

# Próby zastosowania węgla pylistego do unieszkodliwiania pestycydów w ściekach

*Iwona Skoczko  
Politechnika Białostocka*

## 1. Wprowadzenie

W gronie kilku tysięcy związków organicznych, zidentyfikowanych jako zanieczyszczenia wody pitnej, grupę znaczącą stanowią chemiczne środki ochrony roślin. Wszechstronne zastosowanie pestycydów w walce o podwyższenie zbiorów i poprawę warunków sanitarnych, w efekcie powoduje daleko idące zanieczyszczenie środowiska [1]. Problem stanowią pestycydy niewykorzystane przez odbiorców. Poszukuje się różnych metod ich unieszkodliwiania.

Wśród metod stosowanych do usuwania zanieczyszczeń pestycydowych duże znaczenie mają metody biologiczne [2÷4], do których należy między innymi osad czynny stanowiący kłaczkowatą zawiesinę tworzącą dużą powierzchnię czynną zdolną do sorbowania związków organicznych znajdujących się w ściekach, w tym również niektórych chemicznych środków ochrony roślin. Inną metodą usuwania związków pochodzenia organicznego, w tym pestycydów, dla których metody mechaniczne i biologiczne nie są w pełni skuteczne, jest sorpcja. Jest to metoda, która nie wymaga dodawania do oczyszczanej cieczy środków chemicznych i jest z powodzeniem stosowana na wielu stacjach uzdatniania wody do usuwania zanieczyszczeń opornych na koagulację i wstępne utlenianie [5]. W technologii uzdatniania wody najczęściej stosowanym adsorbentem jest węgiel aktywny. Jest to sorbent pochłaniający prawie wszystkie substancje organiczne rozpuszczone w wodzie. Całkowite usunięcie pestycydów z roztworów wodnych nie jest łatwe, jednak oczyszczanie na węglach aktywnych pozwala skutecznie zmniejszyć ich zawartość.

Nie ma jednej skutecznej metody unieszkodliwiania pestycydów [2, 6, 7]. Skuteczne może być łączenie kilku metod, np. biologicznego rozkładu z wykorzystaniem osadu czynnego i sorpcji.

Celem badań było ustalenie wpływu dawki węgla pylistego na efekt usunięcia wybranego herbicydu Aminopielik D ze ścieków w czasie oczyszczania biologicznego metodą osadu czynnego.

## 2. Metodyka badań

Przedmiotem badań był „Aminopielik D 450 SL”, jeden z najczęściej stosowanych w Polsce herbicydów przeznaczony do zwalczania chwastów dwuliściennych w zbożach jarych i ozimych oraz w trawach nasiennych, o nazwie chemicznej: wodny roztwór soli dwumetyloaminowych kwasów: 2,4-dichlorofenoksy)octowego (2,4-D) i 3,6-dichloro-2-metoksybenzoesowego (dikamba). Środek szkodliwy zaliczany do IV klasy toksyczność, LD-50 wynosi 1380 mg/kg masy ciała (szczur doustnie). Preparat praktycznie nie jest szkodliwy dla pszczoł, mało szkodliwy dla ryb [17].

Badani nad usuwaniem wybranego preparatu pestycydowego prowadzono metodą ciągłą na laboratoryjnym modelu komór napowietrzania i osadniku wtórnym. Ciąg badawczy składał się z komory osadu czynnego w kształcie walca o średnicy 40 cm, wysokości 50 cm i pojemności roboczej 40 litrów. Mieszanina ścieków z osadem czynnym przepływała do osadnika wtórnego – rurowego o średnicy 20 cm, wysokości 50 cm i pojemności 12 litrów. Po przygotowaniu syntetycznych ścieków, których skład został podany w tabeli 1, dodawano do nich badany herbicyd i poddawano je oczyszczaniu biologicznemu w komorze osadu czynnego oraz sedymentacji grubych zawiesin w osadniku wtórnym.

