie badań oznaczono:

- zawiesinę ogólną – metodą wagową z zastosowaniem filtrów membranowych według PN-EN 872:2005,
- chemiczne zapotrzebowanie tlenu, ChZT – metodą z dwuchromianem potasu według PN-74/C-04578.03, PN-ISO 6060:2006,
- biochemiczne zapotrzebowanie na tlen, BZT₅ – metodą rozcieńczeń wg Hermanowicza,
- azot amonowy, N-NH₄⁺ – metodą bezpośredniej nessleryzacji według PN-C-04576-4,

- azot ogólny, N_{og} – metodą po mineralizacji z selenem według PN-EN 25663,
- fosfor ogólny, P_{og} – metodą molibdenową według PN-EN ISO 6878.

Ocenę efektywności oczyszczania dokonano zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 24 lipca 2006 r., oraz z dnia 28 stycznia 2009 r. (Dz. U. 2006 nr 137 poz. 984) i Dz.U. 2009 nr 27 poz.169) [Myszograj 2008b].

WYNIKI BADAŃ

Średnią dobową ilość ścieków z poszczególnych źródeł dopływających do oczyszczalni w 2011 r. przedstawiono w tab. 1, natomiast udział procentowy poszczególnych dostawców na rys. 1.

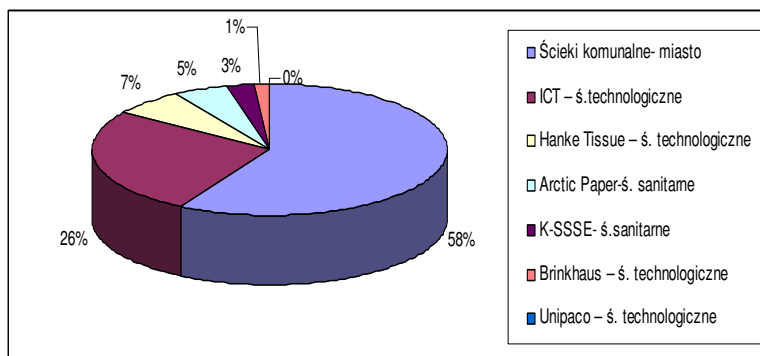
Tab. 1. Średnia dobową ilość ścieków dopływająca do oczyszczalni w 2011 r.

Tab. 1. Average daily amount of sewage flowing into the treatment plant 2011.

Źródło	Ilość, m ³ /d
Ścieki komunalne-miasto	2907
ICT – ścieki technologiczne	1287
Hanke Tissue – ścieki technologiczne	337
Arctic Paper – ścieki sanitarne	247
K-SSSE – ścieki sanitarne	126
Brinkhaus – ścieki technologiczne	68
Unipaco – ścieki technologiczne	0,2
Łącznie	4972

Dominującą ilość ścieków dostarczanych do oczyszczalni stanowią ścieki komunalne z miasta Kostrzyn. Ich ilość wynosi średnio 2907 m³/d, co stanowi 58% ogólnej ilości ścieków. Pozostałe 42% to dopływy z zakładów przemysłowych, z których największe ilości ścieków technologicznych dostarcza ICT (26%), a najmniejsze (0,2 m³) doprowadzane są z zakładu Unipaco. Łącznie do oczyszczalni dopływa 4972 m³/d ścieków, co stanowi 79% projektowanej przepustowości.

Na podstawie wyników analiz fizyczno-chemicznych próbek ścieków pobieranych w okresie roku wyznaczono średnie stężenia zanieczyszczeń w ściekach komunalnych oraz w ściekach pochodzących od dostawców. Średnie stężenia zanieczyszczeń oraz wartości BZT₅ i ChZT w ściekach zestawiono w tabeli 2.



Rys. 1. Procentowy udział poszczególnych dostawców ścieków do oczyszczalni w Kostrzynie nad Odrą w 2011 r.

Fig. 1. Percentage of individual wastewater suppliers to Kostrzyn plant in 2011

Tab. 2. Średnie stężenia zanieczyszczeń w ściekach

Tab. 2. Average concentrations of pollutants in wastewater

Lp.	Źródła ścieków	BZT ₅ mg/dm ³	ChZT mg/dm ³	Zawiesina og. mg/dm ³	N _{og} mg/dm ³	P _{og} mg/dm ³	N _{NH4} mg/dm ³
1.	Miasto-ścieki komunalne	276	787	314,0	95,47	9,42	57,01
2.	ICT – ścieki technologiczne	154	568	283,2	16,02	4,08	2,06
3.	Hanke Tissue – ścieki technologiczne	148	796	591,1	20,09	2,10	4,05
4.	K-SSSE- ścieki sanitarne	92	346	106,3	47,88	5,99	18,89
5.	Arctic Paper- ścieki sanitarne	62	220	84,0	23,71	3,33	10,01
6.	Brinkhaus – ścieki technologiczne	164	938	159,3	42,84	2,10	5,97
7.	Unipaco – ścieki technologiczne	500	19262	5 445,0	126,99	19,98	41,01

Przedstawione w tabeli 2 dane wykazują, że ścieki technologiczne z Unipaco charakteryzują się najwyższymi wartościami BZT₅ – 500 mgO₂/dm³ oraz ChZT – 19262 mgO₂/dm³. Stężenia zawiesiny ogólnej, azotu ogólnego oraz fosforu ogólnego są również wysokie i wynoszą odpowiednio 5445 mg/dm³, 127 mgN/dm³, 20 mgP/dm³. Wyznaczony iloraz ChZT/BZT₅ > 38, wskazuje na bardzo niską podatność tych ścieków na biodegradację [Myszograj 2008a].

Ścieki technologiczne z Hanke Tissue oraz z Brinkhaus charakteryzują się wysokimi wartościami ChZT wynoszącymi odpowiednio 796 i 938 mgO₂/dm³ przy BZT₅ rzędu 150-160 mgO₂/dm³. Ścieki z kanalizacji miejskiej zawierają ok. 300 mg/dm³ zawiesiny, 95 mg/dm³ azotu ogólnego oraz ok. 10 mg/dm³ fosforu ogólnego. Średnie wartości BZT₅ wynoszą 276 mgO₂/dm³, a ChZT 787 mgO₂/dm³. W porównaniu z innymi źródłami, ścieki komunalne z miasta zawierają największe ilości związków azotu i fosforu.

Wyznaczony bilans dobowych ładunków zanieczyszczeń zawartych w ściekach doprowadzonych do oczyszczalni w Kostrzynie nad Odrą przedstawiono w tabeli 3 oraz na rys. 2.

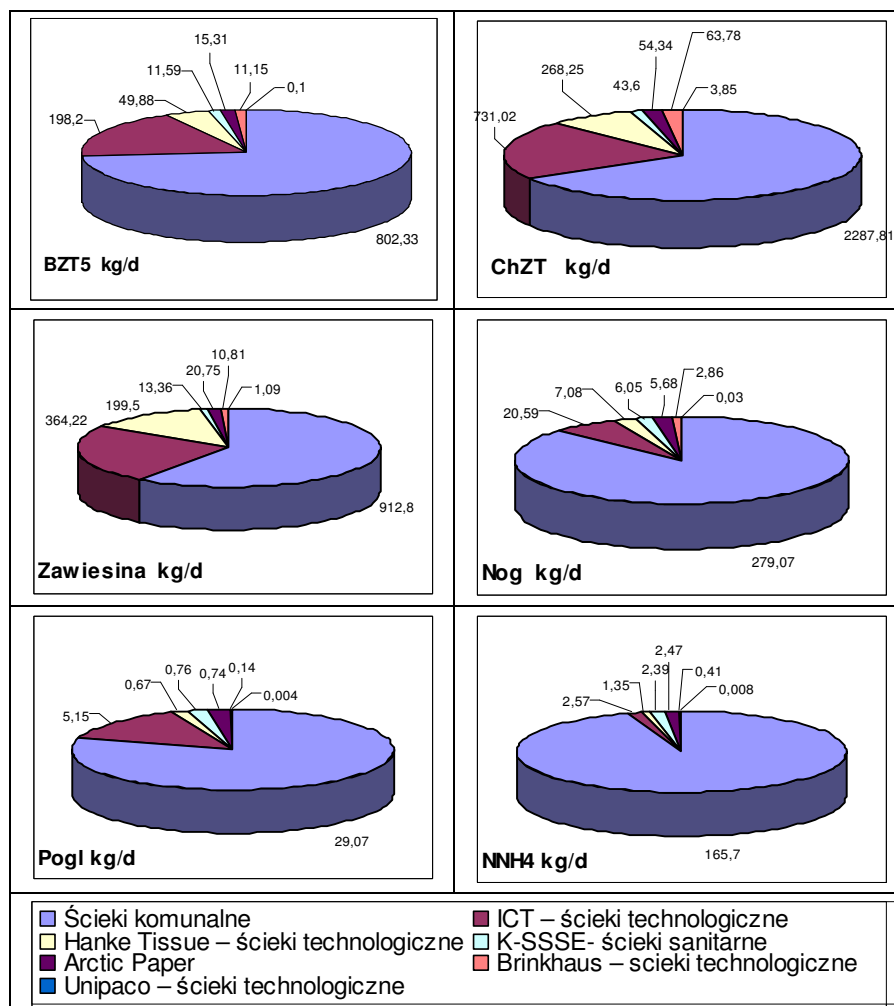
Tab. 3. Bilans dobowych ładunków zanieczyszczeń w ściekach dopływających do oczyszczalni w Kostrzynie nad Odrą w 2011 r.

Tab. 3. Balance of daily loads of pollutants in the wastewater flowing into WWTP in Kostrzyn 2011

Lp.	Źródła ścieków	BZT ₅ kgO ₂ /d	ChZT kgO ₂ /d	Zawiesina kg /d	N _{og} kg N/d	P _{og} kg P/d	N _{NH4} kg /d
1.	Ścieki komunalne- miasto	802,3	2287,8	912,8	279,1	29,1	165,7
2.	ICT – ścieki technologiczne	198,2	731,0	364,2	20,6	5,1	2,6
3.	Hanke Tissue – ścieki technologiczne	49,9	268,2	199,5	7,1	0,7	1,3
4.	K-SSSE- ścieki sanitarne	11,6	43,6	13,4	6,0	0,8	2,4
5.	Arctic Paper-ścieki sanitarne	15,3	54,3	20,7	5,7	0,7	2,5
6.	Brinkhaus – ścieki technologiczne	11,1	63,8	10,8	2,9	0,1	0,4
7.	Unipaco – ścieki technologiczne	0,1	3,8	1,1	0,03	0,004	0,008
Ogółem		1088,5	3452,6	1522,5	321,4	36,5	174,9

Dane przedstawione w tab. 3 oraz na rys. 2. wykazują, że największy ładunek zanieczyszczeń pochodzi ze ścieków komunalnych. O wysokości ładunków zanieczyszczeń organicznych wyrażonych w BZT₅ i ChZT oraz zawiesiny decydują ścieki komunalne oraz ścieki technologiczne z ICT i Hanke Tissue.

O doprowadzanym do oczyszczalni ładunku związków azotu decydują ścieki z kanalizacji miejskiej, natomiast o wysokości ładunku fosforu: ścieki miejskie i ścieki z ICT.



Rys. 2 . Bilans ładunków zanieczyszczeń z poszczególnych źródeł ścieków

Fig. 2. Balance of pollutants from various sources

Najmniejsze ładunki zanieczyszczeń wyznaczono dla ścieków z zakładu Unipaco. Wyznaczone ładunki zanieczyszczeń w ściekach surowych oraz w ściekach oczyszczonych zestawiono w tabeli 4.

Tab. 4. Ładunki zanieczyszczeń w ściekach surowych i oczyszczonych w oczyszczalni ścieków w Kostrzynie (2011 r.)

Tab. 4. Loads of pollutants in raw sewage and treated in wastewater treatment plant in Kostrzyn in 2011

Parametr kg/d	Ładunek wg założeń projektowych	Ładunek w ściekach surowych	Ładunek w ściekach oczyszczonych, kgO ₂ /d	Stopień obniżenia ładunku w ściekach %
BZT ₅	1544	1088-70,5%	20,7-20,68	98,1
ChZT	3780	3452	178,5	94,8
Zawiesina	1545	1522-98,5%	23,1	98,5
N _{og}	328	321	40,3	87,4
P _{og}	82	36	1,87	94,9
N _{NH4}	-	175	1,92	98,9

Analiza danych wykazuje, że rzeczywiste ładunki zanieczyszczeń dopływających do oczyszczalni nie przekraczają wartości ładunków założonych w projekcie oczyszczalni.

W procesie mechaniczno-biologicznego oczyszczania ścieków uzyskuje się obniżenie ładunku zanieczyszczeń organicznych oraz zawiesiny na poziomie przekraczającym 94%, natomiast obniżenie ładunku fosforu jest rzędu 95%, a azotu ogólnego na poziomie 87%.

Efektywność pracy oczyszczalni jest wysoka, a parametry ścieków oczyszczonych (tabela 5) nie przekraczają wartości wskaźników zanieczyszczeń dla tej wielkości oczyszczalni zgodnie z RMŚ (Dz.U. 2009 nr 27 poz. 169).

Tab. 5. Wartości wskaźników zanieczyszczeń wg RMŚ oraz w ściekach oczyszczonych w oczyszczalni w Kostrzynie nad Odrą

Tab. 5. Value of contamination indicators according to law regulations and in treated sewage in Kostrzyn WWTP

Nazwa wskaźnika	Wartość wskaźnika wg RMŚ	Wartość wskaźnika w ściekach oczyszczonych mg/dm ³
Biochemiczne zapotrzebowanie na tlen (BZT ₅ przy 20°C), inhibitor nitryfikacji, mgO ₂ /dm ³	15	4
Chemiczne zapotrzebowanie tlenu (ChZT) (dwuchromian potasu), mgO ₂ / dm ³	125	37
Zawiesiny ogólne, mg/dm ³	35	4,8
Azot ogólny (suma azotu Kjeldhala (N _{Norg} + N _{NH4}), azotu azotynowego i azotu azotanowe-	15	8,4

go), mg N/dm ³		
Fosfor ogólny, mgP/dm ³	2	0,4

PODSUMOWANIE

Oczyszczalnia w Kostrzynie nad Odrą została zaprojektowana na przepustowość 6300 m³/d, obecnie przyjmuje ok. 79% zakładanej w projekcie ilości ścieków.

Ścieki dostarczane do oczyszczalni w Kostrzynie nad Odrą spełniają wymagania prawne określone dla dostawców ścieków w rozporządzeniu Ministra Budownictwa (Dz. U. 2006r. Nr 123).

Największy udział stanowią ścieki bytowo - gospodarcze z miasta Kostrzyn. Szczególnym dostawcą ścieków jest Unipaco. Ścieki z tej firmy w porównaniu do innych źródeł, charakteryzują się bardzo wysokim stężeniem zanieczyszczeń organicznych wyrażonych wartością ChZT powyżej 19000 mg/dm³, stężeniem azotu ogólnego rzędu 120 mg/dm³ oraz wysokim > 5000 mg/dm³ stężeniem zawiesiny ogólnej. Ładunek tych ścieków jest najniższy, o czym decyduje ich ilość stanowiąca 0,5% ogólnej ilości ścieków doprowadzanych do oczyszczalni.

W przypadku ścieków przemysłowych największe ładunki w zakresie badanych parametrów pochodzą z ICT Poland Sp. z o.o.

Ścieki z kanalizacji miejskiej są źródłem największej ilości ścieków oraz charakteryzują się największymi ładunkami zanieczyszczeń doprowadzanymi do oczyszczalni. O wysokości ładunków zanieczyszczeń organicznych wyrażonych w BZT5 i ChZT oraz zawiesiny decydują ścieki komunalne oraz ścieki technologiczne z ICT i Hanke Tissue. O ładunku związków azotu decydują ścieki z kanalizacji miejskiej, natomiast o wysokości ładunku fosforu: ścieki miejskie i ścieki z ICT.

Łącznie do oczyszczalni dopływa obecnie 4972 m³/d ścieków, co stanowi 79% projektowanej przepustowości. Ścieki komunalne stanowią 58% wszystkich ścieków dopływających do oczyszczalni. Pozostałe 42% to dopływy z zakładów przemysłowych, z których największe ilości ścieków technologicznych dostarcza ICT (26%), a najmniejsze (0,2 m³) doprowadzane są z zakładu Unipaco. Rozwiązania technologiczne procesu oczyszczania zastosowane w oczyszczalni w Kostrzynie pozwalają na efektywne usuwanie zanieczyszczeń, a parametry ścieków oczyszczonych spełniają wymagania stawiane w Rozporządzeniu Ministra Środowiska (Dz.U. 2009 nr 27 poz. 169).

LITERATURA

1. BARTKIEWICZ B.: *Ścieki przemysłowe*. Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej. Warszawa 2000
2. Dane eksploatacyjne Oczyszczalni Ścieków w Kostrzynie, maszynopis. Kostrzyn 2011
3. ŁOMOTOWSKI J., SZPINDOR A.: *Nowoczesne systemy oczyszczania ścieków*. Wydawnictwo Arkady, Warszawa 2002
4. MICHAŁKA M.: *Charakterystyka technologiczna przemysłu włókienniczego w UE*, Ministerstwo Środowiska. Warszawa 2003
5. MYSZOGRAJ S.: *Badania podatności na rozkład biologiczny ścieków bytowo-gospodarczych w warunkach testów laboratoryjnych*. Przemysł Chemiczny, T. 87, nr 5, 527-530. 2008a
6. MYSZOGRAJ S.: *Zmiany ilościowe i jakościowe ścieków dopływających do małych oczyszczalni*, W: *Oczyszczanie ścieków i przeróbka osadów ściekowych* red. nauk. Z. Sadecka i in. Tom 2 Zielona Góra: Oficyna Wydaw. Uniwersytetu Zielonogórskiego, 2008b
7. MYSZOGRAJ S.: *24-hours variation of amount and contents of wastewater flowing to treatment plant in Zielona Góra*. Civil and Environmental Engineering Reports, no 2, 49-58, 2007
8. MYSZOGRAJ S., PANEK E.: *Bilansowanie ilości ścieków dopływających do oczyszczalni*. Gaz, Woda i Technika Sanitarna, nr 5, 9-12, 2007.
9. PONIKOWSKI A.: *Badania technologiczne nad oczyszczaniem ścieków przemysłowych z zakładów włókienniczych*. Zakład Badania Jakości i Zasobów Wodnych. Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej. Wrocław 2010
10. Rozporządzenie Ministra Budownictwa z dnia 14 lipca 2006 r. w sprawie sposobu realizacji obowiązków dostawców ścieków przemysłowych oraz warunków wprowadzania ścieków do urządzeń kanalizacyjnych (Dz. U. 2006 r. Nr 123)
11. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 24 lipca 2006 r. w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub ziemi, oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego (Dz.U. 2006 nr 137 poz. 984), (Dz.U. 2009 nr 27 poz. 169)
12. SADECKA Z.: *Podstawy biologicznego oczyszczania ścieków*. Wydaw. Seidel-Przywecki Sp. z o.o. Warszawa 2010a
13. SADECKA Z.: *Związki azotu i fosforu w ściekach kanalizacji miejskiej*. Gaz, Woda i Technika Sanitarna, nr 5, s. 12-16, 2007
14. SADECKA Z., PŁUCIENNIK-KOROPCZUK E.: *Frakcje ChZT ścieków w mechaniczno-biologicznej oczyszczalni*. Rocznik Ochrona Środowiska, T. 13 cz. 2, 1157-172, 2011
15. SADECKA Z.: *Weryfikacja danych do modernizacji oczyszczalni ścieków*. Zaawansowane technologie biologicznego oczyszczania ścieków komunal-

- nych: Konferencja naukowo-techniczna. Zegrze- Piaseczno: Wydaw. Seidel-Przywecki Sp. z o.o., 159-170, 2010b
- 16.SADECKA Z., MYSZOGRAJ S.: *Fracje ChZT w procesach mechaniczno-biologicznego oczyszczania ścieków na przykładzie oczyszczalni ścieków w Sulechowie*. Rocznik Ochrona Środowiska, T. 6, 233-244, 2004

SOURCES OF SEWAGE FLOWING INTO WASTEWATER TREATMENT PLANT IN KOSTRZYN

S u m m a r y

In accordance with applicable laws and regulations local governments are required to ensure proper wastewater treatment. The same obligation applies to industrial plants that discharge into drains or use the industrial wastewater treatment systems. The article presents data on the quantity and quality of industrial wastewater flowing into municipal wastewater treatment plant in Kostrzyn taking into account their impact on the work of wastewater treatment plants.

Key words: wastewater treatment plant, obligations of suppliers of industrial

JAKUB KOSTECKI***GEOŚRODOWISKOWE UWARUNKOWANIA LOKALIZACJI
PRZEMYSŁU WYDOBYWCZEGO W GMINIE BRODY I GUBIN***Streszczenie*

W pracy przedstawiono analizę geośrodowiskowych uwarunkowań lokalizacji przemysłu wydobywczego dla terenu gminy Gubin i Brody. Opisany teren zlokalizowany w zachodniej Polsce (woj. lubuskie) odznacza się równinnym reliefem (różnice wys. wzgl. śr. 12 m), zróżnicowaniem gruntu skalnego (piaski różnego pochodzenia, gliny zwałowe), stosunkowo dużą zmiennością warunków pogodowych, szczególnie sumy opadów rocznych (484-746 mm w latach 2005-2011), obecnością zbiorników wód podziemnych i licznych form wód powierzchniowych oraz zróżnicowaniem pokrywy glebowej. Dominujące formy użytkowania terenu stanowią lasy i grunty orne. Gminy obfitują w obszary przyrody chronionej. Bezpośrednio na terenie planowanej inwestycji zlokalizowany jest fragment obszaru Natura 2000 „Jeziora Brodzkie”.

Słowa kluczowe: uwarunkowania lokalizacji, warunki środowiskowe

WSTĘP

Środowisko naturalne jest obszarem szczególnie wrażliwym na działanie człowieka. Znaczne przekształcenia krajobrazu i efekty rekultywacji terenów zdegradowanych działalnością przemysłową można zaobserwować w wielu miejscach, zarówno w kraju, jak i na świecie [Baran i Turski 1996, Drab 2002].

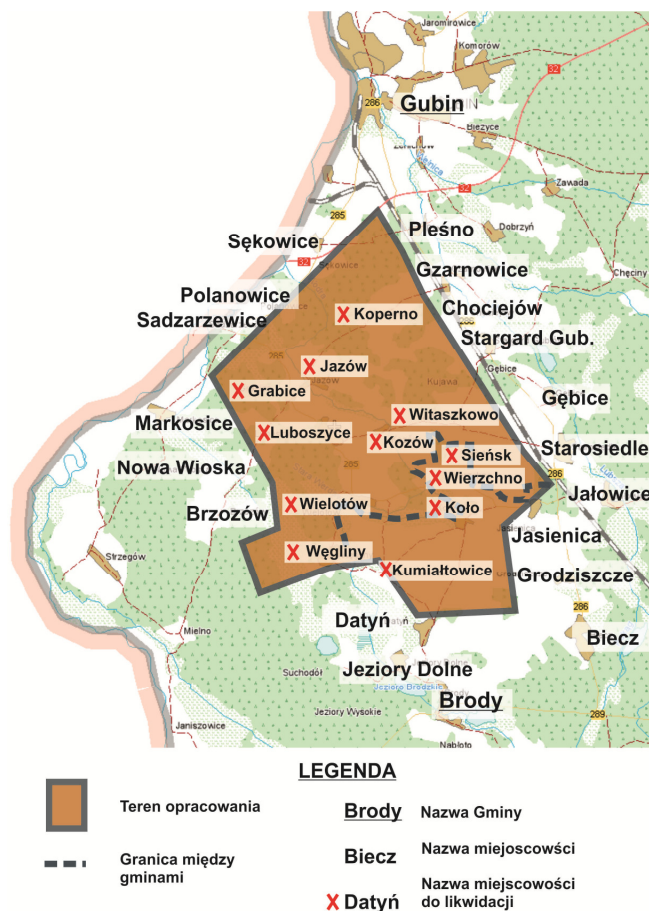
Należy zwrócić uwagę, że pomimo okresowego pogorszenia warunków siedliskowych na danym terenie eksploatacja złóż kopalin może mieć pozytywny wkład w rozwój regionu. Prawidłowo przeprowadzona rekultywacja daje szansę na przywrócenie środowisku pełni wartości przyrodniczych.

W świetle konieczności odtwarzania parametrów obszaru zdegradowanego do tych sprzed degradacji istotne jest właściwe rozpoznanie warunków przyrodniczych, obejmujących środowisko abiotyczne i biotyczne [Dz. U. 1995 nr 16 poz. 78 z późn. zm., Dz. U. 2001 nr 62 poz. 627 z późn. zm.].

* Zakład Ochrony i Rekultywacji Gruntów, Instytut Inżynierii Środowiska Uniwersytet Zielonogórski

POŁOŻENIE GEOGRAFICZNE

Teren planowanej inwestycji znajduje się w zachodniej części kraju, w zachodniej części województwa lubuskiego, ok. 600 m od granicy z Niemcami. Opracowanie obejmuje część gminy Gubin (powiat krośnieński) oraz część gminy Brody (powiat żarski), do której należą następujące miejscowości: Koperno, Jazów, Grabice, Kolonia Grabice, Gębice Gubińskie, Witaszkowo, Luboszyce, Sieńsk i Wielotów (gmina Gubin) oraz Wierzchno, Koło, Jasienica, Kumiałowice, Grodziszczce i Datyń (gmina Brody). Szczegółową lokalizację przedstawiono na rys. 1.



Rys. 1. Lokalizacja obszaru badań [Geoportal, 2012]
 Fig. 1. Localisation of area under investigation [Geoportal, 2012]

GEOMORFOLOGIA

Zgodnie z podziałem Polski na regiony fizyczno-geograficzne (Kondracki 2009), obszar opracowania zalicza się do mezoregionu Wzniesienie Gubińskie. Mezoregion ten graniczy od północy z Doliną Środkowej Odry, od wschodu z Doliną Dolnego Bobru, a od południa z Obniżeniem Nowosolskim i Kotliną Zasi Ecką. Obszar opracowania przynależy więc do Makroregionu Wzniesienie Zielonogórskie. Mezoregiony te zalicza się do podprowincji Pojezierze Południowobałtyckie, która z kolei wchodzi w skład prowincji Niz Środkowoeuropejski należącego do mega regionu Pozaalpejska Europa Środkowa.

Pod względem hipsometrycznym rozpatrywane tereny wykazują różnice wysokości sięgające około 12 m (51,7-64 m). Lokalnie występują wzniesienia. Najwyższe znajduje się w okolicy miejscowości Luboszyce (103 m).

KLIMAT

Jak podaje Woś [1995, 1999], teren opracowania znajduje się w 23 regionie klimatycznym (Region Dolnośląski Zachodni), dokładniej w jego północno-zachodniej części, graniczącej z Regionem Lubuskim (nr 14). Region 23 charakteryzuje się największą liczbą dni z pogodą umiarkowanie ciepłą, z dużym zachmurzeniem nieba oraz małą liczbą dni z pogodą umiarkowanie mroźną. Obserwacje z wielolecia (1951-1980) pozwoliły stwierdzić 198 dni bez opadów oraz 166 dni z opadem. Region Lubuski (nr 14) charakteryzuje się znaczną ilością dni bez opadu. Dane z wielolecia (1951-1980) pozwoliły stwierdzić 194 dni bez opadu oraz 170 dni z opadem [Woś 1995, 1999].

Punktem odniesienia dla omawianego terenu są dane uzyskane ze stacji meteorologicznej w Gubinku i stacji w Zielonej Górze. Podstawowe parametry pogodowe zestawiono w tabeli 1 i na rys. 2.

Tabela 1. Parametry klimatyczne w latach 2007-2011 [GUS 2006, 2007, 2008, 2011, 2012, Traxelektronik 2012].

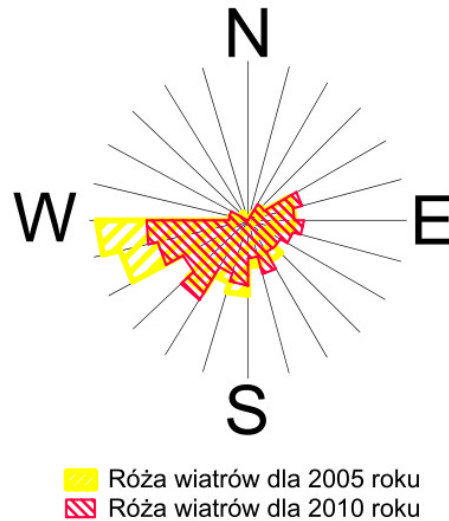
Średnia roczna suma opadów na terenie opracowania jest zróżnicowana (505-746 mm).

Średnia temperatura roczna to 9,2°C, dla okresu wegetacyjnego – 15,5°C. Dominują wiatry zachodnie. Stosunkowo częste są wiatry wiejące ze wschodu i południa. Praktycznie brak jest wiatrów północnych. Średnia prędkość wiatru nie przekracza 2 m·s⁻¹.

Tab. 1. Parametry klimatyczne w latach 2007-2011 [GUS 2006, 2007, 2008, 2011, 2012, Traxelektronik 2012]

Tab. 1. Climatic parameters in 2007-2011 [GUS 2006, 2007, 2008, 2011, 2012, Traxelektronik 2012]

	2005		2006		2007		2010		2011	
	1.IV-30.IX	1.I-31.XII	1.IV-30.IX	1.I-31.XII	1.IV-30.IX	1.I-31.XII	1.IV-30.IX	1.I-31.XII	1.IV-30.IX	1.I-31.XII
Dane dla stacji w Gubinku										
Temperatura pow. (2 m), °C	15,2	9,2	16,8	10,0	16,1	11,4	15,1	7,9	14,5	7,5
Prędkość wiatru, m·s ⁻¹	1,8	1,2	1,9	1,0	1,6	1,0	1,9	1,5	0,2	0,8
Dane dla stacji w Zielonej Górze										
Temperatura pow. (2 m), °C	-	9,1	-	9,7	-	10,0	-	7,7	-	9,7
Prędkość wiatru, m·s ⁻¹	-	3,3	-	3,1	-	3,3	-	3,1	-	3,2
Suma opadu, mm	-	505	-	484	-	722	-	746	-	576



Rys. 2. Róża wiatrów dla stacji Gubinek w latach 2005 i 2010
 Fig. 2. Wind rose for the Gubinek Weather Station, for 2005 and 2010

BUDOWA GEOLOGICZNA

Analizowany obszar położony jest na obszarze monokliny przedsudeckiej (rys. 3). Dominują tu utwory triasowe zalegającej na głębokości 850-1200 m p.p.t. Bogato reprezentowany jest zwłaszcza trias górny, który we wschodniej części graniczy z triasem środkowym. Spotkać tu można m.in. iły, iłowce, dolomity, piaskowce oraz wapienie, margle, anhydryty, gipsy i sole. Na zachodzie zalegają utwory kredy górnej (margle i piaskowce). Strop mezozoiku sięga 200 m p.p.t.

Utwory paleogenu występują głównie jako piaski i mułki oligoceńskie, przeplatane węglem brunatnym. Miąższość mioceńskich wkładek węglowych wynosi od 20 do 80 m. Miąższość utworów czwartorzędowych jest zróżnicowana (15-130 m). Dominują utwory plejstoceny: gliny zwałowe, piaski i żwiry rzeczne i wodnolodowcowe. Utwory holoceny widoczne są w dolinach rzecznych, a na terenach wysoczyznowych w obrębie zagłębień wytopiskowych. Teren opracowania znajduje się w zasięgu fazy leszczyńskiej zlodowacenia bałtyckiego [Kaniecki i inni 2006, Wrzeński 2006 a, b,].

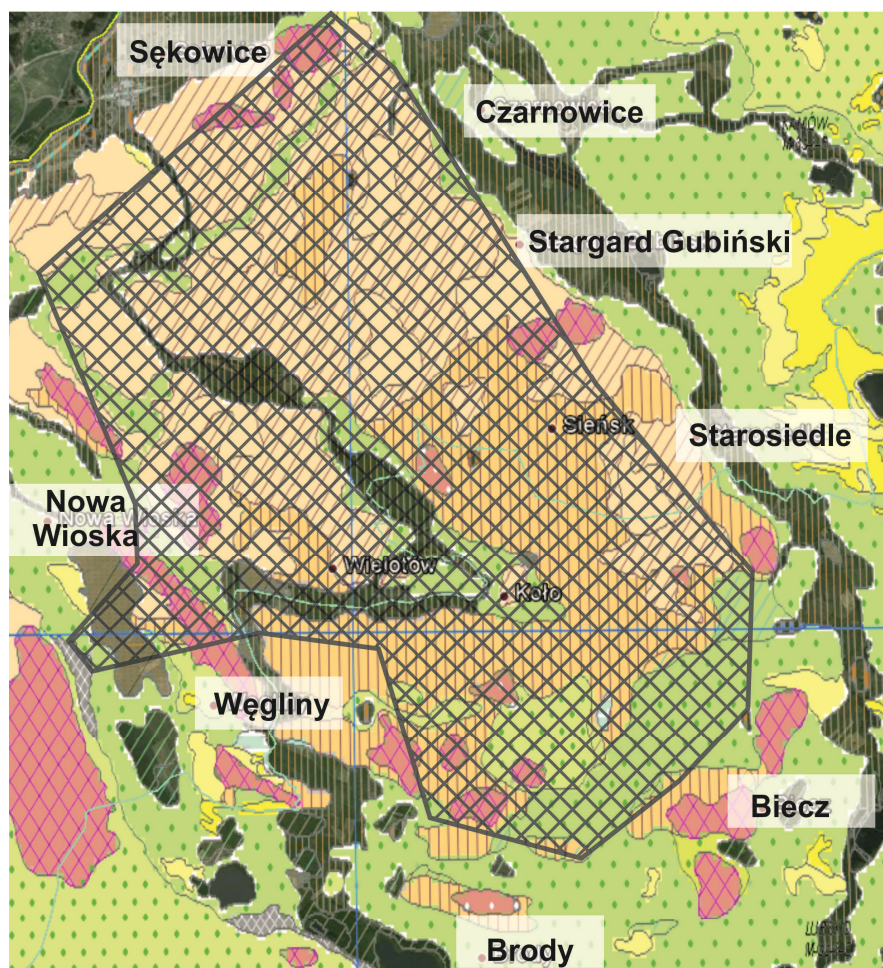
WARUNKI HYDROGRAFICZNE I HYDROGEOLOGICZNE WODY PODZIEMNE

Inwestycja w całości zlokalizowana jest na terenie Jednolitej Części Wód Podziemnych nr 67, której powierzchnia wynosi 843,91 km². Lokalizację JCWPd przedstawiono na rys. 4.

