

УДК 581.192 : 582.287.37

© О. В. Федотов

ФІЗИКО-ХІМІЧНІ ПОКАЗНИКИ МІКОЛОГІЧНИХ ОБ'ЄКТІВ У БІОІНДИКАЦІЇ ДОВКІЛЛЯ

Донецький національний університет; 83050, м. Донецьк, вул. Щорса, 46
e-mail: bio.graff@yandex.ua

Федотов О. В. Фізико-хімічні показники мікологічних об'єктів у біоіндикації довкілля. – Вивчалися процеси перекисного окиснення ліпідів та активність антиоксидантних ферментів базидіоміцетів за дії факторів культивування. Встановлено, що фізико-хімічні показники базидіоміцетів можуть бути використані в системі індикації стану довкілля чи наявності певних поліютантів у середовищі, що аналізується. Перспективним напрямком є використання в біотестуванні довкілля новітніх методів і приладів з фіксацією хемілюмінесценції, оскільки реакції вільних радикалів і антиоксидантного захисту в живих системах, інтенсивність яких змінюється під впливом різноманітних факторів, супроводжуються слабким світінням.

Ключові слова: перекисне окиснення ліпідів, активність антиоксидантних ферментів, базидіоміцети, біоіндикація.

Вступ

Сучасний розвиток суспільства характеризується зростанням антропогенного навантаження на екосистеми та техногенного забруднення довкілля, що спричиняє суттєве погіршення здоров'я населення [7, 13]. У зв'язку з цим пріоритетного характеру набувають дослідження, спрямовані на розробку ефективних способів утилізації промислових відходів, пошук чутливих тест-об'єктів і впровадження методів біоіндикації і біомоніторингу екологічного стану антропогенно зміненого середовища [13, 21, 22, 25].

Біотичний підхід є новітньою тенденцією в екологічному контролі шкідливих впливів, оскільки хімічний аналіз свідчить лише про наявність «маркерів» – певних концентрацій забруднювачів і нічого не говорить про стан і перспективу розвитку різних компонентів біоти й екосистеми в цілому. Тому гострою й актуальною проблемою екологічного контролю є вибір інформативних біологічних показників і адаптація біологічних методів для екоконтролю [2, 16, 21].

Індикаційні властивості виявляються на різних рівнях біологічної організації – як на рівні популяції чи організму, так і в змінах молекулярних, біохімічних, фізіологічних, тканинних та інших параметрів [25]. Виходячи з цього, для вирішення завдань екологічної індикації розглядаються можливості застосування різних організмів – як прокариот, так і еукаріот, що може забезпечити проведення швидких і дешевих випробувань [10, 25]. Роботи щодо використання вищих грибів у якості біоіндикаторів поодинокі [8, 9, 16-20, 23]. Однак велике значення макроміцетів у забезпеченні нормального функціонування природних екосистем виправдовує необхідність практичного застосування результатів мікологічних досліджень, включення мікологічних показників у системи біотичних спостережень. Вивчення реакцій їх окремих видів на забруднення різних типів може стати придатним у проведенні якісного та всебічного тестування навколишнього середовища та відкриває новий напрямок їхнього практичного застосування. Крім того, апробовані способи ведуть до удосконалення методів біологічної індикації, котрі передбачають ідентифікацію забруднюючих речовин та встановлення їх концентрації [16, 20].

Відомий спосіб проведення біоіндикації на основі використання міксоміцетів для дослідження токсичності нафтозабруднених ґрунтів, а також ґрунтів з надлишковим засоленням пластовими водами, що формуються на відвалах фосфогіпсу та знаходяться в зоні металургійних комбінатів [22]. Відповідно до цього способу проводять експрес-оцінку ступеня токсичного навантаження на природні системи, аналізують вплив замочування спор у розчинах біхромату калію на їх проростання, а саме: в лабораторних умовах на агаризованих середовищах вирощують міцелій різних видів міксоміцетів, змивають конідії з поверхні культури, замочують спори в розчинах біхромату калію таких концентрацій – 0,5 ppm, 50 ppm та підраховують кількість пророслих конідій. На основі отриманих даних інгібування проростання конідій встановлюють чутливість до токсиканту. Обмежує

застосування цього способу патогенність міксоміцетів по відношенню до людини, яка виявляється в здатності викликати алергічні реакції. Недоліком цього способу також є необхідність постійного культивування грибів у лабораторних умовах.