**Tabela 1.** Ilościowy skład ścieków syntetycznych używanych do badań

**Table 1.** Quantitative composition of synthetic wastewater used in the investigations

Składnik	Ilość [g/m <sup>3</sup> ]	Zakres wartości wskaźników zanieczyszczeń w ściekach syntetycznych
Bulion mięsny [pepton]	600	pH = 6,5
Octan sodowy CH <sub>3</sub> COONa	100	BZT <sub>5</sub> – 200÷250 mg O <sub>2</sub> /l
Fosforan dwupotasowy K <sub>2</sub> HPO <sub>3</sub>	50	ChZT – 350÷450 mg O <sub>2</sub> /l
Fosforan dwuamonowy (NH <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub>	50	N-NH <sub>4</sub> – 40 ± 5 mg/l
Kwaśny węglan sodowy NaHCO <sub>3</sub>	50	N-NO <sub>2</sub> – ślady
Siarczan magnezu MgSO <sub>4</sub>	5	N-NO <sub>3</sub> – ślady
		PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> – 60 ± 5 mg/l

Źródło: opracowanie własne na podstawie [4]

Osad czynny wypełniający komorę napowietrzania został przywieziony z miejskiej oczyszczalni ścieków. Jego adaptacja do warunków laboratoryjnych trwała 10 dni. Gotowość osadu do prowadzenia prac badawczych stwierdzono po utrzymującym się wysokim stopniu oczyszczania ścieków z zanieczyszczeń organicznych: efekt usunięcia substancji łatwo ulegających biodegradacji (BZT<sub>5</sub>) utrzymywał się na poziomie 98%, efekt usunięcia substancji trudniej ulegających biodegradacji (ChZT) utrzymywał się na poziomie 95%. Utlenianie azotu amonowego kształtowało się w granicach 93%. Osad czynny charakteryzowały parametry techniczno-technologiczne umieszczone w tabeli 2.

Po zakończeniu wpracowania osadu czynnego, rozpoczęto dawkowanie Aminopielika D. Konieczna była ponowna adaptacja organizmów osadu do pracy w środowisku pestycydowym. Wybrany herbicyd mieszano ze ściekami zasilającymi komorę w rosnących dawkach: 1, 5, 10, 15, 20, 30, 40 i 50 mg na litr ścieków surowych w przeliczeniu na substancję aktywną – kwas 2,4-D. Każdą kolejną dawkę wprowadzano po ustabilizowaniu się efektu oczyszczania mierzonego wskaźnikami BZT<sub>5</sub> i ChZT (3÷5 dni). Dawką, przy której prowadzono kolejny etap badań – sorpcję, pozostało stężenie Aminopielika D 50 mg/l, z uwagi na brak zauważalnych skutków wprowadzenia toksyny na efekt oczyszczania i organizmy osadu czynnego. Proces nityfikacji przebiegał bez zakłóceń.

Do komory napowietrzania dodawano następnie węgiel pylisty aktywny CWZ-22, którego parametry przedstawiono w tabeli 2.

Zastosowano trzy dawki węgla: 0,8 g; 2,0 g i 4,0 g w przeliczeniu na roboczą objętość modelowej komory napowietrzania, tj. 50 litrów. Czas kontaktu sorbentu ze roztworem zawierającym pestycyd wynosił 1 dobę dla każdej dawki węgla i wynikał bezpośrednio z czasu zatrzymania ścieków w komorze napowietrzania podczas oczyszczania biologicznego. Badania przy określonej dawce węgla prowadzono przez okres 5 dni, aby uzyskać wymaganą wiarygodność i powtarzalność wyników.

Następnie ścieki oczyszczone na osadzie czynnym kierowano do osadnika wtórnego celem oddzielenia zawiesin od ścieków oczyszczonych. Do badań zostały użyte sklarowane ścieki oczyszczone z osadników wtórnych.

W toku prowadzenia prac doświadczalnych sprawdzano zawartość herbicydu (2,4-D), a na każdym etapie badań kontrolowano także wskaźniki zanieczyszczeń w ściekach dopływających i odpływających z układów ogólnie przyjętymi metodami normowymi (temperatura, odczyn, azot amonowy, azotynowy, i azotanowy, fosforany, BZT<sub>5</sub>, ChZT) oraz stężenie 2,4-D metodą chromatografii cienkowarstwowej TLC wg PN-73/C-04608/09 [14], a uzyskane w ten sposób wyniki regularnie potwierdzano metodą chromatografii cieczowej HPLC metodą Di Corcia i Marchetti [9].