JCWPd nr 67 znajduje się w dorzeczu Środkowej Odry. Liczba poziomów wodonośnych wynosi od 2 do 7, a charakter nadkładu warstwy wodonośnej to utwory przepuszczalne i słaboprzepuszczalne. Średnia miąższość utworów to 20-40 m. Szacunkowe zasoby wód dostępnych do zagospodarowania to 194,2 tys. m³·d⁻¹. Ogólny stan ilościowy i jakościowy został oceniony jako dobry. Również skład chemiczny nie budził zastrzeżeń.

Monitoring stanu chemicznego wód w latach 2009-2011 klasyfikuje JCWPd nr 67 odpowiednio w klasie III (w 7 punktach pomiarowych z uwagi na stężenie żelaza, chlorków, temperaturę, tlen rozpuszczony), w klasie IV (w 1 punkcie pomiarowym z uwagi na stężenie molibdenu) oraz w klasie V (w 1 punkcie pomiarowym z uwagi na stężenie amoniaku). Ogólna ocena stanu chemicznego i jakościowego wód na podstawie badań w latach 2006-2011 określona została na dobrą (jedynie w roku 2006 ocena chemizmu wód wskazywała na jego słaby stan).

Schemat przepływu wód podziemnych w JCWPd nr 67 przedstawiono na rys. 5.

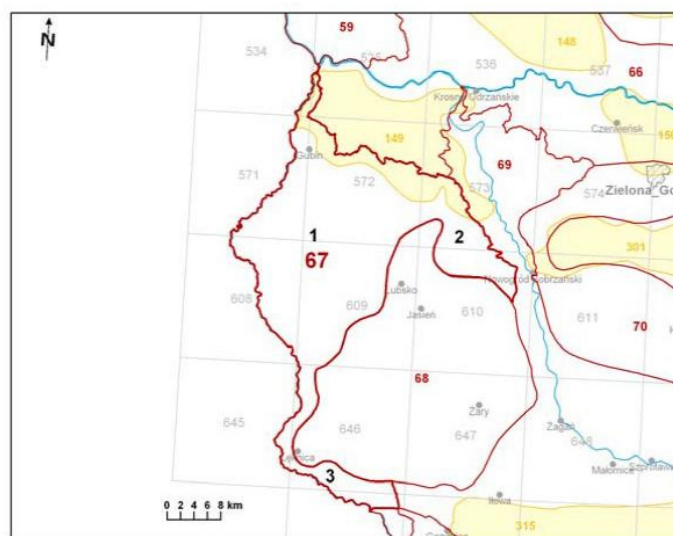


LEGENDA

	Teren opracowania		Piaski i żwiry sandrowe
	Piaski, żwiry, mady rzeczne oraz torfy i namuły		Gliny zwałowe oraz piaski i żwiry lodowcowe
	Piaski, żwiry i mułki rzeczne		Piaski, żwiry i mułki rzeczne
	Gliny zwałowe oraz piaski i żwiry lodowcowe		Piaski eoliczne

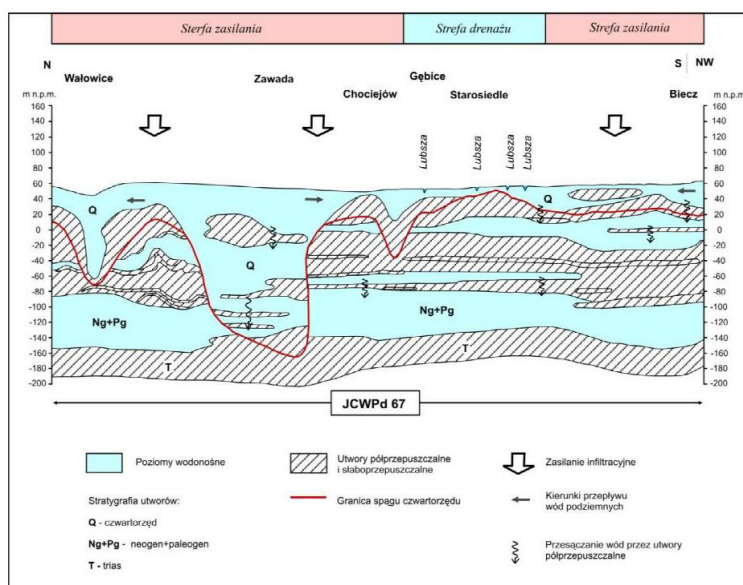
Rys. 3. Budowa geologiczna rejonu opracowania [PGI 2012]

Fig. 3. Geology of the investigated area [PGI 2012]



Rys. 4. Lokalizacja JCWPd nr 67 [GIOŚ 2010]

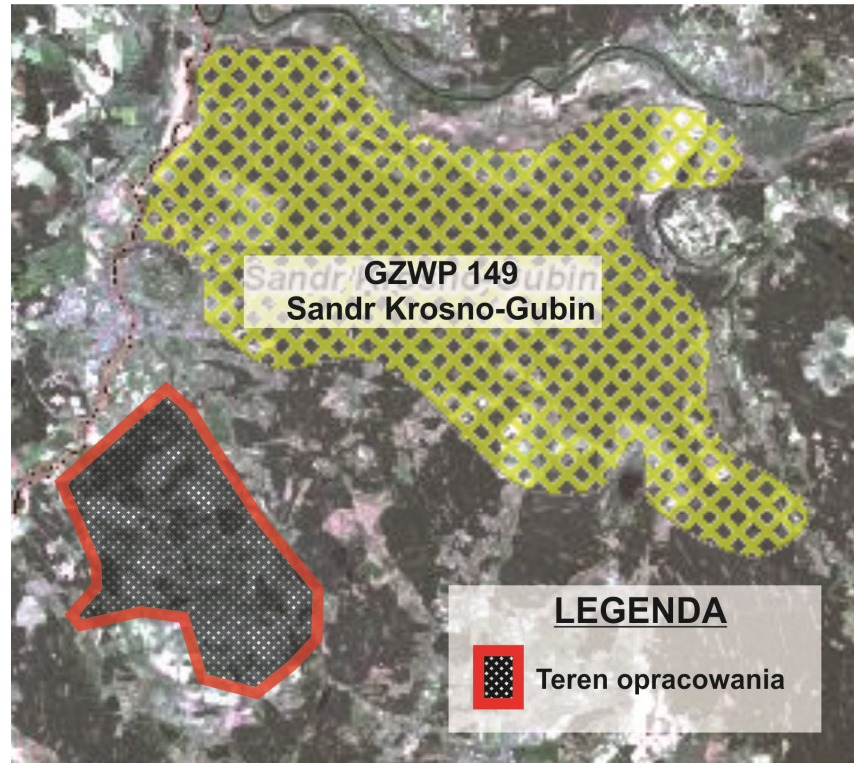
Fig. 4. Localisation of the JCWPd (Body of Groundwater) area No 67 [GIOŚ 2010]



Rys. 5. Schemat przepływu wód podziemnych w JCWPd nr 67 [GIOŚ 2010]

Fig. 5. Groundwater flow diagram in the Body of Groundwater No 67 [GIOŚ 2010]

Na terenie JCWPd wyodrębniono jeden Główny Zbiornik Wód Podziemnych Nr 149. Teren opracowania znajduje się w odległości (4,5 km w kierunku północnym od Głównego Zbiornika Wód Podziemnych – nr 149 Sandr Krosno-Gubin. Zbiornik ma powierzchnię ok. 340 km². Średnia głębokość zalegania zbiornika to 25 m p.p.t. Wykazuje on zasoby dyspozycyjne w ilości 187 tys. m³·d⁻¹. [Wikipedia 2012]. Lokalizację obszaru opracowania względem zbiornika wód podziemnych nr 149 przedstawiono na rys. 6.



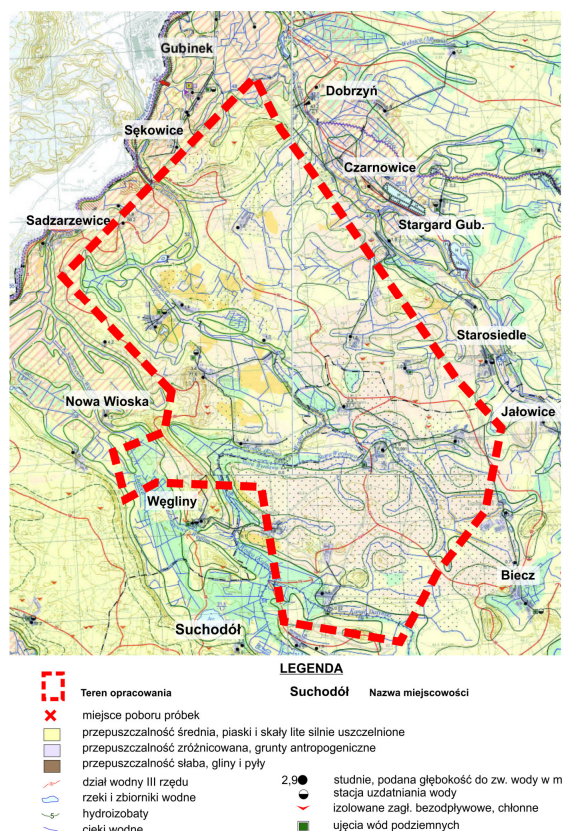
Rys. 6. Lokalizacja obszaru opracowania względem głównych zbiorników wód podziemnych [PGI 2012]

Fig. 6. Localisation of the described area relative to principal aquifers [PGI 2012]

WODY POWIERZCHNIOWE

Teren objęty opracowaniem znajduje się w dorzeczu Nysy Łużyckiej. Ograniczają go od strony wschodniej Lubsza, a od zachodniej Ładzica i Kanał Sadzarzewice-Węgliny. Bezpośrednio przez projektowaną odkrywkę przebiegają

Wodra (Kolna), Stara Werdawa, Zworzec stanowiące dopływy Wodry. Długość większości cieków nie przekracza 20 km (Budoradzanka, Steklunik, Młynówka, Racza, Strzemień, Jeziornica, Wężyska, Lisie Wody). Występuje tu dość gęsta sieć rowów i kanałów melioracyjnych (rys. 7). Część z nich charakteryzuje się przepływem okresowym. Głębokość do zwierciadła wody podziemnej jest zróżnicowana – w części wschodniej opracowania (gm. Brody) wynosi ok. 1,1 m, podczas gdy w części zachodniej (gm. Gubin) dochodzi do 4 m. Teren zbudowany jest z utworów o średniej przepuszczalności (piaski i skały lite silnie uszczelnione) przeplatanych utworami o zmiennej i zróżnicowanej przepuszczalności (grunty organiczne i antropogeniczne).



Rys. 7. Wycinek mapy hydrograficznej z lokalizacją terenu opracowania (arkusz M-33-6-A, B, C, D Gepol, 2005, z zasobów Głównego Geodety Kraju)

Fig. 7. Hydrographic map fragment with the location of the described area (sheet M-33-6-A, B, C, D Gepol, 2005, from resources of the Chief Surveyor of the Country)

Na terenie gminy występują liczne jeziora (tab. 2), w tym Odra koło Kosarzyna (64 ha), Jezioro Borek (8,5 ha) czy Mokradła Gubińskie (2,4 ha). W sąsiedztwie planowanej odkrywki występują nieduże zbiorniki wodne o genezie naturalnej i antropogenicznej, w tym m.in. Staw Laski, Staw Pieńkacz (ok. 2 km w kierunku północno-wschodnim), jezioro Suchodół (ok. 2 km w kierunku południowo-zachodnim) czy jezioro Brodzkie (ok. 1 km w kierunku południowym).

Tab. 2. Jeziora zlokalizowane na terenie gm. Brody [WIOŚ w Zielonej Górze 2012]

Tab. 2. Lakes located in the Brody commune [WIOŚ in Zielona Góra 2012]

Lp.	Nazwa jeziora	Nazwa lokalna	Powierzchnia [ha]	Rodzaj jeziora	Zlewnia
1.	Brody		50,6	przepływowe	rz. Kolno
2.	Suchodół	Suche Doły	31,7	odpływowe	rz. Kolno
3.	Bez nazwy	Strażackie	6,9	bezodpływowe	rz. Tymnica
4.	Bez nazwy	Przydrożne	6,6	odpływowe	rz. Tymnica
5.	Bez nazwy	Narecznica	3,6	odpływowe	rz. Tymnica
6.	Bez nazwy	Broszów	2,6	odpływowe	rz. Strąg Bystra

Na obszarze gminy występują ponadto liczne bagna, torfowiska i tereny podmokłe, a także stawy rybne, m.in. w Czarnowicach i Żytowaniu.

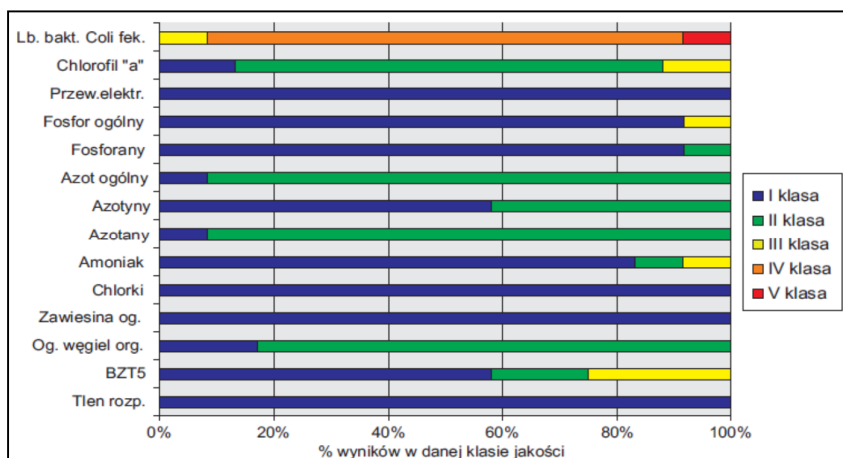
W roku 2007 WIOŚ w Zielonej Górze przeprowadził badania stanu jakości wód powierzchniowych, obejmujących wody rzek (Nysy Łużyckiej i Lubszy) i wody jezior (jezioro Brody).

Wody rzeki Nysy Łużyckiej we wszystkich badanych punktach pomiarowo-kontrolnych cechowały się niezadowalającą jakością, odpowiadającą IV klasie czystości, z wyjątkiem punktu zlokalizowanego poniżej Zasiiek, gdzie stwierdzono zadowalającą jakość wód (klasa III). Wskaźnikami decydującymi o klasyfikacji były zanieczyszczenia organiczne, związki biogenne (w szczególności azot) i zanieczyszczenie bakteriologiczne (rys. 8).

Wody rzeki Lubszy uchodzącej do Nysy Łużyckiej w Gubinie cechowały się niezadowalającą jakością (IV klasa) pod względem zanieczyszczenia substancjami organicznymi (ChZT-Cr) i biogennymi (azot). Ponadto cechowały się złą jakością pod względem bakteriologicznym (rys. 9).

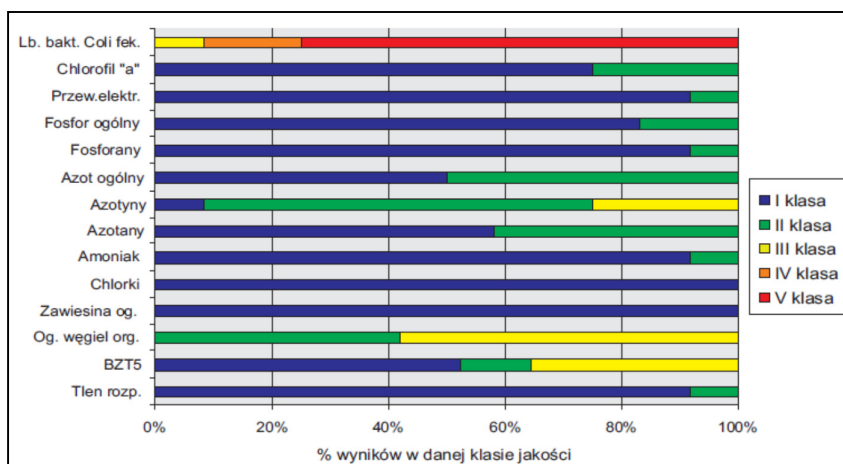
Jezioro Brody, pomimo powierzchni 50,3 ha ma charakter stawu. Wynika to z naturalnych uwarunkowań morfometrycznych, w szczególności z małej głębokości (0,5-0,8 m). Jezioro ma bardzo niekorzystne warunki naturalne i jest bardzo podatne na wpływy zanieczyszczeń zewnętrznych. Jezioro pod względem wskaźników fizyko-chemicznych i bakteriologicznych charakteryzuje się wodą niskiej jakości (III klasa).

Pozostałe zbiorniki należą do jezior małych i płytkich. Są one zazwyczaj bogate w substancje biogenne i zalicza się je do jezior eutroficznych. Jeziora te wykorzystywane są do celów rekreacyjnych i do wędkarskiego połowu ryb.



Rys. 8. Ocena stanu czystości wód rzeki Nysy Łużyckiej [WIOŚ 2007]

Fig. 8. Assessment of water quality of the Lusatian Neisse river [WIOŚ 2007]

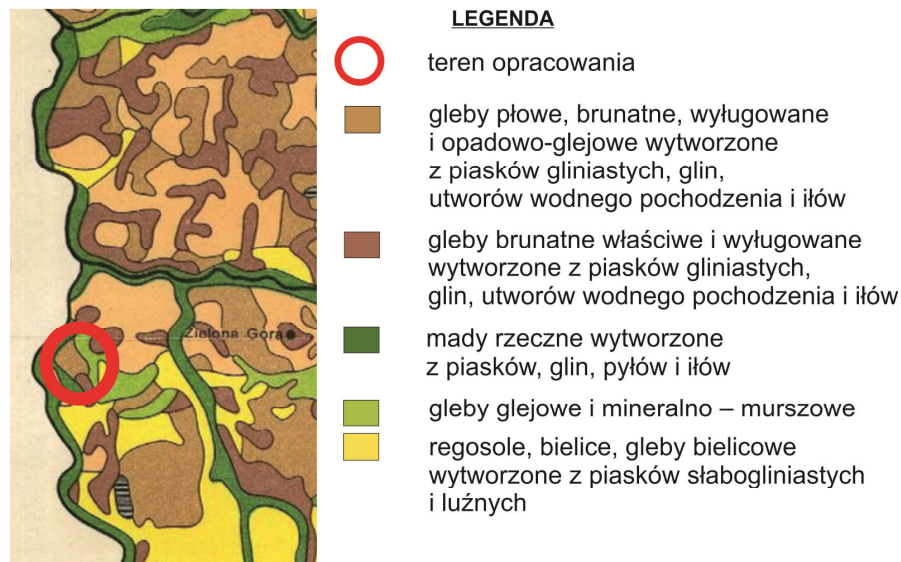


Rys. 9. Ocena stanu czystości wód rzeki Lubszy [WIOŚ 2007]

Fig. 9. Assessment of water quality of the Lubsza river [WIOŚ 2007]

GLEBY

Na analizowanym obszarze występuje mozaika różnych typów gleb, wśród których wyróżnić można m.in. mady rzeczne, gleby brunatne właściwe, gleby płowe i brunatne oraz glejowe, mineralno-murszowe i bielcowe (rys. 10).



Rys. 10. Wyciąg z Mapy gleb Polski [Ugla i Ugla 1979]
 Fig. 10. Fragment of the map Soils of Poland [Ugla and Ugla 1979]

W gminie Gubin i Brody znaczną część obszaru, zajmują lasy i grunty leśne. W zagospodarowaniu użytków rolnych dominują grunty orne, a następnie łąki i pastwiska. Znikomy udział w zagospodarowaniu gruntów mają sady. Szczegółową analizę użytkowania gruntów w poszczególnych gminach przedstawiono w tabeli 3.

Badania przeprowadzone w ramach monitoringu chemizmu gleb ornych w Polsce w latach 2010-2012 [Siebielec i in. 2012] pokazują, że gleby w województwie lubuskim są glebami o odczynie od obojętnego do kwaśnego o średniej wartości odczynu $\text{pH} > 5,65$. Zawartość materii organicznej w glebie wynosi 1,4-1,7% i stanowi, że gleby te zaliczane są do gleb o średniej zawartości materii organicznej.

Na podstawie przeprowadzonych badań nie stwierdzono w województwie lubuskim występowania w glebach metali (ołów, miedź, kadm, cynk) w ilościach przekraczających poziomy dopuszczalne.

W najbliższej w stosunku do obszaru planowanej inwestycji zlokalizowanym punkcie pomiarowym w gminie Gubin w m. Sękowice stwierdzono występowanie gleb typu F (mady), kompleksie przydatności rolniczej 4 (kompleks żytni bardzo dobry) i klasie bonitacyjnej IIIb (gleby orne średnio dobre).

Tab. 3. Analiza użytkowania gruntów w gminach [GUS 2005]

Tab. 3. The analysis of land use in communes [GUS 2005]

Gmina	Grunty orne	Sady	Łąki	Pastwiska	Lasy	Pozostałe grunty i nieużytki	Razem
	Powierzchnia, ha Udział, %						
Gubin	7387	35	3491	1282	22855	2923	37973
	19,4	0,1	9,2	3,4	60,2	7,7	100
Brody	3637	15	2110	525	15984	1765	24036
	15,1	0,1	8,8	2,1	66,5	7,4	100

STRUKTURA PRZYRODNICZA

Lasy w gminie Gubin zajmują powierzchnię 21737 ha, tj. 57,2% powierzchni gminy. Wyróżnia się tu następujące typy siedlisk: bór suchy, bór świeży, bór mieszany, las mieszany, las świeży, bór wilgotny, las wilgotny, ols. Drzewostan lasów jest zróżnicowany, jednak gatunkiem dominującym jest sosna. Domieszkowo występują: dąb, buk, leszczyna, czarny bez, grab, dereń, wiąz i olszyna.

W runie obecne są: wrzos, brusznica, płonnik, czernica, widłoząb, kostrzewa, rokit, orlica, malina, jeżyna, modrzanek, szczawik, majownik, kosmetka czy poziomka. Spotkać tu można również: zawilec, trzcinnik, turzycę, chmiel, bluszczyk, bodziszek, pokrzywa, jaskier śledziennica.

Na rys. 11 przedstawiono lokalizację obszarów chronionych położonych w pobliżu terenu przeznaczonego na inwestycję.

Na terenie gminy Gubin istnieją dwa leśne rezerваты przyrody („Uroczysko Węglińskie” oraz „Dębowiec”) utworzone Zarządzeniem Ministra Ochrony Środowiska i Zasobów Naturalnych z dnia 14.02.1987 r. (MP Nr 7 poz. 55) oraz decyzją Ministra Leśnictwa i Przemysłu Drzewnego (MP z 1984 r. Nr 17, poz. 125). Jako forma ochrony przyrody funkcjonuje również Krzesiński Park Krajobrazowy utworzony Rozporządzeniem Wojewody z dnia 10.07.1998 r. (Dz. Urz. Nr 12 poz. 111). Najbliżej analizowanego obszaru znajduje się rezerwat „Uroczysko Węglińskie” (ok. 1 km w kierunku południowym). Rezerwat „Dębowiec” położony jest ok. 20 km od planowanej inwestycji w kierunku północno-wschodnim. Krzesiński Park Krajobrazowy znajduje się ok 10 km od terenu planowanej inwestycji w kierunku północnym.

„Uroczysko Węglińskie” położone jest w dwóch obrębach ewidencyjnych (Mielno – powiat krośnieński i Suchodół – powiat żarski). Obejmuje powierzchnię 6,95 ha. Jest położony około 3 km od wsi Mielno, pomiędzy wsią Suchodół a Węglinami (ok. 1 km w kierunku południowym od planowanej inwestycji). Składa się z siedlisk leśnych i borowych. Przeważają gleby brunatne wyługowane i gleby brunatne wyługowane oglejone. W rezerwacie wyróżnia się dwa zespoły roślinne *Potentillo albae-Quercetum* (świetlista dąbrowa), *Calamagrosti-Quercetumpetraeae scam* (acidofilna dąbrowa). Obejmuje on stary drzewostan dębowy i bukowy w wieku 100 - 200 lat z kilkunastoma egzemplarzami pomnikowymi w tym: 3 dęby o obwodzie 300 cm, modrzew o obwodzie 170 cm i sosna o obwodzie 200 cm. We wsi Komorów rośnie najgrubszy (887 cm) i najstarszy (ponad 430 letni) wiaź szypułkowy w Polsce. W rezerwacie występuje 10 gat. drzew. Spośród nich 2 występują jako panujące, jest to dąb szypułkowy i świerk pospolity, 5 gat. wchodzi w skład drzewostanów jako gat. współpanujące lub domieszkowe. Są to: buk zwyczajny, sosna pospolita, olsza czarna, brzoza brodawkowata, modrzew europejski. Inne gatunki występują w drzewostanach pojedynczo lub sporadycznie - są to klon zwyczajny i jawor oraz kruszyna pospolita.



LEGENDA

- Rezerваты
- Parki krajobrazowe
- Obszary Chronionego Krajobrazu
- Natura 2000 - obszary siedliskowe

Rys. 11. Lokalizacja obszarów chronionych [Geoserwis 2012]

Fig. 11. Localisation of the protected areas [Geoserwis 2012]

Oprócz parków krajobrazowych i rezerwatów przyrody w gminie Gubin ochronie podlegają również pomniki przyrody oraz forma geomorfologiczna Wzniesienia Gubińskie. Wśród pomników przyrody wyróżnić można m.in. aleje dębów szypułkowych w miejscowości Węgliny. Pomniki występują również w innych miejscowościach (Bieżyce, Grabice, Gębice, Starosiedle czy Luboszyce). Wzniesienia Gubińskie obejmują pagórki morenowe zbudowane z piasku, gliny, żwiru i skał. Charakteryzuje je deniwelacja dochodząca miejscami do 40 m. Najwyższe wzniesienie ma 121 m wysokości.

Tereny leśne obejmują blisko 66% gminy Brody. 26% stanowią użytki rolne zaś pozostałe 8% - drogi, stawy, tereny zabudowane i tereny różne. Obszar krajobrazu chronionego obejmuje ponad 51% obszaru gminy. Są to lasy i łąki śródleśne, jeziora i stawy rybne. Wśród najważniejszych wyróżnić należy m.in. Park Krajobrazowy „Łuk Mużakowa” (położony ok. 7 km w kierunku południowym od analizowanego obszaru) czy Rezerwat Przyrody: „Żurawno” (ok. 7 km w kierunku południowym od terenu planowanej odkrywki). Teren gminy Brody bogaty jest w użytki ekologiczne (tabela 4). Na obszarze planowanej inwestycji zlokalizowany jest siedem użytków ekologicznych. Cztery z nich znajdują się na terenie złoża Gubin: „Stawy” i „Nysa” na polu Mielno-Brzozów (poza zasięgiem eksploatacji), „Polana” na polu Sadzarzewice oraz „Moczały” w obszarze pola Węgliny. W rejonie Węglin, w okolicy Sękowic oraz we wsi Luboszyce występują pomniki przyrody. Teren odkrywki pokrywa się z fragmentem Obszaru Chronionego Krajobrazu Zachodnie okolice Lubska.

Tab. 4. Wykaz użytków ekologicznych na obszarze gminy Brody [POŚ ŁZG 2011]

Tab. 4. List of ecological use in the Brody commune [POŚ ŁZG 2011]

Nazwa	Rok utworzenia	Pow. [ha]	Obow. podst. prawna	Opis i lokalizacja	Opis
Rosiczka	2002	0,64	Rozp. Woj. Lub. Nr 5 z 2002 r. (Dz. Urz. Woj. Lub. Nr 44 poz. 554)	N-ctwo Lipinki, L-ctwo Olszyna oddz. 2a	Ochrona ekosystemów mających znaczenie dla zachowania różnorodnych typów siedlisk
Śródleśne Oczka	2002	3,87		N-ctwo Lubsko, L-ctwo Nowa Rola ddz. 170,171	
Bagna przy roschatych sosnach	2002	8,16		N-ctwo Lubsko, L-ctwo Nowa Rola oddz. 78	
Ruskie Stawy	2002	25,88		N-ctwo Lubsko, L-ctwo Nabłotna oddz. 87,113	

Moczary	2002	2,49		N-ctwo Lubsko, L-ctwo Suchodół oddz. 251y	
Żurawie Bagna	2003	5,27	Uchwała Nr IV/28/03 Rady Gminy Brody z dnia 29 stycznia 2003 r. (Dz. Urz. Woj. Lub. Nr 7 poz. 137 z dn. 10.02.2003 r.)	N-ctwo Lubsko, L-ctwo Nowa Rola oddz. 107h	Stanowisko lęgowe żurawia i stanowisko występowania roślin objętych ochroną ścisłą
Bagno przy olchach	2003	2,26		N-ctwo Lubsko, L-ctwo Marianka oddz. 198f	Stanowisko lęgowe żurawi i miejsce rozrodu żmii zygzakowatej
Bagno	2003	1,62		N-ctwo Lubsko, L-ctwo Gręzawa oddz. 211d	Bagno, miejsce występowania rosiczki okrągłolistnej (łanowo)
Wierzby przy Nysie	2003	0,67		N-ctwo Lubsko, L-ctwo Zasięki oddz. 422b	Miejsce lęgowe ptaków
Mokradła	2003	5,43		N-ctwo Lubsko, L-ctwo Zasięki oddz. 468d	Miejsce lęgowe ptaków, występowanie żurawiny błotnej i wrzосу tworzącego łąny
Żekiściowa Dąbrowa	2003	0,72		N-ctwo Lubsko, L-ctwo Starosiedle oddz. 137d	Miejsce lęgowe ptaków, gleby glejobielicowe, murszaste utworzone z piasku luźnego, pokrywa zadarniona

Bezpośrednio na terenie planowanej inwestycji zlokalizowany jest jedynie fragment obszaru Natura 2000 Jeziora Brodzkie. Ok. 750 m od południowo-wschodniej granicy projektowanej odkrywki – na wschód od złoża Gubin w okolicy wsi Grodziszczce znajdują się Mierkowskie Wydmy, a w odległości ok. 3 km od południowo-wschodniej granicy projektowanej odkrywki w gminie Brody w okolicy wsi Biecz znajdują się Uroczyska Borów Zasięckich.

Jezioro Brodzkie to specjalny obszar ochrony (PLH080052) o powierzchni 829,2 ha. Położony jest na Wysoczyźnie Lubskiej. Obejmuje m.in. równiny akumulacji biogenicznej, w obrębie których położone są dwa niewielkie jeziora: Brodzkie (50,6 ha, max. głęb. 1,2 m) i Suchodół (31,7 ha, max. głęb. 1,7 ha).

Na terenie obszaru znajdują się 2 rezerваты leśne: Zachodnie okolice Lubiska oraz Uroczysko Węglińskie. Z punktu widzenia istotności występujących na tym terenie siedlisk wyróżnić można:

- wydmy śródlądowe z murawami napiaskowymi (*Corynephorus*, *Agrostis*),
- brzegi lub osuszane dna zbiorników wodnych ze zbiorowiskami z *Littorelletea*, *Isoëto-Nanojuncetea*,
- starorzecza i naturalne eutroficzne zbiorniki wodne ze zbiorowiskami z *Nympheion*, *Potamion*,

- zmiennowilgotne łąki trzęślicowe (*Molinion*),
- ziołorośla górskie (*Adenostylion alliariae*) i ziołorośla nadrzeczne (*Convolvulalia sepium*),
- niżowe i górskie świeże łąki użytkowane ekstensywnie (*Arrhenatherion elatioris*),
- torfowiska przejściowe i trzęsawiska (przeważnie z roślinnością z *Scheuchzeria-Caricetea*),
- kwaśne buczyny (*Luzulo-Fagenion*),
- grąd środkowoeuropejski i subkontynentalny (*Galio-Carpinetum*, *Tilio-Carpinetum*),
- pomorski kwaśny las brzoźowo-dębowy (*Betulo-Quercetum*),
- łągi wierzbowe, topolowe, olszowe i jesionowe (*Salicetum albo-fragilis*, *Populetum albae*, *Alnenion glutinoso-incanae*, olsy źródliskowe),
- łągowe lasy dębowo-wiązowo-jesionowe (*Ficario-Ulmetum*).

Wśród gatunków zwierząt wyróżnia się głównie ptaki (bąk, bielik, błotniak stawowy, bocian czarny, bocian biały, czapla biała, gąsiorzek, dzięcioł czarny, kania ruda, łabędź czarnodzioby, rybołów, zimorodek) oraz ssaki (wydra) płazy (kumak nizinny) i bezkręgowce (kozióróg dębosz)

Mierkowskie Wydmy to specjalny obszar ochrony o kodzie PLH080039. Obejmuje powierzchnię 609,8 ha. Obszar położony jest w obrębie kompleksu promocyjnego Bory Lubuskie w Nadleśnictwie Lubsko. Większą część powierzchni zajmują lasy gospodarcze w wieku 40 - 80 lat, ok. 20% powierzchni zajęte jest przez drzewa starsze (do 200 lat). Z punktu widzenia istotności występujących na tym terenie siedlisk wyróżnić można:

- wydmy śródlądowe z murawami napiaskowymi (*Corynephorus*, *Agrostis*),
 - zmiennowilgotne łąki trzęślicowe (*Molinion*),
 - niżowe i górskie świeże łąki użytkowane ekstensywnie (*Arrhenatherion elatioris*),
 - torfowiska przejściowe i trzęsawiska (przeważnie z roślinnością z *Scheuchzeria-Caricetea*),
 - obniżenia na podłożu torfowym z roślinnością ze związku *Rhynchosporion*,
 - pomorski kwaśny las brzoźowo-dębowy (*Betulo-Quercetum*),
 - sosnowy bór chrobotkowy (*Cladonio-Pinetum* i chrobotkowa postać *Peucedano-Pinetum*).
- Dwa obszary posiadają status ochrony priorytetowej. Są to:
- górskie i niżowe murawy bliźniczkowe (*Nardion* – płaty bogate florystycznie),
 - łągi wierzbowe, topolowe, olszowe i jesionowe (*Salicetum albo-fragilis*, *Populetum albae*, *Alnenion glutinoso-incanae*, olsy źródliskowe).