Доведено принципову можливість використання фітопатогенних мікроміцетів як біологічних тест-систем. Зокрема обґрунтовано використання фітопатогенних мікроміцетів для моніторингу на біоценотичному та популяційному рівнях. Раннє виявлення відхилень від нормальних співвідношень у складі комплексів різних еколого-систематичних груп мікроміцетів, характерного для природних резерватів, дає можливість прогнозувати ситуацію та вживати практичні заходи для усунення негативного антропогенного пресингу [10]. Проаналізовано можливості використання фітопатогенних грибів як тест-об'єктів із застосуванням фізіолого-біохімічних параметрів. Зазначається, що для характеристики стресових факторів доцільно використовувати в якості параметрів проростання спор, ріст первинних гіф і фрагментів міцелію, агресивність. При цьому слід оцінювати саме зміну цих параметрів відносно контролю, оскільки вплив стресорів на фітопатогенні гриби може зумовлювати в них як інгібуючі, так і стимулюючі ефекти. Негативний вплив факторів може виявлятися не тільки в пригніченні, але й у стимуляції розвитку патогенних грибів [10]. Мікроскопічні гриби також давно використовують в якості тест-об'єктів для оцінки мутагенності різних сполук, отже, є можливість застосування мікроміцетів у мікотестуванні із залученням молекулярно-генетичних методів [6, 10, 14]. Недоліками представлених напрямків використання цих тест-об'єктів є патогенність мікроміцетів по відношенню як до рослин, так і до людини.

Розглянуто закономірності зміни співтовариств мікроскопічних грибів у навколишньому середовищі під впливом широкого набору антропогенних впливів (промислового, автотранспортного, сільськогосподарського забруднень, рекреації тощо), особливості формування мікобіоти в містах. Сформульовано підходи мікологічної біоіндикації. Описано реакції мікроскопічних грибів на всіх стадіях їхнього життєвого циклу (проростання спор, росту міцелію, утворення колоній, репродукції) на антропогенні фактори [11, 12].

Ще одним напрямком використання мікологічних організмів є включення їх у технології утилізації промислових відходів. Розроблені та апробовані біосорбенти для очистки поверхні природних і штучних водойм, стічних вод і рідких відходів виробництв від забруднення нафтою і нафтопродуктами з одночасною утилізацією забруднення мікроорганізмами. Біосорбенти включають біомасу штамів певних мікроміцетів чи їх консорціум [3]. Запропоновані способи не містять дані щодо реакцій окремих видів мікроміцетів на забруднення нафтою і нафтопродуктами.

Зпатентовано спосіб біотестування забруднення навколишнього середовища полютантами з використанням зморшкових грибів [16]. Ступінь токсичного навантаження на природні системи визначають за відсотком зниження чисельності пророслих спор та порівнюють ці дані з впливом розчинів біхромату калію при концентраціях – 1,3; 1,5; 1,7; 1,9; 2,1; 2,3; 2,5 та 3 мг/л на проростання аскоспор та формування ростових трубок. Недоліком цього способу є необхідність зберігання аскоспор з певними характеристиками проростання чи постійного культивування зморшкових грибів для отримання аскоспор.

Проведені ґрунтовні роботи щодо з'ясування можливості використання в біоіндикації вищих базидіальних грибів. Зокрема встановлено, що в лісових екосистемах України вміст ¹³⁷Cs у макроміцетах у середньому на один-два порядки вищий, ніж у лісовій підстилці, яку впродовж усього післячорнобильського періоду вважають основним депо радіонуклідів. Цей факт дає можливість використовувати макроміцети для біоіндикації забруднення радіоцезієм. Результати багаторічних досліджень дозволили виявити види грибів із гіпернакопичувальними (щодо радіоцезію) властивостями, серед яких деякі представники мікосимбіотрофних родин Cortinariaceae, Gomphidiaceae, Russulaceae, Boletaceae та Hymenogasteraceae. Для довгострокового радіоекологічного моніторингу рекомендовано поширені види-біоіндикатори *Lactarius rufus* і *Paxillus involutus* [8]. Картографування із застосуванням

