ZESZYTY NAUKOWE POLITECHNIKI ŚLĄSKIEJ 1984

Seria: INŻYNIERIA SANITARNA z. 25 Nr kol. 790

Maria ZDYBIEWSKA

CHEMIZM BIODEGRADACJI ANIONOWYCH SUBSTANCJI POWIERZCHNIOWO-CZYNNYCH I PRODUKTY METABOLIZMU

Streszczenie. Przedstawiono zasadnicze drogi biochemicznych przemian anionowych substancji powierzchniowo-czynnych, biorąc pod uwagę ich specyficzną budowę oraz główne produkty rozkładu, mogące być wskaźnikiem stopnia mineralizacji.

Biorąc pod uwagę fakt, że moment, w którym na podstawie charakterystycznej reakcji nie wykazujemy w wodzie lub ściekach SPC, nie jest równoznaczny z całkowitym jej usunięciem, konieczne jest prześledzenie dróg rozkładu takich substancji z punktu widzenia zanieczyszczenia środowiska wodnego. Należy także podkreślić, że produkty pośrednie rozkładu, szczególnie przy niepełnym utlenieniu związku wyjściowego, mogą okazać się bardziej toksyczne niż substancje pierwotne.

Ponadto uwzględniając złożoną budowę SPC oraz różne drogi ich metabolizmu w procesach oczyszczania ścieków trzeba będzie uwzględnić konieczność dopracowania wielu wariantów określania tych produktów zarówno pod względem jakościowym, jak i ilościowym.

Substancje powierzchniowo-czynne (SPC) przedstawiają sobą różnorodną ze względu na chemiczną strukturę grupę związków, charakteryzujących się z użytkowego punktu widzenia zdolnością obniżania napięcia powierzchniowego cieczy.

Przyjęto je dzielić na jonowe-dyscocjujące na jony w środowisku wodnym i niedyscocjujące - niejonowe.

Największe niebezpieczeństwo dla środowiska stanowią anionowe i niejonowe SPC, szeroko wykorzystywane jako komponenty środków myjących, emulgujących, zwilżających itp., a sumaryczna ich produkcja sięga około 80% ogólnej ilości, gdyż w chwili obecnej nabierają znaczenia również kationowe SPC [1].

Chemiczne i fizykochemiczne metody oczyszczania ścieków nie zapewniają załatwienia problemu walki z zanieczyszczeniami wody SPC, gdyż przy zastosowaniu tych metod związki te ulegają przeważnie tylko częściowemu rozkładowi lub usunięciu, ale nie rozkładają się w pełni do CO_2 i H_2O i innych prostych produktów.

Pełna destrukcja SPC dokonywana jest przez drobnoustroje, na wykorzystaniu której oparte są biologiczne metody oczyszczania ścieków.

Jednak oczyszczanie ścieków zawierających SPC ogólnymi metodami biologicznymi napotyka na wiele trudności, gdyż wiele z nich jest stosunkowo opornych na rozkład mikrobiologiczny i przechodzi przez urządzenia oczyszczające bez zmian.

Podatność SPC na biodegradację zależy od ich chemicznej struktury. Budowa drobiny substancji z jednej strony definiuje jej przydatność jako substratu dla odpowiednich enzymów, a z drugiej może wskazywać na bakteriostatyczne lub bakteriobójcze działanie.

Ta ostatnia cecha jest szczególnie często spotykana wśród kationowych SPC. Wiadomo jednak, że i anionowe SPC mogą posiadać takie działanie i wtedy są one wyjątkowo oporne na rozkład biologiczny. W związku z tym jest bardzo prawdopodobne, że pierwszym etapem wzajemnego współdziałania drobnoustrojów i SPC jest nabycie przez nie cech oporności w odniesieniu do danej substancji. Właśnie spośród opornych osobników przy dalszym selekcjonowaniu ujawniają się kultury zdolne rozkładać SPC, z wykorzystaniem ich jako źródła pożywki [2].