SUROWCE MINERALNE - ZASOBY KOPALIN

Na analizowanym obszarze występują surowce mineralne. Udokumentowane są złoża węgla brunatnego (złoża Gubin WB 477, Gubin 1 WB 14299, Gubin – Brody WB 788, Gubin – Zasieki – Brody WB 9371), kruszywa naturalnego, kredy jeziornej i torfu, złoża obecnie nie są eksploatowane [PGI, 2012].

Szacunkowe ilości depozytu węglowego przedstawiane są jako liczące ok. 4200 mln Mg, przy czym nie wykonano dotąd pełnego rozpoznania złoża [Kasztelewicz i in. 2012]. Nie jest dodatkowo rozstrzygnięte na jakim finalnie obszarze będzie prowadzony w przyszłości proces wydobycia surowca.

PODSUMOWANIE

Lokalizacja obiektów wielkopowierzchniowych o przeznaczeniu przemysłowym jest problematyczna z wielu powodów, m.in. środowiskowych, ekonomicznych i technologicznych. Równie istotny wydaje się być czynnik ludzki. W niniejszej pracy przedstawiono uwarunkowania środowiskowe lokalizacji kopalni odkrywkowej na złożach Gubin-Brody.

Ograniczenia w ilości występujących złóż kopalin mają duży wpływ na gospodarkę poszczególnych regionów. Duże pokłady węgla brunatnego stwarzają szansę rozwoju województwa oraz gwarantują dywersyfikację źródeł energii (tak istotną we współczesnym świecie).

Zagospodarowanie przestrzenne terenu obejmuje zabudowania mieszkalne w miejscowościach nie przekraczających 300 mieszkańców. Są to obszary wiejskie rozproszone na znacznej powierzchni.

Dominującą formą zagospodarowania terenu są użytki leśne i rolne. Dużą część tych terenów stanowią lasy gospodarcze, nie przedstawiające znaczącej wartości przyrodniczej.

Problematyczna z punktu widzenia lokalizacji kopalni odkrywkowej jest duża ilość cieków występująca na analizowanym terenie. Zaburzenia reżimu hydrograficznego na tym terenie może mieć negatywne konsekwencje dla zlewni Nysy Łużyckiej oraz występujących w jej dorzeczu zbiorników wodnych. Jest to szczególnie ważne biorąc pod uwagę znaczne wahania w ilości opadów w ostatnich latach.

Równie istotne wydają się kolizje projektowanej odkrywki z terenami chronionymi. Szczególne znaczenie ma tu poziom hałasu towarzyszący eksploatacji odkrywkowej, który może mieć negatywny wpływ na siedliska i zwyczaje występującej tu fauny, w tym gatunków chronionych.

LITERATURA

1. BARAN S., TURSKI R.: Degradacja, ochrona i rekultywacja gleb, Wydawnictwo Akademii Rolniczej w Lublinie, Lublin 1996, s. 223
2. DRAB M.: Efekty biologicznej rekultywacji byłego złoża kruszywa budowlanego Dobroszów Wielki w województwie lubuskim, Redakcja Wydawnictw Naukowo-Technicznych, Zielona Góra 2002
3. Ustawa o ochronie gruntów rolnych i leśnych (Dz.U. 1995 Nr 16, poz. 78 z późn. zm.)
4. Ustawa Prawo ochrony środowiska (Dz.U. 2001 Nr 62, poz. 627 z późn. zm.)
5. GEOSERWIS: Europejska Sieć Ekologiczna Natura 2000 – Portal Ministerstwa Środowiska. Dostępny w World Wide Web: <http://natura2000.gdos.gov.pl>, 2012
6. GEOPORTAL: Geoportal Głównego Urzędu Geodezji i Kartografii. Dostępny w World Wide Web: <http://maps.geoportal.gov.pl/webclient/>, 2012
7. GIOŚ: Raport – Ocena stanu chemicznego i ilościowego jednolitych części wód podziemnych w 2010 r., Warszawa 2010
8. KANIECKI A., BACZYŃSKA A., GOGOŁEK A., 2006a: Komentarz do mapy hydrograficznej w skali 1:50000, Arkusz M-33-6-CZasieki
9. KANIECKI A., BACZYŃSKA A., GOGOŁEK A.: Komentarz do mapy hydrograficznej w skali 1:50000, Arkusz M-33-6-D, Lubsko 2006b
10. KASZTELEWICZ Z., ZAJĄCZKOWSKI M., SIKORA M.: Potencjał wydobywczy złóż gubińskich ze szczególnym uwzględnieniem złoża Gubin-Zasieki-Brody. Zesz. Nauk. UZ 147 Inż. Środ. 27, Ofic. Wyd. UZ, Zielona Góra 2012, 28-37
11. KONDRACKI J.: Geografia regionalna Polski, PWN, Warszawa 2009, s. 440
12. PGI: Geoportal Państwowego Instytutu Geologicznego. Dostępny w World Wide Web: <http://ikar2.pgi.gov.pl/cms/>, 2012
13. POŚ ŁZG: Program Ochrony Środowiska Łużyckiego Związku Gmin na lata 2010-2013 z perspektywą do roku 2020, oprac. AK NOVA Sp. z o.o., Żary 2011
14. SIEBIELEC G., SMRECZAK B., KLIMKOWICZ-PAWLAS A., MALISZEWSKA-KORDYBACH B., TERELAK H., KOZA P., HRYŃCZUK B., ŁYSIAK M., MITURSKI T., GAŁĄZKA R., SUSZEK B.: Monitoringu chemizmu gleb ornych w Polsce w latach 2010-2012, Puławy 2012
15. Traxelektronik: Dostępny w World Wide Web: <http://www.traxelektronik.pl>, 2012
16. UGLA H., UGLA Z.: Gleboznawstwo leśne; Warszawa 1979
17. US Zielona Góra: Rocznik statystyczny województwa Lubuskiego, Zielona Góra 2009, s. 360

18. WIKIPEDIA. WOLNA ENCYKLOPEDIA, , Dostępny w World Wide Web: http://pl.wikipedia.org/wiki/G%C5%82%C3%B3wny_Zbiornik_W%C3%B3d_Podziemnych, 2011
19. WOŚ A.: Zarys klimatu Polski, Wydawnictwo Naukowe UAM, Poznań 1995, s. 301
20. WOŚ A.: Klimat Polski, PWN, Warszawa 1999, s. 301
21. WRZESIŃSKI D.: Komentarz do mapy hydrograficznej w skali 1:50000, Arkusz M-33-6-A Gubin 2006a
22. WRZESIŃSKI D.: Komentarz do mapy hydrograficznej w skali 1:50000, Arkusz M-33-6-B Stargard Gubiński 2006b

GEO-ENVIRONMENTAL ANALYSIS OF THE CONDITIONS FOR THE LOCATION OF THE OPEN PIT MINE IN THE GUBIN-BRODY COMMUNE

S u m m a r y

The paper presents an analysis of geo-environmental conditions for the location of the mining industry in the communities of Gubin and Brody. Described area is located in western Poland (lubuskie province) and characterized by a plain relief (relative height differences approx. 12 m), diversity of bed rock (sands of various origins, clays), a relatively large variability of weather conditions, especially the annual rainfall (484-746 mm in 2005-2011), the presence of underground aquifers and many forms of surface waters and diversity of soil cover. The dominant form of land use is forest and arable land. Municipalities are rich in wildlife protected areas. Directly on the planned investment area is located (in a part) Natura 2000 "Lake Brodzkie" area.

Key words: environmental conditions of the location

IZABELA KRUPÍNSKA***PROBLEMY ZWIĄZANE Z WYSTĘPOWANIEM SUBSTANCJI HUMUSOWYCH W WODACH PODZIEMNYCH***Streszczenie*

Substancje humusowe to najbardziej rozpowszechniona w przyrodzie grupa związków organicznych. W artykule omówiono budowę oraz właściwości fizyczno-chemiczne substancji humusowych oraz ich wpływ, na jakość i oczyszczanie wody podziemnej. Współwystępowanie substancji humusowych i żelaza w wodach podziemnych powoduje, że określona część żelaza występuje w postaci połączeń żelazoorganicznych a woda charakteryzuje się zwiększoną intensywnością barwy i mętnością. Skuteczne oczyszczanie takich wód stwarza problemy technologiczne i praktycznie nie jest możliwe do uzyskania w tradycyjnie stosowanych procesach oczyszczania wód podziemnych.

Słowa kluczowe: substancje humusowe, oczyszczanie wód podziemnych

WPROWADZENIE

Do składników wód podziemnych, oprócz żelaza i manganu wpływających na sposób ich oczyszczania należą substancje organiczne zarówno pochodzenia naturalnego (NOM), jak i antropogenicznego. Substancje pochodzenia naturalnego to przede wszystkim: związki humusowe, produkty przemiany materii mikroorganizmów oraz związki pochodzące z rozkładu obumarłych mikroorganizmów. Do zanieczyszczeń organicznych pochodzenia antropogenicznego występujących w wodach podziemnych należą: fenole, wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA), substancje powierzchniowo czynne – (SPC), chlorowane związki organiczne (ChZO) – w tym chlorowane bifenyle (PCBs), pestycydy oraz substancje ropopochodne (najczęściej bituminy tj. mieszaniny węglowodorów, kwasów tłuszczowych, naftalenowych itp.). Źródłem zanieczyszczeń antropogenicznych są przede wszystkim: ścieki, odcieki ze składowisk odpadów, nawozy i środki ochrony roślin. Natomiast substancje humuso-

* Uniwersytet Zielonogórski; Instytut Inżynierii Środowiska; Zakład Technologii Wody, Ścieków i Odpadów

we, ługowane są z gleb bogatych w próchnicę oraz pokładów brunatno - węglowych [Kowal i Świderska-Bróz 2009, Świderska-Bróz 1993]. Zawartość substancji organicznych w wodach podziemnych jest bardzo zróżnicowana, zmienia się od ilości śladowych do kilkuset mgC/dm^3 . De Wit, Grabińska-Łoniewska oraz Perchuć i Ziółkowska podają [De Wit 1992, Grabińska-Łoniewska 2000, Perchuć i Ziółkowska 1995], że w wodach mioceńskich stężenie substancji humusowych wynosi od 2,1 do 255 mgC/dm^3 , a dominują w nich kwasy huminowe i hymatomelanowe. Według Macioszczyk [Macioszczyk 1987, Macioszczyk i Dobrzyński 2002] średnia zawartość substancji organicznych w wodach słabozmineralizowanych wynosi 8 mgC/dm^3 , a w wodach z terenów bagiennych przekracza nawet 20 mgC/dm^3 . Natomiast zdaniem Thurmana [Thurman 1985], stężenie RWO w wodach podziemnych nie przekracza 2,95 mgC/dm^3 . Z badań Olańczuk-Neyman oraz Montgomery [Montgomery 1985, Olańczuk-Neyman 2001] wynika, że typowe stężenia substancji organicznych (OWO) w wodach podziemnych zawierają się w granicach od 0,1 do 2,0 mgC/dm^3 , z czego aż 99 % należy do związków wysokocząsteczkowych.

BUDOWA SUBSTANCJI HUMUSOWYCH

Pomimo wielu prac poświęconych substancjom humusowym nie udało się jednoznacznie określić ich budowy oraz sprecyzować wszystkich cech tych związków. Znane są jedynie ogólne zasady budowy substancji humusowych oraz ich skład elementarny. Ze względu na złożoną budowę i dużą różnorodność substancji humusowych, będących wielkocząsteczkowymi związkami o masie cząsteczkowej w zakresie od 700 do 800 000, podlegają one najczęściej klasyfikacji ze względu na ich rozpuszczalność. Według Odena przyjmuje się następujący podział [Gomółka i Szaynok 1997, Świderska-Bróz 1985]:

- kwasy huminowe – rozpuszczalne w wodnych roztworach alkaliów, szczawianu i fluorku sodu,
- kwasy fulwowe – rozpuszczalne w wodzie, alkaliach, alkoholu i kwasach mineralnych
- kwasy hymatomelanowe (ulminowe) – rozpuszczalne w etanolu.

Zdaniem Nawrockiego i Biłozora [Nawrocki i Biłozor 2010], podział substancji humusowych według klasyfikacji Odena nie jest w pełni adekwatny, a do ich oceny całkowicie wystarcza uproszczona klasyfikacja, według której substancje humusowe występujące w wodzie dzieli się na:

- kwasy fulwowe - rozpuszczalne w wodzie w całym zakresie pH,
- kwasy huminowe – nierozpuszczalne w wodzie przy $\text{pH} < 2$,
- kwasy hymatomelanowe – rozpuszczalne w alkoholu.

Stosuje się również podział substancji humusowych w zależności od źródła ich

pochodzenia na [Rak 2001]:

- autochtoniczne – pochodzenia wodnego,
- allochtoniczne – pochodzenia glebowego.

Kwasy huminowe i kwasy fulwowe wykazują istotne różnice pod względem masy cząsteczkowej, kształtu cząsteczek oraz składu chemicznego. Kwasy huminowe są związkami wielkocząsteczkowymi o masie cząstek w zakresie od 50000-100000 i średnicy 60-100 Å, natomiast kwasy fulwowe w zakresie od 500 do 2000 i średnicy 20-30 Å. Wykazano, że od masy cząsteczkowej zależy szybkość wiązania przez substancje humusowe protonów i metali, a także zdolność do adsorpcji oraz migracji w środowisku. Cząsteczki substancji humusowych o niższej masie cząsteczkowej cechuje szybszy proces sorpcji oraz większa ruchliwość, natomiast cząsteczki o większej masie cząsteczkowej wykazują większą zdolność wiązania metali [Grabińska-Łoniewska i in. 2002]. Ponadto struktura cząsteczek kwasów huminowych jest bardziej rozbudowana, zawierają one duże przestrzenie wewnętrzne podobne do budowy gąbki [Grabińska-Łoniewska i in. 2000]. Kwasy huminowe i fulwowe różnią się składem elementarnym. Kwasy huminowe zawierają więcej węgla, a mniej tlenu (tab.1), z kolei kwasy fulwowe, charakteryzują się bardziej „alifatycznym” węglem, natomiast węgiel kwasów huminowych jest bardziej „aromatyczny” [Nawrocki i Biłozor 2010]. Podstawowe różnice w składzie elementarnym kwasów huminowych i fulwowych przedstawia tabela 1.

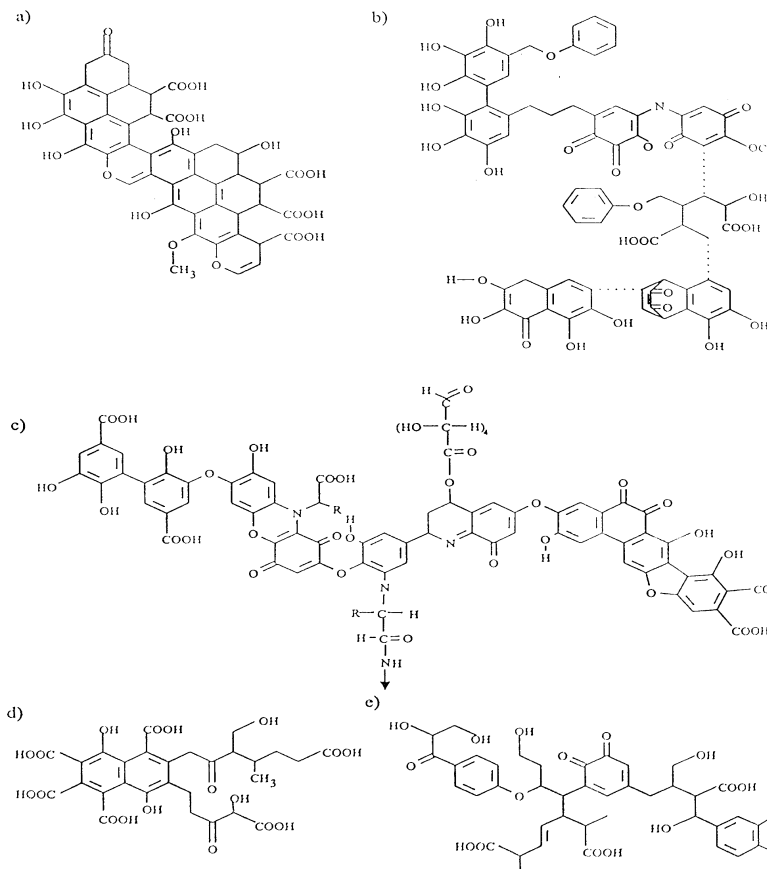
Tab.1. Skład elementarny kwasów huminowych i fulwowych (%) [Gomółka i Szaynok 1997]

Tab. 1. Elemental composition of humic and fulvic acids (%) [Gomółka and Szaynok 1997]

Rodzaj substancji	C	H	O	N
Kwasy huminowe	52-62	2,5-5,8	30-39	2,6-5,1
Kwasy fulwowe	43-52	3,3-6,0	42-51	1,0-6,0

Na przestrzeni kilkudziesięciu lat wielu autorów proponowało hipotetyczne struktury substancji humusowych, które przedstawiono na rys 1. W roku 1930 Fuks zaproponował strukturę a), w 1960 r. Flaig- strukturę b), w 1977 r. – Bufle strukturę d), w 1982 r. Stevenson-strukturę c), a w roku, 1985 Steelink – strukturę e) [Nawrocki i Biłozor 2010]. Zdaniem Goneta [Grabińska-Łoniewska 2000], jądro strukturalne substancji humusowych o charakterze hydrofobowym tworzą aromatyczne i heterocykliczne pierścienie typu benzenu, furanu, pirydyny, a także skondensowane pierścienie typu naftalenu, antracenu, indolu i chinoliny. Pierścienie aromatyczne połączone są bezpośrednio przez wiązania węgla (-C-C-) lub mostkami (-O-, -N-, -S-, -NH-, -CH₂-) tworząc porowatą sieć, natomiast struktury peryferyczne utworzone są z łańcuchów alifatycznych

o właściwościach hydrofilowych zawierających różne grupy funkcyjne [Grabińska-Łoniewska 2000].



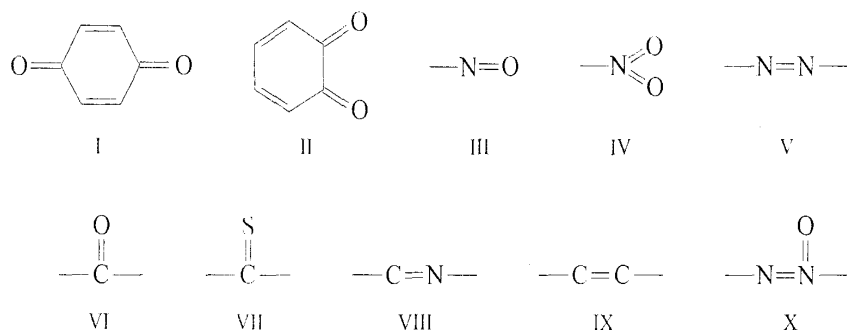
Rys.1. Hipotetyczne struktury substancji humusowych [Nawrocki i Biłozor 2000]
Fig.1. Hypothetical structure of humic substances [Nawrocki and Biłozor 2000]

Do najczęściej występujących charakterystycznych grup funkcyjnych kwasów humusowych nadających im elektroujemny charakter i silne właściwości sorpcyjne należą grupy: hydroksylowe, metoksyłowe, metylowe, metylenowe, karboksylowe, ketonowe, chinonowe, a także zasadowe grupy aminokwasowe, które zwiększają pojemność buforową. Substancje humusowe pochodzące z wód w porównaniu z wyekstrahowanymi z gleb wykazują niższy stopień aromatyczności, zawierają mniejsze ilości węgla, azotu i fenolowych grup funk-

cyjnych, natomiast większe ilości grup karboksylowych. Duża ilość grup funkcyjnych powoduje, że substancje humusowe mają zdolność do wiązania metali. Połączenia takie mogą występować w formie soli lub związków kompleksowych. Zdaniem Anielak, substancje zawarte w wodzie, glebie i osadach mogą tworzyć kompleksy z kwasami fulwowymi poprzez przyłączanie się do zdysocjowanych ujemnych grup funkcyjnych i mostkowanie [Anielak 2003]. Cechą charakterystyczną budowy kwasów humusowych jest również zdolność wytwarzania wolnych rodników semichinonowych w układzie chinon-hydrochinon, o charakterze stałym lub przejściowym. Wolne rodniki o charakterze przejściowym występują w największej ilości przy silnie kwaśnym lub silnie zasadowym odczynie środowiska. Ich zawartość w kwasach fulwowych i kwasach huminowych wynosi około 1015 spinów/g. Obecność wolnych rodników wpływa na procesy polimeryzacji, depolimeryzacji, reakcje utleniania i redukcji oraz procesy sorpcji zachodzące w obecności substancji humusowych [Grabińska-Łoniewska i in. 2002].

WPLYW SUBSTANCJI HUMUSOWYCH NA JAKOŚĆ WÓD PODZIEMNYCH

Zdaniem wielu autorów [Christiensen 1998, Kolanek 2003, Olańczuk-Neyman 2001, Perchuć 1996, Świdarska-Bróż 1991], kwasy humusowe oraz ich sole, nadają wodom podziemnym żółte, brązowe lub brunatne zabarwienie. W literaturze brak jest jednoznacznego określenia wód o podwyższonej barwie i zawierających substancje humusowe, najczęściej nazywa się je wodami barwnymi, lecz stosuje się również określenia wody humusowe oraz wody brunatne, brązowe lub czarne [Cichisz i Mejbaum 1976, Eikebrokk i Fettig 1990, Perchuć i Ziółkowska 1995]. Przykładem wód zawierających substancje humusowe, których barwa przekracza 100 mgPt/dm^3 , a średnia zawartość żelaza wynosi $2,76 \text{ mgFe/dm}^3$ są wody z mioceńskiej formacji brunatno - węglowej [Grabińska-Łoniewska 2000]. Według Stevensona [Górniak 1996, Olańczuk-Neyman 2001, Pazdro i Kozerski 1993, Perchuć 2004], barwę wód wywołują tzw. grupy chromoforowe (rys. 2) zawarte w cząsteczkach substancji humusowych, a intensywność barwy wody rośnie ze wzrostem masy cząsteczkowej, zawartości węgla w cząsteczce oraz stopnia polimeryzacji. Natomiast jak podaje Rak [Rak 2001], na podstawie doniesień literaturowych, o intensywności zabarwienia wód zawierających substancje humusowe decyduje najprawdopodobniej ilość zawartego w ich cząsteczkach azotu. Oprócz barwnych frakcji substancji humusowych, w wodach obecne mogą być też związki humusowe bezbarwne, zwiększające jedynie wartości wskaźników zanieczyszczenia organicznego, o czym świadczą wysokie stężenia ogólnego węgla organicznego obserwowane niekiedy w wodzie o stosunkowo małej barwie.



Rys.2. Grupy chromoforowe kwasów humusowych [Perchuć 2004]

Fig.2. Chromophore group of humic acids [Perchuć 2004]

W wodach podziemnych dominują najczęściej kwasy huminowe decydujące o intensywności jej zabarwienia, a w wodach powierzchniowych kwasy fulwowe odpowiedzialne za ich utlenialność [Grabińska-Łoniewska 2002]. W tabeli 2 podano zawartość kwasów humusowych w wodach podziemnych oraz powierzchniowych na terenie Polski [Kowal i Świdorska-Bróż 2009, Rak 2001].

Tab. 2. Zawartość kwasów humusowych (mg/dm^3) w wodach naturalnych na terenie Polski [Kowal i Świdorska-Bróż 2009]

Tab. 2. The content of humic acids (mg/dm^3) in natural waters in Polish [Kowal and Świdorska-Bróż 2009]

Rodzaj wody	Kwasy fulwowe	Kwasy huminowe i hymatomelanowe	Kwasy humusowe
Powierzchniowa-rzeki	2,7-4,3	0,2-1,4	3,9-4,9
Powierzchniowa-zbiorniki	3,7-4,1	0,0-0,3	3,7-4,4
Powierzchniowa-torfowisko	38,5	19,5	58,0
Podziemna - miocen	1,0-9,5	15,0-252,0	16,0-255,0
Podziemna - infiltracyjna	2,2	0,5	2,7
Podziemna	2,1-2,5	0,0-0,4	2,1-3,0

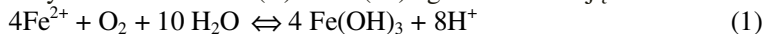
Substancje humusowe w wodach podziemnych mogą występować w postaci rozpuszczonej, koloidów i jako domieszki nierozpuszczone. Frakcje nierozpuszczone to: kwasy hymatomelanowe oraz huminowe mające dużą masę cząsteczkową, huminy oraz połączenia mineralno-organiczne substancji humusowych i zawiesin mineralnych, a formy rozpuszczone i koloidalne stanowią kwasy fulwowe i częściowo huminowe oraz ich sole (najczęściej sodowe i/lub potasowe). W środowisku zasadowym substancje humusowe występują, jako formy

zdysocjowane, a w kwaśnym lub obojętnym głównie, jako ujemne koloidy. Badania potencjału elektrokinetycznego przeprowadzone przez Anielak [Anielak 1998, Anielak 2000, Świdarska i Anielak 2004] wykazały, że kwasy fulwowe i huminowe mają ujemny potencjał elektrokinetyczny, a jego wartość bezwzględna maleje ze wzrostem pH i ilości zaadsorbowanych przez nie kationów metali. Ze wzrostem zawartości metali w kompleksach, maleje stopień ich dyspersji, a także wartość współczynnika absorpcji UV (A_{254}^5), będącego wskaźnikiem oceny ilości rozpuszczonych substancji organicznych w wodzie. W naturalnych wodach podziemnych, substancje humusowe najczęściej posiadają nadmiar grup o ujemnym ładunku elektrycznym i występują w postaci koloidów, których potencjał elektrokinetyczny wynosi około -20 mV [Karczevska 1985]. Wraz ze wzrostem wartości pH zwiększa się stabilność substancji humusowych w wodach, co spowodowane jest wzrostem stopnia dysocjacji grup funkcyjnych. Przy $\text{pH} \geq 8,0$ z grup hydroksylowych oddysocjują jony H^+ , natomiast przy $\text{pH}=4,6-4,9$, rozpoczyna się dysocjacja jonów H^+ z grup karboksylowych. Obniżenie wartości pH powoduje zmniejszenie stopnia dysocjacji substancji humusowych oraz agregację ich cząsteczek [Świdarska-Bróż 1985]. Zmiana stężenia jonów H^+ jest również przyczyną przekształceń w strukturze grup chromoforowych powodujących barwę substancji humusowych. Prawdopodobnie w związku z tym, wraz ze zmniejszeniem stężenia jonów H^+ obserwuje się wzrost barwy wód podziemnych zawierających kwasy humusowe [Karczevska 1985]. Do charakteryzowania substancji humusowych obecnych w wodzie stosuje się tzw. indeks humifikacji (kondensacji), będący ilorazem absorbancji mierzonej przy długości fali 465 nm do jej wartości mierzonej przy długości fali 665 nm [Perchuć 2004, Rak 2001]. Współczynnik E_4/E_6 przyjmuje wartości od 2 do 5 dla wód zawierających kwasy huminowe, a od 6 do 10 dla roztworów kwasów fulwowych, przy czym wody o mniejszym indeksie charakteryzują się intensywniejszą barwą. O charakterze substancji organicznych występujących w wodach podziemnych można wnioskować na podstawie wartości wskaźnika SUVA [$\text{m}^{-1}/\text{g}/\text{m}^3$] zdefiniowanego, jako stosunek absorbancji w ultrafiolecie przy długości fali 254 nm do stężenia rozpuszczonego węgla organicznego. Jeżeli wartość SUVA wynosi od 4 do 5 $\text{m}^{-1}/\text{g}/\text{m}^3$, to w wodzie obecne są hydrofobowe substancje organiczne o dużej ilości pierścieni aromatycznych i dużej masie cząsteczkowej, natomiast przy wartościach $\text{SUVA} < 3 \text{ m}^{-1}/\text{g}/\text{m}^3$, rozpuszczony węgiel organiczny stanowią niearomatyczne związki organiczne o charakterze hydrofilowym [Edzawald i Van Benschoten 1990]. Obecność substancji organicznych, a zwłaszcza substancji humusowych w wodach podziemnych ujmowanych w celu spożycia przez ludzi jest niekorzystna, ponieważ powoduje złe własności organoleptyczne wpływające na ich smak, zapach i barwę. Substancje humusowe, jako formy czyste nie są szkodliwe dla zdrowia ludzi i zwierząt, jednak ze względu na zdolności sorbowania innych często toksycznych domieszek ich obecność w wodach przeznaczonych do spożycia przez

ludzi jest niewskazana i stwarza problemy technologiczne podczas ich oczyszczania [Grabińska-Łoniewska i in. 2002, Kowal i Świdorska-Bróz 2009].

OCZYSZCZANIE WÓD PODZIEMNYCH ZAWIERAJĄCYCH SUBSTANCJE HUMUSOWE

W wodach nasyconych tlenem i pozbawionych substancji organicznych zachodzi szybkie utlenienie Fe(II) do Fe(III) zgodnie z reakcją :



a szybkość utlenienia żelaza w wodzie opisuje równanie:

$$\frac{d[\text{Fe(II)}]}{dt} = -k (\text{pO}_2)[\text{OH}^-]^2 [\text{Fe}^{2+}] \text{ (mol/dm}^3 \text{ min)}, \quad (2)$$

w którym:

k – stała szybkości reakcji zależna od temperatury, dla temperatury 20,5°C wynosi $8,0 \cdot 10^8 \text{ (dm}^3\text{)}^2/\text{min Pa(mol)}^2$, pO_2 – ciśnienie cząstkowe tlenu (Pa), $[\text{OH}^-]$ i $[\text{Fe}^{2+}]$ – stężenia jonów OH^- i Fe^{2+} w wodzie (mol/dm^3).

Z zależności tej wynika, że niezbędny czas utlenienia jonów żelaza dwuwartościowego zwiększa się głównie wraz ze stężeniem jonów Fe^{2+} i H^+ w wodzie, a w mniejszym stopniu ze wzrostem temperatury wody [Kowal i Świdorska-Bróz 2009]. Maksymalna szybkość utleniania żelaza (II), w wodach pozbawionych ligandów organicznych, osiągnięta jest w środowisku obojętnym lub słabo zasadowym, a świadczą o tym czasy połowkowe reakcji utleniania Fe(II) do Fe(III) przy ciśnieniu parcjale tlenu = 21,3 kPa, które wynoszą [Gonczarow i in 1982]:

- przy pH = 7 – około 4 min,
- przy pH = 6 – 6 godzin,
- a przy pH wody 5 – miesiąc.

