

1. Wstęp

Na świecie wprowadzanych jest rocznie ponad 1000 nowych preparatów organicznych, co łącznie z setkami tysięcy związków, stosowanych w gospodarce stanowi potencjalne zagrożenie środowiska pod względem wzrostu zanieczyszczeń. Według doniesień Tolba (1), spośród kilkudziesięciu tysięcy związków o znaczeniu handlowym, dwie trzecie jest nieznanych pod względem toksyczności i trwałości w środowisku. Stwarza to konieczność poszukiwania ujednoczonych metod badań oraz kryteriów oceny dla właściwej interpretacji szkodliwości związków i ich podatności na biochemiczny rozkład. W poszczególnych krajach – jak i w ramach organizacji międzynarodowych – opracowywane są standardowe metody badań. Wyniki uzyskiwane na tej drodze powinny stanowić podstawę do określania bezpiecznych stężeń związków chemicznych w środowisku oraz w szczególnych przypadkach, do zaniechania produkcji preparatów toksycznych i opornych na biodegradację. Obecnie, wprowadza się na świecie odpowiednie systemy decyzyjne odnośnie do oceny zagrożenia środowiska. W systemach tych, w szerokim zakresie, uwzględnia się badania toksykologiczne oraz podatność na biochemiczny rozkład związków. Jednym z systemów oceny zagrożenia środowiska jest system Cairnsa (2) (zob. tab. 1).

2. Badania toksykologiczne

W testach toksyczności stosuje się organizmy będące przedstawicielami łańcucha pokarmowego: producentów, konsumentów i destruentów. Wśród nich organizmami testowymi są m. in.:

- glony - *Rhizoclonium*, *Scenedesmus*, *Chlorella*, *Ankistrodesmus*,
- pierwotniaki - *Paramecium*, *Tetrahymena*,
- skąposzczety - *Tubifex*, *Lumbricullus*,
- skorupiaki - *Daphnia*, *Cyclops*, *Asellus*, *Gammarus*,
- owady - jętki, chrzączki, muchówki,
- mięczaki - *Physa*, *Planorbis*,
- ryby - ok. 150 gatunków,
- bakterie - *Pseudomonas*, *Bacillus*, *Escherichia coli*.

Jako kryteria szkodliwości związków chemicznych przyjmuje się: porażenie i śmierć organizmów z uwzględnieniem zaburzeń lokomotoryki, statyki, reaktywności, zmiany w przebiegu procesów fizjologicznych – oddychaniu, pobieraniu pokarmu, we wzroście, reprodukcji i aktywności enzymów. Przyjęcie tylko jednego kryterium oceny aktywności związków nie jest często miarodajne. Powszechnie wiadome było, że istnieje zależność pomiędzy wzrostem aktywności transaminazy u ryb a działaniem różnych toksykantów. Natomiast, Tiedge i wsp. (3)

Tabela 1

System oceny zagrożenia środowiska (2)		
Charakterystyka związku	Oceny/decyzje	Testy toksyczności
Charakterystyka procesu produkcyjnego i miejsce zrzutu ścieków →	Stężenie związku i występowanie ↓	SZKODLIWOŚĆ ← W STOSUNKU DO CZŁOWIEKA
Powinowactwo do innych związków, właściwości fizyczno-chemiczne →	Wstępna ocena zagrożenia	← TESTY OSTRE
Trwałość: chemiczna, fotochemiczna, biochemiczna	Decyzja 1: O konieczności rozszerzenia testów ostrych ↓	ROZSZERZONE TESTY OSTRE
Zachowanie w glebie, wodzie i powietrzu →	Ocena zagrożenia w odniesieniu do toksyczności ostrej Wstępna ocena długotrwałości oddziaływania w środowisku ↓	
Wpływ środowiska na strukturę chemiczną i właściwości toksydynamiczne związku →	Decyzja 2: O konieczności prowadzenia testów chronicznych lub ze stadiami rozwojowymi organizmów Ocena zagrożenia w odniesieniu do toksyczności chronicznej ↓	← TESTY CHRONICZNE ↑ TESTY ZE STADIAMI ROZWOJOWYMI ↓
	Decyzja 3: O konieczności prowadzenia testów kumulacji Ocena zagrożenia kumulacją w środowisku ↓	← TESTY KUMULACJI ← ROZSZERZONE TESTY KUMULACJI
	Decyzja 4: O konieczności prowadzenia testów w ekosystemach ↓	TESTY Z ZESPOŁAMI ORGANIZMÓW UWZGLĘDNIAJĄCE INTERAKCJE
	Ocena końcowa	