Przy ocenie biodegradacji na uzyskane wyniki wpływa szereg parametrów, jak np.:

1) różne rodzaje stosowanej wody i biocenozy, a także czasu adaptacji do danej substancji,
2) temperatura procesu,
3) stężenie badanej substancji,
4) czas inkubacji,
5) rodzaj pozostałych związków w badanej wodzie,
6) różny skład badanych preparatów technicznych.

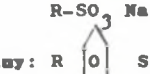
Odróżnia się wstępną i pełną biodegradację. Przy wstępnej bierze się pod uwagę zanik zdolności zmiany napięcia powierzchniowego lub stężenie nie dające zabarwienia z błękitem metylenowym, co dotyczy tylko anionowych SPC, rozpatrywanych w tym etapie rozważań. Można o tym sądzić także na podstawie stwierdzenia zaniku zdolności do wytwarzania piany [3], a również zachowania się organizmów żywych (dafnie, ryby), jeżeli nie są to produkty szkodliwe.

O pełnym rozkładzie świadczą niespecyficzne oznaczenia: BZT, ChZT, ogólnego węgla organicznego (OWO), wydzielenia CO_2. Niektórzy autorzy [4] proponują oceniać rozkład SPC wg intensywności wzrostu bakterii jako destruentów.

W praktyce najczęściej do niedawna stosowane anionowe aktywne substancje, to:

alkilosiarczany: $R\text{-}OSO_3\ Na$

alkilosulfoniany: $R\text{-}SO_3\ Na$

alkilobenzenosulfoniany: 

gdzie: R - nierozwidlony (liniowy) łańcuch alkilowy, najczęściej składający się z 10-18 atomów węgla.

Związki o rozgałęzionym łańcuchu alkilowym, np. tetrapropylenobenzenosulfonian rozkładają się znacznie wolniej.

Biodegradacja zachodzi zwykle lepiej przy większej długości łańcucha alkilowego, a u sulfonianów przy większej odległości między końcem łańcucha a grupą hydrofilową [5]. Mianowicie porównanie biodegradacji przez osad czynny prostołańcuchowych sulfonowanych izomerów nasunęło przypuszczenie, że przy biodegradacji sulfonowanych SPC grupa sulfonowa przyłącza się do enzymu utleniającego, w miejscu nieco oddalonym od centrum enzymu, zapoczątkowującego utlenianie łańcucha bocznego. SPC z długim łańcuchem bocznym mogą pokonać tę odległość łatwiej niż z krótszym i dlatego mogą być łatwiej rozkładane niż inne podobne im rozmiarem. Jak podaje cytowany autor, wydaje się prawdopodobne, że początkowe zaatakowanie łańcucha alkilowego jest w procesie biodegradacji najtrudniejszym krokiem i jeśli dojdzie do rozpoczęcia procesu degradacji, to potem zachodzi ona dużo szybciej.

Jednakże ze zwiększeniem długości łańcucha alkilowego powyżej C_{14}-C_{18} aktywność rozkładu alkilosiarczanów zmniejsza się, co wyjaśniano obniżeniem rozpuszczalności [6].

Dla alkilobenzenosulfonianów (ABS) stwierdzono [5], że pojedyncza grupa metylowa na bliższym lub dalszym końcu łańcucha tylko w nieznacznym stopniu opóźnia proces biodegradacji. Obecność granicznej grupy czwartorzędowej nie ma większego znaczenia, jeżeli jest odkryty koniec łańcucha alkilowego. Jeżeli takiego odkrytego końca nie ma, obserwuje się wyraźne hamowanie procesu. Degradacja zachodzi wtedy nie zwykłymi metabolicznymi drogami i jest ułatwiona przy zwiększeniu długości łańcucha.

Właściwe znaczenie dla biodegradacji ABS może mieć położenie sulfofenylowej grupy w łańcuchu alkilowym [2]. Graniczne izomery są bardziej podatne ("miękkie") od związków, w których grupa sulfofenylowa przyłączona jest w środku łańcucha.