**Tabela 2.** Parametry technologiczne osadu czynnego i węgla aktywnego pylistego CWZ-22**Table 2.** Technological parameters of activated sewage sludge and activated dusty carbon CWZ-22

Parametry technologiczne osadu czynnego	Parametry technologiczne węgla pylistego CWZ-22
<ul style="list-style-type: none"> <li>• czas zatrzymania – 24 h,</li> <li>• indeks Mohlmana – 75 cm<sup>3</sup>/g,</li> <li>• koncentracja osadu – 3,0 kg/m<sup>3</sup>,</li> <li>• przepływ ścieków – 30 l/d,</li> <li>• objętość komór – 40 l,</li> <li>• zawartość tlenu w komorze – 2,5 mg O<sub>2</sub>/l,</li> <li>• obciążenie hydr. – 0,75 m<sup>3</sup>/m<sup>3</sup>d,</li> <li>• obciążenie komory BZT<sub>5</sub> – 225 mg O<sub>2</sub>/m<sup>3</sup>d,</li> <li>• obciążenie osadu BZT<sub>5</sub> – 75 mg O<sub>2</sub>/kgd,</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Powierzchnia właściwa 800÷950 m<sup>2</sup>/g</li> <li>• Objętość porów – 1,5÷2,0 cm<sup>3</sup>/g</li> <li>• Uziarnienie – 0,5÷1,0 mm</li> <li>• Zdolność dechloracji – 10÷15 cm</li> <li>• Liczba metylenowa – 22÷29 cm<sup>3</sup></li> <li>• Liczba jonowa – 800÷1000 mg/g</li> <li>• Liczba fenolowa – 4÷5%</li> <li>• Wytrzymałość mechaniczna – 92÷96%</li> <li>• Ścieralność – 1,5÷3,0%</li> <li>• Zastosowanie: odbarwienie i oczyszczanie cukru, koncentratu białkowego, wódek, rafinacja roślinnych i zwierzęcych tłuszczów i olejów, oczyszczanie wody i ścieków [8]</li> </ul>

### 3. Uzyskane wyniki badań

Uzyskane wyniki badań zestawione w tabelach 3 i 4 stanowią średnią z 5 pomiarów prowadzonych przez 5 kolejnych dni roboczych.

Poddawane badaniom syntetyczne ścieki surowe preparowane ze składników podanych w tabeli 1 charakteryzowały się typowymi zanieczyszczeniami o określonym zakresie wartości. Ich skład nie uległ znacznym zmianom po wprowadzeniu do nich herbicydu Aminopielika D w ilości 50 mg/l (tabela 3). W ściekach oczyszczonych na osadzie czynnym bez udziału węgla aktywnego znacznemu obniżeniu uległa ilość zanieczyszczeń organicznych charakteryzowanych jako ChZT – do 48 mg O<sub>2</sub>/l oraz BZT<sub>5</sub> – do 32 mg O<sub>2</sub>/l. proces przemiany azotu amonowego w azotany (III) i (V) przebiegał bez zakłóceń. Wartość azotu amonowego z 42 mg/l w ściekach surowych spadła do 16 mg/l w ściekach oczyszczonych, zaś stężenie azotanów (V) wzrosło do 2 mg/l.

Badane wartości uległy zmianom po wprowadzeniu do komory osadu czynnego aktywnego węgla pylistego.

### Próby zastosowania węgla pylistego do unieszkodliwiania pestycydów...

Przy dawce węgla 0,8 g w badanych ściekach oczyszczonych wartości oznaczanych wskaźników przedstawiały się następująco: wartość ChZT wyniosła 40 mg O<sub>2</sub>/l, BZT<sub>5</sub> – 16 stężenie fosforanów 57 mg/l, azot amonowy 16 mg/l, azot azotynowy 0,08 mg/l i azot azotanowy 2 mg/l. Przy dawce węgla 2 g zaobserwowano spadek stężenia fosforanów do 48 mg/l, azotu azotanowego do 1,9 mg/l i azotu azotynowego do 0,06 mg/l. Wartość azotu amonowego nieco zmalała się i wyniosła 12 mg/l, zwiększyła się też nieznacznie ChZT badanej próby do 41 mg O<sub>2</sub>/l. Po dodaniu kolejnej dawki węgla pylistego prawie wszystkie badane wskaźniki uległy obniżeniu (ChZT wyniosło 16 mg O<sub>2</sub>/l, BZT<sub>5</sub> – 8 mg O<sub>2</sub>/l, azot amonowy 11 mg/l, azot azotynowy 0,04 mg/l, azot azotanowy 1,8 mg/l). Zaobserwowano tylko nieznaczny wzrost stężenia fosforanów – 50 mg/l. Wyniki uzyskane w procesie sorpcji statycznej przedstawiono w tabeli 3.