badając toksyczność pochodnych fenolu w stosunku do ryb *Leuciscus idus melanothus* L. wykazali, że powyższa zależność występuje w obecności fenolu, p-chlorofenolu i p-krezolu, ale nie stwierdza się jej w przypadku działania 2,4-dwuchlorofenolu, dwunitrokrezolu i pentachlorofenolu.

Jeden związek może wykazywać odmienną szkodliwość w stosunku do różnych organizmów, np. stwierdzono, że 2,4-dwuchlorofenol oddziałuje szkodliwie w zakresie stężeń od < 1,0 do 50,0 mg/dcm³ odpowiednio w odniesieniu do wzrostu *Pseudomonas pictorum*, *Chlorella* sp., *Saprolegnia parasitica* i *Mortierella isabellina*; podobnie zaobserwowano w przypadku m.in. fenolu, 4-nitrofenolu, 3,5-dwuchlorofenolu, formaldehydu i 2-chloroaniliny (4).

W testach, w których kryterium szkodliwości jest śmierć organizmów, wynik stanowi stężenie powodujące umieralność określonej liczby osobników, najczęściej podawane w procentach, na przykład: LC_{50}/t lub TL_m/t , C_{50}/t , R_{50}/t . W przypadku testów, na podstawie których ocenia się wpływ toksykantów na zmiany fizjologiczne u organizmów, jako wynik podawane jest maksymalne tolerowane stężenie MATC (5). Keller i wsp. (6) zaproponowali obliczanie w testach chronicznych wartości Ch V (wartość chroniczna). Badając aktywność rozrodczą skorupiaków *Ceriodaphnia dubia* w obecności herbicydu Hydrothol – 191 wyznaczano stężenie nie powodujące zmian u organizmów (NOEC) oraz najniższe – wywołujące efekty szkodliwe (LOEC). Średnia geometryczna wartość tych stężeń stanowiła wartość Ch V. Przytoczone stężenia LC_{50} jak i MATC, służą do wyznaczania stężeń bezpiecznych związków, przy czym na ogół LC_{50} wyznacza się na podstawie testów ostrych, a MATC – testów chronicznych.

Do określenia stężenia bezpiecznego, wg testu ostrego, przyjmuje się współczynniki stosowalności, przez które należy pomnożyć uzyskane w badaniach wartości LC_{50} . Współczynniki te wynoszą od 0,05 do 0,3 (7,8,9). Zgodnie z Solskim (10) w Polsce przyjmuje się wartość tego współczynnika 0,1 – dla związków rozkładalnych i 0,01 – dla kumulujących się w środowisku.

Na podstawie wyznaczonego dla danego organizmu w teście chronicznym stężenia MATC i ostrym – $LC_{50}/48-96$ godz, obliczyć można współczynnik stosowalności [WS], który służy do określenia stężeń bezpiecznych związków dla gatunków blisko spokrewnionych z badanym organizmem bez konieczności prowadzenia testów chronicznych.

$$WS = \frac{MATC}{LC_{50}/48-96 \text{ godz}}$$

Z porównania zakresu badań toksykologicznych przewidzianych w systemie Cairnsa z ujednoczonymi metodami w Polsce wynika, że krajowe osiągnięcia w tej dziedzinie są niewielkie. Obecnie obowiązują trzy Polskie Normy w zakresie toksyczności ostrej z zastosowaniem *Daphnia magna*, *Lebistes reticulatus* i *Chlorella* (11,12,13), a od roku 1990 także *Gammarus varsoviensis*. W zakresie toksyczności chronicznej brak jest metod ujednoczonych, jakkolwiek Słomczyńska (14) (w ramach pracy doktorskiej) opracowała metodę tego typu testu z zastosowaniem *Gammarus varsoviensis*. Prawodawstwo krajowe przewiduje jedynie wskaźnik szkodliwości dla wód I, II i III klasy czystości w stosunku do ryb, określający, że woda nie powinna powodować śnięcia tych organizmów w okresie 24 godz.