W ciągu ostatnich lat dużo uwagi zwraca się na stwierdzenie przebiegu mikrobiologicznych przemian rozkładu anionowo-aktywnych SPC, a także wydzielenie i zbadanie odpowiednich enzymów odpowiedzialnych za ich rozkład. Wielu autorów cytowanych przez Retmistrowa i współpracowników [2] wykazało, że węglowodorowe grupy alkilosiarczanów, alkilosulfonianów i alkilobenzenosulfonianów utleniają się w tychże biochemicznych reakcjach co węglowodory, kwasy tłuszczowe i alkohole. Potwierdza to także Blażej i współpracownicy [7].

Drogi bakteryjnego rozkładu alkilobenzenosulfonianów obejmują także reakcje rozszczepienia pierścienia benzenowego. ABS są bardziej trwałe na rozkład, a ponieważ stanowią znaczną część ogólnej produkcji, na ich metabolizm zwrócono szczególną uwagę.

Głównymi biochemicznymi reakcjami prowadzącymi do rozerwania wiązań C-C, w wyniku czego rozkłada się drobina ABS, jest ω- oksydacja, tj. utlenianie granicznej metylowej grupy w łańcuchu alkilowym, α- oksydacja i β-

oksydacja oraz rozkład pierścienia benzenowego, za pomocą mechanizmów orto i meta - rozszczepienia.

ω - oksydacja grupy alkilowej jest analogiczna do rozkładu prostołańcuchowych węglowodorów poprzez wytworzenie alkoholu i aldehydu do kwasu karboksylowego:

$$-CH_2 - CH_3 \longrightarrow -CH_2 - CH_2OH \longrightarrow -CH_2CHO \longrightarrow - CH_2COOH$$

Przy α - oksydacji łańcuch alkilowy stopniowo skraca się o jeden atom węgla, który wydziela się w formie CO_2.

β- oksydacja prowadzi do stopniowego skracania łańcucha alkilowego od razu o dwa atomy węgla.

Heyman i Moloff [8] badali zdolność wydzielonej przez Payne'a kultury Pseudomonas C 12 B do rozkładu liniowych, pierwszo- i drugorzędowych ABS, o różnej długości łańcucha alkilowego. Kultura rozkładała ABS z krótkimi 1- i 2-węglowodorowymi alkilowymi łańcuchami. ABS o długości łańcucha C_3 - C_{12} rozkładane były tylko po wstępnej inkubacji bakterii z alkoholami, aldehydami lub kwasami, odpowiadającymi im ilością atomów węgla, jak i bardziej długimi.

Autorzy ci uważają, że dla rozłożenia ABS z długim łańcuchem alkilowym nieodzowna jest wstępna indukcja odpowiednich enzymów związkami bliskimi do struktury badanego ABS, ale nie zawierającymi pierścienia.

Bakteryjny rozkład ABS zachodzi w wyniku szeregu reakcji biochemicznych: ω - oksydacji, β- oksydacji wtórnej ω - oksydacji, α- oksydacji, niepełnej β- oksydacji i dekarboksylacji, które prowadzą do wytworzenia kwasu benzoesowego lub fenoksyoctowego, przy czym ABS z nieparzystą ilością atomów węgla w łańcuchu alkilowym rozkłada się poprzez kwas benzoesowy, a z parzystą liczbą atomów poprzez kwas fenoksyoctowy. Substancje z parzystą ilością atomów węgla indukują drogą rozkładu do kwasu benzoesowego, z nieparzystą - obie drogi. Dalszy rozkład kwasu benzoesowego fenoksyoctowego zachodzi z rozerwaniem pierścienia.

Willets i współpracownicy [9,10,11] stwierdzili u bakterii zdolnych do β - oksydacji zależność od NAD oksygenazy, o mieszanej funkcji. Ten konstytutywny enzym utlenia ABS dzięki dowolnie szerokiej, substratowej specyficzności.