індикаторних видів показало наявність виразного градієнта радіаційно-індукованого забруднення плодівих тіл макроміцетів із північної та північно-західної до центральної та південної частини Київської області. Аналіз динаміки накопичення ^{137}Cs дикорослими грибами свідчить про довгострокову небезпеку від використання їх із харчовою і лікарською метою [8]. Є суттєвою можливістю екстраполяції результатів цього дослідження на інші території з радіаційним забрудненням.

Автори цього дослідження [8] зазначають, що використання для експрес-діагностики обраних біоіндикаторних видів дозволяє оцінити ризик вживання дикорослих грибів, прогнозувати стан забрудненості ґрунтів, інших дикорослих грибів та ягід на певній території і уникнути проведення масштабних висококошторисних досліджень. Проте слід зазначити, що мікоіндикація в такому разі не дає статистично достовірних даних щодо рівня забруднення території через високий рівень варіабельності вмісту радіоцезію в зразках грибів навіть у межах зборів одного виду з одного місцезнаходження.

Виходячи з вищезазначеного метою наших досліджень було з'ясування можливості використання фізико-хімічних показників мікологічних об'єктів у індикації довкілля.

Матеріали та методи дослідження

Об'єктами дослідження були плодові тіла (ПТ) та штами базидіальних грибів.

Дикоростучі в природі плодові тіла 4 видів *Flammulina velutipes* (Curt.: Fr.) Sing., *Laetiporus sulphureus* (Bull.: Fr.) Bond et Sing., *Schizophyllum commune* Fr. та *Pleurotus ostreatus* (Jacq.: Fr.) Kumm., зібрані в м. Донецьку та Донецькій області – різних за екологічними умовами місцях зростання – та отримані з них чисті міцеліальні культури. Дослідні штами культивували поверхнево в колбах Ерленмейєра ємністю 250 мл на глюкозо-пептонному живильному середовищі ($\text{pH}_0=6,3\pm 0,3$) об'ємом 50 мл такого складу, г/л [4]: глюкоза – 10,0; пептон – 3,0; KH_2PO_4 – 0,6; K_2HPO_4 – 0,4; $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ – 0,5; CaCl_2 – 0,05; $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ – 0,001. Інокулюмом слугували 10-ти денні міцеліальні культури штамів на сусло-агарі. Температура культивування – $27,5^\circ\text{C}$. Строк ферментації – 20 діб. Визначення ферментативної активності в міцелії (на одиницю маси, г) та культуральному фільтраті (на одиницю об'єму, мл) проводили на 5, 10, 15 та 20-ту добу культивування. Матеріалами для досліджень були гомогенізований міцелій (МГ) та культуральний фільтрат (КФ) [19]. Досліджувану ферментативну активність в міцелії та КФ оцінювали спектрофотометричними методами: пероксидазну (ПА) – за інтенсивністю забарвлення продукту окислювання о-діанізидину перекисом водню [17]; каталазну – за забарвленням продукту реакції перекису водню з молібдатом амонію [18]. Інтенсивність процесів перекисного окиснення ліпідів визначали за вмістом продуктів ПОЛ, активних до тіобарбітурової кислоти (ТБК-АП) [19].

Досліди проводили в трикратній повторності. Отримані експериментальні дані обробляли за методом дисперсійного аналізу з використанням програм для проведення статистичної обробки результатів біологічних експериментів, порівняння дат здійснювали за методом Дункана, достовірною вважалася різниця за рівня вірогідності $P>0,95$ [15].