W wodach naturalnych, w których występują substancje organiczne, przy tych samych wartościach pH, pO_2 , stężenia Fe(II), szybkość utlenienia żelaza jest kilkakrotnie mniejsza, co zdaniem wielu autorów [Gonczarow i in. 1982, Macioszczyk 1987, Macioszczyk 2002, Nawrocki i in. 1993, Sawiniak i in. 1990, Świdorska-Bróz 1991] spowodowane jest stabilizacją Fe(II) przez związki organiczne. Redukcyjne właściwości związków humusowych w odniesieniu do żelaza stwierdzili Gonczarow i inni [Gonczarow i in. 1982], wykazali, że 1 g kwasów huminowych, przy pH = 3, redukuje około 0,03 mmola Fe^{3+} , natomiast 1 mol kwasów fulwowych 0,5 mola Fe^{3+} przy pH = 5,5-5,7. W obecności substancji organicznych, a zwłaszcza kwasów humusowych, reakcja tworzenia kompleksów z jonami Fe^{2+} konkuruje z reakcją utlenienia Fe^{2+} do Fe^{3+} i wytrącania w postaci $\text{Fe}(\text{OH})_3$. Według wielu autorów [Gonczarow i in. 1982, Pandey 2000] ilość wiązanego w kompleks lub utlenianego Fe^{2+} , zależy od pH wody

oraz jakościowego i ilościowego składu rozpuszczonych substancji organicznych. Utlenienie skompleksowanego Fe(II) przebiega bardzo wolno, z utworzeniem odpowiednich kompleksów żelaza (III). Powstające w wyniku tej reakcji żelazo (III) może być redukowane przez związki organiczne, co uzależnione jest trwałością wiązań w połączeniach kompleksowych. Szybkość utlenienia Fe(II) w obecności substancji organicznych zależy od stężenia ligandów organicznych oraz pH wody i najwolniej przebiega przy wysokich stężeniach substancji organicznych oraz jonów H^+ w wodzie. Związane to jest prawdopodobnie, zgodnie z równaniem Nernsta, z podwyższeniem potencjału utleniająco-redukcyjnego układu Fe^{3+}/Fe^{2+} [Gonczarow i in.1982]. W wyniku napowietrzania, nie wytrącają się łatwo sedimentujące aglomeraty wodorotlenku żelaza (III), lecz powstają koloidalne oraz rozpuszczone w wodzie barwne połączenia żelaza ze związkami organicznymi, do usunięcia których nie wystarcza zastosowanie konwencjonalnego układu oczyszczania wód podziemnych takich jak: napowietrzanie, sedimentacja i filtracja [Grabińska-Łoniewska 2000, Kowal i Świdorska-Bróz 2009, Perchuć 2004, Sawiniak 1990]. Jak podaje Świdorska-Bróz [Świdorska-Bróz 1991], napowietrzanie i sedimentacja zastosowane w układzie oczyszczania wody podziemnej zawierającej żelazo w ilości do 18 mgFe/dm^3 , charakteryzującej się barwą do 250 mgPt/dm^3 i zawartością OWO do $12,2 \text{ mgC/dm}^3$ były praktycznie nieskuteczne. Najwyższa skuteczność utlenienia żelaza wynosiła 47% i towarzyszył mu wzrost intensywności barwy, a podczas sedimentacji nie obserwowano flokulacji, ani też opadania związków Fe(III). Nieefektywne w obniżaniu zawartości związków żelaza, intensywności barwy oraz poziomu zanieczyszczenia organicznego okazało się również oczyszczanie tej wody w układzie procesów: napowietrzanie, sedimentacja i filtracja przez złożę „wpracowane” z $V_f=2$ lub 5 m/h . Podobne prawidłowości stwierdzono również w badaniach, przeprowadzonych dla wody z ujęcia lewarowego SOW w Zawadzie koło Zielonej Góry. Mimo, że substancje organiczne obecne w oczyszczanej wodzie nie zmniejszały istotnie skuteczności utlenienia Fe(II) do Fe(III), to produktami utleniania były barwne trudno aglomerujące i sedimentujące połączenia Fe(III) [Krupińska i Świdorska-Bróz 2003, Świdorska-Bróz i Krupińska 2002, Świdorska-Bróz i Krupińska 2004]. Podsumowując można jednoznacznie stwierdzić, że obecność substancji organicznych, a zwłaszcza substancji humusowych w wodzie podziemnej istotnie utrudnia usuwanie żelaza. W związku z tym podejmowane są różne próby intensyfikacji usuwania żelaza występującego w połączeniach z ligandami organicznymi. Jednym z zalecanych sposobów jest stosowanie silnych utleniaczy. Do tego celu nie powinny być jednak stosowane związki chloru z uwagi na niebezpieczeństwo powstawania chlorowanych związków organicznych, w tym THM. Ponadto jak wykazał Sawiniak [1990], w wyniku stosowania chloru powstają związki żelaza o charakterze koloidalnym, które nie są zatrzymywane na złożach filtrów pospiesznych. Celowość stosowania innych utleniaczy takich jak np. ozon,

ditlenek diwodoru jest również dyskusyjna. Według Grahama [Perchuć 2004], mechanizm utleniania ozonem polega na przekształceniu struktury substancji humusowych w wyniku rozerwania dużych cząsteczek na mniejsze, co powoduje zniszczenie wiązań sprzężonych decydujących o barwie, ale powoduje również powstanie ubocznych produktów ozonowania takich jak: aldehydy, ketony oraz kwasy karboksylowe [Kalkowska i in. 1995]. Skuteczność utleniania jest więc tylko pozorna, ponieważ obniżeniu barwy nie zawsze towarzyszy uwolnienie jonów żelaza z kompleksów oraz ich utlenienie, a także zmniejszenie stężenia RWO w oczyszczanej wodzie. Wyniki badań wielu autorów [Ciupa i Dzienis 1996, Ficek i Vella 2000, Kazimierski 1997, Knocke i in. 1991, Kowalski 1993, Kowalski 1995, Kowalski 1996, Nawrocki i in. 1993, Nawrocki i Biłozor 2010, Sawiniak 1990] wykazały, że do utleniania Fe(II) występującego w połączeniach z substancjami organicznymi, korzystne jest stosowanie manganianu (VII) potasu, ponieważ proces utleniania wspomagany jest dodatkowo przez właściwości sorpcyjne i katalityczne wytrącającego się tlenku manganu (IV). Wykazano, że pojemność sorpcyjna tlenku manganu (IV) w stosunku do związków żelaza i manganu, zwiększa się wraz ze wzrostem wartości pH. Również utlenianie substancji organicznych, w wyniku rozrywania wiązań wielokrotnych lub grup funkcyjnych, zachodzi znacznie szybciej w środowisku alkalicznym. Wymagane czasy kontaktu są jednak znacznie dłuższe niż dla innych utleniaczy [Nawrocki i Biłozor 2010]. Wyniki badań przeprowadzonych na wodzie infiltracyjnej z rzeki Oławy, wykazały, że skuteczność usuwania substancji humusowych zwiększała się wraz z dawką manganianu (VII) potasu oraz wraz ze wzrostem stężenia żelaza w wodzie surowej [Kowalski 1994, Kowalski 1996]. Podobną prawidłowość stwierdził Knocke [Knocke i in. 1994], którego zdaniem substancje organiczne były przede wszystkim adsorbowane na wodorotlenku żelaza (III). Zaletą manganianu (VII) potasu, jako utleniacza jest również to, że nie powoduje on powstawania ubocznych produktów utleniania wpływających niekorzystnie na zdrowie człowieka [Perchuć 2004]. Według Moucheta oraz Michalakos i innych [Mouchet 1992, Michalakos i in. 1997], w Stanach Zjednoczonych oraz krajach Europy Zachodniej, a szczególnie we Francji bardzo dobre efekty oczyszczania wód podziemnych zawierających chelatowe kompleksy żelaza z substancjami organicznymi zapewniło stosowanie po napowietrzaniu wody procesu filtracji przez złoża zasiedlone mikroorganizmami takimi jak: *Gallionella sp.*, *Gallionella ferruginea*, *Leptothrix ochracea*, *L. lopholea*, *L. discophora*, *L. cholodnii*, *Crenothrix polyspora*, *Toxotrix trichogenes*, *Clonothrix fusca*, *Sphaerotilus natans*, *S. Dichotoma*, *Lieskeella sp.*, *Siderocapsa treubii*, *S. Major*, *Sideromonas confervarum*, *Siderobacter sp.*, *Naumaniella sp.*, *Metallogenium sp.* Obecnie badania nad wykorzystaniem mikroorganizmów w oczyszczaniu wód zawierających chelatowe kompleksy żelaza z substancjami organicznymi prowadzone są w Belgii, Bułgarii, Finlandii, Austrii, Australii, Skandynawii oraz w Polsce. Wyniki przeprowadzonych

badan potwierdzają, że istotną rolę w oczyszczaniu wód podziemnych zawierających żelazo w połączeniach ze związkami humusowymi odgrywają przemiany mikrobiologiczne zachodzące w złożach filtracyjnych zasiedlonych mikroorganizmami. Jeżeli materiałem filtracyjnym jest granulowany węgiel aktywny, to pełni on równocześnie rolę adsorbentu związków organicznych oraz podłoża dla mikroorganizmów biorących udział w utlenianiu substancji organicznych oraz żelaza i manganu. Powstające w wyniku utleniania Fe(II) oraz manganu nierozpuszczalne tlenki i wodorotlenki zatrzymywane są w organellach komórkowych mikroorganizmów oraz na węglu aktywnym [Grabińska-Łoniewska 1997, Grabińska-Łoniewska 1999, Grabińska-Łoniewska 2000, Grunwald i Perchuć 1996, Perchuć 1997]. Obecnie podejmowane są próby zastosowania również innych związków niż węgiel aktywny jako adsorbentu dla substancji humusowych. Prowadzone są badania adsorpcji kwasów fulwowych na getycie [Filius i in. 2000], zeolitach [Anielak i Majewski 2005], wermikulicie [Abate i in. 2006], ksenolicie [Katsumata i in. 2003], hematycie [Christl i in. 2001] i bentonicie [Vreysen i Maes 2006]. Badania adsorpcji kwasów fulwowych na getycie wykazały, że w środowisku kwaśnym proces zachodzi w wyniku dużego powinowactwa elektrostatycznego adsorbentu i adsorbentu, a z roztworu o odczynie kwaśnym adsorpcja zachodzi za pomocą sił Van der Waalsa [Filius i in. 2000]. Prowadzone są również badania dotyczące oczyszczania wód podziemnych zawierających substancje humusowe za pomocą procesów membranowych. Wykazano, że spośród procesów membranowych stosowanych do usuwania związków humusowych z wód podziemnych najlepszą ok. 90% efektywność zapewnia proces nanofiltracji. Procesy ultrafiltracji usuwają z wody związki koloidalne, nie zatrzymują jednak substancji humusowych średnio i małocząsteczkowych, tak jak ma to miejsce podczas nanofiltracji. Mniejsza średnica porów membrany gwarantuje skuteczniejsze usuwanie substancji humusowych, lecz jednocześnie powoduje częstsze spadki przepływu strumienia spowodowane zapychaniem porów usuniętymi z wody kwasami humusowymi [Wershaw 1989]. Innym proponowanym sposobem oczyszczania wód barwnych zanieczyszczonych substancjami organicznymi i związkami żelaza, jest destabilizacja aglomeratów żelaza (II) z substancjami humusowymi, uzyskiwana przez drastyczne zwiększenie stężenia jonów H^+ do pH ok.2. W takich warunkach jony H^+ , jako kationy konkurencyjne zajmują w połączeniach żelazo-organicznych miejsce jonów Fe(II), które po alkalizacji mogą być utlenione do Fe(III) [Kowal i Świdorska-Bróz 2009]. Stosowanie powyższej metody w warunkach technicznych jest praktycznie niemożliwe. W związku z tym, układ technologiczny oczyszczania takiej wody podziemnej powinien zawierać inny proces skutecznie usuwający żelazo występujące wspólnie ze związkami organicznymi. Warunek ten w zadawalającym stopniu może spełniać właściwie przebiegający proces koagulacji. Najlepsze efekty usuwania substancji humusowych uzyskuje się przy połączeniu procesu koagulacji z filtracją na węglu

aktywnym. Można w ten sposób uzyskać nawet 80% skuteczność usuwania substancji organicznych. Poza dawkowaniem do wody substancji wspomagających, np. polielektrolitów skuteczność procesu koagulacji może poprawić korekta odczynu lub utlenianie substancji organicznych, które tworzą warstwy ochronne i stabilizują koloidy. W zależności od rodzaju zanieczyszczeń obecnych w wodzie, utlenianie chemiczne może poprawiać lub pogarszać efekty usuwania tych zanieczyszczeń, gdyż istnieje niebezpieczeństwo powstawania ubocznych produktów utleniania, zwykle trudniejszych do usunięcia niż substraty utleniania [Chmiel 2009]. Głównymi mechanizmami usuwania substancji humusowych podczas procesu koagulacji są: kompleksowanie, neutralizacja ładunku, współstracanie i adsorpcja. Wykazano również, że istnieje zależność pomiędzy początkowym stężeniem substancji humusowych a optymalną dawką koagulantu. Istotne znaczenie ma również wielkość usuwanych cząstek. Dawka koagulantu w przypadku oczyszczania wód podziemnych, w których występują substancje humusowe powinna być wyznaczana w oparciu o zawartość związków organicznych niż na podstawie mętności. Wykazano również, że koagulanty glinowe są skuteczniejsze w oczyszczaniu takich wód niż sole żelaza, ponieważ produkty hydrolizy glinu nie tworzą barwnych połączeń z substancjami organicznymi w przeciwieństwie do żelaza [Kowal i Świdarska-Bróz 2009]. Dla wód charakteryzujących się małą wartością współczynnika SUVA istnieje bardzo słaba zależność pomiędzy dawką koagulantu i stężeniem związków organicznych i obserwuje się bardzo małą skuteczność usuwania RWO. Natomiast dla wód o dużej wartości SUVA stwierdza się wysoką efektywność usuwania rozpuszczonych związków organicznych z wody w procesie koagulacji [Rak 2001]. Niewystarczająca skuteczność usuwania biodegradowalnych substancji organicznych może być przyczyną braku stabilności biologicznej wody, powodować rozwój mikroorganizmów heterotroficznych w sieci wodociągowej, a w następstwie jej skażenie bakteriologiczne [Huang i Shiu 1996]. Mimo, że w wodzie przeznaczonej do spożycia przez ludzi dopuszczalna zawartość substancji organicznych, mierzonych, jako utlenialność wynosi $5 \text{ mgO}_2/\text{dm}^3$ [Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 20 kwietnia 2010] należy dążyć do skuteczniejszego usuwania tych zanieczyszczeń [Świdarska-Bróz 1999]. Jak wykazują wyniki wielu badań [Huang i Shiu 1996, Volk i Le Chevallier 1990], dopuszczalna zawartość biodegradowalnego rozpuszczonego węgla organicznego w wodzie wprowadzanej do sieci wodociągowej nie powinna przekraczać $150\text{-}200(300) \text{ mgC}/\text{m}^3$.

PODSUMOWANIE

Substancje humusowe ze względu na specyficzną budowę ich makromolekuł charakteryzują się dużą aktywnością chemiczną i w wodach naturalnych reagują z innymi domieszkami zarówno organicznymi jak i nieorganicznymi. W związ-

ku z powyższym w środowisku wodnym mogą być nośnikami, często bardzo toksycznych mikrozanieczyszczeń. Substancje humusowe obecne w wodach podziemnych utrudniają usuwanie związków żelaza tworząc z Fe(II) i Fe(III) barwne i stabilne połączenia żelazoorganiczne trudne do usunięcia w konwencjonalnych układach technologicznych oczyszczania wód podziemnych takich jak: napowietrzanie, sedymentacja i filtracja. Kolejnym niebezpieczeństwem wynikającym z obecności substancji humusowych w wodach podziemnych jest możliwość powstawania ubocznych produktów utleniania i dezynfekcji o właściwościach kancerogennych i mutagennych, a także brak stabilności biologicznej wody [Gonczarow i in. 1982, Grabińska-Łoniewska 2000, Pandey i in. 2000, Świdorska-Bróż i Krupińska 2004]. Konieczność usuwania substancji humusowych z wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi jest, więc bezdyskusyjna. Substancje humusowe obecne w wodach podziemnych znacznie komplikują technologię ich oczyszczania. Podczas oczyszczania tego typu wód wymagane jest stosowanie rozbudowanych układów technologicznych składających się z wielu procesów jednostkowych takich jak: koagulacja, filtracja, sorpcja na węglu aktywnym połączona z biodegradacją na biologicznie aktywnych filtrach węglowych, utlenianie chemiczne, wymiana jonowa oraz procesy membranowe. Najlepsze efekty usuwania substancji humusowych uzyskuje się przy połączeniu procesu koagulacji najlepiej koagulantem glinowym z filtracją na węglu aktywnym [Grabińska-Łoniewska 2002].

LITERATURA

1. ABATE G., DOS SANTOS L.B.O., COLOMBO S. M., MASINI J.C.: *Removal of fulvic acid from aqueous media by adsorption onto modified vermiculite*. Applied Clay Science 32, 261-270, 2006
2. ANIELAK A.M.: *Znaczenie podwójnej warstwy elektrycznej w procesie koagulacji i sorpcji*. Szkoła Jakości Wody, Politechnika Koszalińska, Ustronie Morskie, 31-51, 1998
3. ANIELAK A.M.: *Chemiczne i fizyko-chemiczne oczyszczanie ścieków*. PWN, Warszawa 2000
4. ANIELAK A.M.: *Examples of the application of electrokinetic potential in environmental engineering*. Environmental Engineering Studies, Polish Research on the way to the EU, Kluwer Academic/Plenum Publishers, New York, 421-431, 2003
5. ANIELAK A.M., MAJEWSKI A.J.: *Usuwanie kwasów fulwowych na modyfikowanym naturalnym zeolicie*. Przemysł Chemiczny 84/9, 684-688, 2005

6. CHMIEL A.: *Wpływ biochemicznych przemian zanieczyszczeń na ich podatność na koagulację*. Rozprawa Doktorska, Instytut Inżynierii Ochrony Środowiska Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 2009
7. CHRISTIENSEN J.B., JENSEN D. L., GRON CH., FILIP Z., CHRISTIENSEN T.: *Characterization of the dissolved organic carbon in landfill leachate-polluted groundwater*. Water Research 1, 125-13, 1998
8. CHRISTL I., KRETZSCHMAR R.: *Interaction of copper and fulvic acid at the hematite-water interface*. Geochimica et Cosmochimica Acta 65/20, 3435-3442, 2001
9. CICHISZ N., MEJBAUM Z.: *Naturalne wody brunatne ich skład chemiczny i własności w ultrafilecie*. GWiTS 2, 52-61, 1976
10. CIUPA R., DZIENIS L.: *Zastosowanie $KMnO_4$ i ClO_2 do usuwania organicznych form żelaza i manganu z wód podziemnych*. Ochrona Środowiska 1/60, 25-26, 1996
11. DE WIT J.C.M.: *Proton and metal ion binding to humic substances*. Wageningen 1992
12. DOJLIDO J.R.: *Chemia wód powierzchniowych*. Wydawnictwo Ekonomia i Środowisko, Białystok 1995
13. EDZWALD J.K., VAN BENSCHOTEN J.E.: *Aluminum coagulation of natural organic matter*. Chemical Water and Wastewater Treatment, Springer-Verlag 1990
14. EIKEBROKK B., FETTIG J.: *Treatment of coloured surface water by coagulation. Direct filtration: effect of water quality, type of coagulant and filter aids*. Chemical Water and Wastewater Treatment, Springer-Verlag 1990
15. FICEK K., VELLA P.: *Potassium permanganate the oxidation solution to many water treatment problems*. Zaopatrzenie w Wodę Miast i Wsi, Jakość i Ochrona Wód, Kraków, 673-684, 2000
16. FILIUS J.D., LUMSDON D.G., MEEUSSEN J.C.L., HIEMSTRA T., VAN RIEMSDIJK W.H.: *Adsorption of fulvic acid on goethite*. Geochimica and Cosmochimica Acta 64/1, 51-60, 2000
17. GONCZAROW T.O., KOŁOSOW I. W., KAPLIN W.: *O formach nachorzdzenia metallow w powjerchnostnych wodach*. Gidrometeoizdat 77, 73-89, 1982
18. GOMÓŁKA E., SZAYNOK A.: *Chemia wody i powietrza*. Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 1997
19. GRABIŃSKA-ŁONIEWSKA A.: *Zastosowanie badań biologicznych do oceny efektywności procesu uzdatniania wód podziemnych z wykorzystaniem biologicznie aktywnych filtrów węglowych*. Uzdatnianie wód podziemnych – badania, projektowanie i eksploatacja, 134-147, Warszawa 1997

20. GRABIŃSKA-ŁONIEWSKA A.: *Współczesne poglądy na temat roli mikroorganizmów w usuwaniu substancji humusowych z wód mioceńskich. Uzdatnianie wód podziemnych – badania, projektowanie i eksploatacja*, 103-112, Warszawa 1999
21. GRABIŃSKA-ŁONIEWSKA A.: *Biologiczne przemiany żelaza i manganu w środowisku oraz urządzeniach wodociągowych i ciepłowniczych*. Wyd. Polskie Zrzeszenie Inżynierów i Techników Sanitarnych, Warszawa 2000
22. GRABIŃSKA-ŁONIEWSKA A., PERCHUĆ M., ŻUBROWSKA-SUDOŁ M.: *Substancje humusowe w środowisku – budowa, właściwości fizyczno-chemiczne oraz biotransformacja*. Postępy Mikrobiologii 41/3, 299-344, 2002
23. GRUNWALD P., PERCHUĆ M.: *Usuwanie związków humusowych na biologicznie aktywnych filtrach węglowych. Zaopatrzenie w wodę miast i wsi*, 185-199, Poznań 1996
24. GÓRNIAK A.: *Substancje humusowe i ich rola w funkcjonowaniu ekosystemów słodkowodnych*. Białystok 1996
25. HUANG C., SHIU H.: *Interactions between alum & organics in coagulation*. Colloids & Surface 113, 155-164, 1996
26. KALKOWSKA I., GIEMZA B., NAWROCKI J.: *Powstawanie aldehydów w procesie ozonowania wody*. Ochrona Środowiska 4/59, 37-39, 1995
27. KARCZEWSKA A.: *Skuteczność koagulacji grup związków barwnych w wodach*. Rozprawa Doktorska, Instytut Inżynierii Ochrony Środowiska Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 1985
28. KATSUMATA H., KANECO S., MATSUNO R., ITOH K., MASUYAMA K., SUZUKI T., FUNSAKA K., OHTA K.: *Removal of organic polyelectrolytes and their metal complexes by adsorption onto xenolite*. Chemosphere 52, 909-915, 2003
29. KAZIMIERSKI B.: *Badania hydrogeologiczne i zagospodarowanie oligoceńskiego zbiornika wód podziemnych, stan obecny i plany na przyszłość*. Mat. Konf. Oligoceński zbiornik wód podziemnych regionu mazowieckiego, 18-48, Warszawa 1997
30. KNOCKE W.R., VAN BENSCHOTEN J. E., KEARNEY M.J., SOBORSKI A.W., RECKHOW D. A.: *Kinetics of manganese and iron oxidation by potassium permanganate and chlorine dioxide*. JAWWA 6, 80-87, 1991
31. KNOCKE W.R., SHORNEY H.L., BELLAMY J. D.: *Examining the reactions between soluble iron. DOC and alternative oxidants during conventional treatment*. JAWWA 1, 117-127, 1994
32. KOLANEK A.: *Wpływ zanieczyszczeń organicznych na stężenie jonów wapnia i magnezu w wodach powierzchniowych*. Rozprawa doktorska, Instytut Inżynierii Ochrony Środowiska Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 2003

33. KOWAL A. L., ŚWIDERSKA-BRÓŹ M.: *Oczyszczanie wody*. PWN, Warszawa-Wrocław 2009
34. KOWALSKI T.: *Proces utleniania w technologii oczyszczania wody*. *Ochrona Środowiska* 3/50, 33-36, 1993
35. KOWALSKI T.: *Nadmanganian potasu jako utleniacz i flokulant w oczyszczaniu wody*. *Ochrona Środowiska* 3-4/54-55, 29-32, 1994
36. KOWALSKI T.: *Wpływ właściwości chemicznych zanieczyszczeń wód na dobór koagulantów*. *Ochrona Środowiska* 4/59, 3-8, 1995
37. KOWALSKI T.: *Oczyszczanie wód infiltracyjnych i podziemnych metodą wstępnego utleniania $KMnO_4$ i filtracji*. *Zaopatrzenie w wodę miast i wsi*, s.257-266, Poznań 1996
38. KRUPIŃSKA I., ŚWIDERSKA-BRÓŹ M.: *Znaczenie czasu flokulacji w usuwaniu żelaza z wody podziemnej w procesie koagulacji*. *Mat.Konf.Woda-Ścieki-Odpady w Środowisku*, 23-32, Zielona Góra 2003
39. MACIOSZCZYK A.: *Hydrogeochemia*. Wydawnictwo Geologiczne, Warszawa 1987
40. MACIOSZCZYK A., DOBRZYŃSKI D.: *Hydrogeochemia strefy aktywnej wód podziemnych*. PWN, Warszawa 2002
41. MICHALAKOS G., NIVEA M.: VAYENAS D.V., LYBERATOS G.: *Removal of iron from potable water using a trickling filter*. *Water Research* 31/5, 991-996, 1997
42. MONTGOMERY J.M.: *Water treatment principles and desing*. Awiley-Interscience Publication, New York 1985
43. MOUCHET P.: *From conventional to biological removal of iron and manganese in France*. *JAWWA* 4, 158-167, 1992
44. NAWROCKI J., BIŁOZOR S., KALKOWSKA I.: *Uboczne produkty utleniania domieszek wód*. *Ochrona Środowiska* 3/50, 37-40, 1993
45. NAWROCKI J., BIŁOZOR S.: *Uzdatnianie wody, procesy chemiczne i biologiczne*. Wyd. Nauk. PWN, Warszawa-Poznań 2010
46. OLAŃCZUK-NEYMAN K.: *Mikroorganizmy w kształtowaniu jakości i uzdatnianiu wód podziemnych*. Wydawnictwo Politechniki Gdańskiej, Gdańsk 2001
47. PANDEY A. K., PANDEY S. D., MSTR V.: *Stability constants of metal-humic acid complexes and its role in environmental detoxification*. *Eco-toxicology and Environmental Safety* 47,195-200, 2000
48. PAZDRO Z., KOZERSKI B.: *Hydrogeologia Ogólna*. Wydawnictwo Geologiczne, Warszawa 1993
49. PERCHUĆ M., ZIÓŁKOWSKA T.: *Badania nad uzdatnianiem barwnych wód podziemnych*. *Ochrona Środowiska* 4/59, 23-28, 1995
50. PERCHUĆ M.: *Problemy przy uzdatnianiu wód podziemnych*. Konferencja Naukowo-Techniczna Uzdatnianie Wód Podziemnych- Badania, Projektowanie i Eksploatacja, 5-26, Warszawa 1996

51. PERCHUĆ M.: *Badania nad uzdatnianiem barwnych wód podziemnych na biologicznie aktywne filtry węglowe*. Konferencja Naukowo-Techniczna, Uzdatnianie wód podziemnych-Badania, Projektowanie i Eksploatacja, 122-133, Warszawa 1997
52. PERCHUĆ M.: *Współdział żelaza i kwasów humusowych w kształtowaniu sposobu uzdatniania barwnych wód podziemnych*. Oficyna Wydawnicza Politechniki Warszawskiej, Warszawa 2004
53. RAK M.: *Wpływ alkaliczności koagulantów glinowych na ich skuteczność oraz agresywność kwasowęglową wody po koagulacji*. Rozprawa doktorska, Instytut Inżynierii Ochrony Środowiska Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 2001
54. Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 20 kwietnia 2010 w sprawie wymagań dotyczących, jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi. Dz.U 2010. 72. 466
55. SAWINIAK W., PIEGSA J., SOBCZYK M., WRANIK T.: *Zastosowanie siarczynu glinu do uzdatniania wód podziemnych*. Konferencja Naukowo-Techniczna; Zaopatrzenia w wodę miast i wsi, Poznań 1986
56. SAWINIAK W.: *Badania nad zastosowaniem wodorotlenku żelazowego do usuwania dużych ilości żelaza i manganu z wód podziemnych*. Zeszyty Naukowe Politechniki Śląskiej, Gliwice 1990
57. ŚWIDERSKA R., ANIELAK A.M.: *Koagulacja wód powierzchniowych z udziałem substancji wspomagających*. Rocznik Ochrona Środowiska 6, 139-157, 2004
58. ŚWIDERSKA-BRÓŹ M.: *Interakcja związków humusowych z wybranymi metalami ciężkimi oraz jej wpływ na usuwanie badanych metali z wody*. Prace Naukowe Instytutu Inżynierii Ochrony Środowiska PWi. Seria: Monografie nr 23, Wrocław 1985
59. ŚWIDERSKA-BRÓŹ M.: *Usuwanie organicznych połączeń żelaza z wód podziemnych*, GWiTS 1, 18-21, 1991
60. ŚWIDERSKA-BRÓŹ M.: *Mikrozanieczyszczenia w środowisku wodnym*. Wydawnictwo PWi, Wrocław 1993
61. ŚWIDERSKA-BRÓŹ M.: *Wybrane problemy w oczyszczaniu wody do picia i na potrzeby gospodarcze*. Ochrona Środowiska 3/74, 7-12, 1999
62. ŚWIDERSKA – BRÓŹ M., KRUPIŃSKA I.: *Skuteczność procesu koagulacji w usuwaniu związków żelaza z wód podziemnych*. Ochrona Środowiska 3/86, 9-13, 2002
63. ŚWIDERSKA-BRÓŹ, KRUPIŃSKA I.: *Skuteczność procesu koagulacji w usuwaniu substancji organicznych z wód podziemnych*. Ochrona Środowiska 2/26, 15-19, 2004
64. THURMAN E.M.: *Organic geochemistry of natural waters*. Dordrecht: Nijhoff-Junk 1985

65. VOLK C.J., LECHEVALLIER M. W.: *Impacts of the reducing of nutrient levels on bacterial water quality in distribution systems*. Applied and Envir.Microbiology 11, 4957-4966, 1990
66. VREYSEN S., MAES A.: *Adsorption mechanism of fulvic acid onto freeze dried poly (hydroxo aluminum) intercalated bentonites*. Applied Clay Science 32, 190-196, 2006
67. WERSHAW R.L.: *Application of the Membrane Model to the Sorptive Interactions of humic Substances*. Environmental Health Perspectives 83, 191-203, 1989

PROBLEMS ASSOCIATED WITH HUMIC SUBSTANCES IN THE GROUNDWATER

S u m m a r y

Humic substances are included in a group of most widespread organic compounds on the Earth. The paper includes review of literature concerning structure, the physico-chemical properties of humic substances and their impact on quality of groundwater and treatment. Coexistence of humic substances and iron in groundwater causes that a particular part of iron occurs in a form of ferro-organic compounds, whereas water has an increased colour intensity and turbidity. Successful purification of such water creates technological problems and is practically impossible to achieve by applying traditional groundwater treatment processes.

Key words: humic substances, treatment of groundwaters

EWELINA PŁUCIENNIK-KOROPCZUK, ANITA JAKUBASZEK*

PODATNOŚĆ ŚCIEKÓW NA ROZKŁAD BIOCHEMICZNY W PROCESACH MECHANICZNO-BIOLOGICZNEGO OCZYSZCZANIA

Streszczenie

W pracy przedstawiono wyniki badań dotyczące wykorzystania współzależności między wskaźnikami zanieczyszczeń organicznych do oceny podatności ścieków na rozkład biochemiczny. Współczynniki wyznaczano dla ścieków po kolejnych procesach oczyszczania. Zmiany wartości ilorazów $ChZT_{Cr}/BZT_5$ i BZT_5/OWO w oczyszczalni w Zielonej Górze były typowe dla poprawnego procesu oczyszczania w układzie mechaniczno-biologicznym.

Słowa kluczowe: rozkład biochemiczny, zanieczyszczenia organiczne, $ChZT_{Cr}$, BZT_5 , OWO

WPROWADZENIE

Skład ścieków jest podstawowym kryterium przy wyborze układu technologicznego oczyszczania ścieków. Ocena podatności zanieczyszczeń na rozkład biochemiczny ma w tym przypadku kluczowe znaczenie. Skład ścieków miejskich jest zróżnicowany i zmienny w czasie i zależy od wielu czynników m.in. od charakteru i wielkości aglomeracji oraz udziału ścieków przemysłowych [Dymaczewski i in. 1997, Klimiuk i in. 2008]. Zanieczyszczenia zawarte w ściekach to głównie związki węgla, wodoru, tlenu, azotu i fosforu, ale także różnorodne mikroskładniki organiczne i nieorganiczne [Mara i in. 2003]. Około 60% zanieczyszczeń zawartych w ściekach stanowią związki organiczne, a pozostałe 40% związki nieorganiczne, występujące w formie rozpuszczonej i nierozpuszczonej (koloidalnej i zawiesinowej) [Dymaczewski i in. 1997, Hartmann 1996, Klimiuk i in. 2008]. Wśród związków organicznych najliczniej występują

* Uniwersytet Zielonogórski, Instytut Inżynierii Środowiska, Zakład Technologii Wody, Ścieków i Odpadów

białka, które stanowią od 40 do 60% s.m.o., następnie węglowodany od 25 do 50% s.m.o. oraz tłuszcze około 10% s.m.o. [Dymaczewski i in. 1997, Janosz-Rajczyk 2008, Klimiuk i in. 2008]. Związki azotu i fosforu w ściekach surowych występują w znacznych ilościach, a poziom ich stężeń może dochodzić do: N_{og} do 150 mg/dm^3 , P_{og} do $20\text{-}30 \text{ mgP/dm}^3$ [Dymaczewski i in. 1997].

Rygorystyczne wymagania stawiane ściekom oczyszczonym pod względem zawartości związków organicznych oraz azotu i fosforu sprawiają, że wskaźniki tych zanieczyszczeń są najważniejszymi parametrami uwzględnianymi w przepisach prawnych oraz w projektowaniu i eksploatacji oczyszczalni [Heidrich i in. 2008, Klimiuk i in. 2008, Weijers i in. 1996]. Istotne są nie tylko wartości wskaźników zanieczyszczeń organicznych tj. BZT_5 czy $ChZT_{Cr}$, czy też poziom stężeń związków azotu i fosforu, ale także relacje między nimi [Heidrich i in. 2008].

WSPÓŁZALEŻNOŚĆ MIĘDZY WSKAŹNIKAMI ZANIECZYSZCZEŃ ORGANICZNYCH W ŚCIEKACH

Pomimo, że procesy utleniania chemicznego i biochemicznego mają odrębny charakter, w wielu przypadkach zwłaszcza dla danego rodzaju ścieków bytowo-gospodarczych zachodzi określona korelacja między $ChZT_{Cr}$ a BZT_5 , $ChZT_{Cr}$ a OWO oraz BZT_5 a OWO , co pozwala na ustalenie pewnych współczynników przeliczeniowych [Hermanowicz i in. 1999, Łomotowski i in. 1999, Myszograj 2005]. Stwierdzenie, że między różnymi wskaźnikami istnieje korelacja ma duże znaczenia interpretacyjne, gdyż umożliwia zastąpienie oznaczania jednego wskaźnika innym, np. tym którego analiza jest łatwiejsza lub też pozwala na szybsze uzyskanie wyników [Heidrich i in. 2008].

ZALEŻNOŚĆ MIĘDZY WSKAŹNIKAMI $ChZT_{Cr}$ I BZT_5

Użytecznym wskaźnikiem skuteczności procesów oczyszczania ścieków, dostarczającym szacunkowych informacji o podatności zanieczyszczeń organicznych zawartych w ściekach na biodegradację jest iloraz $ChZT_{Cr}/BZT_5$ [Dymaczewski i in. 1997, Klimiuk i in. 2008, Orhon i in. 1999]. Związek organiczny, który ulega biodegradacji w ponad 80% uznaje się za łatwo rozkładalny, w 60% za rozkładalny, natomiast jeżeli rozkład jest $< 20\%$ to zalicza się go do opornych na biodegradację [Klimiuk i in. 2008].

Według danych literaturowych (tab.1) ścieki można uznać za podatne na rozkład na drodze biologicznej, jeżeli $1,5 < ChZT_{Cr}/BZT_5 < 2,5$ [Łomotowski i in. 1999, Myszograj 2005]. Wysoka wartość ilorazu $ChZT_{Cr}/BZT_5$ ($> 2,5$), wskazuje na powolny rozkład oraz dużą zawartość substancji organicznych trudno roz-

kładalnych lub też nierozkładalnych na drodze biologicznej, co może być spowodowane dużym udziałem ścieków przemysłowych w ściekach miejskich [Bever i in. 1997, Klimiuk i in. 2008, Łomotowski i in. 1999]. Z kolei wartość $ChZT_{Cr}/BZT_5 < 1,5$ informuje o znacznej zawartości zanieczyszczeń biologicznie łatwo rozkładalnych [Bever 1997 i in., Klimiuk i in. 2008].

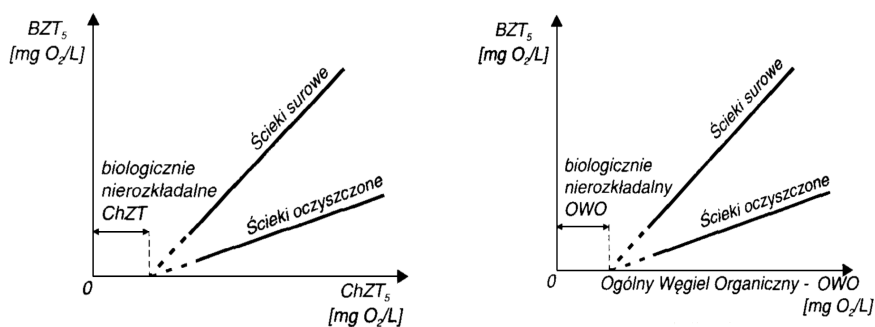
Na podstawie bardzo licznych obserwacji stwierdzono, że wartość ilorazu $ChZT_{Cr}/BZT_5$ dla konkretnych ścieków jest w przybliżeniu stała i wynosi zazwyczaj w ściekach surowych od 2,0 do 2,2 oraz od 1,8 do 2,0 w ściekach wstępnie oczyszczonych [Dymaczewski i in. 1997, Mara i in. 2003, Melcer i in. 2003].