W komórkach bakterii rozkładających ABS zawarte są także kluczowe enzymy klasycznego typu, prowadzące proces β- oksydacji, a mianowicie: acylo Co A-syntetaza, acylo CoA dehydrogenaza i β- oksyacylo - CoA - dehydrogenaza. Cały kompleks enzymów β- oksydacji charakteryzuje się szeroką substratową specyficznością i działa na kwasy tłuszczowe, wszystkie prostołańcuchowe ABS i niektóre izomery ABS z rozgałęzionym łańcuchem. β- oksydacja nie zachodzi, jeśli grupa metylowa w rozgałęzionym łańcuchu znajduje się obok β- atomu węgla. Jak stwierdzono, są jednak drobnoustroje z rodzaju Micrococcus, które mogą rozkładać β- metylo obsadzone izo-

mery ABS drogą kombinacji α- i β- oksydacji. Bakterie te wydzielane są stosunkowo rzadko, co świadczy o nieznacznym rozpowszechnieniu w przyrodzie zdolności kombinowanych mechanizmów α- i β- oksydacji. Tym właśnie wyjaśnia się oporność na biodegradację izomerów z grupą metylową w β- położeniu. Na mikrobiologiczny rozkład niepodatne są także izomery z dwoma metylowymi grupami obok końcowego atomu węgla.

Stosunkowo trwałymi na biochemiczny rozkład są izomery zawierające czwartorzędowy atom węgla. Wszystkie wyciągi bakteryjne wydzielone na pożywce z tymi substancjami, jako jedynym źródłem węgla, zawierają dehydrogenazę, biorącą udział w metaboliźmie kwasu pantotenowego, która posiada analogiczną strukturę [9].

Degradacja pierścienia benzenowego ABS zachodzi za pomocą mechanizmów znanych z prac nad mikrobiologicznym rozkładem fenoli [12, 13, 14].

Stwierdza się więc, że przy rozkładzie pierścieniowej części drobiny ABS przez czyste kultury bakterii zachodzi ortorozszczepienie aromatycznego jądra. W tym czasie wykazano [15], że aromatyczny pierścień benzenosulfonianu i toluolo - n - sulfonianu może rozkładać się dwoma drogami. Bezkomórkowe wyciągi wyodrębnionych ze ścieków i wody rzecznej kultur Ps. aeruginosa z początku utleniają te związki do pirokatechiny, a po tym kultura A metabolizuje je, przekształcając stopniowo na drodze meta-oksydacji do polialdehydu kwasu 2-oksymukonowego, kwasu 4-ketowalerianowego, aldehydu octowego i kwasu pirogronowego. Kultura B przeprowadzała ortorozszczepienie pierścienia benzenowego i transformowała go do kwasu cis, cis mukonowego, mukonolaktonu, enololaktonu kwasu β-ketoadypinowego i β-ketoadypinianu. Autorzy uważają, że benzenosulfonian i toluolo-n-sulfonian indukują u Ps. aeruginosa 2,3-katecholooksydazę. Ciekawe przy tym wydaje się, że wydzielone ze ścieków kultury Ps. fluorescens zdolne rosnąć na benzenosulfonianie i toluolo-n-sulfonianie, jako jedynych źródłach węgla, nie rosną na etylobenzenosulfonianie i odpowiadających pochodnych z 4-18 C w bocznym łańcuchu [16]. Ps. testesteroni H-8 równocześnie z benzenosulfonianem i toluolo-n-sulfonianem wykorzystuje etylobenzenosulfonian, ale nie wykorzystuje wyższych homologów. W tym samym czasie bakterie adaptowane do ABS zdolne są rozkładać benzenosulfonian, ale po długiej lag-fazie.

Nielsen i współpracownicy [17] stwierdzili przy oczyszczaniu ścieków zawierających alkilobenzenosulfonian metodą biodegradacji, na podstawie obecności w drobinie ^{14}C, że drogi węgla pochodzące z łańcucha alkilowego i pierścienia są identyczne, 62% C przechodzi do CO_2, 28-30% jest asymilowane i przechodzi w biomasę, 8-10% pozostaje rozpuszczone w roztworze.