Podobnie w zakresie kryteriów oceny toksyczności ostrej brak jest systemu klasyfikacji związków chemicznych pod względem ich szkodliwości. Najczęściej przyjmuje się klasyfikację (15), która opiera się o wartości stężeń progowych związków (tab. 2).

Tabela 2

Ocena szkodliwości związków chemicznych (15)

Stężenie progowe (mg/dm ³)	Ocena toksyczności
< 1	wysoko toksyczny
1 – 9	mocno toksyczny
10 – 99	średnio toksyczny
100 – 500	słabo toksyczny
> 500	zaledwie toksyczny

Zgodnie z Dočkal i Soldan w Republice Czesko-Słowackiej (16) przyjmuje się zbliżoną do powyższej klasyfikację związków, w odniesieniu jednak do wartości LC_{50} (tab. 3).

Do niedawna, najczęściej stosowanymi organizmami w testach toksykologicznych były skorupiaki i ryby, z uwagi na możliwość szybkiej rejestracji efektów szkodliwego oddziaływania tru-

Tabela 3

Ocena szkodliwości związków chemicznych, za Dockal i Soldan (16)

Stężenie LC ₅₀ (mg/dm ³)	Ocena toksyczności
< 1	niezwykle toksyczny
0,1 – 1	mocno toksyczny
1 – 10	silnie toksyczny
10 – 100	średnio toksyczny
100 – 1000	słabo toksyczny
1000 – 10 000	zaledwie toksyczny
> 10 000	nietoksyczny

cizn. Obecnie obserwuje się rozwój metod badań toksyczności z użyciem mikroorganizmów wodnych i ściekowych, których wyniki są przydatne nie tylko do prognozowania przebiegu procesu samooczyszczania wód w obecności składników ścieków przemysłowych, ale także do projektowania procesów technologicznych oczyszczania ścieków.

Wśród testów z zastosowaniem bakterii najczęściej stosowany jest „Microtox”, oparty na zjawisku bioluminescencji mikroorganizmów. Ponadto stosowane są testy oddechowe, często przy użyciu biocenozy osadu czynnego, a także wzrostu oraz aktywności enzymatycznej ze szczególnym uwzględnieniem dehydrogenaz, galaktozydaz, nitrogenaz.

W zakresie badań procesów beztlenowych wykorzystywane są testy na hamownie fermentacji metanowej (4). W badaniach toksykologicznych w których stosowane są glony, określa się wpływ toksykantów na wzrost, fotosyntezę, oddychanie i zmiany zawartości chlorofilu u tych mikroorganizmów.

Przydatność testów toksykologicznych w badaniach jakości wód i szkodliwości ścieków jest bezsporna. Podkreślić ponadto należy, że mogą one być szeroko wykorzystywane także i do innych celów, m.in. do oceny efektywności chemicznych sposobów podczyszczania ścieków, jak i atestowania związków dezynfekcyjnych stosowanych do usuwania mikroorganizmów z różnego rodzaju wód, w tym przemysłowych – produkcyjnych.

3. Badania biodegradacji

W dziedzinie badań podatności związków organicznych na rozkład wyróżnia się trzy kierunki:

- testy biodegradacji na podstawie których określa się szybkość biochemicznego rozkładu związków w czasie; są to szybkie metody, lecz o ograniczonym zakresie oznaczeń kontrolnych, głównie dotyczących zaniku związku,
- badania podstawowe dla określenia dróg przemian związków przy udziale wyselekcjonowanych szczepów bakterii i grzybów z uwzględnieniem metabolitów pośrednich i enzymów katalizujących reakcje biochemiczne,
- badania biotechnologiczne prowadzone w celu poszukiwania czynników wspomagających procesy biodegradacji związków; wyniki badań można wykorzystywać w praktyce do uintensywniania procesów biologicznego oczyszczania ścieków i unieszkodliwiania osadów.