**Tabela 3.** Wartości poszczególnych wskaźników zanieczyszczeń na w ściekach surowych, oczyszczonych na osadzie czynnym oraz oczyszczonych łączoną metodą biodegradacji i sorpcji

**Table 3.** Values of contamination parameters in raw wastewater, treated with activated sewage sludge and with combined metod of biodegradation and sorption

Dawka C* [g]	N-NH <sub>4</sub> [mg/l]	N-NO <sub>2</sub> [mg/l]	N-NO <sub>3</sub> [mg/l]	PO <sub>4</sub> [mg/l]	ChZT [mg/l]	BZT <sub>5</sub> [mg/l]
Ścieki surowe						
–	42	0,01	0,3	65	398	224
Ścieki oczyszczone tylko biologicznie						
–	16	0,070	2	60	48	32
Ścieki oczyszczone metodą osadu czynnego i sorpcji na węglu pylistym CWZ-22						
0,8	16	0,080	2	57	40	16
2	12	0,060	1,9	48	41	12
4	11	0,040	1,8	50	16	8

Źródło: opracowanie własne

Analizy chromatograficzne pozwoliły zauważyć, iż podczas dodawania do komory osadu czynnego dawek węgla pylistego, przy dawce 0,8 g sorbentu stężenie badanego pestycydu wynosiło 5 mg/l. Zwiększając dawkę węgla do 2 g zawartość 2,4-D wyniosła 4 mg/l. Przy kolejnej dawce 4 g stężenie herbicydu wyniosło 2 mg/l. Wyniki uzyskane zostały przedstawione w tabeli 4.

**Tabela 4.** Zawartość 2,4-D w ściekach surowych i oczyszczonych**Table 4.** Concentration of 2,4-D in raw and treated wastewater

Dawka węgla [g]	Ścieki surowe	Ścieki oczyszczone tylko biologicznie	Ścieki oczyszczone metodą osadu czynnego i sorpcji na węglu pylistym CWZ-22
0,8	50	7,5	5
2			4
4			2

Źródło: opracowanie własne

#### 4. Interpretacja uzyskanych wyników badań

Wyniki badań ostatnich lat, odkrycia i dane toksykologiczne oraz epidemiologiczne wskazują, że chemiczne środki ochrony roślin mogą być przykładem związków, które wprowadzane bezpośrednio do środowiska rozprzestrzeniają się we wszystkich jego elementach i stanowią jego zagrożenie [1, 10]. Przetworzone lub niewykorzystane stają się bardzo niebezpiecznymi odpadami, które niewłaściwie składowane przedostają się w sposób niekontrolowany do środowiska przyrodniczego powodując zagrożenie wszystkim form życia, niektóre preparaty kumulują się w organizmach. Mogą utrzymywać się w środowisku przez wiele lat [3, 10]. Okres ważności środków ochrony roślin wynosi zwykle 2÷3 lata a, po tym czasie są one traktowane jako odpady niebezpieczne i powinny być poddane neutralizacji. Literatura podaje, że unieszkodliwianie przeterminowanych środków ochrony roślin można prowadzić wieloma metodami [2, 6, 7, 10÷13]. Niemniej, przedmiotem niniejszego opracowania były próby usunięcia tych groźnych trucizn środowiskowych wykorzystując proste, tanie i sprawdzone metody.

Dysponując doświadczeniem poprzednich lat badań [14÷16] nad rozkładem środków ochrony roślin metodami biodegradacji tlenowej przy zastosowaniu osadu czynnego, podając na układy biologiczne wzrastające ilości preparatów aż do zaniku życia biologicznego i zatrzymania efektu oczyszczania, wybrano taką dawkę herbicydu, jaką można podać wraz ze ściekami surowymi do komory osadu czynnego, by nie zakłócić parametrów jego prawidłowej pracy oraz aby sam proces oczyszczania ścieków przebiegał przy najwyższych efektach redukcji zanieczyszczeń. Stopniowo adaptowano organizmy osadu do pracy w środowisku pestycydowym i uzyskano 95% redukcji ChZT, 98% redukcji BZT<sub>5</sub> i usunięcie 2,4-D w 85%.