Wpływ na rozkład ABS mają inne substancje dodawane do hodowli. Horvath i Koft [18] wykazali, że Pseudomonas Sp.HK-1 nie rośnie na pożywce z ABS. Wzrost i rozkład ABS obserwowano dopiero po dodaniu 0,01% glukozy. Przy rozkładzie bocznego łańcucha ABS jako produkty pośrednie stwierdzono izopropanol i czwartorzędowy alkohol butylowy. W wyniku przekształcenia pier-

cienia benzenowego tworzył się fenol, pirokatechina, kwas migdałowy, alkohol benzylowy i kwas benzoesowy. Autorzy uważają, że fenol odgrywa ważną rolę w desulfonacji ABS i przedkładają następujący utleniający mechanizm ich rozkładu na pożywce z fenolem:

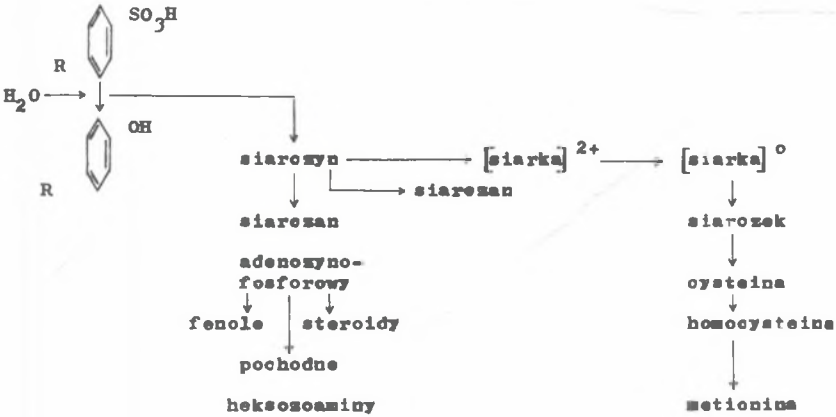
dodecylobenzenosulfonian fenol dodecylobenzen pirokatechina

Stąd wniosek, że poprzednia koncepcja o oporności na biodegradację substancji takiego rodzaju jest bezpodstawna gdyż mimo że substancje te nie podtrzymują wzrostu drobnoustrojów będąc jedynym źródłem węgla w pożywce, to mogą rozkładać się wg reakcji typu kometabolizmu w pożywkach kompleksowych, zawierających inne źródła węgla.

Wiadomo także, że zawierające siarkę SPC mogą być rozkładane przez drobnoustroje na drodze rozerwania wiązania C-S lub siarczanowo-eterowego. Siarczanowa lub sulfonianowa grupa [19] odszczepia się na drodze hydrolizy i obsadza hydroksylem, w wyniku czego tworzą się oksyalkany i oksyfenyloalkany. Siarczyn wewnątrz komórki utlenia się do siarczanu i następnie redukuje do siarczku, który jest wykorzystywany przez komórki przy biosyntezie, zawierających siarkę aminokwasów i innych substancji [9,10].

Na przykład przy desulfonacji ABS przemiana jonu siarczynowego może być przedstawiona następująco:

Schemat reakcji



Schemat przemiany jonu siarczynowego

Dowodem możliwości takiej drogi rozkładu było wytworzenie znacznej ilości jonów siarczanowych i siarczynowych na początku mikrobiologicznego rozkładu SPC.

Dla biodegradacji ABS zasadnicze znaczenie ma wzajemne położenie grupy sulfonowej i łańcucha alkilowego w odniesieniu do pierścienia benzenowego, para - połączenia rozkładają się szybciej niż orto - lub meta - pochodne.

Hsu wykazał, że bezkomórkowe preparaty [20] otrzymane z bakterii rodzaju Pseudomonas, zdolne rosnąć na dodecylosiarczanie sodu, hydrolizują sulfoesterowe wiązania, w wyniku czego oswobadza się jon siarczanowy i tworzy alkohol dodecylowy. Preparat enzymatyczny odszczepiał także jon siarczanowy od dodecylo- i tetradodecylosiarczanów.