Podobnie jak w przypadku badań toksykologicznych, także i w zakresie badań biodegradacji podejmuje się prace nad standaryzacją metod pomiarowych. Dotyczy to ww. metod testowych stosowanych do oceny szybkości zaniku danego związku w czasie. Do znanych w piśmiennictwie należą metody wg Struma, Pittera, Zahn-Wellensa, Müllera, MITI, OECD, AFNOR (17,18), Rogowskiej (19). Międzynarodowa Organizacja Standaryzacji (ISO) proponuje test OECD, zmodyfikowany test wg Zahn-Wellensa i symulacyjny test z osadem czynnym jako

standardowe metody pomiaru biodegradacji. W Polsce obowiązują trzy Polskie Normy: dwie (20,21) dotyczą biodegradacji anionowych i niejonowych substancji powierzchniowo-czynnych (SPC) w warunkach kinetycznych i statycznych przy użyciu osadu czynnego, trzecia Polska Norma (22) to metoda badania tlenowej biodegradacji związków organicznych w środowisku wodnym w warunkach testu statycznego (z wyłączeniem SPC).

Proponowane i obowiązujące w wielu krajach normy wykazują znaczne różnice metodyczne, szczególnie w zakresie urządzeń i sposobów badań, składu podłoży mineralnych w których badany związek stanowi jedyne źródło węgla i energii dla mikroorganizmów, składu ścieków – jeśli są stosowane do badań biodegradacji związku w obecności innych substratów organicznych, stężeń testowanych związków, ilości i rodzaju zaszczerpienia, czasu trwania doświadczeń, stosowania substancji wzorcowych jako odniesienia dla badanych związków oraz rodzaju i zakresu badań kontrolnych. W testach biodegradacji stosuje się metody statyczne, półciągłe i dynamiczne. Badania prowadzi się na podłożach mineralnych o zróżnicowanym składzie pod względem zawartości makro- i mikroelementów, przy stężeniach związku od 20 do 1000 mg/dm³. Zaszczepienie prób stanowią mikroorganizmy z różnorodnych źródeł – wody powierzchniowej, ścieków, osadu czynnego, błony biologicznej. Czas badań zawiera się w granicach 1-60 dni. Jako badania kontrolne przyjmuje się oznaczanie rozpuszczonego węgla organicznego (RWO), ogólnego węgla organicznego (OWO), ChZT, BZT, ilości wytworzonego CO₂ lub zużytego O₂ oraz zaniku związku. Końcowym wynikiem testu jest określenie stopnia biodegradacji badanego związku w czasie, przy czym na ogół nie podaje się ich klasyfikacji ze względu na podatność na biochemiczny rozkład. W ostatnich propozycjach ISO przedstawiono sposób interpretacji wyników: wg metody Zahn-Wallensa związek (jako RWO) uznaje się za rozkładalny, jeśli w stężeniu 50-400 mg/dm³ jest usuwany w 90% do 20 dni, wg testu OECD – w stężeniu 5-40 mg/dm³ jest eliminowany powyżej 70% do 19-28 dni, natomiast wg symulacyjnego testu z osadem czynnym spadek RWO w okresie 2 tygodni powinien być wyższy niż 80%. Polska Norma (22), dotycząca badania biodegradacji związków organicznych w warunkach statycznych, przewiduje następującą klasyfikację rozkładalności (tab. 4).

Tabela 4

Klasyfikacja rozkładalności związków chemicznych (22)

Stężenie (mg/dm ³)	Stopień biodegradacji (%)	Czas badań (dni)	Ocena podatności na biochemiczny rozkład
≥ = 100	> 70	5	łatwo rozkładalny
	> 45	1	
≥ = 100	50-70	20	rozkładalny
	> 70	6-20	
≤ = 100	< 50	20	trudno rozkładalny
≤ = 100	0	20	oporny

W Republice Czesko-Słowackiej stosuje się klasyfikację związków w odniesieniu do ilorazu BZT i ChZT oraz spadku ChZT (tab. 5).