Ścieki surowe skażone pestycydem poddano oczyszczaniu łączonymi metodami osadu czynnego i sorpcji. Analizując zmiany stężenia poszczególnych form azotu na wlocie do komory napowietrzania i wylocie z osadnika,

można zauważyć zależność redukcji jonu amonowego na rzecz azotanów (III) i (V). Stężenie jonu amonowego przy wzrastającej dawce węgla aktywnego podawanego do komory napowietrzania zmniejszało się. Wynika to z tego, że jon amonowy utleniał się w środowisku osadu czynnego, a ponadto był częściowo zatrzymywany w porach węgla. Stężenie azotu azotanowego (III) utrzymywało się na tym samym poziomie i wynosiło  $0,04 \pm 0,08$  mg/l, niezależnie od ilości sorbenta. Stężenie azotanów (V) przy najniższej dawce węgla w porównaniu do oczyszczania wyłącznie osadem czynnym nie uległo żadnym zmianom, natomiast przy kolejnych ilościach sorbenta podawanych do komory, nastąpił nieznaczny spadek stężenia. Spowodowane mogło to być tym, że podczas jednoczesnego oczyszczania biologicznego i sorpcji, na skutek zmniejszenia wyjściowego stężenia jonu amonowego, mniejsza jego ilość mogła ulec przemianie w azot azotanowy (V). Stężenie fosforanów utrzymywał się na podobnym poziomie w zakresie  $50 \pm 60$  mg/l, z tendencją zmniejszania wraz ze wzrostem dawki węgla. Ponieważ środowisko tlenowego osadu czynnego nie sprzyja redukcji i usuwaniu fosforanów z układu, zauważony nieznaczny spadek stężenia mógł być związany z sorpcją. Dodając coraz większe dawki węgla aktywnego pylistego, BZT<sub>5</sub>, określające obecność związków organicznych łatwo rozkładalnych, utrzymywała się na poziomie: od 8 mg O<sub>2</sub>/l do 16 mg O<sub>2</sub>/l. Należy tu zaznaczyć, iż kierunek spadkowy wskazuje na zależność wartości BZT<sub>5</sub> od dawki węgla, gdyż przy najwyższej dawce wartość BZT<sub>5</sub> była najniższa. Podobną tendencję zauważono przy obserwacji obecności związków organicznych trudno rozkładalnych (ChZT). Największą wartość 40 mg O<sub>2</sub>/l zanotowano dawce 0,8 g, wraz ze wzrostem dawki ChZT malało do 16 mg O<sub>2</sub>/l.

Sedno badań tkwiło jednak w obserwacji zmian wprowadzonego do ścieków herbicydu. Organizmy osadu czynnego pozwoliły rozłożyć herbicyd wprowadzany do ścieków surowych w dawce 50 mg/l do wartości 7,5 mg/l w ściekach oczyszczonych. Zauważono znaczną redukcję Aminopielika D w dopływie z osadnika po oczyszczeniu ścieków kombinowaną metodą biologiczno-sorpcyjną. Już najniższa dawka pozwoliła zmniejszyć stężenie herbicydu w odcieku do 5 mg/l, czyli o prawie 30% w stosunku do oczyszczania bez udziału węgla aktywnego. Najlepszy jednak efekt uzyskano przy największej dawce. W ściekach oczyszczonych wykryto oznaczany herbicyd w stężeniu 2 mg/l, co dało efekt usunięcia rzędu ok. 70% w stosunku do oczyszczania biologicznego bez sorpcji i efekt całkowity w porównaniu ze stężeniem Aminopielika D wprowadzanym ze ściekami surowymi do komory osadu czynnego – 96%.

## 5. Wnioski

1. Prowadzone niezależnie procesy sorpcji i biodegradacji zanieczyszczeń pestycydowych metodą osadu czynnego nie mają uzasadnienia w ochronie wód przed tymi zanieczyszczeniami z uwagi na niewystarczające efekty usunięcia pestycydów, a tym samym niebezpieczeństwo skażenia środowiska zbyt wysokimi stężeniami preparatów odprowadzanych z odciekami.
2. Uwzględniając końcowy wysoki efekt usunięcia herbicydu Aminopielika D ze ścieków uzasadnione jest połączenie metod osadu czynnego i sorpcji w jeden układ technologiczny.
3. Węgiel typu CWZ-22 pylisty przy dawce 4 g w przeliczeniu na 50 litrów objętości komory zapewnia wysoki efekt oczyszczania Aminopielika D.
4. Należy kontynuować badania kombinowaną metodą biologiczno-sorpcyjną, aż do osiągnięcia całkowitego wyeliminowania herbicydu ze ścieków.