Spotyka się także stwierdzenia, że w bezkomórkowych ekstraktach z bakterii Pseudomonas spotyka się enzym hydrolizujący w cząsteczkach C_4-C_7 i C_8-C_{12}-n - alkilosulfonianów węglowe atomy bezpośrednio związane z grupą sulfonianową. Wytwarzające się w wyniku reakcji 1-oksyalkile-1-sulfoniany są nietrwałe i szybko rozkładają się z wydzieleniem aldehydów i dwusiarczynu. Aldehyd z kolei utleniał się do kwasów tłuszczowych. Enzym zidentyfikowany jako n-alkilo-1-sulfonato-hydroksydaza nie różnił się wyraźnie swoją specyficznością i działał na większość pierwszo- i drugorzędowych alkilosulfonianów. Był on aktywny w warunkach tlenowych. W obecności NAD-H_2 aktywność zwiększała się. Zgodnie ze swoimi cechami wyodrębniony enzym prawdopodobnie może być zaliczony do monooksygenaz.

Zwraca się także uwagę na to, że obecność w pierścieniu benzenowym podstawnika - SO_3H wyraźnie podwyższa trwałość związków aromatycznych na biochemiczny rozkład.

Rotmistrow [2] podaje za literaturą dane o możliwości biodegradacji zawierających siarkę SPC na drodze hydrolizy w warunkach beztlenowych, jednakże biochemiczna strona tego procesu nie została zbadana. Stwierdzono tylko, że SPC o rozgałęzionym łańcuchu alkilowym praktycznie w tych warunkach nie rozkładają się, gdy w tym czasie prostołańcuchowe w ciągu 3-6 h rozkładają się w 80%.

Przedstawiony powyżej przegląd świadczy o konieczności indywidualnego rozpatrywania metabolizmu poszczególnych SPC oraz uzyskanych w ten sposób produktów. Biorąc więc pod uwagę fakt, że preparaty techniczne stanowią zwykle mieszaninę izomerów i homologów, problem się komplikuje i wobec tego drogi takich przemian i ich produkty powinny być w zasadzie rozpatrywane przed wprowadzeniem ich do masowej produkcji.

Wprawdzie Pitter [21,22] proponuje w zasadniczy sposób uprościć ten problem oznaczając ChZT w odniesieniu do teoretycznego zapotrzebowania tlenu [TZT], to jednak sposób ten pozostaje nadal dyskusyjny, gdyż nie pozwala na wyodrębnienie pośrednich produktów rozkładu. Produkty te - jak widać z przedstawionego przeglądu - mogą być bardzo różne i odmiennie mogą też oddziaływać na organizmy żywe, w tym również na człowieka.

Świadczyć o tym może szereg niepublikowanych ekspertyz wykonanych przez nas w Zespole Technologii Biologicznego Oczyszczania Instytutu Inżynierii

i Technologii Wody, Ścieków i Odpadów Politechniki Śląskiej, gdzie np. przy zastosowaniu tak zwanej metody "testowej", ChZT roztworu SPC w miarę upływu czasu stopniowo wzrastało i dopiero po zajściu dalszych przemian badanych substancji wykazywało wyraźne różnice w odniesieniu do wyników wyjściowych.

LITERATURA

[1] Prognozy produkcji związków powierzchniowo-czynnych, POLLENA-TŚPR, Ekspress Informacja, XX, 35, (1976).

[2] Rotmistrow M.N., Gwozdjak P.G., Stawskaja S.S.: Mikrobiołogija oczistki wody. Naukowa Dumka, Kijew 1978.

[3] Bogan R.H., Sayer C.N.: Biochemical degradation of synthetic detergents. I Preliminary studies, Sew. Ind. Wastes, 26, 1069, (1954).

[4] Prochazka G.J., Payne W.J.: Bacterial growth as practical indicator of extensive biodegrability of organic compounds, Appl. Microbiology, 13, 702, (1965).