Powyższe rozważania dotyczyły na ogół testów prowadzonych w warunkach statycznych. Badania biodegradacji w warunkach dynamicznych są podejmowane przez wielu autorów, jednak różnice metodyczne często uniemożliwiają porównywanie wyników. Stąd też istnieje potrzeba standaryzacji metod w tym zakresie, szczególnie z zastosowaniem biocenozy osadu czynnego czy błon biologicznych złóż. W wyniku testów dynamicznych ustalić można parametry kinetyki rozkładu związków organicznych.

Tabela 5

Tabela rozkładalności związków chemicznych (16)

BZT/ChZT	Spadek ChZT (%)	Ocena podatności na biochemiczny rozkład
> 0,5	> 90	łatwo rozkładalny
0,4 – 0,5	50 – 90	średnio rozkładalny
0,2 – 0,4	10 – 50	wolno rozkładalny
< 0,2	< 10	nierozkładalny

Drugi kierunek badań biodegradacji obejmuje biochemiczne procesy przemian tych związków przez wyselekcjonowane ze środowiska szczepy mikroorganizmów. Badania prowadzone są w określonych, optymalnych warunkach wzrostu drobnoustrojów i pozwalają na ustalenie szlaków metabolicznych rozkładu związków z uwzględnieniem produktów pośrednich oraz enzymów, biorących udział w tych procesach.

W ostatnich latach szczególną uwagę zwrócono na biodegradację związków aromatycznych. Ilość tych związków w środowisku wzrasta, bowiem wykorzystywane są w procesach syntez organicznych do produkcji m.in. pestycydów, środków dezynfekcyjnych, tworzyw, barwników, koncentratów olejowych. Są to, na ogół, związki trudno rozkładalne, a ich biodegradacja uzależniona jest często od adaptacji bakterii i grzybów. Stąd też izolacja mikroorganizmów zdolnych do rozkładu związków aromatycznych pozwolić może na ich zastosowanie w urządzeniach do oczyszczania ścieków przemysłowych.

Goulding i wsp. (23) wykazali, że naturalna mikroflora obecna w ściekach nie jest zdolna do eliminacji z nich chloropochodnych fenolu, benzenu i toluenu. Zastosowana natomiast przez autorów mieszanina szczepów bakterii z rodzaju *Pseudomonas*, *Klebsiella*, *Rhodococcus* i grzybów rozkładała te związki z dużą efektywnością: 2-chlorofenol ulegał biodegradacji z szybkością 5,1 mg/dcm³ godz; 2,3-dwuchlorofenol - 4,6 mg/dcm³ godz; 1,2,3-trójchlorobenzen - 4,66 mg/dcm³ godz; toluen - 2,7 mg/dcm³ godz; 3-chlorotoluen - 3,1 mg/dcm³ godz; 4-chloro-o-krezol - 2,79 mg/dcm³ godz. Nie obserwowano fazy lag podczas degradacji badanych związków.

Podobne spostrzeżenia poczynili Oldenhuis i wsp. (24). Autorzy zaobserwowali, że w reaktorach z wypełnieniem cząstkami gleby zaszczerpionymi osadem czynnym nie zachodził rozkład benzenu, toluenu, o-, m- i p-ksylenu, chlorobenzenu, o-dwuchlorobenzenu i 1,3,5-trójchlorobenzenu. Natomiast czyste szczepy bakterii z rodzaju *Pseudomonas* adaptowane do degradacji związków aromatycznych wykorzystywały te związki; wprowadzenie ich do urządzeń oczyszczających może skrócić czas adaptacji i przyspieszyć proces rozkładu.