Tab. 1. Ocena podatności związków organicznych na rozkład biochemiczny [Klimiuk i in. 2008]

Tab. 1. Evaluation of the susceptibility of organic compounds in biochemical decomposition [Klimiuk et al. 2008]

$ChZT_{Cr}/BZT_5$	Obniżenie $ChZT_{Cr}$, %	Ocena podatności substratów na biochemiczny rozkład
$< 2,0$	> 90	łatwo rozkładalne
$2,0 \div 2,5$	$50 \div 90$	średnio rozkładalne
$2,5 \div 5,0$	$10 \div 50$	wolno rozkładalne
$> 5,0$	< 10	nierozkładalne

Wartość ilorazu $ChZT_{Cr}/BZT_5$ ma szczególne znaczenie w przypadku ścieków oczyszczonych. Wraz z kolejnymi etapami oczyszczania ścieków wartości wskaźników $ChZT_{Cr}$ i BZT_5 będą malały. Równomierne obniżenie wartości obu wskaźników oznacza, że ścieki są podatne na rozkład biologiczny (rys.1).



Rys. 1. Współzależność wskaźników zanieczyszczeń organicznych w ściekach miejskich [Dymaczewski i in. 1997]

Fig. 1. The interdependence of indicators of organic pollutants in municipal wastewater [Dymaczewski et al. 1997]

Natomiast spadek wartości BZT_5 przy niewielkim obniżeniu wartości $ChZT_{Cr}$ oznacza, że ścieki nie są podatne na metody biologicznego oczyszczania.

W miarę wzrostu efektywności oczyszczania ścieków maleje w nich zawartość związków łatwo rozkładalnych, podczas gdy ilość związków trudno rozkładalnych pozostaje w przybliżeniu stała. Powoduje to zwiększenie wartości ilorazu $ChZT_{Cr}/BZT_5$ do około 4÷6, a nawet powyżej 10÷12. Korelacja, między $ChZT_{Cr}$ a BZT_5 jest większa, gdy ścieki nie zawierają substancji toksycznych, a związki organiczne w nich zawarte łatwo ulegają rozkładowi biochemicznemu [Klimiuk i in. 2008, Mara i in. 2003].

Ocena podatności zanieczyszczeń zawartych w ściekach na biodegradację, na podstawie wartości ilorazu $ChZT_{Cr}/BZT_5$ jest szacunkowa, ze względu obecność związków biodegradowalnych, ale nie oznaczanych metodą dichromianową (np. pirydyna i jej pochodne).

ZALEŻNOŚĆ MIĘDZY WSKAŹNIKAMI BZT_5 I OWO

Znaczenie ilorazu BZT_5/OWO jest podobne jak $ChZT_{Cr}/BZT_5$, ponieważ w kolejnych etapach procesu oczyszczania zachodzi istotna zmiana wartości tego ilorazu (rys.1). Dla typowych ścieków surowych wartość ilorazu BZT_5/OWO zawiera się w przedziale od 1,4 do 2,1. Wartości <1,4 odpowiadają zanieczyszczeniom trudno rozkładalnym, a wyższe od 2,1 łatwo rozkładalnym [Miksch i in. 2012]. W ściekach oczyszczonych wartość omawianego ilorazu mieści się w przedziale 0,5÷1,0 [Dymaczewski i in. 1997], a w ściekach dobrze oczyszczonych nawet 0,2÷0,4 [Miksch i in. 2012].

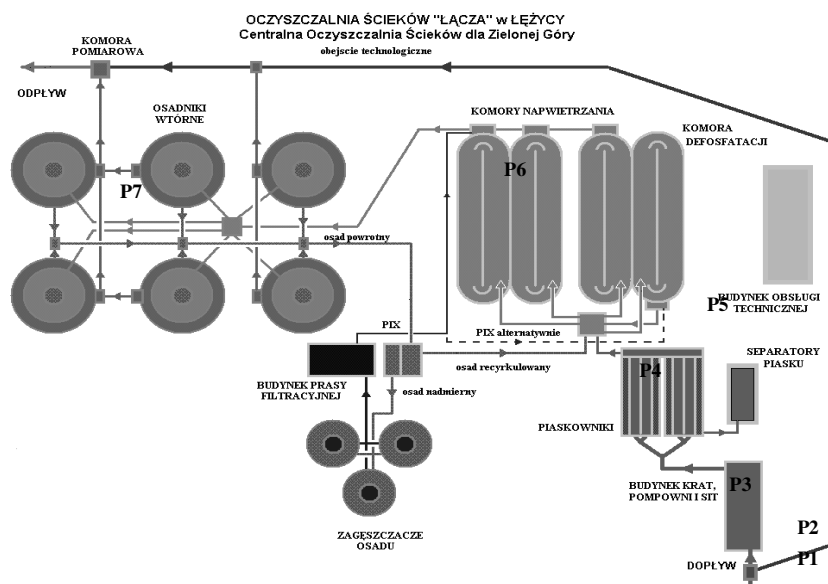
ZALEŻNOŚĆ MIĘDZY WSKAŹNIKAMI $ChZT_{Cr}$ I OWO

W porównaniu do omówionych wyżej zależności mniejszą przydatność przypisuje się wartości ilorazu $ChZT_{Cr}/OWO$, ponieważ oba wskaźniki obejmują również związki refrakcyjne, dlatego też wartość ilorazu ulega niewielkim zmianom w miarę postępującego procesu oczyszczania. Wartości ilorazu w surowych ściekach bytowo-gospodarczych zawierają się w przedziale 2,5÷4,0 [Dymaczewski i in. 1997] lub 3,0÷4,0 [Miksch i in. 2002], a w ściekach oczyszczonych 1,0÷2,0 [Dymaczewski i in. 1997].

CEL I OBIEKT BADAŃ

Celem badań było określenie podatności zanieczyszczeń organicznych zawartych w ściekach na rozkład w procesach biochemicznych na podstawie współzależności między wskaźnikami zanieczyszczeń ChZT_{Cr} , BZT_5 i OWO . Analizowano również zmiany wartości ilorazów $\text{ChZT}_{\text{Cr}}/\text{BZT}_5$, BZT_5/OWO i $\text{ChZT}_{\text{Cr}}/\text{OWO}$ po kolejnych procesach mechaniczno-biologicznego oczyszczania.

Badania prowadzono w oczyszczalni ścieków dla miasta Zielona Góra o przepustowości $Q_{\text{dśr}} = 51\,225 \text{ m}^3/\text{d}$, zaprojektowanej w układzie mechaniczno-biologicznego oczyszczania ścieków z biologiczną defosfatacją, denitryfikacją i nityfikacją oraz chemicznym strącaniem fosforu. Ścieki z miasta doprowadzane są kanałem otwartym o długości ponad 7 km. Oczyszczalnia wyposażona jest w opomiarowany punkt zlewny ścieków dowożonych taborem asenizacyjnym. Udział ścieków przemysłowych w ściekach miejskich doprowadzanych do oczyszczalni nie przekracza 10%. Schemat technologiczny oczyszczalni „Łącza” przedstawiono na rys. 2. Badania prowadzono w 2010 r. Próbkę ścieków pobierano w wytypowanych punktach kontrolnych wiosną, latem, jesienią i zimą. W każdej porze roku próbki pobierano dwukrotnie. W pobranych próbkach ścieków wszystkie oznaczenia wykonano w trzech powtórzeniach.



Rys. 2. Schemat technologiczny oczyszczalni ścieków dla Zielonej Góry wraz z miejscami poboru próbek ścieków

Fig. 2. The technology diagram of the WWTP for Zielona Góra with the wastewater sampling points

METODYKA BADAŃ

Próbki ścieków do badań pobierano zgodnie z PN-ISO 5667-10:1997 z następujących punktów pomiarowych:

- P1 – ścieki surowe (z otwartego kanału dopływowego),
- P2 – ścieki po kratkach (z komory krat rzadkich),
- P3 – ścieki po sitach (z kanału otwartego za budynkiem krat),
- P4 – ścieki po piaskownikach (z kanału otwartego za piaskownikami),
- P5 – ścieki po beztlenowej komorze osadu czynnego (z krawędzi przelewowej),
- P6 – ścieki po komorze nitrifikacji/denitryfikacji (z krawędzi przelewowej),
- P7 – ścieki po osadnikach wtórnych (z komory zbiorczej)

Miejsca poboru próbek ścieków w ciągu technologicznym oczyszczalni zaznaczono na schemacie technologicznym (rys. 2).

W średniodobowych próbkach ścieków surowych, oczyszczonych i po kolejnych procesach jednostkowych oznaczono:

- chemiczne zapotrzebowanie tlenu, ChZT – metodą z dwuchromianem potasu według PN-74/C-04578.03, PN-ISO 6060:2006,
- biochemiczne zapotrzebowanie na tlen, BZT₅ – metodą manometryczną za pomocą systemu pomiarowego OxiTop Control OC110 firmy WTW,
- ogólny węgiel organiczny, OWO – za pomocą analizatora ogólnego węgla organicznego TOC-V CSN firmy Shimadzu.

WYNIKI BADAŃ

Średnie wartości stężeń zanieczyszczeń organicznych w ściekach po kolejnych procesach mechaniczno-biologicznego oczyszczania przedstawiono w tabeli 2.

W okresie badań w surowych ściekach wartości wskaźników zanieczyszczeń organicznych zmieniały się odpowiednio: ChZT_{Cr} od 528 do 780 mgO₂/dm³, BZT₅ od 250 do 394 mgO₂/dm³ oraz OWO od 129,5 do 220,3 mgC/dm³.

Zastosowana w układzie technologicznym oczyszczalni recyrkulacja wody nadosadowej z zagęszczacza przed sita, powodowała wzrost wartości wskaźników ChZT_{Cr}, BZT₅ i OWO w ściekach po kratkach. Z powyższych względów efektywność procesów mechanicznego oczyszczania należy rozpatrywać oddzielnie dla ścieków surowych oczyszczonych na kratkach i dla ścieków po piaskowniku.

Wartości wskaźników zanieczyszczeń organicznych w próbkach ścieków pobranych w części biologicznej oczyszczalni były kilkakrotnie wyższe niż w ściekach surowych, a wzrost spowodowany był udziałem biomasy osadu czynnego w komorach. W komorze beztlenowej oraz w komorze denitryfikacji/nitryfikacji wartości wskaźników zmieniały się odpowiednio: ChZT_{Cr}: 4200-

6480 mgO₂/dm³ i 3600-6560 mgO₂/dm³, BZT₅: 1500-2568 mgO₂/dm³ i 1644-2654 mgO₂/dm³ oraz OWO: 901,1-1136,0 mgC/dm³ i 808,7-1273,7 mgC/dm³.

Ścieki oczyszczone charakteryzowały się następującymi wartościami wskaźników: ChZT_{Cr} 26-52 mgO₂/dm³, BZT₅ 4,1-8,0 mgO₂/dm³ oraz OWO 7,9-14,6 mgC/dm³. Parametry ścieków oczyszczonych są zgodne z wymaganiami stawianymi oczyszczalniom o RLM > 100 000 określonymi w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 24 lipca 2006 roku [Dz. U. 06.137.984].

Tab. 2. Średnie wartości wskaźników zanieczyszczeń organicznych w ściekach po kolejnych procesach oczyszczania

Tab.2. The average values of organic pollutants in wastewater after successive treatment processes

Miejsce poboru próbki	ChZT _{Cr} , mgO ₂ /dm ³	BZT ₅ , mgO ₂ /dm ³	OWO, mgC/dm ³
P1	666±97,8	322±49,2	171,44±30,1
P2	685±166,3	332±77,1	158,56±56,0
P3	927±248,8	449±94,2	218,88±37,6
P4	693±259,5	329±145,2	170,01±77,9
P5	5280±953,3	2163±347,2	1070,83±131,1
P6	5345±1057,4	2045±480,2	1100,81±159,2
P7	40±9,3	6±1,3	11,00±2,4

PODATNOŚĆ ZANIECZYSZCZEŃ ORGANICZNYCH NA ROZKŁAD BIOCHEMICZNY

Podatność zanieczyszczeń organicznych zawartych w ściekach na rozkład biochemiczny oceniono na podstawie zależności między wskaźnikami zanieczyszczeń wyrażonymi w postaci ilorazów: ChZT_{Cr}/BZT₅, BZT₅/OWO oraz ChZT_{Cr}/OWO. Analizowano również zmiany wartości ilorazów wyznaczonych dla ścieków po kolejnych procesach mechaniczno-biologicznego oczyszczania.

Wartości ilorazu ChZT_{Cr}/BZT₅ dla ścieków surowych zmieniały się od 1,9 do 2,5, a dla ścieków po kolejnych procesach mechanicznego oczyszczania wynosiły od 1,8 do 2,8. Dla ścieków po procesach biologicznych wyznaczony iloraz oscylował między 1,8 i 4,9. Wzrost wartości ilorazu w ciągu technologicznym oczyszczania związany jest z rozkładem związków organicznych. Wysokie wartości ilorazu ChZT_{Cr}/BZT₅ dla ścieków oczyszczonych (3,1-9,8) wskazują, że zawierają one głównie substancje organiczne biologicznie trudno rozkładalne.

Dla ścieków surowych wartości ilorazu BZT₅/OWO wynosiły od 1,7 do 2,4 i w kolejnych procesach oczyszczania zmieniały się od 1,5 do 2,4 dla ścieków oczyszczanych mechanicznie oraz od 1,6 do 2,5 dla ścieków po reaktorach bio-

logicznych. W ściekach oczyszczonych wartości ilorazu były w zakresie od 0,4 do 0,9.

Wartości ilorazu $\text{ChZT}_{\text{Cr}}/\text{OWO}$ wyznaczone dla ścieków surowych i oczyszczonych mechanicznie były zbliżone i wynosiły odpowiednio od 3,4 do 4,9 oraz od 3,5 do 5,9. Stwierdzono również porównywalne wartości tego ilorazu dla ścieków po komorze beztlenowej (4,0-5,4) oraz po komorze denitryfikacji/nitryfikacji (4,4-5,4). Dla ścieków oczyszczonych wartości ilorazu zmieniały się od 2,8 do 4,8.

DYSKUSJA

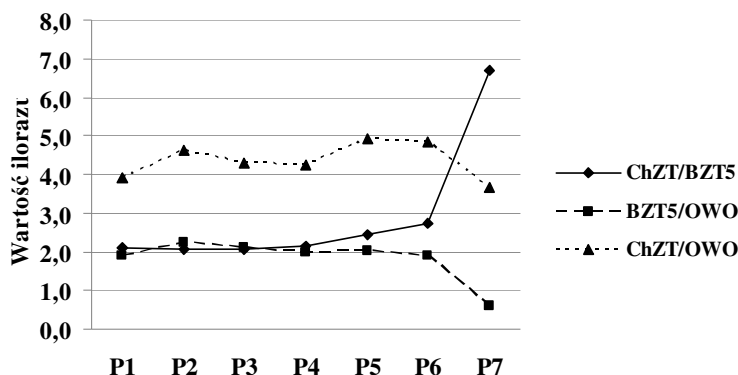
Charakterystyka ścieków po kolejnych procesach mechaniczno-biologicznego wykazała równomierne obniżanie wartości wskaźników BZT_5 , ChZT_{Cr} i OWO w ciągu technologicznym oczyszczania, co wskazuje na prawidłowy przebieg procesów oczyszczania.

Ocena podatności zanieczyszczeń organicznych na rozkład w procesach biochemicznych dokonana na podstawie wartości ilorazu $\text{ChZT}_{\text{Cr}}/\text{BZT}_5$ w ściekach surowych (śr. $2,1 \pm 0,3$) oraz obniżenia wartości ChZT_{Cr} o $93,8 \pm 1,8\%$ w ściekach oczyszczonych w porównaniu z danymi podawanymi przez Klimiuk i in. [2008], (tab. 1) pozwala na stwierdzenie, że zanieczyszczenia organiczne zawarte w ściekach surowych dopływających do oczyszczalni w Zielonej Górze są podatne na rozkład w procesach biologicznych. Potwierdzają to również wartości ilorazu BZT_5/OWO dla ścieków surowych zmieniające się w przedziale od 1,7 do 2,4.

Na rys. 3 przedstawiono średnie wartości ilorazów $\text{ChZT}_{\text{Cr}}/\text{BZT}_5$, BZT_5/OWO oraz $\text{ChZT}_{\text{Cr}}/\text{OWO}$ wyznaczone dla ścieków w ciągu technologicznym oczyszczalni.

Przebieg krzywych przedstawiających zmiany ilorazów $\text{ChZT}_{\text{Cr}}/\text{BZT}_5$ oraz BZT_5/OWO w kolejnych procesach oczyszczania wskazuje wzrost efektywności oczyszczania ścieków w kolejnych procesach, w następstwie obniżenia zawartości w ściekach związków łatwo rozkładalnych.

Wartości ilorazu $\text{ChZT}_{\text{Cr}}/\text{OWO}$ wyznaczone dla ścieków po procesach mechanicznego i biologicznego oczyszczania nie prezentowały jednego trendu zmian, a przy tym dla ścieków oczyszczonych były wyższe od podawanych w literaturze. Potwierdzono tym samym mniejszą podatność ilorazu $\text{ChZT}_{\text{Cr}}/\text{OWO}$ do opisu podatności zanieczyszczeń na rozkład biochemiczny.



Rys. 3. Zmiana wartości ilorazów $ChZT_{Cr}/BZT_5$, BZT_5/OWO oraz $ChZT_{Cr}/OWO$ w ciągu technologicznego oczyszczalni (oprac. aut)

Fig. 3. Changing of COD/BOD, BOD/TOC and COD/TOC ratios in wastewater after successive treatment processes (auth. develop.)

WNIOSKI

Przedstawione wyniki badań potwierdziły doniesienia literaturowe, że dla konkretnych ścieków istnieje zależność między wskaźnikami zanieczyszczeń. W badaniach wykazano, że na podstawie zmian wartości ilorazów $ChZT_{Cr}/BZT_5$ i BZT_5/OWO w ciągu technologicznego oczyszczania można dokonać przybliżonej oceny poprawności przebiegu procesów oczyszczania ścieków oraz stwierdzić podatność zanieczyszczeń na rozkład biochemiczny.

Zmiany wartości ilorazów $ChZT_{Cr}/BZT_5$ i BZT_5/OWO w ciągu technologicznego oczyszczalni w Zielonej Górze były typowe dla poprawnego procesu oczyszczania w układzie mechaniczno-biologicznym. Zmiany wartości tych ilorazów dobrze obrazowały wzrost efektywności oczyszczania ścieków w kolejnych procesach i obniżenie zawartości związków łatwo rozkładalnych. W badaniach potwierdzono mniejszą przydatność ilorazu $ChZT_{Cr}/OWO$ do opisu podatności zanieczyszczeń na rozkład biochemiczny.

LITERATURA

1. BEVER J., STEIN A., TEICHMANN H.: *Zaawansowane metody oczyszczania ścieków*. Oficyna Wydawnicza Projprzem – EKO, Bydgoszcz 1997
2. DYMACHEWSKI Z., OLESZKIEWICZ J.A., SOZAŃSKI M.M.: *Poradnik eksploatatora oczyszczalni ścieków*. Wydawnictwo PZITS, Poznań 1997

3. HARTMANN L.: *Biologiczne oczyszczanie ścieków*. Wydawnictwo Instalator Polski, Warszawa 1996
4. HEIDRICH Z., KALENIK M., PODEDWORNA J., STAŃKO G.: *Sanitacja wsi*. Wydawnictwo Seidel-Przywecki, Warszawa 2008
5. HERMANOWICZ W., DOŻAŃSKA W., DOJLIDO J., KOZIOROWSKI B.: *Fizyczno-chemiczne badanie wody i ścieków*. Arkady, Warszawa 1999
6. JANOSZ-RAJCZYK M.(red.): *Badania wybranych procesów oczyszczania ścieków*. Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa 2008
7. KLIMIUK E., ŁEBKOWSKA M.: *Biotechnologia w ochronie środowiska*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2008
8. ŁOMOTOWSKI J., SZPINDOR A.: *Nowoczesne systemy oczyszczania ścieków*. Arkady, Warszawa 1999
9. MARA D., HORAN N.: *Handbook of Water and Wastewater Microbiology*. School of Civil Engineering, University of Leeds, UK 2003
10. MIKSCH K., SIKORA J.: *Biotechnologia ścieków*. PWN, Warszawa 2012
11. MELCER H., DOLD P.L., JONES R.M., BYE CH.M., TAKACS I., STENSEL H.D., WILSON A.W., SUN P., BURY S.: *Treatment Processes and Systems. Methods for Wastewater Characterization in Activated Sludge Modeling*. Water Environment Research Foundation, 2003
12. MYSZOGRAJ S.: ChZT i BZT5 miarą biodegradowalności substancji organicznej. *Ekotechnika*, Nr 4, 42-45, 2005
13. ORHON D., TASH R., SÖZEN S.: *Experimental basis of activated sludge treatment for industrial wastewaters – the state of the art*. *Water Science and Technology*, Vol.40, Nr.1, 1-11, 1999
14. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 24 lipca 2006 r. w sprawie warunków, jakie należy spełnić przy wprowadzaniu ścieków do wód lub do ziemi oraz w sprawie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego (Dz. U. 06. 137. 984)
15. WEIJERS S.R., KOK J.J., PREISIG H.A., BUUNEN A., WOUDE T.W.M.: *Parameter identifiability In the IAWQ Model No.1 for modeling activated sludge plants for enhanced nitrogen removal*. *Pergamon, Computers and Chemical Engineering*, Nr 20, 1455-1460, 1996

SUSCEPTIBILITY OF WASTEWATER FOR BIOCHEMICAL DECOMPOSITION IN MECHANICAL – BIOLOGICAL WASTEWATER TREATMENT PROCESSES

S u m m a r y

The paper presents results of research on the use of the relationship between indicators of organic pollutants to assess the suitability of the distribution of biochemical treatment. The coefficients were determined for

wastewater after successive treatment processes. Changes in the value ratios of COD/BOD and BOD/TOC in WWTP in Zielona Gora were typical for the correct cleaning process in the mechanical-biological system.

Key words: biochemical decomposition, organic pollutants, COD, BOD, TOC

KATARZYNA TROJANOWSKA^{*}, ZOFIA SADECKA^{},
SYLWIA MYSZOGRAJ^{**}, ALEKSANDRA SIECIECHOWICZ^{**}**

SUSZARNIE SOLARNE OSADÓW ŚCIEKOWYCH W POLSCE

Streszczenie

W artykule przedstawiono ocenę zasadności budowy dodatkowo ogrzewanych słonecznych suszarni komunalnych osadów ściekowych w oparciu o zebrane doświadczenia eksploatacyjne z pracujących w Polsce obiektów. Wskazano na istotne dla użytkowników aspekty techniczne i technologiczne procesu suszenia osadów. W warunkach krajowych, jak pokazano na przykładzie suszarni osadów ściekowych w Żarach, zdecydowanie skuteczniejsze i co najważniejsze, tańsze jest zastosowanie wyłącznie solarnego suszenia osadów. Odpowiednia powierzchnia hal suszarniczych oraz wyposażenie technologiczne suszarni, umożliwia kompensowanie sezonowych zmian pogody poprzez zmianę grubości warstwy osadów w suszarniach słonecznych.

Słowa kluczowe: osady ściekowe, suszenie solarne, eksploatacja, koszty

WPROWADZENIE

Prognozy wykazują, że ilości wytworzonych osadów ściekowych w Polsce na przestrzeni od 2010 do 2018 r. wzrosną od 612,8 tys. ton s.m. do 706,6 tys. ton s.m. [KPOŚ 2006]. Jednocześnie z uwagi na implementację Dyrektywy 99/31/EC w sprawie składowania odpadów zakazującą od 1 stycznia 2013 r. przyjmowania na składowiska odpadów innych niż niebezpieczne, między innymi osadów ściekowych, wiele oczyszczalni będzie zmuszona do zmiany dotychczasowych sposobów ich zagospodarowania [Koć 2010]. Ilości osadów ściekowych powstających w polskich oczyszczalniach komunalnych oraz sposoby ich zagospodarowania w latach 2004-2010 (wg GUS) przedstawiono w tabeli 1.

W większości polskich oczyszczalni ścieków podstawowym ciągiem przeróbki osadów jest zagęszczanie, stabilizacja (beztlenowa, tlenowa lub chemicz-

^{*} Eurotech, Bielsko-Biała

^{**} Uniwersytet Zielonogórski, Instytut Inżynierii Środowiska

na), a następnie odwadnianie i higienizacja [Bień i Wystalska 2011]. Należy zaznaczyć, że priorytetowym sposobem postępowania z osadami powinno być ich wykorzystanie w sposób niepowodujący negatywnego oddziaływania na środowisko. Zarządzanie gospodarką osadami ściekowymi ukierunkowane jest na zmniejszenie ilości składowanych osadów oraz na zwiększenie stopnia ich przetworzenia metodami termicznego przekształcania [Sadecka i in. 2011].

Tab. 1 Ilość osadów ściekowych powstających w polskich oczyszczalniach komunalnych oraz sposoby ich zagospodarowania w latach 2004-2010 (wg GUS)

Tab. 1 Amount of sewage sludge produced in the Polish wastewater treatment plants and methods of their development in 2004-2010 (according to the Central Statistical Office)

Lata	Osady wytworzone w ciągu roku, tys. Mg s.m.								
	Ogółem	w tym:							
		Wykorzystane:			Przekształcone termicznie	Składowane		Magazynowane czasowo	Inne
		do rekultywacji	w rolnictwie	do uprawy roślin		razem	na terenie zakładu		
2004	476,1	110,7	66,9	29,7	1,4	162,7	102,2	22	82,6
2005	486,2	120,6	66	27,4	6,2	150,7	96,2	27,3	88
2006	501,3	109,7	80,6	28,1	4,5	147,1	81,1	38,6	92,8
2007	533,4	118,5	98,2	25,5	1,7	124,5	79,4	49,4	115,5
2008	567,3	105,8	112	27,5	6	91,6	54,1	52,9	171,5
2009	563,1	77,8	123,1	23,5	8,9	81,6	45,4	72,9	175,3
2010	526,7	54,3	109,3	30,9	19,8	58,9	29,6	68,2	185,2

Możliwości przetwarzania osadów ściekowych zależą od wielu czynników. Są to właściwości fizyczne (wilgotność, podatność na odwadnianie, wartość opałowa, ciepło spalania), chemiczne (zawartość metali ciężkich, dioksyn i furanów) oraz sanitarne (obecność bakterii, wirusów, drożdży, grzybów, cyst pierwotniaków, jaj robaków). Równie istotne są względy ekonomiczne, przede wszystkim akceptowany poziom kosztów przeróbki oraz względy prawne. Racjonalny odzysk osadów to maksymalne wykorzystanie ich właściwości nawozowych czy opałowych. Suszenie jest procesem przekształcającym odpady w produkt o parametrach ułatwiających ich transport, magazynowanie i ostateczne zagospodarowanie. Technologia ta pozwala wykorzystywać osady przyrodniczo lub jako paliwo energetyczne. Proces suszenia nie zmienia składu chemicznego osadu, stąd też właściwości nawozowe pozostają bez zmian, a kaloryczność osadu wzrasta, w wyniku obniżenia zawartości wody. Suszenie osadów pozwala na największe zmniejszenie masy i objętości osadów. W wielu jednak przypadkach okazuje się, że najlepszą lub nawet jedyną drogą do ich ostatecznej utylizacji jest unieszkodliwianie termiczne w procesach współ- lub

monospalania. To z kolei wymusza odparowanie wilgoci przynajmniej do takiego poziomu, aby dały się spalać bez paliwa wspomagającego.

Suszenie jest najbardziej energochłonnym, a przez to i kosztochłonnym procesem spośród wszystkich etapów przeróbki osadów. Woda w osadach ściekowych występuje w formie związanej; przy jej odprowadzaniu część energii wykorzystana zostaje na przemiany fizyko-chemiczne związków, skutkiem czego do pełnego wysuszenia osadów potrzeba aż od 0,6 do 1,2 kWh energii w postaci ciepła na każdy kilogram odparowanej wody [Sadecka 2012].

Dlatego też dokonując wyboru technologii termicznego przetwarzania osadów należy kierować się zasadą BAT – najlepszej, dostępnej, sprawdzonej i energooszczędnej technologii, odpowiadającej najwyższemu ugruntowanemu poziomowi wiedzy i rozwiązań technicznych w inżynierii środowiska [Myszograj i in. 2011].

TECHNOLOGIE BAT W SUSZENIU OSADÓW

Proces suszenia osadów może być ekonomicznie uzasadniony, o ile z uwagi na energochłonność nie będzie znacząco podnosił kosztów oczyszczania ścieków. Dlatego też powinien być realizowany:

- z wykorzystaniem energii słonecznej,
- z wykorzystaniem ciepła z nadwyżek biogazu w oczyszczalniach z fermentacją metanową,
- z wykorzystaniem niekonwencjonalnych źródeł energii, w tym pomp ciepła i energii oczyszczonych ścieków,
- z wykorzystaniem paliw tańszych niż olej opałowy i gaz ziemny.

W praktyce oznacza to, że w przypadku małych i średnich oczyszczalni ścieków najbardziej technicznie i ekonomicznie uzasadniona jest budowa suszarni, w których w procesie suszenia wykorzystuje się bezpłatną energię słoneczną. Uzasadnione jest także wykorzystanie w procesie suszenia biogazu, o ile w oczyszczalni stosowany jest proces fermentacji metanowej osadów ściekowych. Biogaz może być bezpośrednio spalany w promiennikach podczerwieni i zamieniany na fale elektromagnetyczne, które podobnie jak słońce nagrzewają górną warstwę osadów. Można też wykorzystywać do wspomagania procesu suszenia nadwyżki ciepła, pochodzące ze spalin lub ciepło odzyskiwane w procesie chłodzenia generatorów prądu [Suchowska-Kisielewicz i Myszograj, 2011]. We wszystkich wyżej wymienionych przypadkach ma się gwarancję najniższych kosztów eksploatacji, gdyż jedynym bezpośrednim kosztem suszenia będzie tylko i wyłącznie koszt energii elektrycznej zużywanej przez przewracarki i wentylatory zainstalowane w suszarni słonecznej.

W Polsce, jak do tej pory są eksploatowane dwie suszarnie osadów ściekowych oparte wyłącznie o energię słońca. Nie są wyposażone w żadne dodatkowe systemy ogrzewania, a mimo to mają możliwość przyjmowania osadów do suszenia przez cały rok. Są to pracująca już szósty rok suszarnia osadów ściekowych w Kozienicach, a także oddana do użytku w 2009r. suszarnia w Żarach. Kolejna w Lubawie rozpoczęła swój pierwszy rok eksploatacji, a następne trzy są aktualnie w fazie budowy lub rozruchu technologicznego. Zdecydowana większość spośród kilkuset suszarni słonecznych eksploatowanych za granicą, bazuje tylko i wyłącznie na energii słonecznej, bądź też dodatkowo wykorzystuje ciepło z biogazu. Odchodzi się natomiast od ogrzewania pompami ciepła.

NIEOGRZEWANA SUSZARNIA SŁONECZNA NA PRZYKŁADZIE SUSZARNI OSADÓW ŚCIEKOWYCH W ŻARACH

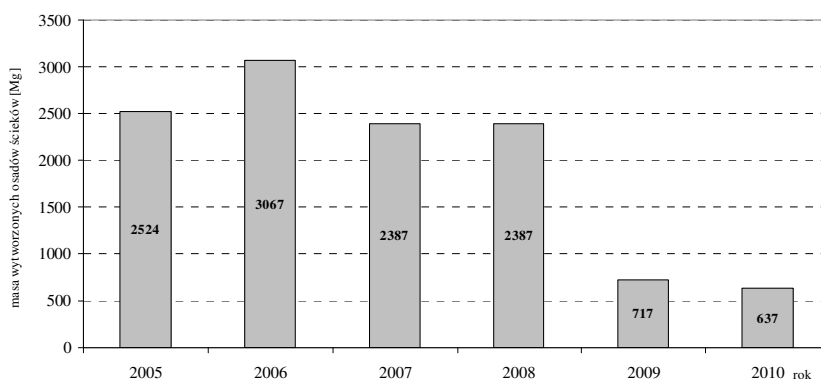
W różnych publikacjach zwolennicy dogrzewanych suszarni hybrydowych próbują sugerować, że w polskich warunkach klimatycznych z uwagi na długi okres zimy, suszarnie słoneczne nie mają racji bytu, gdyż po pierwsze: nie dają gwarancji uzyskania założonych efektów technologicznych, po drugie: nie jest możliwe suszenie w nich osadów do stałych wartości suchej masy, po trzecie: nieprzegarniane zimą zamarznięte osady emitują odory i są przyczyną licznych problemów eksploatacyjnych [Sobczyk 2012]. Mitem, nie mającym żadnego potwierdzenia w praktyce, jest obawa przed zamarznięciem osadów w nieogrzewanych suszarniach słonecznych [Sobczyk 2012], co zresztą rzeczywiście następuje. W zamarzniętych osadach niezależnie od grubości warstwy ustają wszelkie procesy biologiczne, w tym także beztlenowy rozpad materii organicznej. Nie ma więc znaczenia, że w tym stanie osady nie mogą być przetwarzane. Mróz powoduje naturalną dezintegrację komórek, w wyniku czego rozmrożone po okresie zimowym osady lepiej oddają wodę i łatwiej się suszą.

Suszarnia w Żarach w pełni spełnia oczekiwania swoich użytkowników od momentu oddania jej do eksploatacji. Pracuje bez jakichkolwiek zakłóceń technicznych, nie emituje odorów, dostarcza susz o zawartości suchej masy od 70 do 90 % s. m. i mimo okresowego zamarzania osadów zimą, może je przez cały rok przyjmować na bieżąco, tj. dokładnie w tych samych ilościach zarówno latem, jak i zimą. Jest to możliwe dzięki odpowiednio wyliczonej powierzchni hal suszarniczych, która uwzględnia cykliczne zmiany pór roku oraz dzięki przewracarkom umożliwiającym zwiększanie grubości warstwy osadów do 30-40 cm w tych okresach, gdy suszenie przebiega najwolniej. Osady są przy tym mieszane dogłębnie w całym przekroju warstwy, a to zapobiega rozwojowi procesów gnilnych i emisji odorów. Od wiosny do późnej jesieni osady suszy się w warstwie od 15 do 25 cm, czyli w optymalnych z technologicznego punktu widzenia warunkach.