Результати та обговорення

Результати експериментальних досліджень показали, що дикорослі плодові тіла досліджуваних базидіоміцетів мають рівень каталазної та пероксидазної активності, який вірогідно відрізняється як за видовою ознакою, так і за місцем походження ПТ. Так, для міцелію 9 плодівих тіл *P. ostreatus* зафіксовано рівень каталазної активності, середнє значення якого в 1,3 рази вище за цей показник 11 ПТ *F. velutipes*. Каталазна активність міцелію плодівих тіл, які зібрані на екологічно забруднених територіях, значно вища значень КА міцелію плодівих тіл з дендрарію Донецького ботанічного саду НАНУ (контроль): у 1,4 рази для штамів *P. ostreatus* та у 1,6 – для *F. velutipes*. Щодо пероксидазної активності міцелію досліджених ПТ, то її середнє значення у *F. velutipes* перевищує цей показник у *P. ostreatus* в 1,6 рази. ПА плодівих тіл, зібраних у м. Донецьку, перевищує

контрольні значення у 2,5 рази для *P. ostreatus* та у 2,8 рази для *F. velutipes*.

На основі цих даних розроблено способи визначення стресового стану базидіоміцетів та екологічного стану місця їх зростання, які містять визначення каталазної або пероксидазної активності дикорослих плодових тіл базидіоміцетів, зібраних у різних місцях росту, та міцеліальних культур цих грибів при штучному культивуванні [17, 18].

Також нами запропоновані способи визначення стресового стану базидіоміцетів і екологічного стану місця їх зростання та індикації фенолу за вмістом продуктів перекисного окиснення ліпідів [19, 20]. Способи містять визначення вмісту продуктів перекисного окиснення ліпідів у міцелії дикоростучих плодових тіл базидіоміцетів з різних за екологічними умовами місць зростання та міцеліальних культурах цих грибів при штучному культивуванні в оптимальних умовах (контроль) і за дії стресорів.

Порівняльне вивчення інтенсивності ПОЛ міцелію показало, що найвищий вміст ТБК-АП характерний для досліджених культур *S. commune*, середнє значення якого в 1,8 рази вище за цей показник для *F. velutipes*, в 2,4 рази – для *P. ostreatus* та в 5,9 рази – для *L. sulphureus*. Як і у випадку з дослідженою ферментативною активністю, спостерігається залежність інтенсивності ПОЛ від місця зростання плодових тіл. Так, плодові тіла *P. ostreatus*, зібрані в національному природному парку «Святі Гори» і в дендрарії Донецького ботанічного саду (ДБС), мали вміст ТБК-АП в 2,7 рази, а *F. velutipes* – в 2,2 рази нижчий, ніж зібрані в м. Донецьку.

Вивчення впливу концентрацій фенолу в інтервалі від 0,005 до 0,15% на інтенсивність процесів ПОЛ досліджуваного штаму F-610 *F. velutipes* показало наступне. Зміна вмісту продуктів ПОЛ в культуральній рідині при концентрації фенолу 0,005% порівняно з контролем не є вірогідною. Отже, порогом чутливості на фенол – найменшою величиною параметра, яку може фіксувати штам F-610, є концентрація 0,01%. При цій концентрації найбільша кількість продуктів ПОЛ у міцелії зафіксована на 24 годину експозиції фенолу, що перевищувала цей показник у контролі в 1,6 рази, а у культуральній рідині – у 1,4 рази. Максимальна кількість продуктів ПОЛ у міцелії була зафіксована при концентрації фенолу 0,05% і перевищила контрольну у 9,99 рази. Найбільший вміст ТБК-АП у КФ зафіксовано при концентрації 0,15%, що у 2,95 рази більше за контрольну пробу. Концентрація фенолу в 0,15% є верхнім порогом чутливості для штаму F-610 *F. velutipes*, оскільки подальше підвищення концентрації фенолу у середовищі до 0,3% веде до пригнічення процесів перекисного окиснення ліпідів в міцелії та зменшення вмісту їх продуктів у культуральній рідині.

Проведені дослідження підтверджують загальнобіологічну закономірність про те, що будь-який організм під час впливу на нього нового фактору зовнішнього середовища чи при освоєнні нової екологічної ніші або є резистентний, або, як правило, адаптується, набуваючи при цьому властивості і зміну норм реакції, що досягається за рахунок варіабельності онтогенетичних і фізіологічних властивостей [21]. Виявлені адаптаційні перебудови, скоріше за все, ведуть і до формування мікобіоти урбанізованих систем цих міст. Недоліками цих способів є необхідність збору дикорослих плодових тіл певних базидіоміцетів на визначених територіях чи культивування їх у лабораторних умовах.