[5] Swisher R.D.: Biodegradation of ABS in relation to chemical structure, J. Water Pollut.Contr.Fed. 35, 877, (1963).

[6] Winter W.: Der biochemischer Abbau von Detergentien bei der Abwasser reinigung, Wasserwirtschaft - Wassertechnik, nr 12, 369, 1964.

[7] Blažej A. i współpracownicy: Tenzidy, Alfa - Bratislava, SNTL - Praha, 1977.

[8] Heyman J.G., Moloff Al.: 2.Biodegradation linear and alkylated sulphonates. Environ Sci. and Technol., 20, 773, (1968).

[9] Willets A.J.: Microbial aspects of detergent biodegradation in the environment, J. Appl.Chem.Biotechn., 22, 879, (1972).

[10] Willets A.J., Cain R.B.: Microbial metabolism of alkylbenzene sulphonates, Biochem. J.

[11] Willets A.J., Cain R.B.: Microbial metabolism of alkylbenzene sulphonates, Bacterial metabolism of p-undecylbenzene sulphonate and p-dodecyl sulphonate, Biochem.J. 129, 389, (1972).

[12] Tausson W.O.: Osnownyje położenija rastitielnoj bioenergetyki, Izd. Akademii Nauk SSSR, Moskwa-Leningrad, 1950.

[13] Praca zbiorowa: Biochemistry of phenolic compouds. Academic Press, London and New York, 1964.

[14] Zdybiewska M.: Mikrobiologiczny rozkład związków fenolowych. Postępy Mikrobiologii VII, 161, (1968).

[15] Farr D.R., Cain R.D.: Utilization of aromatic sulphonic acids by microorganisms, J. Gen.Microbiol. 41, XV, (1956).

[16] Ripin M.J., Noon K.F., Cook T.M.: Bacterial metabolism of arylsulphonates.
1.Benzene sulphonates as growth substrate for Pseudomonas testêroni H-8, Appl.Microbiol. 21, 495, (1971).

[17] Nielsen A.M., Meyers J.D., Blechmann C.A., Hunddleston R.L.: LAS biodegradation: ultimative fate of alkyl and ring carbon, Soap, Cosmet. Chem. Spec. 56, (3), 48, 50, 50A, 50B', 58, wg Chem.Abstr. 93, 1980, 119670 d.

[18] Horvath R.S., Koft B.W.: Degradation of alkyl benzene sulphonate by Pseudomonas species. Appl. Microbiol. 23, 407, (1972).

[19] Bogan R.N.: Biochemical degradation products - a new dimension in stream pollution. Zew.Ind. Wastes, 30, 208, (1958).

[20] Hsu U.C.: Detergent (sodium-lauryl-sulphate) - splitting enzyme from bacteria, Nature, 200, 1091 (1963).

[21] Pitter P.: Vztah mezi molekulovou strukturou a biologickou rozložitelnosti saponatů a jejich metabolismus, Sbornik VŠChT v Praze F 14, 45, (1968).

[22] Pitter P., Fuka T.: Problem of the ultimate biodegradability of linear alkylbenzene sulfonates. Sbornik VŠChT w Praze F 23, 137 (1980).

ХИМИЗМ БИОДЕГРАДАЦИИ АНИОНОВЫХ СУБСТАНЦИЙ ПОВЕРХНОСТНО-ДЕЙСТВУЮЩИХ И ПРОДУКТЫ МЕТАБОЛИЗМА

Р е з ю м е

В работе представлены основные пути биохимических изменений анионовых поверхностно-действующих субстанций, учитывая их специфическую структуру а также главные продукты распада, которые могут быть показателем степени минерализации.

BIODEGRADATION CHEMISM OF ANION SURFACE-ACTIVE SUBSTANCES AND METABOLISM OF PRODUCTS

S u m m a r y

Main ways of anion biochemical conversions of surface-active substances are presented. Their specific structure and main decomposition products are taken into account as possible indices of mineralization level.