Od 2009r. osady powstające w oczyszczalni w Żarach poddaje się zagęszczaniu, fermentacji metanowej i odwadnianiu, a następnie suszy w halach suszarniczych w technologii *ist Anlagenbau* z wykorzystaniem przewracarek WENDEWOLF®.

Masę wytworzonych osadów ściekowych w oczyszczalni w Żarach, kierowanych do zagospodarowania w latach 2005-2010 przedstawiono na rys. 1.

W latach 2005-2008, przed uruchomieniem instalacji do suszenia solarnego, ilość wytworzonych odwodnionych osadów ściekowych wynosiła od 2387 do 3067 Mg rocznie. Wprowadzenie suszenia spowodowało zmniejszenie ilości osadów do 717 Mg w roku 2009 i 637 Mg w roku 2010 (ilość osadów odwodnionych odpowiednio 3142 i 2654 Mg).



Rys. 1 Osady ściekowe do zagospodarowania w latach 2005-2010 (Żary)

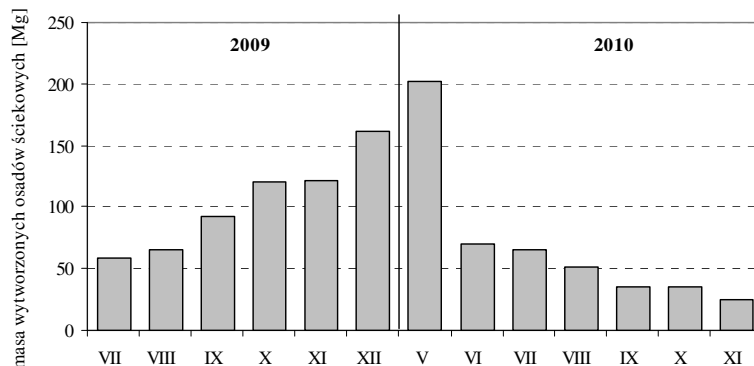
Fig. 1 Sewage sludge for management in 2005-2010 (Żary)

Jak pokazano na rys. 2 ilość osadów odprowadzanych z suszarni zależy od pory roku. W lipcu 2009 r. hale suszarnicze wypełniono 600 Mg odwodnionych osadów o średnim uwodnieniu 83%. Warstwa suszonego osadu wynosiła 10-15 cm. Na skutek suszenia uzyskano 5-krotne zmniejszenie masy osadu, a średnie uwodnienie wynosiło 12,3%. W okresie od maja do grudnia 2009 r. suszeniu poddano 1898 Mg osadów, uzyskując 717 ton osadu wysuszonego o średnim uwodnieniu 50,5%. Łączne zużycie energii elektrycznej przez suszarnię wyniosło 19100 kWh, co daje 26,64 kWh/Mg suszu i 16,2 kWh/ tonę odparowanej wody.

W okresie zimy, tj. od listopada 2009 r. do marca 2010r. osady były wyłącznie gromadzone w halach suszarniczych (bez składowania na placu zewnętrznym). Grubość warstwy osiągnęła w marcu-kwietniu ok. 35-40 cm.

W okresie od kwietnia do sierpnia 2010 r. procesowi suszenia poddano 2128 ton osadów o średnim uwodnieniu ok. 81% uzyskując 637 tony suszu o uwod-

nieniu 34,1%. Pierwsza partia osadu została wywieziona na przełomie miesiąca maja-czerwca.



Rys. 2 Ilość wysuszonych osadów ściekowych w latach 2009-2010 (Żary)

Fig. 2 Quantity of dried sewage sludge in 2009-2010 (Żary)

Zużycie energii elektrycznej od miesiąca stycznia do grudnia 2010r. przez wszystkie hale suszarnicze wynosiło 20.628 kWh, co w przeliczeniu daje 32,4 kWh/tonę suszu i 13,83 kWh/tonę odparowanej wody. Sumaryczne zużycie energii elektrycznej przez wszystkie 3 hale w 2010 r. wynosiło 1,03% całkowitego zużycia energii. Suszarnia w Żarach, została zaprojektowana do wysuszenia łącznie 3,574 ton osadów/rok, tj. do odparowania 2,604 ton wody/rok. Łączne zużycie energii elektrycznej przez suszarnię za cały 2010 r. wyniosło 19,260 kWh, co daje średnio ok. 1,600 kWh/m-c i bezpośredni koszt suszenia osadów rzędu 640 zł/m-c [Myszograj i in. 2011; Wołoszyn 2011; Trojanowska 2011]. Współczynnik zużycia energii elektrycznej w przeliczeniu na 1 tonę odparowywanej wody wynosił w 2010 i 2011 r. 13,83 kWh/tonę wody. Daje to bezpośredni koszt suszenia na poziomie 5,53 zł na tonę odparowanej wody i około 4,00 zł na tonę wysuszonych osadów. Roczne zużycie energii elektrycznej przez suszarnię wynosiło więc tyle, ile cała oczyszczalnia zużywa w ciągu trzech dni.

Podany przykład wykazuje, że bezpośrednie koszty eksploatacji suszarni słonecznych są dla ich eksploatorów niemalże niezauważalne.

HYBRYDOWE SUSZARNIE SŁONECZNE NA PRZYKŁADZIE OBIEKTÓW W KŁODZKU I MYSZKOWIE

Pomimo opisanych w literaturze polskiej i zagranicznej, sprawdzonych w praktyce, dobrych doświadczeń z eksploatacji suszarni słonecznych, w wielu

artykułach branżowych poświęconych problematyce suszenia osadów ściekowych wciąż przeważa pogląd, że w polskich warunkach klimatycznych zdecydowanie lepsze efekty suszenia uzyskuje się w suszarniach hybrydowych [Sobczyk 2009, Sobczyk 2010, Sobczyk i Sypuła 2010, Suszyński 2011]. Z uwagi na fakt, że zdecydowana większość małych i średnich oczyszczalni ścieków nie wytwarza własnej energii w postaci biogazu, do wspomagania procesu suszenia wykorzystuje się inne niekonwencjonalne źródła energii. Najczęściej są to odbierające energię z oczyszczonych ścieków pompy ciepła i ogrzewanie podłogowe w halach suszarniczych.

Hybrydowa suszarnia osadów ściekowych w Kłodzku jest obiektem trzykrotnie mniejszym niż Żary i została zaprojektowana do wysuszenia 1300 ton osadów w roku od 25 % do 60 % s.m., co wymaga odparowania 758 ton wody (w porównaniu dla Żar 2604 t/rok.). W suszarni zastosowano technologię suszenia firmy HUBER oraz urządzenia do przewracania osadów KULT SRT.

Aby suszarnia mogła dzięki ogrzewaniu podłogowemu i pompom ciepła o mocy 210 kW, w które została wyposażona, pracować przez cały rok ze stałą wydajnością, powinna miesięcznie bez względu na porę roku wysuszyć 108 ton mechanicznie odwodnionych osadów, tj. odparować z nich ok. 63 tony wody. Tymczasem w czterech miesiącach pracy suszarni jesienią bez dogrzewania hali (IX-X) wprowadzono do suszarni 80-85 ton odwodnionych osadów, a w grudniu przy włączonym ogrzewaniu podłogowym już tylko 72 tony z konieczności utrzymywania cienkiej warstwy osadów na podłodze suszarni, gdyż w przeciwnym razie odbiór energii od ogrzewanej podłogi byłby jeszcze mniej efektywny [Sobczyk i Sypuła 2011, 2012]. Jak wykazują obliczenia uwzględniające czynną powierzchnię hali suszarniczej (885 m²) i masy osadów wprowadzanych do suszarni w poszczególnych miesiącach, grubość warstwy w kłodzkiej suszarni w żadnym z nich nie przekroczyła 10-12 cm, także i wtedy, gdy ogrzewanie nie było włączone [Sobczyk i Sypuła 2011]. Skutkiem tego w każdym miesiącu ok. 30 ton mechanicznie odwodnionych osadów, czyli prawie 30% założonej wydajności suszarni zamiast do hali trafiało na tymczasowe składowisko. Można założyć, że do kwietnia/maja nagromadzono ok. 270-300 ton osadów, których wysuszenie będzie możliwe dopiero latem.

A zatem czy pompy ciepła, ogrzewanie podłogowe i stałe utrzymywanie na podłodze suszarni cienkiej warstwy osadów mogą w rzeczywistości wyrównać zimowy deficyt energii słonecznej i spowodować, że suszarnia hybrydowa będzie pracować przez cały rok z wydajnością na zbliżonym, stałym poziomie? Na przykładzie doświadczeń eksploatacyjnych suszarni osadów ściekowych w Kłodzku można przypuszczać, że prawdopodobnie nie jest to możliwe.

Podobne efekty uzyskano w suszarni hybrydowej eksploatowanej od początku 2010 r. w oczyszczalni ścieków w Myszkowie. Zastosowano tutaj podobnie jak dla Kłodzka ogrzewanie podłogowe i pompy ciepła o łącznej mocy 210 kW. Suszarnia ta na powierzchni o ok. 30% większej niż Kłodzko, suszy w ciągu

roku 1400 ton osadów, zamiast założonych w projekcie 2300 ton/rok [Galas i Woszczyk 2012].

Przykład suszarni w Kłodzku wykazuje, że w przejściowych porach roku (jesień), gdy nie korzysta się z ogrzewania podłogowego, ciągłe suszenie w cienkiej warstwie bez zwiększania jej grubości powoduje, że suszarnia już nie przyjmuje takiej samej masy osadów, jak w miesiącach letnich. Podobnie dzieje się zimą (listopad, grudzień) i to mimo włączonego ogrzewania. Suszarnia w Kłodzku nie może zatem funkcjonować bez tymczasowego placu magazynowego na mokre osady, chyba że kosztem odpowiednio większej powierzchni hali.

Suszone w cienkiej warstwie, regularnie przewracane świeże osady w suszarniach hybrydowych nie będą emitować odorów, podobnie zresztą jak ich nie emituje suszarnia słoneczna w Żarach. Prawdziwym problemem w przypadku Kłodzka i innych podobnych suszarni, mogą być zgromadzone w przyrmach odwodnione osady, które z uwagi na suszenie cienkowarstwowe muszą czekać na wprowadzenie do hali i odparowanie wody, leżąc na placu magazynowym prawie pół roku. To właśnie te osady, częściowo zagnite i wtórnie zawilgocone, a następnie rozciągnięte w suszarni na dużej powierzchni i intensywnie przewracane mogą okazać się dla oczyszczalni prawdziwą „bombą ekologiczną”.

KOSZTY INWESTYCYJNE I EKSPLOATACYJNE SUSZARNI SŁONECZNYCH BEZ I Z OGRZEWANIEM PODŁOGOWYM

Niezależnie od poruszonych powyżej aspektów technologicznych, najistotniejszym czynnikiem, jaki powinien być brany pod uwagę przy podejmowaniu decyzji o wyborze technologii suszenia są koszty inwestycyjne i eksploatacyjne. Do wyboru są dwa sprawdzone w praktyce eksploatacyjnej alternatywne rozwiązania technologiczne:

- nieogrzewane suszarnie słoneczne, w których w okresie późna jesień/ zima/ wczesna wiosna, przeważa funkcja magazynowania osadów, czego skutkiem są zmiany grubości warstwy osadów i jej okresowy przyrost do 30-40 cm (np. Żary),
- ogrzewane suszarnie hybrydowe o mniejszej powierzchni, niż suszarnie słoneczne, suszące osady bez względu na porę roku w cienkiej warstwie (10-12 cm), w których zimowy deficyt energii słońca jest częściowo kompensowany przez inne źródła energii, np. pompy ciepła (np. Kłodzko).

Bezpośredni koszt suszenia bez czynnego ogrzewania podłogowego ograniczony wyłącznie do zużycia energii elektrycznej przez przewracarki i system wentylacji dla suszarni w Żarach wynosi 5,53 zł. na tonę odparowanej wody, natomiast dla suszarni w Kłodzku wynosi 7,96 zł. [Trojanowska 2011]. Po włączeniu ogrzewania podłogowego zużycie energii elektrycznej tylko i wyłącznie

przez pompy ciepła wyniosło w oczyszczalni w Kłodzku 308,6 kWh na tonę osadów i 328,6 kWh/t dla całej suszarni [Sobczyk i Sypuła 2011]. Biorąc pod uwagę masę osadów wprowadzonych do suszenia, miesięczne zużycie energii elektrycznej było na poziomie 23616 kWh. Słoneczna suszarnia w Żarach przez cały rok zużywa średnio na miesiąc 1600 kWh energii, a zatem 16 razy mniej niż suszarnie hybrydowe przy czynnym ogrzewaniu podłogowym.

Zużycie energii elektrycznej w suszarni hybrydowej w Myszkowie w styczniu 2011 r. wynosiło 25800 kWh [Galas i Woszczyk 2012]. Po pierwszych dwóch latach eksploatacji ustalono, że celowym jest tylko i wyłącznie używanie ogrzewania podłogowego do wspomagania procesu suszenia w okresach przejściowych i z uwagi na zbyt wysokie koszty wyłączanie go zimą [Galas i Woszczyk 2012]. Koszt budowy hal suszarniczych w przypadku Żar wyniósł łącznie 5.690.000 zł. W przypadku Kłodzka możemy go jedynie oszacować, gdyż cała inwestycja warta ok. 6.000.000 zł obejmowała także wykonanie kontenerowej stacji odwadniania osadów [Trojanowska 2011]. Zakładając zatem, że koszt budowy samej hali wyniósł ok. 5.000.000 zł otrzymujemy odpowiednio przy założeniu pracy obu suszarni z projektową wydajnością, tzn. przy pełnym wykorzystaniu ich możliwości i dla okresu amortyzacji na poziomie 20 lat, wielkość rocznych odpisów amortyzacyjnych w odniesieniu do 1 t odparowywanej wody odpowiednio: 109 zł/t_{H₂O}/rok (Żary) i 330 zł/t_{H₂O}/rok (Kłodzko).

Obliczone wartości zostały odniesione podobnie jak podane wyżej zużycie energii elektrycznej do tony odparowanej wody, a nie tony wysuszonego osadu, z uwagi na różnice w stopniu odwodnienia osadów w omawianych obiektach. Porównanie kosztów suszenia 1 tony osadów dla obu suszarni nie jest w pełni obiektywne z uwagi na różny stopień odwodnienia osadów wprowadzanych do suszenia (18-19% s.m. dla osadów w Żarach i 24-25% s.m. dla osadów w Kłodzku). Należy zaznaczyć, że dużo wyższe koszty budowy suszarni w Kłodzku wynikają także z wykonania całej przewracarki do osadów ze stali nierdzewnej. O ile w wielu bogatych krajach europejskich (Niemcy, Austria, Szwajcaria) od dawna nie oszczędza się na wykonaniu materiałowym wielu urządzeń lub elementów konstrukcyjnych stosowanych na oczyszczalniach ścieków, o tyle w przypadku suszarni słonecznych, które funkcjonują tam już znacznie dłużej niż w Polsce, stal nierdzewna jest niezmiernie rzadko stosowana. Przewracarki wykonuje się standardowo z malowanej odpowiednimi farbami stali czarnej, a najstarsze urządzenia w dobrym stanie technicznym, bez powtórnego malowania, czy też specjalnych zabiegów konserwacyjnych pracują w tych oczyszczalniach już kilkanaście lat. Hale suszarnicze są obiektami dobrze wentylowanymi, a powierzchnie metalowe nagrzane dzięki efektowi cieplarnianemu nie są narażone, ani na wykraplanie się pary wodnej, ani też na jakiegokolwiek inne wzmożone agresywne oddziaływanie środowiska.

Uzyskiwane efekty technologiczne oraz nakłady inwestycyjne na budowę i koszty eksploatacji suszarni hybrydowych oraz suszarni solarnych przedstawiono w tabeli 2 [Trojanowska 2011].

Tab 2. Efekty technologiczne oraz nakłady inwestycyjne na budowę i koszty eksploatacji suszarni hybrydowych i suszarni solarnych [Trojanowska 2011]

Tab 2. The effects of technology and investment in the construction and operation costs of hybrid drying and solar drying [Trojanowska 2011]

Parametr	Suszarnia solarna Żary	Suszarnia hybrydowa Kłodzko
Projektowa wydajność suszarni w odniesieniu do odwodnionych osadów	3574 ton/rok	1300 ton/rok
Początkowa zawartość s.m. w osadach	19%	25%
Założony w projekcie minimalny stopień wysuszenia osadów	min. 70%	min. 60%
Uzyskiwany w praktyce stopień wysuszenia osadów	65-90%	64-88,5%
Masa odparowywanej wody	2604 ton/rok	758 ton/rok
Całkowita czynna powierzchnia suszenia	3797 m ²	885 m ²
Źródło energii i moc termiczna ogrzewania podłogowego	Brak, suszenie osadów wyłącznie energią słoneczną	pompy ciepła 3 x 210 kW
Średnie zużycie energii elektrycznej i koszt suszenia na tonę odparowywanej wody (suszenie solarne)	13,83 kWh/ tonę _{H2O} 5,53 zł	27,54 kWh/tonę _{H2O} 7,96 zł
Średnie zużycie energii elektrycznej i koszt suszenia na tonę odparowywanej wody (z włączonym ogrzewaniem podłogowym)	-----	363,90 kWh/tonę _{H2O} 105,17 zł
Całkowity koszt inwestycji:	ok. 5.700.000 zł.	ok. 5.000.000 zł.
Roczny koszt amortyzacji w przeliczeniu na 1 t odparowywanej wody:	109 zł/tonę _{H2O}	330 zł/tonę _{H2O}
Inne uwagi eksploatacyjne	Możliwość wprowadzania do suszarni stałej masy mokrych osadów przez cały rok z uwagi na zmienną grubość warstwy osadów od 15 do 40 cm	Przy zaprojektowanej powierzchni brak możliwości wprowadzania do suszarni stałej masy mokrych osadów z uwagi na konieczność suszenia osadów w cienkiej 10-12 cm warstwie.

PODSUMOWANIE

Suszarnie hybrydowe są drogie w budowie i w eksploatacji, a zwiększone nakłady inwestycyjne nie są rekompensowane przez proporcjonalnie mniejszą powierzchnię suszenia, czy też większą elastyczność pracy. Dobrze zwymiarowane suszarnie słoneczne, dzięki możliwości 3-4 krotnego zwiększenia grubości warstwy osadów w okresie zimowym dają użytkownikom zdecydowanie większą elastyczność i możliwość reagowania na zmienne warunki pogodowe, niż suszarnie hybrydowe. Suszenie w cienkiej warstwie wymaga odpowiednio większych powierzchni hal suszarniczych lub świadomej zgody eksponentatorów na okresowe magazynowanie osadów na placach poza suszarniami z wszystkimi tego konsekwencjami, w tym także z niebezpieczeństwem emisji odorów.

W polskich warunkach klimatycznych w okresach przejściowych natężenie promieniowania słonecznego jest średnio o 30-50% mniejsze niż latem, a w grudniu i styczniu to zaledwie 10-15% letnich, szczytowych wartości.

Wybierając zatem technologię związaną z ciągłym utrzymywaniem warstwy osadów w suszarni na poziomie 10-12 cm, należy się liczyć z koniecznością kompensowania deficytu energii słonecznej dodatkowym źródłem energii za cenę kilkanaście razy wyższego zużycia energii elektrycznej, o ile w oczyszczalni nie ma innych tańszych źródeł energii, niż pompy ciepła. W żadnym jednak przypadku planując budowę suszarni słonecznej nie należy oszczędzać na powierzchni hal suszarniczych. W przypadku suszarni szklarniowych, zimą w polskich warunkach klimatycznych prymat nad funkcją suszenia przejmuje funkcja gromadzenia.

Różnica między poszczególnymi technologiami polega wyłącznie na tym, że w Żarach osady są równomiernie rozkładane w halach suszarniczych w warstwę, której grubość przyrasta od 15-20 cm w grudniu, do ok. 30-40 cm w marcu-kwietniu. Osady albo leżą zamarznięte, albo są w halach suszarniczych regularnie przewracane i napowietrzane, oddając przy tym tyle wody, na ile pozwalają warunki atmosferyczne.

W suszarni w Kłodzku po jej wypełnieniu warstwą 10-12 cm, osady zamiast do hali muszą być gromadzone w przyzmacach, gdzie leżą i czekają przez kilka do kilkunastu tygodni na suszenie. Suszarnia w Kłodzku, mimo zastosowanego ogrzewania podłogowego powinna mieć przynajmniej o 30% większą powierzchnię, aby pracować ze stałą wydajnością odnoszoną do masy mokrych osadów przyjmowanych do suszenia.

A zatem założenie, by suszenie osadów prowadzić w cienkiej warstwie, będzie wymagało odpowiednio większych powierzchni suszarni, albo dodatkowego placu na magazynowanie mokrych osadów, co z punktu widzenia samej technologii i niekorzystnych zmian w ich strukturze podczas składowania jest zdecydowanie niekorzystne.

Opisane w literaturze pozytywne doświadczenia z eksploatacji hybrydowych suszarni osadów i zalet suszenia w cienkiej warstwie [Sobczyk i Sypuła 2012], wydają się bardziej odnosić do realiów klimatu południowej Francji lub Niemiec, gdzie różnice w natężeniu promieniowania słonecznego i między średnimi temperaturami w poszczególnych miesiącach nie są tak znaczące jak w Polsce.

W warunkach krajowych, jak pokazano na przykładzie suszarni osadów ściekowych w Żarach, zdecydowanie skuteczniejsze i co najważniejsze, tańsze jest zastosowanie wyłącznie solarne suszenia osadów. Odpowiednia powierzchnia hal suszarniczych oraz wyposażenie technologiczne suszarni, umożliwia kompensowanie sezonowych zmian pogody poprzez zmianę grubości warstwy osadów w suszarniach słonecznych.

LITERATURA

1. BIEN J.B., WYSTALSKA K.: *Osady ściekowe – teoria i praktyka*, Wyd. Politechniki Częstochowskiej, Częstochowa 2011
2. EKOTOP *Kompleksowe opracowania gospodarki odpadami. Dokumentacja projektowa*. Technologia słonecznego suszenia komunalnych osadów ściekowych Piła, październik 2007
3. GALAS B., WOSZCZYK R.: *Słoneczna suszarnia osadów ściekowych w oczyszczalni ścieków w Myszkowie – Wprowadzenie do wyjazdu technicznego*, Materiały konferencyjne III Ogólnopolskiej Konferencji Szkoleniowej. Metody zagospodarowania osadów ściekowych, Chorzów 13-14 lutego 2012, Abrys 2012
4. *Krajowy Program Oczyszczania Ścieków Komunalnych*, Ministerstwo Środowiska, Warszawa 2006
5. KOĆ J.: *Komunalne osady ściekowe w Polsce po 1 stycznia 2013 roku*, Forum Eksploatatora, 3 (48), Wyd. Seidel-Przywecki, Piaseczno 2010
6. Materiały eksploatatora oczyszczalni „Złota Struga” w Żarach
7. MYSZOGRAJ S., PANEK E., WOŁOSZYN J.: *Efektywność solarnej suszarni osadów ściekowych w Żarach*, Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Zielonogórskiego nr 142, Seria Inżynieria Środowiska Nr 22, Zielona Góra 2011
8. SADECKA Z.: *Suszenie osadów – hybrydowe?*, Materiały konferencyjne III Ogólnopolskiej Konferencji Szkoleniowej. Metody zagospodarowania osadów ściekowych, Chorzów 13-14 lutego 2012, Abrys 2012
9. SADECKA Z., MYSZOGRAJ S., SUCHOWSKA-KISIELEWICZ M., *Aspekty prawne przyrodniczego wykorzystania osadów ściekowych*, [W:]

- Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Zielonogórskiego nr 144 (24), Seria Inżynieria Środowiska, 2011
10. SOBCZYK R.: *Sprawniejsze i mniej awaryjne rozwiązania dla słonecznych suszarni osadów*, Forum Eksploatatora 3 (42), 2009
 11. SOBCZYK R.: *Suszarnia osadów ściekowych w Kłodzku oddana do eksploatacji*, Forum Eksploatatora 4 (49), 2010
 12. SOBCZYK R., SYPUŁA M.: *Suszarnie osadów zasilane energią niekonwencjonalną*, Forum Eksploatatora 3 (48), 2010
 13. SOBCZYK R., SYPUŁA M.: *Zastosowanie układów hybrydowych wykorzystujących odnawialne źródła energii do suszenia osadów*, Forum Eksploatatora 1, 2010
 14. SOBCZYK R., SYPUŁA M.: *Doświadczenia z eksploatacji suszarni osadów na oczyszczalni ścieków w Kłodzku*, Forum Eksploatatora 2 (53), 2011
 15. SOBCZYK R., SYPUŁA M.: *Słoneczne i hybrydowe suszarnie osadów – doświadczenia*, Forum Eksploatatora 2 (59), 2012
 16. SUCHOWSKA-KISIELEWICZ M., MYSZOGRAJ S., *Produkcja biowodoru w procesach biologicznych*, w: Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Zielonogórskiego nr 144 (24), Seria Inżynieria Środowiska, 2011
 17. SUSZYŃSKI A.: *Zagospodarowanie komunalnych osadów ściekowych w Polsce*, Forum Eksploatatora 2 (53), 2011
 18. WOŁOSZYN J.: *Doświadczenia z eksploatacji słonecznej suszarni osadów ściekowych w Żarach*, Materiały konferencyjne II Ogólnopolskiej Konferencji Szkoleniowej Metody zagospodarowania osadów ściekowych, Zielona Góra 3-4 lutego 2011, Abrys 2011
 19. TROJANOWSKA K.: *Słońce górą*, Wodociągi i Kanalizacja 6 (88), 2011

SOLAR DRYERS OF SEWAGE SLUDGE IN POLAND

Summary

This paper presents the evaluation of whether the construction of additional solar-heated drying of municipal sewage sludge on the basis of operational experience gained from working objects in Poland. It was indicated importance technical and technological aspects of drying sludge. In the national context, as shown in the example of sludge dryers in Żary, much more efficient and most importantly, cheaper is to use only solar sludge drying. Adequate space and technology equipment of halls drying can compensate for seasonal changes in the weather by changing the thickness of the sediment layer of solar drying.

Key words: sewage sludge, solar drying, operation, costs

ANITA JAKUBASZEK, EWELINA PŁUCIENNIK-KOROPCZUK*

WPLYW OKRESU EKSPLOATACJI NA EFEKTYWNOŚĆ PRACY OCZYSZCZALNI HYDROFITOWEJ W MAŁYSZYNIE

Streszczenie

W artykule przedstawiono efektywność usuwania zanieczyszczeń organicznych oraz związków biogennych ze ścieków w oczyszczalni hydrofitowej w Małyszynie. Wyniki wieloletniego monitoringu pracy oczyszczalni wykazują, że średnia efektywność usuwania zanieczyszczeń organicznych ze ścieków wynosiła 72%. Natomiast azot ogólny i fosfor ogólny usuwane były ze ścieków w 22,5 i 13,3%. Wykazano również okresowe odładowanie złożeń z wcześniej zdeponowanego fosforu.

Słowa kluczowe: oczyszczanie ścieków, oczyszczalnie hydrofitowe, oczyszczalnia z poziomym podpowierzchniowym przepływem ścieków

WPROWADZENIE

Oczyszczalnie hydrofitowe są odwzorowaniem procesów zachodzących w naturalnych ekosystemach bagiennych. Usuwanie zanieczyszczeń ze ścieków w tych systemach odbywa się w wyniku intensyfikacji procesów mechanicznych, chemicznych i biologicznych, zachodzących w naturalnym środowisku gruntowo-roślinno-wodnym z udziałem mikroorganizmów heterotroficznych [Obarska-Pempkowiak 2002].

Prawidłowe zaprojektowanie, wykonanie oraz właściwa eksploatacja systemów hydrofitowych decydują o uzyskaniu wysokiej skuteczności usuwania ze ścieków zanieczyszczeń organicznych oraz związków biogennych. Szybkość rozkładu zanieczyszczeń organicznych zależy również od składu ścieków i czynników środowiskowych takich jak: temperatura, odczyn, stężenie tlenu [Obarska-Pempkowiak i in. 2010, Myszograj 2008].

* Uniwersytet Zielonogórski; Instytut Inżynierii Środowiska; Zakład Technologii Wody, Ścieków i Odpadów

USUWANIE ZANIECZYSZCZEŃ ORGANICZNYCH W SYSTEMACH HYDROFITOWYCH

Około 60% zanieczyszczeń zawartych w ściekach dopływających do oczyszczalni stanowią związki organiczne, a pozostałe 40% związki nieorganiczne, występujące w formie rozpuszczonej i nierozpuszczonej [Klimiuk i in. 2008].

Gromadząca się na skutek stałego dopływu ścieków i zachodzących przemian biochemicznych oraz obecności obumarłych organizmów substancja organiczna stanowi źródło składników odżywczych. Są one następnie wykorzystywane w przemianach substancji organicznej zachodzących w systemie hydrofitowym. Spadek stężenia substancji organicznej w ekosystemach hydrofitowych jest rezultatem sedymentacji, biochemicznego rozkładu rozpuszczonej substancji organicznej oraz mikrobiologicznego oddychania (respiracji).

Skuteczność usuwania ze ścieków w obiektach z poziomym podpowierzchniowym przepływem ścieków (HF-CW) substancji organicznej wyrażonej w BZT₅ i ChZT_{Ct} została dobrze udokumentowana w literaturze m. in. przez Vymazala i in. [2002, 2006, 2008], Brixa i Johansena [1999], Obarską-Pempkowiak [1996, 2002, 2010]. Analizowane obiekty hydrofitowe charakteryzowały się znaczną efektywnością usuwania substancji organicznych wynoszącą dla BZT₅ od 72 do 94%, a dla ChZT_{Ct} od 60 do 89%.

USUWANIE ZWIĄZKÓW BIOGENNYCH W SYSTEMACH HYDROFITOWYCH

Oczyszczanie ścieków metodą hydrofitową pozwala na usuwanie ze ścieków nie tylko zanieczyszczeń organicznych, lecz również związków azotu i fosforu.

Obieg azotu w ekosystemach bagiennych jest procesem złożonym i obejmuje procesy mikrobiologiczne prowadzące do przekształcenia azotu organicznego w formy nieorganiczne, a następnie kolejne przemiany poszczególnych form nieorganicznych. Najistotniejszą rolę pełni tu proces amonifikacji oraz procesy nitryfikacji i denitryfikacji. Tymczasowe zatrzymanie azotu w ekosystemie może nastąpić w wyniku biokumulacji (fitokumulacji) w biomasie oraz procesów sorpcji w podłożu [Sadecka 2010]. Opisywane w literaturze systemy hydrofitowe charakteryzują się różną, w zakresie od 20 do 70% efektywnością usuwania związków azotu ze ścieków [Barnard 1997, Birkedal i in. 1993, Willassen i in. 1990, Wolstenholme 1990].

Fosfor w ekosystemach hydrofitowych krąży między glebą, wodą a rośliną, podlega również przemianom biotycznym i abiotycznym. Procesy biotyczne zachodzą przy udziale fauny i flory i są to: pobór fosforu przez rośliny i mikroorganizmy oraz procesy mineralizacji biomasy jak i fosforu organicznego, który znajduje się w złożu. Do procesów abiotycznych czyli mechanicznych, fizycz-

nych i chemicznych należą: sedymentacja i deponowanie, sorpcja w glebie, strącanie czy też procesy wymiany jonów pomiędzy fazą stałą a ciekłą [Reddy i D'Angelo 1997, Obarska-Pempkowiak i in. 2010, Sadecka 2010].

Dopływający do oczyszczalni fosfor w postaci nieorganicznej może być zatrzymywany w procesach sorpcji i strącania. Wydajność tych procesów zależy od odczynu ścieków, potencjału utleniająco-redukującego oraz obecności jonów Fe^{3+} , Al^{3+} i Ca^{2+} . Jeśli potencjał utleniająco-redukujący jest poniżej +100 mV zachodzi redukcja jonów Fe^{3+} do Fe^{2+} i uwalnianie uprzednio zmagazynowanego fosforu [Reddy i D'Angelo 1997, Obarska-Pempkowiak 2002].

Według Richardsona fosfor jest zaabsorbowany w wypełnieniu oczyszczalni i osadach, jeżeli jest wystarczająca ilość jonów Al^{3+} , Fe^{3+} , Ca^{2+} i Mg^{2+} . Które z tych jonów są najbardziej aktywne w zatrzymywaniu fosforu zależy od pH systemu i ilości tych jonów [Richardson 1999]. Jeśli w glebie ekosystemu panują warunki lekko kwaśne lub obojętne, dominującą rolę w procesie sorpcji pełnią związki żelaza i glinu. Na powierzchni złoża tworzą się tlenki tych metali, które sorbują fosfor w postaci nierozpuszczalnych związków kompleksowych, powodując długotrwałe zatrzymanie go w systemie [Reddy i D'Angelo 1997, Obarska-Pempkowiak 2002]. Dobrze pracujące ekosystemy bagienne charakteryzują się odczynem alkalicznym. W takich warunkach główną rolę pełnią związki wapnia, tworzące z fosforem trwałe połączenia mineralne [Reddy i D'Angelo 1997].

Opisywane w literaturze systemy hydrofitowe charakteryzują się znaczną rozbieżnością efektywności usuwania fosforu ogólnego ze ścieków. Analizowane przez Barnarda, Birkedala, Willadsena oraz Wolstenholme'a systemy charakteryzowały się efektywnością usuwania fosforu w granicach od 11 do 94% [Barnard 1997, Birkedal i in. 1993, Willadsen i in. 1990, Wolstenholme 1990].

Rośliny zasiedlające złoża hydrofitowe pobierają azot i fosfor poprzez korzenie i akumulują go w nadziemnych częściach. Kiedy roślina zaczyna obumierać znaczna część zdeponowanego w części nadziemnej azotu i fosforu jest przenoszona do korzeni i kłączy, gdzie jest magazynowana. Obumarłe tkanki roślin (detrytus), zalegające na powierzchni złoża ulegają rozkładowi, zarówno tlenowemu jak i beztlenowemu, w zależności od panujących warunków. Prowadzi to do powrotu części zatrzymanego wcześniej azotu i fosforu do ścieków [Reddy i D'Angelo, 1997; Obarska-Pempkowiak i in. 2010].