Nie zawsze jednak skuteczne jest wprowadzenie do urządzeń oczyszczalni mikroorganizmów aktywnych w biodegradacji związków aromatycznych. Westmeister i Rehm (25) wykazali, że imobilizowane na cząstkach gliny bakterie *Alcaligenes sp.*, A 7-2 rozkładały 4-chlorofenol w ściekach sterylnych, natomiast, w niesterylnych – w obecności innych bakterii – ginęły. Okazało się, że produktem degradacji tego związku, przeprowadzanej przez różne gatunki bakterii poza *Alcaligenes* był semialdehyd kwasu 5-chloro 2-hydroksymukonowego, który hamował rozwój bakterii. Praca ta potwierdziła zatem konieczność prowadzenia badań nad przemianami metabolicznymi związków i określenia wpływu metabolitów pośrednich na przeżywalność mikroorganizmów odpowiedzialnych za przebieg biodegradacji.

W zakresie tym jest w piśmiennictwie wiele prac i choć mają one charakter badań podstawowych, to ich wyniki wykorzystywać można do realizacji trzeciego kierunku, tj. biotechnologicznego, wykorzystywanego w dziedzinie biodegradacji. Biotechnologia łączy badania mikrobiologiczne, inżynierii genetycznej i działań technicznych w celu wykorzystania mikroorganizmów do eliminacji zanieczyszczeń ze ścieków, odzysku surowców, czy do wytworzenia

określonych użytecznych produktów z odpadów. Dla realizacji tych celów niezbędna jest hodowla odpowiednich szczepów drobnoustrojów. Dla ich uzyskania wykorzystuje się inżynierię genetyczną, przeprowadzając transfer genów poprzez plazmidy z komórek mikroorganizmów, zdolnych do zużywania określonych trudno rozkładalnych związków do komórek innych bakterii (26). Uzyskiwana na tej drodze populacja stanowi biocenozę aktywną w procesach biodegradacji. Zintensyfikowanie przemian biochemicznych zachodzi nie tylko poprzez odpowiednio „zaprogramowane” i adaptowane drobnoustroje, ale w wyniku stworzenia im właściwych warunków rozwoju, w których mogą zachodzić procesy kometaboliczne, a obecność aktywatorów reakcji enzymatycznych czy związków wspomagających biodegradację może umożliwić rozkład substancji opornych. Należy także stwierdzić, że zwiększenie biomasy mikroorganizmów poprzez immobilizację komórek lub ich enzymów na nośnikach uintensyfikuje procesy rozkładu związków organicznych. Unieruchomione w ten sposób drobnoustroje wykorzystuje się w urządzeniach do oczyszczania ścieków.

Podsumowanie

Ocena aktualnej sytuacji w zakresie metod badań toksyczności i biodegradacji substancji zanieczyszczających środowisko skłania do wniosku, że istnieje konieczność stworzenia w Polsce odpowiedniego systemu decyzyjnego niezbędnego do zarządzania środowiskiem. System ten powinien obejmować szeroki zakres badań toksyczności ostrej i chronicznej oraz podatności na biochemiczny rozkład związków organicznych i preparatów handlowych o nieznanym oddziaływaniu na wody i glebę. Opracowanie standardowych metod tych badań i jednoznacznych kryteriów oceny jest niezbędne do właściwego gospodarowania zasobami wodnymi.