Отже, вищі базидіоміцети та їх фізико-хімічні показники можуть бути застосовані як індикатори стану довкілля чи наявності певних поллютантів у середовищі, що аналізується. Цікавим є використання отриманих результатів у біотестуванні довкілля з використанням новітніх методів і приладів з фіксацією хемілюмінесценції, оскільки реакції вільних радикалів супроводжуються слабким світінням [1, 5, 24].

Як відомо, хемілюмінесценцією (ХЛ) називається світіння, що супроводжує деякі біохімічні реакції. Клітини і тканини організмів зазвичай випромінюють надслабке світло в процесі своєї життєдіяльності [1]. Це власне світіння клітин і тканин зумовлене, в основному, реакціями з участю вільних радикалів. Низька інтенсивність цього світіння може бути посилена в присутності певних сполук, які називають активаторами чи підсилювачами (*enhancer*) хемілюмінесценції. За механізмом дії активатори розподіляють на дві чітко

розмежовані групи – хімічні і фізичні [5].

Хімічні активатори хемілюмінесценції (хромофори) – це сполуки, що вступають в хімічні реакції з активними формами кисню або органічними вільними радикалами, в ході яких утворюються молекули продуктів у збудженому електронному стані. Спостережуване при цьому світіння пов'язане з переходом молекул до основного стану, що приводить до висвічування фотонів:



де R – радикал, A – хімічний активатор, P – відповідальний за хемілюмінесценцію продукт перетворення молекули активатора в збудженому (P_A^*) і основному (P_A) електронних станах [5].

Добре відомі хемілюмінесцентні індикатори – люмінол (5-аміно-1,2,3,4-тетрагідро-1,4-фталазиндіон або гідрозид 3-амінофталевої кислоти) і люцігенін (динітрат 10,10'-диметил-9,9'-діакридинію).

Хемілюмінесцентні індикатори під час участі у хемілюмінесцентних реакціях піддаються незворотному окисненню і не регенеруються. Тому їх назва є дещо умовною, відрізняється від назви *індикатор* у традиційному розумінні цього слова. Хемілюмінесцентні реакції індикаторів є окисно-відновними реакціями, механізм яких складний і для більшості систем дотепер залишається недостатньо вивченим.

Люмінол у кислих та нейтральних середовищах при опроміненні УФ-світлом спричиняє флуоресценцію ($\lambda_{збуд}=350\text{нм}$, $\lambda_{макс}=450\text{нм}$), у лужному середовищі в присутності окисників – блакитну хемілюмінесценцію ($\lambda_{макс}=425\text{нм}$) (рис. 1). Під дією окисника (у даному випадку радикала гідроксилу) відбувається утворення радикала люмінолу, який потім вступає в реакцію з надоксидним аніон-радикалом кисню OO^\cdot , утворюючи внутрішній (трансануляний) пероксид (діоксид). Його розкладення приводить до утворення збудженої молекули 3-амінофталаату. Перехід цієї молекули до основного стану супроводжується випромінюванням кванта світла.

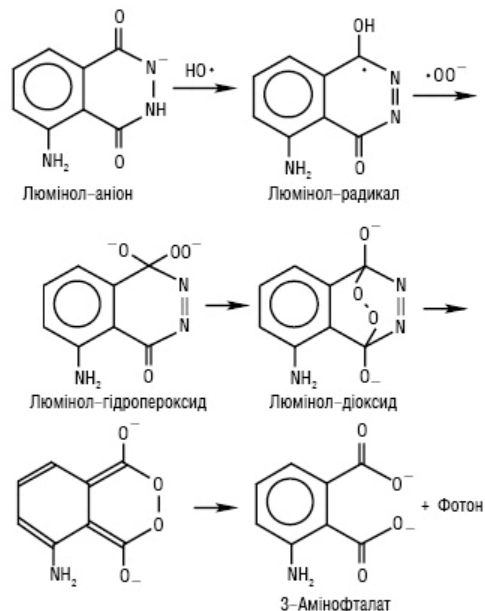


Рис. 1. Хемілюмінесцентне окиснення люмінолу [5].