## Literatura

1. *Guidelines for the disposal of unwanted pesticides and containers on farms and holdings*. Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, Great Britain, 1980.
2. **Siłowiecki A.**: *Biologiczne metody unieszkodliwiania odpadów pestycydowych*. „Ekoproblemy”, 1997.
3. **Wallnofer R., Engelfardt G.**: *Mikrobiol degradation of pesticides. Chemistry of plant protection, degradation of pesticides, dessication and defoliation. Achreceptors as targets*. Springer Verlag, Berlin 1989.
4. **Zdybiewska M.**: *Wpływ pestycydów na zanieczyszczenia środowiska wodnego i sposoby ich unieszkodliwiania*. seria Nowa Technika w Inżynierii Sanitarnej, t. 5, Arkady, Warszawa 1982.
5. **Choma J., Jaroniec M., Burakiewicz-Mortka W., Gwizdalski M.**: *Adsorpcja związków organicznych z roztworów wodnych na węglach aktywnych*. Ochrona Środowiska, 1(56), 1995.
6. **Siłowiecki A.**: *Chemiczne metody unieszkodliwiania odpadów pestycydowych*. „Ekoproblemy”, 1997.
7. **Siłowiecki A.**: *Termiczne metody unieszkodliwiania odpadów pestycydowych.*] „Ekoproblemy”, 1996.
8. <http://www.wegiel-aktywny.pl/content/view/13/10/>
9. **Corcia i Marchetti**: *Environ. Sci. & Technol.* 26, 66-4, 1992.
10. **Dec J., Bollag J.M.**: *Dehalogenation of chlorinated phenols during binding to humus*. Bioremediation Rhizosphere Technology. Series: ACS, Symposium Series 563, 1994.
11. **Heinrich S.**: *Biological purification of HCH contaminated waters by mixed cultures under aerobic and anaerobic conditions*. III HCH Forum, Bilbao, 1994.
12. **Pawlikowska D.**: *Metody retencyjne – ewaporacyjne unieszkodliwiania pestycydów w ściekach*. *Przemysł chemiczny*, 66(9), 413-416, 1987.



13. **Petruska J.A., Mulling D.E., Young R.W., Collins E.R.:** *A benchtop system for evaluation of pesticide disposal by composting.* Nuclear and Chemical Waste Management vol. 5. 177-182, 1985.
14. **Skoczko I., Ignatowicz K.:** *The influence of selected environmental toxins on the speed of decomposition of organic compounds in processes of oxygen biodegradation.* Polish Journal of Environmental Studies Vol. 33, nr 2/2004.
15. **Skoczko I.:** *Ocena zastosowania osadu czynnego pracującego w układzie I- i II-stopniowym do oczyszczania ścieków z pozostałości środków ochrony roślin, Zeszyty Naukowe Wydziału Budownictwa i Inżynierii Środowiska nr 15. Seria Inżynieria Środowiska / Politechnika Koszalińska, Koszalin-Ustronie Morskie 2001.*
16. **Skoczko I.:** *Oczyszczanie ścieków zanieczyszczonych środkami ochrony roślin przy zastosowaniu złóż biologicznych i osadu czynnego, Zeszyty Naukowe Politechniki Białostockiej 2001 zeszyt 14, nauki Techniczne nr 141, Białystok 2001.*
17. [www.rokita.pl](http://www.rokita.pl)

## **Tests on Application of Dusty Active Carbon for Neutralisation of Pesticides in Wastewater**

### **Abstract**

The results of investigations, discoveries and toxicological and epidemiological data from the last several years show that the chemical agents for crop protection plants can be the example of compounds which introduced to the environment directly spread in all its units and make up threat for it. That is why they require elimination in the possibly highest degree.

The present paper is the test of presentation of the possibility of selected herbicide removal from wastewater with the strength of integrated methods: biodegradation with activated sewage sludge and sorption on the active carbon. The aim of research was to determine the influence of dose of dusty carbon on effect of removal of selected herbicide Aminopielik D from wastewater during biological treatment with method of in activated sewage sludge.

Independently conducted processes of sorption and biodegradation of pesticide contaminants with the method of activated sewage sludge have no grounds in the protection of waters before such contaminants because of on the insufficient effects of pesticides removal, and at the same time danger of contamination of the environment with too high concentrations of agents drained off with eluates.

Taking into account the final high effect of the removal of Aminopielik D herbicide from wastewater he is justified to connect methods of activated sewage sludge and sorption into one technological arrangement.

Activated dusty carbon of CWZ-22 type at the dose of 4 g in calculation on 50 litres of the chamber volume assures high effect of Aminopielik D removal.

Investigations on the combined biological and sorptional method should be carried on until achievement of total elimination of the herbicide from wastewater.