Literatura

1. Microbial technologies to overcome environmental problems of persistent pollutants (1987). Ed. Alexander M., United Nations Environment Programme, Nairobi.
2. Cairns J. (1980). Bioscience, 30.
3. Tiedge H., Nagel R., Urlick K., (1988), Bull. Environ. Contam. Toxicol., 38.
4. Walker J.D., (1989), JWPCF, 61, 6.
5. Mount D.I., Stephan C.E., (1969), J. Fish. Res. Bd. Canada, 26.
6. Keller A.E., Dutton R.J., Bitton G., Crisman T.L., (1988), Bull. Environ. Contam. Toxicol., 41.
7. Water Quality Criteria of 1972., (1973), National Academy of Science and National Academy of Engineering US EPA, Washington.
8. Warner R.E., (1967), Bio-assays for microchemical environmental contaminants with special reference to water supplies. Bull. Wld. Hlth. Org., 36.
9. Doudoroff P. et al., (1951), Sew. Ind. Wastes, 23.
10. Solski A., (1977), Metodyka badań biotoksykologicznych w środowisku wodnym., IMiGW, Wrocław.
11. Polska Norma PN-72C-04610 ark. 03, Woda i ścieki. Badania toksyczności zanieczyszczeń dla organizmów wodnych. Oznaczanie toksyczności ostrej na rozwielitce dużej (*Daphnia magna*).
12. Polska Norma PN-72C-04610 ark. 04, Woda i ścieki. Badania toksyczności zanieczyszczeń dla organizmów wodnych. Oznaczanie toksyczności ostrej na gupiku (*Lebistes reticulatus*).
13. Polska Norma PN-72C-04610 ark. 05, Woda i ścieki. Badania toksyczności zanieczyszczeń dla organizmów wodnych. Oznaczanie toksyczności ostrej na glonie *Chlorella*.
14. Słomczyńska B., (1987), Wpływ chromu Cr⁶⁺ na fizjologię kielża *Gammarus varsoviensis* Jażdż., jako bioindykatora jakości wód powierzchniowych metodą testu toksyczności chronicznej. Praca doktorska. Politechnika Warszawska, Wydział Inżynierii Sanitarnej i Wodnej, Warszawa.
15. Ausgewählte Methoden der Wasseruntersuchung B. II, (1975), Biologische, mikrobiologische und toxicologische Methoden, VEB Gustav Fischer Verlag, Jena.

16. Dočkal P., Soldan P., (1988), *Metody testů akutni toxicity a biodegradability xenobiotik*. Učelova Publikace VUV, 18 Výzkumý ustav vodohospodarsky ve statnim zemedelskem nakladatelstvi, Praha.
17. Dojlido J., (1982), *Metody pomiaru biodegradacji*. Wodociągi i Kanalizacje, 15, Arkady, Warszawa.
18. *Biotechnology* Ed. Rehm M.J., Reed G., (1986), VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim, 8, 21.
19. Rogowska C.J., Łazariewa M.F., Kostina L.M., (1962), *Kanalizacja-Biochemiczeskaja oczistka stocznych wod predpriyatij chemiczeskoj promyslnosti*, Moskwa.
20. Polska Norma PN-72 C-04550.09, *Oznaczanie efektywności biochemicznego utleniania anionowych i niejonowych syntetycznych substancji powierzchniowo czynnych metodą osadu czynnego w warunkach kinetycznych*.
21. Polska Norma PN-72 C-04550.10, *Oznaczanie efektywności biochemicznego utleniania anionowych i niejonowych syntetycznych substancji powierzchniowo czynnych metodą osadu czynnego w warunkach statycznych*.
22. Polska Norma PN-88 C-05561, *Woda i ścieki. Badania tlenowej biodegradacji związków organicznych w środowisku wodnym w warunkach testu statycznego*.
23. Goulding G., Gillen J.J., Bolton E., (1988), *J. of Bacteriol.*, 65.
24. Oldenhuis R., Kuijk L., Lammers A., Janssen D., Withold B., (1989), *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, 30.
25. Westmeier F., Rehm H.J., (1987), *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, 26.
26. Grady L., (1985), *Biotechnology & Bioengineering.*, 27, 5.

State and perspectives of the development of toxicity and biodegradation methods

Summary

This paper presents the research of toxicological methods and biodegradation tests of organic substances in connection with the surface water and soil protection against pollutants.

Based on the publication's data the fundamental principles of providing the tests and criteria of pollutant toxicity estimations in relation to the biocenosis and their persistency in environment are discussed. This paper also presents the role and importance of above mentioned researches in the decision systems applied to estimation of chemicals limits as a base of managing of natural sources. The comparison of domestic and foreign effects of biotechnology which is to be used for environment protection is presented. It is shown, that current criteria of soil and water threats in Poland do not cover toxicodynamical peculiarities as well as resistance of the pollutants on the biochemical degradation; in conclusion it shows the need of their introduction into environment management systems.

Adres dla korespondencji:

Maria Łebkowska, Instytut Inżynierii Środowiska, Politechnika Warszawska, ul. Nowowiejska 20, 00-653 Warszawa.