Люмінол – хемілюмінесцентний індикатор при кислотно-основному, окисно-відновному (броматометрія тощо) та комплексонометричному титруванні. Застосовують для хемілюмінесцентного визначення мікрокількостей H_2O_2 , активних форм кисню (зокрема OH , OO^\cdot), $\text{K}_3[\text{Fe}(\text{CN})_6]$, $\text{S}_2\text{O}_8^{2-}$, ClO^- , KMnO_4 , Cl_2 , Br_2 , гемоглобіну крові, $\text{Cu}(\text{II})$, $\text{Co}(\text{II})$, $\text{Ni}(\text{II})$,

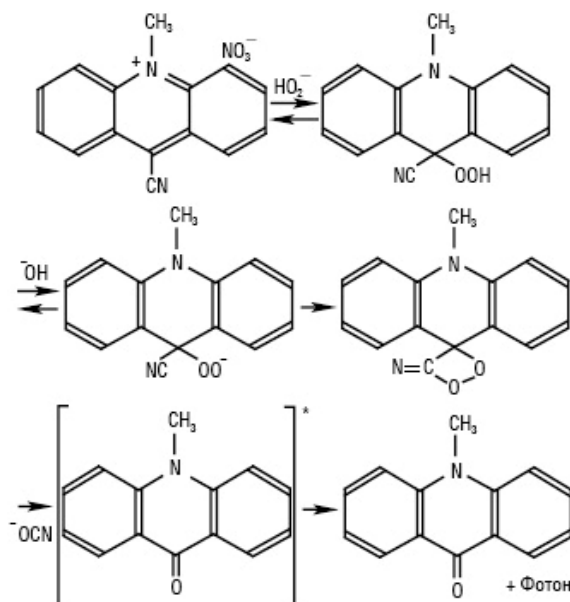
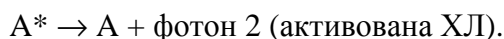


Рис. 3. Окиснення нітрату 9-ціано-10-метилакридинію (ЦМА) [5].

Відомі й інші хемілюмінесцентні індикатори: лофін (2,4,5-трифенілімідазолу) і деякі сполуки, близькі за структурою та силоскен.

Унаслідок пошуку хемілюмінесцентних індикаторів більш вибіркових, ніж люмінол, у 1977 р. запропоновано використовувати галову кислоту. При окисненні галової кислоти гідрогенпероксидом у лужному середовищі спостерігається світіння у двох спектральних діапазонах – інтенсивна смуга при 643 нм і більш слабка при 478 нм. Цінною властивістю реакцій за участю цього індикатора є те, що на відміну від інших хемілюмінесцентних систем на випромінювання впливає дуже невелика кількість неорганічних речовин, хоча чутливість у цих випадках дещо нижча [5].

Фізичні активатори не вступають в хімічні реакції і не впливають на хід реакцій, що супроводжуються світінням, але, тим не менше, в багато разів посилюють інтенсивність хемілюмінесценції. В основі їх дії лежить фізичний процес переносу (міграції) енергії з молекули продукту хемілюмінесцентної реакції на активатор:



Інтенсивність світіння при реакціях хемілюмінесценції ($I_{\text{ХЛ}}$) залежить від трьох параметрів: швидкості хімічної реакції, яка супроводжується світінням ($u_{\text{ХЛ}}$), ймовірності утворення молекули продукту в електронно-збудженому стані (квантовим виходом збудження, η_{exc}) та ймовірності висвічування фотона при переході збудженої молекули продукту до основного стану (квантовий вихід люмінесценції, η_{lum}) [5]:

$$I_{\text{ХЛ}} = u_{\text{ХЛ}} \cdot \eta_{\text{exc}} \cdot \eta_{\text{lum}}$$

Хімічні активатори світіння по суті направляють реакції вільних радикалів до нового стану, оскільки реагують з радикалами з утворенням збуджених молекул продуктів цієї реакції. Світіння при цьому має високу інтенсивність, оскільки всі три співмножники в рівнянні в цих реакціях досить великі.