Pamiętać należy, że znaczna część wyników badań dotyczących usuwania zanieczyszczeń organicznych i związków biogenych pochodzi z krótkotrwałych badań laboratoryjnych lub pilotowych, w których wypełnienie złoża wykazywało dużą zdolność absorpcyjną. W literaturze przedmiotu mało jest danych dotyczących oceny pracy rzeczywistych obiektów w dłuższym okresie eksploatacji z uwzględnieniem np. wpływu temperatury czy pór roku. Nieliczne dane dotyczą długoletnich badań prowadzonych w pełnej skali, gdzie ze względu na wysycenie gleby spodziewana jest niższa efektywność usuwania fosforu.

OBIEKT BADAŃ

Badania prowadzono w oczyszczalni hydrofitowej zlokalizowanej na terenie województwa lubuskiego w miejscowości Małyszyn. Obiekt został zaprojektowany na 1300 MR i oddany do eksploatacji w kwietniu 1993 roku. Oczyszczalnia pracuje w systemie z poziomym, podpowierzchniowym przepływem ścieków. Powierzchnia stawu korzeniowego wynosi 3 800 m² i jest obsadzona trziną pospolitą (*Phragmites Australis* Trin.).

Ścieki po mechanicznym oczyszczeniu w 3-komorowym osadniku poziomym przepływają do studni rozprowadzającej, zlokalizowanej tuż przed złożem. Następnie, już w filtrze gruntowym, rozprowadzane są za pomocą perforowanego przewodu równomiernie na całej szerokości złoża. Staw korzeniowy uformowany jest w kształcie prostokąta o szerokości 40 m i długości 95 m. Średnia głębokość poletka hydrofitowego wynosi 1,60 m, a minimalna 1,20 m. Po przepłynięciu przez poletko hydrofitowe ścieki trafiają do rurociągu zbierającego, następnie do studzienki zbiorczej, i rowem melioracyjnym odprowadzane są do stawów stabilizacyjnych i odbiornika.

POBÓR PRÓBEK I METODYKA BADAŃ

Badania prowadzono od marca 2003 r. do lutego 2004 r. oraz w okresie od czerwca 2005 r. do lipca 2006 r.

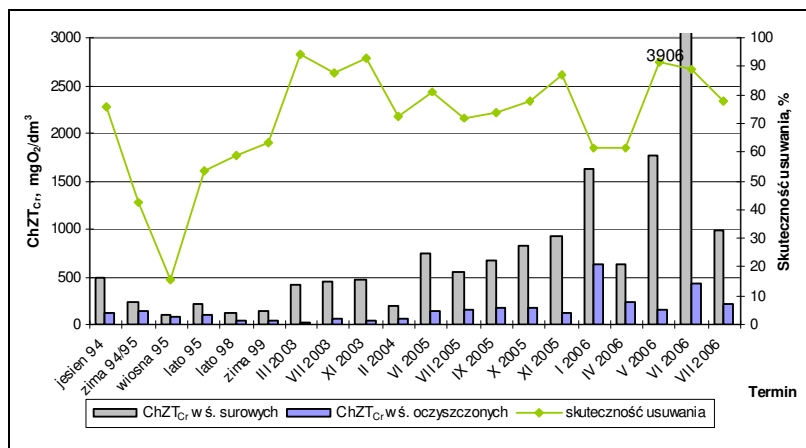
Próbki ścieków w analizowanym obiekcie pobierano w studzience zlokalizowanej przy dopływie do złoża hydrofitowego oraz studzience zbiorczej na odpływie z oczyszczalni zgodnie z PN-ISO 5667-10:1997.

W uśrednionych próbkach ścieków surowych i oczyszczonych oznaczono:

- ChZT – metodą z dwuchromianem potasu według PN-74/C-04578.03,
- BZT₅ – metodą manometryczną za pomocą systemu pomiarowego OxiTop Control OC110 firmy WTW,
- Azot ogólny Kjeldahla – metodą miareczkową z mianowanym roztworem zasady sodowej (po mineralizacji próbek ścieków metodą z kwasem siarkowym i selenem oraz po oddzieleniu amoniaku z próbki na drodze destylacji z parą wodną w środowisku silnie alkalicznym w aparacie Vapodest 30 firmy C. Gerhardt; PN-EN 25663:2001),
- Fosfor ogólny – metodą spektrometryczną z molibdenianem amonu przy użyciu spektrofotometru Marcel Media (po mineralizacji próbek ścieków; EN ISO 6878:2004).

WYNIKI BADAŃ I DYSKUSJA

Na podstawie zebranych wyników monitoringu prowadzonego w latach 1994-99 w oczyszczalni w Małyszynie [Sadecka 2001, 2003] oraz wyników badań własnych (2003-2006 r.), wyznaczono efektywności usuwania zanieczyszczeń organicznych wyrażonych przez ChZT_{Cr} i BZT_5 ze ścieków w oczyszczalni hydrofitowej w Małyszynie w latach 1994-2006 (rys. 1 i 2).

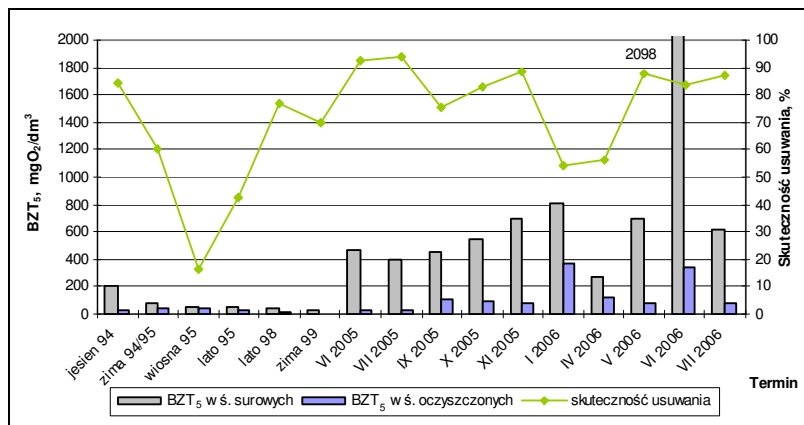


Rys. 1. Wartości stężeń oraz efektywność usuwania ChZT_{Cr} ze ścieków w oczyszczalni hydrofitowej w Małyszynie [oprac. aut.]

Fig. 1. Concentrations and COD removal efficiency from sewage in Małyszyn [aut. develop.]

W pierwszym roku pracy oczyszczalni efektywności usuwania zanieczyszczeń organicznych przedstawiały się następująco: dla ChZT_{Cr} 43÷76%, dla BZT_5 61÷83%. Wiosną 1995 r. zaobserwowano najniższą skuteczność usuwania ChZT_{Cr} i BZT_5 ze ścieków wynoszącą kolejno 16 i 17%. W latach 1995/99 nastąpiła poprawa efektywności oczyszczania ścieków, usuwanie związków organicznych wyrażonych w ChZT_{Cr} było w zakresie od 54 do 63%, a BZT_5 od 42 do 77%.

Od 2003 r. zaobserwowano znaczny wzrost stężeń zanieczyszczeń (ChZT_{Cr} i BZT_5) w ściekach surowych doprowadzanych do oczyszczalni podczas gdy efektywność ich usuwania pozostawała w zakresie 55-90%.



Rys. 2. Wartości stężeń oraz efektywność usuwania BZT₅ ze ścieków w oczyszczalni hydrofitowej w Małyszynie [oprac. aut.]

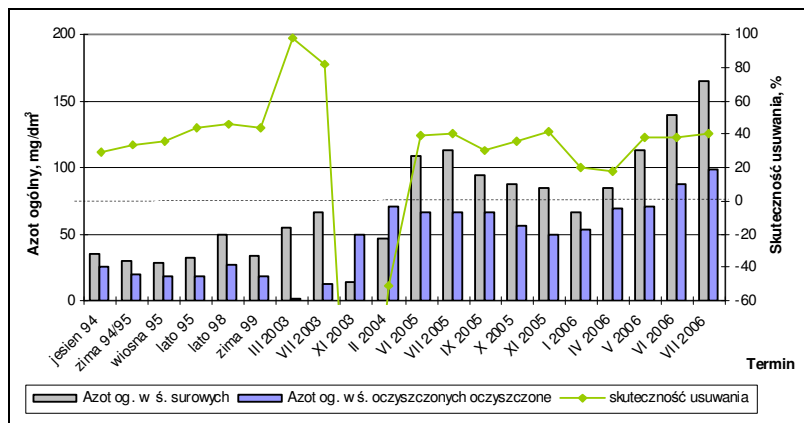
Fig. 2. Concentrations and BOD removal efficiency from sewage in Małyszyn [aut. develop.]

Podczas dwunastoletniej eksploatacji obiektu średnia efektywność usuwania zanieczyszczeń organicznych wyrażonych przez ChZT_{Cr} i BZT₅ wynosiła 72%. W czasie wieloletniej pracy obiektu obserwowano, szczególnie w okresie zimy i wiosny, okresowe obniżenia skuteczności oczyszczania ścieków. Wyniki badań prowadzonych w styczniu i kwietniu 2006r. wykazały spadek efektywności oczyszczania ścieków do poziomu 61% dla ChZT_{Cr} i 55% dla BZT₅ (rys. 1 i 2).

Efektywności usuwania azotu i fosforu ogólnego ze ścieków w oczyszczalni hydrofitowej w Małyszynie w kolejnych latach eksploatacji obiektu przedstawiono na rys. 3 i 4.

Skuteczność usuwania azotu ogólnego ze ścieków w latach 1994-1999 wynosiła od 29 do 46%. Najlepszą efektywność usuwania azotu ogólnego ze ścieków wynoszącą 97 i 82% uzyskano w marcu i lipcu 2003 r. Natomiast jesienią i zimą 2003/2004 stężenia azotu w ściekach oczyszczonych były znacznie wyższe niż w ściekach dopływających do złoża. W listopadzie 2003r. stężenie azotu ogólnego wzrosło z 14 mg/dm³ w ściekach surowych do 49 mg/dm³ w ściekach odpływających z oczyszczalni, natomiast w lutym 2004r. z 46 do 70 mg/dm³. W kolejnych latach eksploatacji skuteczność usuwania azotu ogólnego ze ścieków nie przekraczała 42%.

W całym rozpatrywanym okresie usuwanie azotu ogólnego ze ścieków było na poziomie średnio 22,5%. W okresach jesienno-zimowych obserwuje się obniżenie efektywności usuwania azotu ze ścieków. Próbki ścieków pobrane w styczniu i kwietniu 2006 r., wykazały obniżenie efektywności usuwania azotu do 20 i 18%.



Rys. 3. Wartości stężeń oraz efektywność usuwania azotu ogólnego ze ścieków w oczyszczalni hydrofitowej w Małyszynie [oprac. aut.]

Fig. 3. Concentrations and total nitrogen removal efficiency from sewage in Małyszyn [aut. develop.]

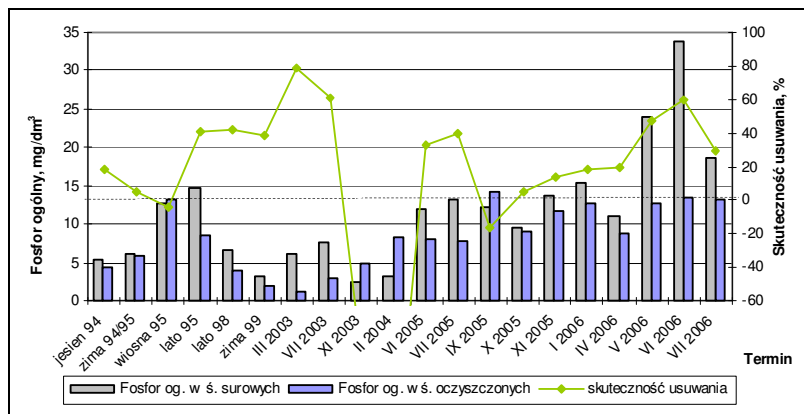
Fosfor ogólny w rozpatrywanym okresie usuwany był ze ścieków ze skutecznością w granicach od 5 do 79%. Najlepszą efektywność usuwania fosforu ogólnego ze ścieków uzyskano w marcu i lipcu 2003 r. kolejno: 97 i 82%.

Średnia efektywność usuwania fosforu ogólnego ze ścieków wynosiła 13,3%. Na skuteczność usuwania fosforu ze ścieków wpływ miała również temperatura. Dobre efekty zatrzymywania fosforu w systemie hydrofitowym uzyskano w miesiącach letnich 2006 r. (47%, 60% i 30%) oraz w czerwcu i lipcu 2005 r. (33 i 40%). W okresie od października do kwietnia efektywność usuwania fosforu ze ścieków znacznie się obniżyła i wynosiła od 4 do 20%.

Wiosną 1995 r., jesienią i zimą 2003/2004 oraz we wrześniu 2005 r. zaobserwowano wzrost stężenia fosforu w ściekach oczyszczonych w porównaniu do ścieków surowych. Zjawisko to obserwowano w okresie jesienno-zimowym, w którym w niesprzyjających warunkach tlenowych i temperaturowych panujących w złożu makrofitowym następowało uwalnianie fosforu wcześniej zdeponowanego w złożu. Po odładowaniu złoża np. od września 2005 r. (rys. 4) obserwowano wzrost skuteczności usuwania fosforu ze ścieków.

Z danych literaturowych wynika, że efektywność oczyszczania ścieków w oczyszczalniach hydrofitowych jest różna i zależna od pory roku. Wyniki monitoringu z lat 94/2000 oraz przedstawione wyniki badań w oczyszczalni hydrofitowej w Małyszynie potwierdzają obniżenie skuteczności oczyszczania w okresach jesienno-zimowych.

Wyniki badań potwierdzają również opisane w literaturze okresowe odładowanie złoża z wcześniej zdeponowanego fosforu [Sadecka 2001].



Rys. 4. Wartości stężeń oraz efektywność usuwania fosforu ogólnego ze ścieków w oczyszczalni hydrofitowej w Małyszynie [oprac. aut.]

Fig. 4. Concentrations and total phosphorus removal efficiency from sewage in Małyszyn [aut. develop.]

WNIOSKI

Z przeprowadzonych badań można sformułować następujące wnioski końcowe:

- Badania prowadzone w oczyszczalni hydrofitowej w Małyszynie wykazały, że pomimo wysokiego stężenia zanieczyszczeń w ściekach surowych i wieloletniej pracy obiektu, skuteczność oczyszczania ścieków była dobra.
- Analizując pracę oczyszczalni w całym okresie eksploatacji wyznaczona średnia efektywność usuwania zanieczyszczeń organicznych dla tego obiektu wynosiła 72%,
- Azot ogólny i fosfor ogólny usuwane były ze ścieków średnio w 22,5 i 13,3%.
- Badania wykazały obniżenie skuteczności pracy oczyszczalni w sezonie jesienno-zimowym, czyli w okresach niższych temperatur,
- Wykazano okresowy wzrost stężenia związków fosforu w ściekach oczyszczonych, które przewyższało stężenie na dopływie do tego obiektu, które może być spowodowane zjawiskiem okresowego odładowania złoża z wcześniej zdeponowanego fosforu.

Badania prowadzono przy wsparciu finansowym Ministerstwa Nauki i Szkolnictwa Wyższego w ramach realizacji projektu badawczego promotorskiego nr N N523 558538.

LITERATURA

1. BARNARD J.L.: *Przegląd i systematyka współczesnych metod usuwania związków biogennych ze ścieków*, Międzynarodowa Konferencja Naukowo-Techniczna, Kraków, 1997
2. BIRKEDAL K., BRIX H., JOHANSEN N.H.: *Wastewater treatment in constructed wetlands. Designers manual. Danish-Polish Post-Graduate Course on "Low technology wastewater treatment"*. Politechnika Gdańska, Wydział Hydrotechniki, Gdańsk, 1993
3. BRIX H., JOHANSEN N. H.: *Treatment of domestic sewage in a two-stage constructed wetland – design principles*. [W:] Nutrient cycling and retention in natural and constructed wetlands, red. J. Vymazal. Backhuys Publishers, Leiden, 155-163, 1999
4. KLIMIUK E., ŁEBKOWSKA M.: *Biotechnologia w ochronie środowiska*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, 2008
5. MYSZOGRAJ S.: *Zmiany ilościowe i jakościowe ścieków dopływających do małych oczyszczalni*. W: *Oczyszczanie ścieków i przeróbka osadów ściekowych*, T. 2, ZielonaGóra, 2008
6. OBARSKA-PEMPKOWIAK H.: *Analiza efektywności usuwania zanieczyszczeń w oczyszczalniach wodno-roślinnych i gruntowo-roślinnych w woj. Gdańskim*. II Międzynarodowa Konferencja Naukowo-Techniczna nt. Oczyszczalnie hydrobotaniczne, Poznań, 1996
7. OBARSKA-PEMPKOWIAK H., GAJEWSKA M., WOJCIECHOWSKA E.: *Hydrofitowe oczyszczanie wód i ścieków*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, 2010
8. OBARSKA-PEMPKOWIAK H.: *Oczyszczalnie Hydrofitowe*. Wydawnictwo Politechniki Gdańskiej, Gdańsk, 2002
9. REDDY K.R., D'ANGELO E.M.: *Biogeochemical indicator to evaluate pollutant removal efficiency in constructed wetlands*. Water Science and Technology 35(5), Published by Elsevier Science, 1-10, 1997.
10. RICHARDSON C. J.: *The role of wetlands in storage, release, and cycling of phosphorus on the landscape: a 25-year retrospective*. [W:] Phosphorus Biogeochemistry in Subtropical Ecosystems, red. Reddy K.R., O'Connor G.A., Schelske C.L. CRC Press, Boca Raton, Florida, 47-68, 1999
11. SADECKA Z.: *Podstawy biologicznego oczyszczania ścieków*, Wydawnictwo Seidel Przywecki Sp. z o.o., Warszawa, 2010
12. SADECKA Z.: *Sezonowa redukcja i ucieczka fosforu w oczyszczalniach hydrofitowych*. [W:] (Materiały) Bewachsene Bodenfilter: Grenzübergreifender Informationstransfer. Internationales Begegnungszentrum St. Merienthal-Ostritz, Deutschland: Umwelt Stiftung, 2001
13. SADECKA Z.: *Ocena efektywności wybranych oczyszczalni hydrobotanicznych*. Ochrona Środowiska, Wrocław, Nr 1/2003, 13-16, 2003

14. VYMAZAL J., KRÖPFELOVÁ L.: *Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow*. Springer, Environmental Pollution 14, 2008
15. VYMAZAL J.: *The use of sub-surface constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic: 10 years experience*. Ecological Engineering 18, 633-646, 2002
16. VYMAZAL J.: *The use of constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic*. Focus on Ecology Research, Nova Science Publishers, New York, 175-196, 2006
17. WILLADSEN C. T., RIGER-KUSK O., QVIST B.: *Removal of nutritive salts from two Danish root zone systems*. [W:] *Constructed Wetlands in Water Pollution Control*, red. Cooper P.F., Findlater B.C. Pergamon Press, Oxford, United Kingdom, 115-126, 1990
18. WOLSTENHOLME R., BAYES C.D., *An evaluation of nutrient removal by the reed bed treatment system at Valleyfield, Fife, Scotland*. [W:] *Constructed Wetlands in Water Pollution Control*, red. Cooper P.F., Findlater B.C. Pergamon Press, Oxford, United Kingdom, 139-148, 1990

PERIOD OF OPERATION IMPACT ON THE EFFECTIVENESS OF WORK CONSTRUCTED WETLAND IN MAŁYSZYN

S u m m a r y

This paper presents the pollutant removal efficiency of organic and biogenic compounds from wastewater in constructed wetland in Małyszyn. The results of long-term monitoring of wastewater treatment operation show that the efficiency of removal of organic pollutants from wastewater was 72%. However, total nitrogen and total phosphorus removed from wastewater were on average 22.5 and 13.3%. It was also demonstrated periodically landward of previously deposited phosphorous.

Key words: wastewater treatment, treatment wetland, SS-HF subsurface horizontal flow

URSZULA KOŁODZIEJCZYK, ANNA ASANI*

WYDOBYCIE WĘGLA BRUNATNEGO NA ZIEMI LUBUSKIEJ

S t r e s z c z e n i e

Ziemia Lubuska stanowi fragment mioceńskiej prowincji węglowej, budującej górne piętra monokliny przedsudeckiej. Występują tutaj liczne złoża węgla brunatnego, typu pokładowego (niezaburzone) lub zdeformowanego glacytektonicznie (podczas zlodowaceń plejstocenских). W polskiej części Środkowego Nadodrza są to złoża: Babina, Cybinka, Gubin, Brody, Mosty, Żary, Zielona Góra i Sieniawa, gdzie łącznie udokumentowano około 2,2 mld Mg surowca. Aktualnie jest on eksploatowany jedynie w złożu Sieniawa (metodą odkrywkową), gdzie wydobywa się go około 40 tys. Mg rocznie. Z kolei, w niemieckiej części Środkowego Nadodrza występuje około 13,1 mld Mg węgla brunatnego. Jest on wydobywany w kilku kopalniach odkrywkowych: Jänschwalde, Cottbus-Nord, Welzow-Süd (Brandenburgia) i Nochten (Saksonia), a w najbliższej przyszłości planuje się otwarcie kolejnych pięciu kopalń. Dzisiaj również Polska stoi przed dużą szansą zwiększenia wydobycia węgla brunatnego na Środkowym Nadodrze; w gminach Gubin i Brody planuje się bowiem budowę odkrywki węgla brunatnego oraz elektrowni o mocy 1600 MW.

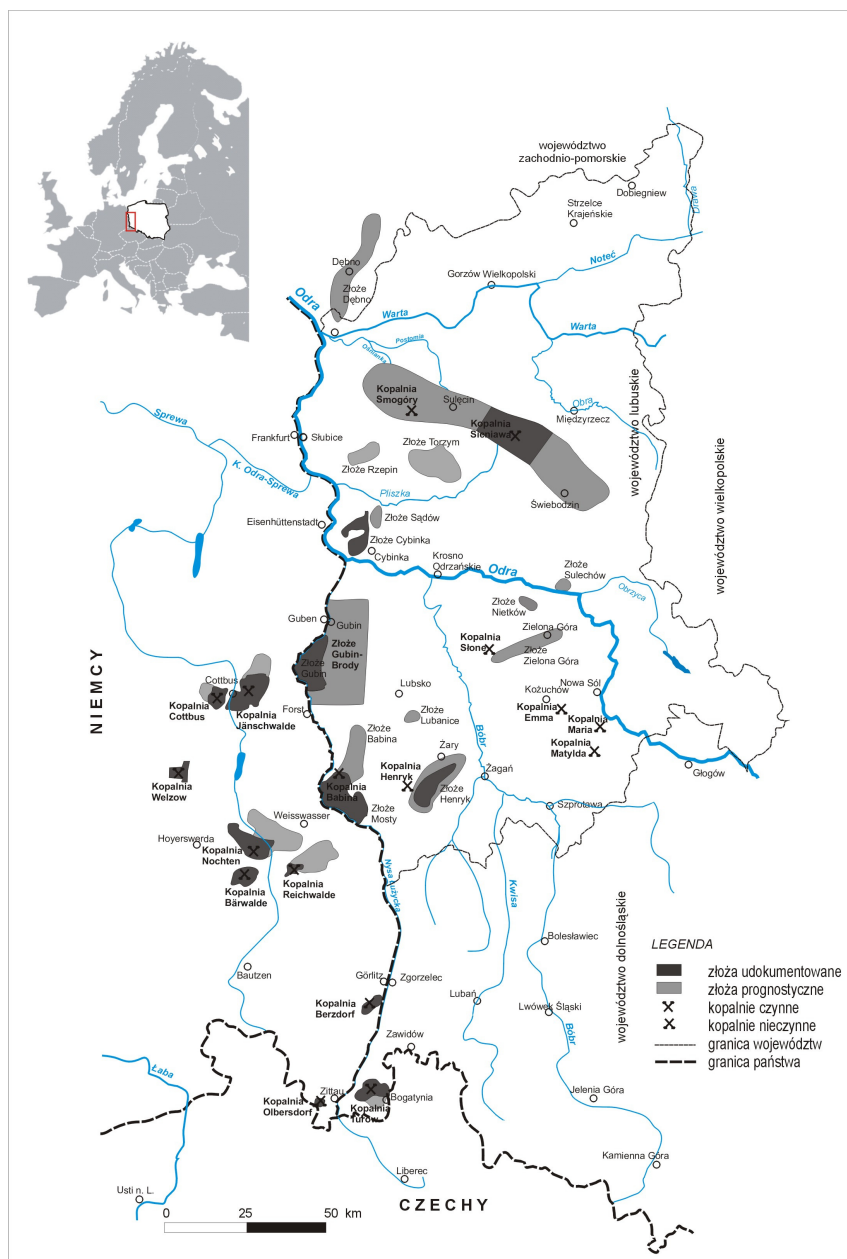
Słowa kluczowe: węgiel brunatny, eksploatacja, Ziemia Lubuska

1. WSTĘP

Ziemia Lubuska jest generalnie utożsamiana z lubuskim odcinkiem rzeki Odry, rozciągającym się od 405 do 620 km biegu rzeki [Kołodziejczyk 2000, Kondracki 2000]. W regionie tym występują liczne surowce mineralne, w tym - złoża węgla brunatnego (rys. 1).

Pod względem budowy geologicznej region ten stanowi fragment mioceńskiej prowincji węglowej, obejmującej zachodnią część monokliny przedsudeckiej, gdzie powszechnie występują złoża węgla brunatnego – typu pokładowego lub glacyalnie zaburzonego.

* Uniwersytet Zielonogórski, Instytut Inżynierii Lądowej i Środowiska, Zakład Hydrologii i Geologii Stosowanej



Rys. 1. Złóża węgla brunatnego na Środkowym Nadodrzu
Fig. 1. Brown coal deposits in the Middle Odra Region

W polskiej części Środkowego Nadodrza udokumentowano dotychczas następujące złoża: Babina, Cybinka, Gubin, Brody, Mosty, Żary, Zielona Góra i Sieniawa, o łącznych zasobach około 2,2 mld Mg. Aktualnie jest tutaj eksploatowane tylko złożo Sieniawa (metodą odkrywkową), gdzie wydobywa się około 40 tys. Mg węgla brunatnego rocznie.

Miocęńska prowincja węglowa rozciąga się dalej na zachód, na teren Niemiec, gdzie udokumentowano około 13,1 mld Mg węgla brunatnego. Jest on obecnie eksploatowany w kilku kopalniach odkrywkowych: Jänschwalde, Cottbus-Nord, Welzow-Süd (Brandenburgia) oraz Nochten (Saksonia), gdzie roczne wydobycie osiąga łącznie około 60 mln Mg surowca. W najbliższej przyszłości Niemcy planują otwarcie kolejnych pięciu odkrywkowych kopalń węgla brunatnego w tym rejonie.

Dzisiaj Polska również stoi przed szansą zwiększenia wydobycia węgla brunatnego we wschodniej części Środkowego Nadodrza, co wynika z planowanej budowy nowych kopalń w obrębie gmin Gubin i Brody. Udokumentowane tutaj złoża: Gubin i Gubin 1 zaliczane są do najzasobniejszych w Polsce (zawierają 1,6 mld Mg surowca) i – obok złóż legnickich – uważane za najbardziej strategiczne z punktu widzenia wykorzystania węgla brunatnego w polskiej energetyce. W celu przygotowania koncepcji zagospodarowania tych złóż, Polska Grupa Energetyczna nabyła w czerwcu 2010 r. od Kopalni Węgla Brunatnego Konin SA 100% udziałów w spółce PWE Gubin, planując jednocześnie w tym rejonie budowę odkrywki węgla brunatnego oraz elektrowni o mocy 1600 MW. Aktualną koncepcję zagospodarowania przedmiotowych złóż przygotowuje Przedsiębiorstwo Wydobywczo-Energetyczne (PWE) Gubin. Zamierzenia eksploatacyjne popierają władze województwa. Jednakże, mieszkańcy terenów przeznaczonych pod projektowaną kopalnię odkrywkową, w tym władze gminy Gubin, są generalnie przeciwni owym inwestycjom, co systematycznie wyrażają w kolejnych referendach, a także – utworzeniu stowarzyszenia pod nazwą „Nie Kopalni Odkrywkowej”. W konsekwencji, w planie zagospodarowania przestrzennego gminy Gubin, uwzględniono budowę farm wiatrowych w obszarze złożowym, co poskutkowało szybkimi działaniami inwestycyjnymi, zdecydowanie niesprzyjającymi budowie kopalń. Przykładowo, firma Prometheus GmbH zadeklarowała zainwestowanie w budowę farm wiatrowych około 100 mln euro, zabiegając jednocześnie o przedmiotową inwestycję już od 2008 r. i nabywając – w tzw. międzyczasie - kolejne działki. Z kolei, firma „Port - Energia Wiatrowa” zainwestowała dotychczas w przedmiotowe obszary około 860 tys. zł, deklarując jednocześnie dalsze nakłady w przygotowanie swoich inwestycji w tym rejonie. Gmina Brody, nieco mniej oportunistyczna, i stąd - jakby bliższa uruchomieniu kopalni, dotychczas nie dostała jednak zgody Ministra Środowiska na inwestycję, głównie z uwagi na zagrożenie degradacją żywnych terenów rolniczych, konieczność wysiedlenia kilku miejscowości

i ochronę jednego z największych zbiorników czwartorzędowych wód podziemnych (nr 149) [Kleczkowski 1990].

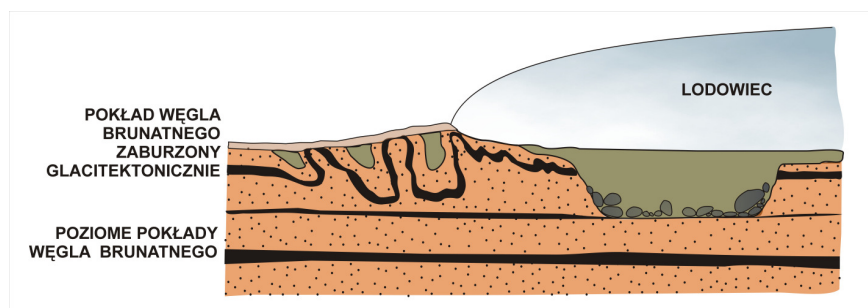
Wojna między zwolennikami i przeciwnikami inwestycji wydobywczych w polskiej części Środkowego Nadodrza trwa. Sprawa już dwukrotnie znalazła się w Samorządowym Kolegium Odwoławczym (SKO) w Zielonej Górze. Pierwotnie spór dotyczył planu zagospodarowania przestrzennego, który zakładał powstanie farm wiatrowych zamiast kopalń węgla; SKO w sporze gminy Gubin z Lubuskim Urzędem Marszałkowskim w Zielonej Górze wskazało na błąd formalny (w sprawie nie dotrzymano terminu, wobec czego – nie mogła ona zablokować zmiany planów zagospodarowania). Po raz drugi sprawa znalazła się w SKO z powodu zaskarżenia przez PWE Gubin decyzji wójta gminy Gubin, który odmówił rozpatrzenia wniosku PWE o wydanie decyzji środowiskowej – wójt gminy Gubin uzasadniał swoją decyzję opinią mieszkańców, a zdaniem SKO – referendum nie mogło stanowić podstawy prawnej do odmowy rozpatrzenia wniosku.

Niewątpliwie, w regionie wciąż rywalizują ze sobą dwie potencjalne inwestycje: odkrywkowa kopalnia węgla oraz farma wiatrowa. W pewnym momencie wydawało się wręcz, że z przyczyn formalnych (lokalny plan zagospodarowania przestrzennego uwzględniał budowę farm wiatrowych) zwycięży ta druga, mimo iż Urząd Marszałkowski w Zielonej Górze optował za kompleksem górniczo-energetycznym. Ciągłe przeciwni budowie kopalń byli i są mieszkańcy regionu, którzy w licznych protestach zarzucają brak odpowiednich konsultacji społecznych i uparcie odwołują się do demokracji lokalnej.

W dniu 28.10.2011 r. pojawiła się nadzieja na rozwiązanie problemu; gospodarze regionalnych gmin oraz stowarzyszeń (m.in. stowarzyszenia „Zmieńmy razem gminę Brody”) podpisali porozumienie w sprawie planowanych inwestycji wydobywczych. W dokumencie zawarto apel do wójtów gmin Brody i Gubin o rozpoczęcie rozmów z PWE Gubin w sprawie budowy kopalń. To był pierwszy wspólny front społeczności lokalnej, sprzyjający tej inwestycji. Włodarze, a także część mieszkańców regionu doszli bowiem do przekonania, że pieniądze, jakie w przyszłości spłyną do ich gmin z kompleksu górniczo-energetycznego (planowane dochody wyniosą około 30 mln zł rocznie) są pewne i to jest jedyna słuszna droga do rozwoju regionu, szczególnie w sytuacji, gdy unijne dotacje coraz częściej zamieniają się tylko w unijne kredytowanie. Aż wreszcie, w dniu 13.12.2011 r. zapaliło się zielone światło: Rząd RP przyjął Koncepcję Przestrzennego Zagospodarowania Kraju 2030, gwarantującą ochronę przed zabudową (również farmami wiatrowymi) obszarów gromadzących złoża węgla brunatnego na Środkowym Nadodrzu, w tym również – w okolicy miejscowości Brody i Gubin.

2. HISTORIA EKSPLOATACJI WĘGLA BRUNATNEGO W POLSKIEJ CZĘŚCI ŚRODKOWEGO NADODRZA

Złoże węgla brunatnego wykształciły się w polskiej części Środkowego Nadodrza w neogenie (miocen), czyli 25-5 mln lat temu. Obszary te stanowiły wówczas podmokłe i bagniste niziny, porośnięte głównie przez olchy, wierzby oraz cypryśniki, gdzie sukcesywnie obumierające rośliny zatapiały się w bagicznym i beztlenowym środowisku tworząc torf, a następnie węgiel brunatny. W plejstocenie – pokłady węgla wraz z otaczającymi je utworami, zostały zaburzone glacitektonicznie wskutek nacisków lodowców (rys. 2).



Rys. 2. Glacitektoniczne zaburzenia złóż węgla brunatnego
Fig. 2. Glacitectonic deformations of brown coal deposits

Pierwszą kopalnię węgla brunatnego zbudowano tutaj w 1840 r. w Zielonej Górze, pod nazwą Consolidierte Grünbergen Gruben (szyb Emilia) [Kołodziejczyk i Wróbel 1997, Gontaszewska i Kraiński 2008]. Eksploatacja dotyczyła jednej z glacitektonicznie zaburzonych struktur, korzystnej zarówno pod względem głębokości zalegania (wypiętrzenia antyklinalne), jak i zwiększonej miąższości złoża w strefie siodłowej (rys. 2).

Z uwagi na powszechną obecność podobnych struktur, wkrótce pojawiły się w tym obszarze kolejne kopalnie węgla brunatnego (tab. 1).

O eksploatacji węgla brunatnego w polskiej części Środkowego Nadodrza świadczą następujące zapisy historyczne:

- jeszcze w 1945 r. elektrownia zielonogórska pracowała na bazie węgla brunatnego wydobywanego z kopalni głębinowej w miejscowości Słone, położonej 7 km na zachód od Zielonej Góry [Dyjaczyński 2005],
- do 1945 r. w miejscowościach Świdnica, Słone i Wilkanowo udokumentowano zasoby surowca w ilości około 87,5 mln hektolitrow (na podstawie dokumentowania szybów wydobywczych) oraz 39,3 mln hektolitrow (na podstawie dokumentacji z wierceń geologicznych), gdzie przez ponad 100 lat prowadzono eksploatację węgla brunatnego [Gontaszewska i Kraiński 2008],

- w obrębie Zielonej Góry istniało w okresie międzywojennym kilkanaście szybów wydobywczych, a do 1949 r. funkcjonowała kopalnia „Emilia” [Kołodziejczyk 1998].

Tab.1. Kopalnie węgla brunatnego zlokalizowane w polskiej części Środkowego Nadodrza

Tab.1. Brown coal mines located in the Polish part of the Middle Odra Region

Rejon	Nazwa kopalni	Okres eksploatacji
Buczyna-Lubrza	?	1893 - 1926
Cybinka	Potok	1861 - 1945
Gubin	Na mokrym miejscu	1864 - 1927
Kożuchów	Matylda, Emma	1906 - 1945
Łęknica - Nowe Czaple	Tupice, Wiktor, Tschöpelner, Babina	1864 - 1974
Międzyrzecz	?	1857 - 1926
Ośno-Sulecin	Edward	1862 - 1944
Sieniawa	Sieniawa	od 1873 - do dzisiaj
Zielona Góra	Emilia, Charlotte, Friedrich, Alexander I, Alexander II	1840 - 1949
Żary	Lohster, Augusta - Teresa	1889 - 1944

Kopalnie te przestały funkcjonować głównie ze względu na zawodnienie złóż oraz znaczne koszty wydobycia surowca. W obrębie miasta Zielona Góra najdłużej (do 1974 r.) eksploatowano węgiel brunatny w kopalni „Przyjaźń Narodów” w Łęknicy. Kopalnia Sieniawa przetrwała natomiast do dzisiaj.

W okresie powojennym, w polskiej części Środkowego Nadodrza udokumentowane zostały liczne złoża węgla brunatnego, o zróżnicowanych parametrach eksploatacyjnych (tab. 2) oraz zasobach (tab. 3).

Tab 2. Charakterystyka wybranych złóż węgla brunatnego występujących w polskiej części Środkowego Nadodrza [wg Bilansu zasobów kopalni i wód podziemnych w Polsce 2010]

Tab.2. Characteristics of selected brown coal deposits in the Polish part of the Middle Odra Region [according to the Balance of Mineral Reserves and Ground Waters in Poland, 2010]

Nazwa złoża	Mięszość [m]	Głębokość spągu [m]	Wartość opałowa [kcal/kg]	Popielność [%]	Zawartość siarki (śred- nio) [%]
Cybinka	16,6	94,0	2 236	18,40	1,41
Babina - Żarki	10,7	140,0	2 229	18,28	1,10

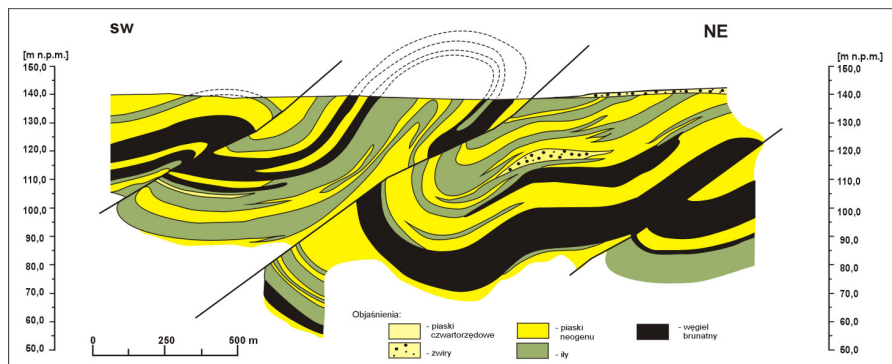
Gubin	10,9	83,7	2 240	12,86	1,42
Mosty	9,3	105,0	2 219	17,19	1,63
Rzepin	12,2	97,3	2 164	15,14	1,20
Sądów	12,2	127,5	2 196	18,80	1,38
Torzym	21,4	180,8	2 270	16,80	1,81

Tab.3. Zasoby złóż węgla brunatnego w polskiej części Środkowego Nadodrza [wg Bilansu zasobów kopalni i wód podziemnych w Polsce 2010]

Tab.3. Reserves of brown coal deposits in the Polish part of the Middle Odra Region [according to the Balance of Mineral Reserves and Ground Waters in Poland, 2010]

Nazwa złoża	Lokalizacja (powiat)	Stan zagospodarowania złóż: E – eksploatowane P – projektowane R – rozpoznane Z – zamknięte	Zasoby geologiczne [tys. Mg]
Babina	Żary	R, P, Z	159 363
Cybinka	Słubice, Krosno Odrzańskie	P	237 487
Gubin	Żary, Krosno Odrzańskie	R	1 577 495
Maria	Nowa Sól	R	72
Mosty	Żary	P	175 394
Przyjaźń Narodów – szyb Henryk	Żary	Z	280
Rzepin	Słubice	P	249 528
Sądów	Słubice, Krosno Odrzańskie, Sulęcín	P	226 469
Sieniawa	Świebódzin	E, R	43 863
Torzym	Sulęcín, Świebódzin	P	843 879
Razem			3 513 830

Złoże Babina zalega w południowo-zachodniej części województwa lubuskiego, między Tuplicami i Łęknica (wschodnie skrzydło Łuku Mużakowskiego). Początki eksploatacji węgla brunatnego w tym rejonie sięgają końca XIX wieku [Żaba 1977], a zakończenie eksploatacji – drugiej połowy XX w. Pokłady węgla tworzyły tutaj wyraźne formy fałdowe (rys. 3), ciągnące się na odcinku o długości ponad 20 km, często poprzecinane serią uskoków, wzdłuż których seria złożowa została zrzucona nawet o 50 m.



Rys. 3. Schemat budowy geologicznej złoża Babina
Fig. 3. Diagram of geological structure of the Babina deposit

Bilansowe zasoby węgla brunatnego w złożu wynoszą 234 mln Mg. Jest to surowiec o dobrych właściwościach energetycznych (wartość opałowa – przy 50 % wilgoci – wynosi $2229 \div 2421$ kcal/kg), niskiej zawartości ksyliłów (typu brykietowego), wysokiej zawartości popiołów ($16,21 \div 17,66\%$), niskiej zawartości bituminów ($3,23 \div 4,15\%$) i niezbyt wysokiej zawartości siarki ($1,06 \div 2,46\%$).

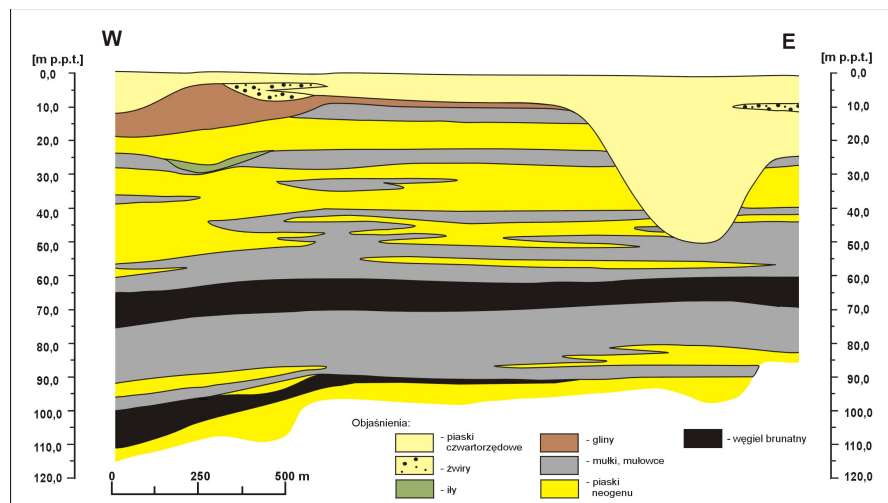
Złoże Cybinka znajduje się na południe od tej miejscowości i łączy się ze złożem Gubin. Występują tutaj dwa pokłady węgla brunatnego (rys. 4). Ogólne zasoby złoża wynoszą około 620 mln Mg, jednak do eksploatacji odkrywkowej nadaje się tylko około 45% surowca zalegającego w części zachodniej (pomiędzy miejscowością Chlebowo i Odrą). Wschodnia część złoża jest silnie zaburzona glacytektonicznie i stąd węgiel brunatny występuje tutaj jedynie w izolowanych soczewkach, o bardzo zmiennej miąższości i zasięgu występowania, co dyskwalifikuje jego eksploatację.

Własności węgla zalegającego w tym złożu są korzystne: wartość opałowa (przy 50% wilgoci) wynosi $2170 \div 2311$ kcal/kg, jest to węgiel typu brykietowego (duża zawartość ksyliłów), o wysokiej zawartości popiołów ($21,84 \div 13,63\%$), niskiej zawartości bituminów ($2,82 \div 3,82\%$) i niezbyt wysokiej zawartości siarki ($1,03 \div 1,45\%$). Złoże nie było dotychczas eksploatowane.

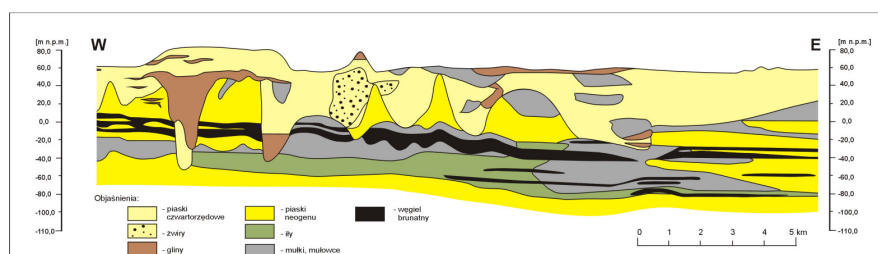
Złoże Gubin zalega pomiędzy Gubinem i Zasiekami nad Nysą Łużycką. Zostało rozpoznane w kategorii C2 i C1. Składa się z dwóch ław węglowych (dolnej i górnej), rozdzielonych osadami mułkowymi i piaszczystymi. Jest pocięte głębokimi wcięciami erozyjnymi, stąd wydzielono w nim kilka odrębnych pól złożowych: Sadrzewice, Strzegów, Węgliny i Mielno-Brzozów (rys. 5).

W złożu zalega węgiel brunatny o dobrych właściwościach energetycznych (wartość opałowa – przy 50% wilgoci – wynosi $2123 \div 2544$ kcal/kg). Jest to węgiel typu brykietowego (niska zawartość ksyliłów), o wysokiej zawartości popiołów ($8,47 \div 20,82\%$), niskiej zawartości bituminów ($2,96 \div 4,32\%$) i niezbyt

wysokiej zawartości siarki ($0,60 \div 1,52\%$). Złoże było dotychczas eksploatowane jedynie wyrywkowo [Żaba 1977].



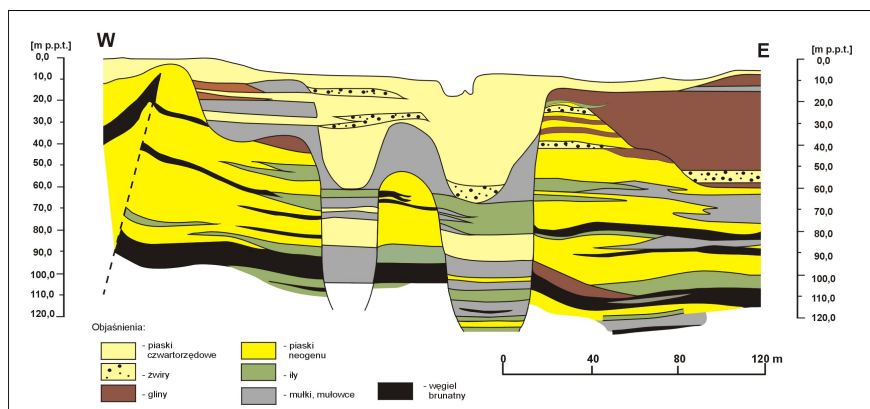
Rys. 4. Schemat budowy geologicznej złoża Cybinka
Fig. 4. Diagram of geological structure of the Cybinka deposit



Rys. 5. Schemat budowy geologicznej złoża Gubin
Fig. 5. Diagram of geological structure of the Gubin deposit

Złoże Brody stanowi przedłużenie złoża Gubin w kierunku wschodnim. Zajmuje około 265 km² powierzchni. Zasoby perspektywiczne złoża są bardzo duże, natomiast zasoby bilansowe wynoszą około 520 mln Mg. Złoże jest wykształcone w kilku pokładach, o sumarycznej miąższości 17,4 m. Występujący tu węgiel jest dobrym surowcem energetycznym (wartość opałowa – przy 50% wilgoci – wynosi $2017 \div 2398$ kcal/kg), typu brykietowego, nie wykazującym zasolenia, o niskiej popielności ($8,37 \div 21,66\%$) i jedynie lokalnie wykazującym wysoką zawartość siarki ($3,99 \div 4,25\%$). Złoże nie było dotychczas eksploatowane.

Złoże Mosty występuje na południowy zachód od Żar. Pokład surowca monoklinalnie zapada ku północy i nie wykazuje zaburzeń głacictektonicznych. Wydzielono w nim dwie serie węglowe, które lokalnie zostały rozmyte erozyjnie (rys. 6).



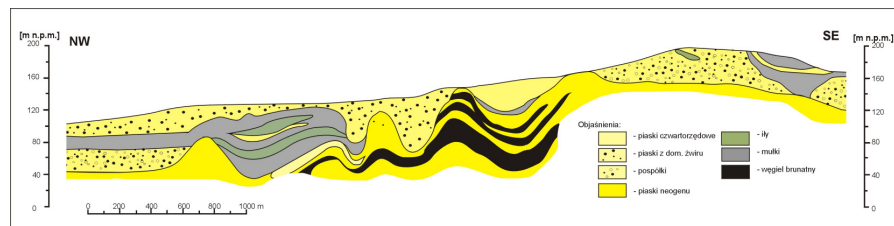
Rys. 6. Schemat budowy geologicznej złoża Mosty
Fig. 6. Diagram of geological structure of the Mosty deposit

Zasoby złoża wynoszą 326 mln Mg, w tym 175 mln Mg zasobów bilansowych. Jest to dobry surowiec energetyczny (wartość opałowa – przy 50% wilgoci – wynosi 2250 kcal/kg), typu brykietowego, nie wykazujący zasolenia, o niskiej popielności (18,2%) i niskiej zawartości siarki (1,5%). Złoże nie było dotychczas eksploatowane.

Złoże Henryk występuje w Mirostowicach (na południe od Żar). Wchodzi w skład struktury głacictektonicznej o nazwie Łuk Mużakowa. Pokład węgla brunatnego jest tutaj silnie sfałdowany. Jest to dobry węgiel energetyczny (wartość opałowa – przy 50% wilgoci – wynosi 2110÷2135 kcal/kg), typu brykietowego, nie wykazujący zasolenia, charakteryzujący się niską popielnością (4,55 ÷ 11,7%) oraz zawartością siarki (1,8%). Zasoby bilansowe złoża zostały już całkowicie wyeksploatowane – ostatnią kopalnię zamknięto w 1974 r.

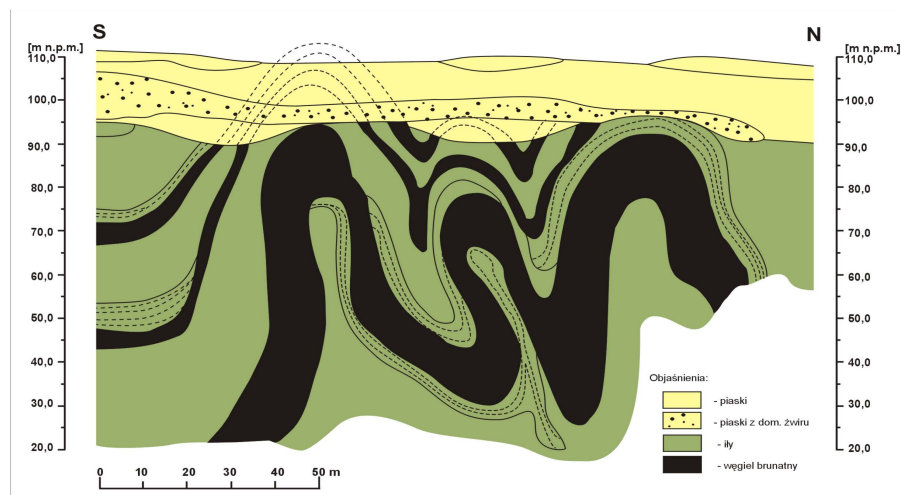
Złoże Zielona Góra zalega w południowo-zachodniej części miasta. Pokłady węgla brunatnego są tutaj silnie zaburzone głacictektonicznie, w tym sfałdowane i złuskiwane (rys. 7).

Mięższość pokładów węgla waha się od 3 m do 8 m. Zasoby surowcowe nigdy nie zostały tutaj jednoznacznie ustalone, a typ budowy geologicznej pozwalał jedynie na niewielkie wydobywanie surowca dla potrzeb lokalnych. W 1949 r. zakończono eksploatację węgla brunatnego w tym rejonie (szyb Emilia).



Rys. 7. Schemat budowy geologicznej złoża Zielona Góra
Fig. 7. Geological structure scheme of the deposit Zielona Góra

Złoże Sieniawa jest najdłużej eksploatowanym złożem węgla brunatnego na ziemiach polskich (od 1873 r.). Jako jedyny obiekt w Polsce, do 1997 r. kopalnia w Sieniawie eksploatowała węgiel brunatny metodą podziemną (niezależnie od systemu odkrywkowego). Po zniszczeniach II wojny światowej podjęła ponownie pracę w 1950 r, osiągając maksymalne wydobycie w 1983 r., w ilości 209,1 tys. Mg. W 1997 r. zdecydowano o likwidacji państwowej kopalni. Po kilkuletniej przerwie działalność wydobywczą rozpoczęła tu w 2002 r. nowa, komercyjna firma górnicza (KWB Sieniawa Sp. z o.o.), dla której wydobywanie i przetwórstwo węgla stanowi do dzisiaj podstawową działalność. Warunki eksploatacyjne złoża Sieniawa są bardzo skomplikowane; wskutek zaburzeń glaciektonicznych zostało ono silnie zdeformowane (rys.8) i stąd węgiel brunatny występuje w kilkunastu oddzielnych wypiętrzaniach (siodłach), gdzie poszczególne pokłady bywają pochylone nawet pod kątem $\sim 90^\circ$.



Rys. 8. Schemat budowy geologicznej złoża Sieniawa
Fig. 8. Diagram of geological structure of the Sieniawa deposit

Rocznie wydobywa się tutaj blisko 400 tys. Mg węgla brunatnego, o wartości energetycznej (wartość opałowa – przy 50% wilgoci) 2250 kcal/kg, niskiej popielności (14,18%) i małej zawartości siarki (1,41%). Plany eksploatacyjne sięgają 2030 r., a obowiązująca koncesja na wydobycie – 2027 r. Specyfiką przedsiębiorstwa jest brak bezpośredniego powiązania wydobycia z energetyką; cała produkcja dostarczana jest do lokalnych ciepłowni, kotłowni osiedlowych, indywidualnych odbiorców oraz zakładów wykorzystujących węgiel brunatny do celów poza-energetycznych. Wiąże się to z koniecznością przetwarzania kompleksowego wydobycia na różne asortymenty, zgodne z aktualnym zapotrzebowaniem poszczególnych odbiorców.

3. PERSPEKTYWY WYDOBYCIA WĘGLA BRUNATNEGO W WOJEWÓDZTWIE LUBUSKIM

Polska część Środkowego Nadodrza stoi przed dużą szansą wynikającą z budowy nowych kopalń w rejonie miejscowości Gubin i Brody. Zamierzenia te budzą jednak wiele kontrowersji. Popierają je władze województwa, jednak mieszkańcy terenów przeznaczonych pod projektowane kopalnie, w tym również władze gminy Gubin, są generalnie przeciwni tym inwestycjom. Obawiają się głównie wysiedleń i „księżycowych” krajobrazów powydobywczych.

W rejonie miejscowości Gubin i Brody większość złóż węgla brunatnego zalega w obszarach oddziaływujących na obszary Natura 2000, w tym OSO – ptasie oraz SOO – siedliskowe [Ptak 2010]. W gminie Gubin przyrodnicy wykazali obecność czterech chronionych gatunków pajaków. Natomiast gmina Brody nie dostała zgody Ministra Środowiska na otwarcie kopalni z uwagi na zagrożenie degradacją żyznych terenów rolniczych, konieczność wysiedlenia kilku miejscowości i zniszczenie jednego z największych zbiorników czwartorzędowych wód podziemnych (zbiornik nr 149) [Kleczkowski 1990]. Mimo powyższych uwarunkowań, do przygotowania i zrealizowania inwestycji zostało powołane Przedsiębiorstwo Wydobywczo-Energetyczne (PWE) Gubin. Najważniejszym jego zadaniem jest uzyskanie koncesji na wydobycie surowca. Właścicielem Przedsiębiorstwa jest Polska Grupa Energetyczna (PGE), wytwarzająca 40% energii w Polsce. PWE Gubin zakłada zmniejszenie obszaru wydobywczego w stosunku do pierwotnych założeń eksploatacyjnych, jakie przyjmował poprzedni właściciel spółki – Kopalnia Węgla Brunatnego Konin SA. Tym razem planuje się odejście od obszarów chronionych i zminimalizowanie ujemnych wpływów eksploatacji na środowisko. Korzyści dla regionu są oczywiste: 17 mln zł rocznie z tytułu opłaty eksploatacyjnej i 13 mln rocznie podatku od nieruchomości, a ponadto – wpływy dla wszystkich firm funkcjonujących wokół inwestycji. Na zatrudnienie może liczyć około 3 tys. osób, z czego 1 tys. – w elektrowni (podobno wszyscy z zarobkami około 7 tys. zł).

Władze województwa lubuskiego mają klarowne stanowisko; od początku są za realizacją inwestycji. Za przykład wskazują zachodnich sąsiadów, którzy inwestują w eksploatację węgla brunatnego mimo oporu społecznego oraz sukcesywnie zagospodarowują tereny poeksploatacyjne [Kołodziejczyk 2009, Greinert i in. 2009, Kasztelewicz 2010, 2011].

Budowę kopalni Gubin uparcie wspierają eksperci ds. energetyki. Ich zdaniem, Polska to kraj wykorzystujący głównie paliwa tradycyjne, a – w świetle kończących się zasobów węgla brunatnego na Środkowym Nadodrzu (złóże Sieniawa) – konieczne jest zbudowanie nowej kopalni. Za inwestycją ciągle pozostaje również część mieszkańców sąsiedniej gminy Brody, m.in. skupionych w stowarzyszeniu „Zmieńmy razem gminę Brody”.

Z kolei władze i mieszkańcy gminy Gubin nie wspierają zamierzeń eksploatacyjnych. Przykładowo: w gminnym planie zagospodarowania przestrzennego uwzględniono budowę elektrowni wiatrowych (zamiast obszarów ochrony złóż), publicznie oprotestowano Koncepcję Przestrzennego Zagospodarowania Kraju 2030, a w kolejnych referendach społeczeństwo opowiedziało się przeciwko uruchomieniu kopalni.

Dużym krokiem naprzód w zakresie inwestycji wydobywczej na Środkowym Nadodrzu było przyjęcie przez Rząd RP (w dniu 13.12.2011 r.) Koncepcji Przestrzennego Zagospodarowania Kraju 2030, chroniącej przed ewentualną zabudową obszarów złóż węgla brunatnego w rejonie miejscowości: Brody, Gubin i Legnica. Wkrótce owa koncepcja zostanie przeniesiona na wojewódzkie plany zagospodarowania przestrzennego, a następnie – na plany miejscowe.

Trwająca od lutego 2011 r. inwentaryzacja środowiska przyrodniczego zaoocuje w najbliższym czasie opracowaniem raportu oddziaływania projektowanej kopalni na środowisko. Na tej podstawie wójt gminy Gubin będzie mógł wydać decyzję o środowiskowych uwarunkowaniach zgody na realizację inwestycji. Pozostaną wówczas do opracowania kolejne dokumenty, niezbędne dla budowy kopalni: projekt zagospodarowania złoża, koncesja na eksploatację i projekty eksploatacyjne (w tym – odwodnienia). Cała procedura zajmie jednak co najmniej 10 lat.

Jest zatem nadzieja, że energia wyprodukowana na bazie złóż węgla brunatnego w polskiej części Środkowego Nadodrza będzie zasilala krajową bazę energetyczną w latach 2025-2030.

4. PODSUMOWANIE

Węgiel brunatny, wskutek wyczerpania zasobów gazu ziemnego i ropy naftowej, wkrótce może stać się dominującym surowcem energetycznym Polski. Na ogólną wielkość zasobów węgla brunatnego w Polsce (13 860 476 tys. Mg)

znaczący wpływ mają zasoby zlokalizowane w obrębie Środkowego Nadodrza (2 219 777 tys. Mg), stanowiące 16% zasobów kraju.

Projektowane uruchomienie eksploatacji węgla brunatnego w rejonie gmin Gubin – Brody może znacznie poprawić bilans surowcowy i ekonomiczny polskiej części Środkowego Nadodrza i pozwolić dorównać polskiej gospodarce do gospodarki po drugiej stronie Odry.

Mimo licznych oporów lokalnego społeczeństwa wydaje się, że powoli dochodzi Ono do przekonania, iż rozwój górnictwa węgla brunatnego i energetyki to jedyna słuszna droga do rozwoju tego regionu. Potwierdzeniem tej tezy jest przyjęcie w dniu 13.12.2011 r., przez Rząd RP, Koncepcji Przestrzennego Zagospodarowania Kraju 2030, gwarantującej m.in. ochronę przed ewentualną zabudową terenów zawierających złoża węgla brunatnego w okolicy miejscowości: Brody, Gubin i Legnica.

Na podstawie przeprowadzonej analizy można dzisiaj obiektywnie ocenić, co naprawdę decyduje o realizacji planowanych inwestycji: potrzeby gospodarcze czy też opinia społeczna. Wydaje się, że tym razem wygrała gospodarka. A społeczeństwo ciągle pozostaje w rozterce; z jednej strony kusi Go rozwój gospodarczy regionu i wiele nowych, dobrze płatnych miejsc pracy, z drugiej – boi się Ono ewentualnych przesiedleń i zmian stylu życia.

LITERATURA

1. *Bilans zasobów kopalin i wód podziemnych w Polsce wg stanu na 31.XII.2010*: Państwowy Instytut Geologiczny, Warszawa
2. CIUK E.: *Węgiel brunatny*. [W:] S. Kozłowski (red.), Surowce mineralne Ziemi Lubuskiej, Wydawnictwa Geologiczne, Warszawa, 60-78, 1978
3. DYJCZYŃSKI K.: *Kilkakrotny najazd lądolodów skandynawskich na Ziemię Lubuską*. [W:] Szejka – Czasopismo PGNiG S.A. Oddział w Zielonej Górze, 24-26, 2005
4. GONTASZEWSKA A., KRAIŃSKI A.: *Złoża węgla brunatnego na terenie gminy Świdnica*. Przedsiębiorstwo Konsultingowo-Gospodarcze UNIVERS-D.K.M., Zielona Góra 2008
5. GREINERT H., GREINERT A., DRAB M.: *Studia nad efektywnością leśnej rekultywacji zwałowisk fitotoksycznie kwaśnych piasków mioceńskich po byłej kopalni węgla brunatnego w Łęknicy*. Oficyna Wydaw. Uniwersytetu Zielonogórskiego, Zielona Góra 2009
6. JĘDRZAK A.: *Skład chemiczny wód pojezierza antropogenicznego w Łuku Mużakowskim*. Wyd. Wyższej Szkoły Inżynierskiej w Zielonej Górze, Zielona Góra 1992
7. KASZTELEWICZ Z.: *Rekultywacja terenów pogórnich w polskich kopalniach odkrywkowych*. Wyd. Fundacja Nauka i Tradycje Górnicze z

- siedzibą Wydział Górnictwa i Geoinżynierii Akademii Górniczo-Hutniczej im. Stanisława Staszica w Krakowie, Kraków 2010
8. KASZTELEWICZ Z.: *Czy lubuskie złoża mogą zastąpić bełchatowskie zagłębie górniczo-energetyczne węgla brunatnego?* Polityka Energetyczna, t. 14 z. 2, 167–179, 2011
 9. KLECZKOWSKI A. S.: *Mapa głównych zbiorników wód podziemnych w Polsce wymagających szczególnej ochrony*. Wyd. AGH, Kraków 1990
 10. KOŁODZIEJCZYK U.: *Rozwój procesów geodynamicznych spowodowanych dawną eksploatacją górnictwem w rejonie Zielonej Góry*. [W:] Współczesne problemy geologii inżynierskiej w Polsce. Materiały II Ogólnopolskiego Sympozjum, 235–241, Kiekrz k/ Poznań, 1998
 11. KOŁODZIEJCZYK U.: *Hydrological, geological and geochemical conditions determining reclamation of post - mine land in the region of Łęknica*. Gospodarka Surowcami Mineralnymi, t. 25, z. 3. Wyd. AGH, Kraków, 198–201, 2009
 12. PTAK M.: *Obszary Natura 2000 a złoża węgla brunatnego w dorzeczu Odry*. [W:] A. Greinert, U. Kołodziejczyk (red.) Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Zielonogórskiego Nr 138, Inżynieria środowiska Nr 18, Zielona Góra, 12–22, 2010
 13. WRÓBEL I., KOŁODZIEJCZYK U.: *Przekształcenia środowiska na Środkowym Nadodrzu w wyniku eksploatacji górnictwem*. [W:] Second World Mining Environmental Kongres. t. 1, Katowice, 581–593, 1997
 14. ŻABA J.: *Historia eksploatacji węgla brunatnego na terenie Środkowego Nadodrza*. Geologia t. 1. Uniwersytet Śląski, Katowice 1977

THE BROWN COAL MINING IN THE LUBUSKI REGION

Summary

The Lubuski Region is part of the Miocene coal-bearing province, which builds the upper stages of the Fore-Sudetic monocline. There are numerous brown coal deposits here – bedded (undisturbed) or glaciectonically deformed (during the Pleistocene glaciations). In the Polish part of the Middle Odra Region, are the following deposits: Babina, Cybinka, Gubin, Brody, Mosty, Żary, Zielona Góra and Sieniawa, where altogether approx. 2.2 billion Mg of the resources have been documented. At present, brown coal is only being mined at the Sieniawa deposit (by the surface method), where approx. 40 thousand Mg per year is mined. In the German part of the Middle Odra Region, in turn, there is approx. 13.1 billion Mg of brown coal. It is being mined in several opencast mines: Jänschwalde, Cottbus-Nord, Welzow-Süd (Brandenburg) and Nochten (Saxony), and in the nearest future five other mines are going to be opened.

Today, Poland also stands a great chance of increasing its output of brown coal in the Middle Odra Region, as it is going to build a brown coal open pit combined with a power station of 1600 MW in the boroughs of Gubin and Brody.

Key words: brown coal, mining, The Lubuski Region



**UNIWERSYTET ZIELONOGÓRSKI
INSTYTUT INŻYNIERII ŚRODOWISKA**

ZAPRASZA DO PODJĘCIA STUDIÓW

**NA KIERUNKU INŻYNIERIA ŚRODOWISKA
ZE SPECJALNOŚCIAMI: SYSTEMY OCHRONY ŚRODOWISKA,
URZĄDZENIA SANITARNE, ZAOPATRZENIE W WODĘ,
UNIESZKODLIWIANIE ŚCIEKÓW I ODPADÓW**

Studia pierwszego stopnia **inżynierskie** odbywają się w formie studiów stacjonarnych (3,5-letnie) i niestacjonarnych (4-letnie).

Studia drugiego stopnia **magisterskie** odbywają się w formie studiów stacjonarnych (1,5-roczne) i niestacjonarnych (2-letnie).

Studia trzeciego stopnia **doktoranckie** odbywają się w formie studiów stacjonarnych (4-letnie).

Informacje o kierunku i specjalnościach znajdziecie Państwo na stronie:

http://www.wils.uz.zgora.pl/oferta_dydaktyczna.html#dwa

Dziekanat WILiŚ (pok. 101 i 102, bud. A-8) czynny: wtorek, środa, czwartek, piątek - w godzinach 10-13, sobota (w czasie zjazdów WILiŚ): w godzinach 8-12, nieczynny – poniedziałek.

Informacje na temat rekrutacji:

<http://rekrutacja.uz.zgora.pl/index.php?akt>

Strona internetowa Wydziału Inżynierii Lądowej i Środowiska:

<http://www.wils.uz.zgora.pl/index.html>

Strona internetowa Instytutu Inżynierii Środowiska:

<http://www.iis.uz.zgora.pl/>



**UNIwersytet ZIELONOGÓRSKI
Instytut Inżynierii Środowiska**

**ZAPRASZA
DO WSPÓŁPRACY**

Oferujemy wykonanie:

- ocen oddziaływania na środowisko i raportów środowiskowych, na rzecz opracowań środowiskowych i planistycznych;
- opracowań ekofizjograficznych na inne cele niż wyżej podane;
- projektów koncepcyjnych i wykonawczych rekultywacji terenów zdegradowanych;
- dokumentacji geologiczno-inżynierskich;
- operatów wodno-prawnych;
- badań właściwości wód powierzchniowych i podziemnych, w tym przeznaczonych do spożycia;
- badań ścieków komunalnych i przemysłowych, osadów ściekowych i odpadów;
- badań gleb i gruntów wraz z podaniem zaleceń uprawowych i rekultywacyjnych.