Фізичні активатори хемілюмінесценції (в англійській літературі звані сенсibilізатор –

sensitizers) не впливають на хід хімічних реакцій і збільшують інтенсивність люмінесценції за рахунок фізичного процесу перенесення енергії на молекулу активатора, яка володіє високим квантовим виходом люмінесценції. Іншими словами, вони збільшують тільки величину квантового виходу випускання фотона збудженою молекулою продукту (η_{lum}).

Як зазначалось, у звичайних реакціях вільних радикалів ця величина досить мала, всього десяти або навіть соті частки відсотка, від чого й сама неактивована хемілюмінесценція має дуже низьку інтенсивність. Але якщо всі молекули продукту передадуть енергію електронного порушення на молекули активатора, то інтенсивність світіння буде визначатися вже квантовим виходом люмінесценції активатора, який в ідеалі наближається до одиниці. Інтенсивність світіння збільшується при цьому на 3-4 порядки.

До фізичних активаторів можна віднести деякі люмінесцентні сполуки, застосовувані для посилення ХЛ при ланцюговому окисненні ліпідів. Справа в тому, що, незважаючи на корисність одержуваної інформації, вимір цієї хемілюмінесценції поки ще не став рутинним лабораторним методом значною мірою через її низьку інтенсивність. Тому ведеться пошук речовин, що підсилюють ліпідну ХЛ. Виявилось, що деякі барвники та комплекси рідкоземельних елементів мають здатність багаторазово посилювати інтенсивність такої хемілюмінесценції [5].

Найефективнішим активатором виявилася речовина – похідне кумарину під назвою С-525 (рис. 4), яке посилює хемілюмінесценцію, супроводжуючу ланцюгове окиснення ліпідів більш ніж в 1500 разів, ніяк не впливаючи при цьому на ХЛ при взаємодії радикалів кисню (гідроксилу і супероксиду).

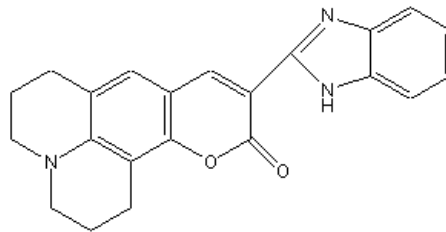
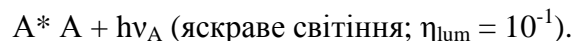
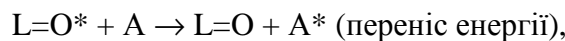
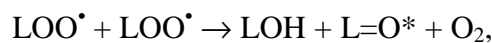


Рис. 4. Кумарин С-525.

У разі ланцюгового окиснення ліпідів утворюються збуджені молекули кетону ($L=O^*$). У присутності кумаринів відбувається перенесення енергії на цю яскраво люмінесцюючу сполуку, при цьому інтенсивність хемілюмінесценції різко зростає:



Описані методи хемілюмінесцентного аналізу [1, 5, 24] дають змогу вимірювати рівень вільних радикалів, оцінювати параметри антиоксидантного захисту та впливу антиоксидантів. Виявлені механізми та хімічні сполуки – підсилювачі хемілюмінесценції можуть знайти широке використання в біохімічному аналізі при вивченні здатності біологічного матеріалу розкладати перекис водню з утворенням радикалів, різноманітних патологічних станів організмів та впливів на них факторів довкілля.

Висновки

Фізико-хімічні показники базидіальних грибів можуть бути використані в системі індикації стану довкілля чи наявності певних полютантів у середовищі, що аналізується. Використання в біотестуванні довкілля новітніх методів і приладів з фіксацією хемілюмінесценції є перспективним напрямком дослідження, оскільки реакції вільних радикалів і антиоксидантного захисту в живих системах, інтенсивність яких змінюється під впливом різноманітних факторів, супроводжуються слабким світінням.

Список літератури

1. *Бабко А. К.* Хемілюмінесцентний аналіз / А. К. Бабко, Л. И. Дубовенко, Н. М. Луковская. – К.: Техніка, 1966. – 250 с.
2. Биомодификатор для определения фенола и его производных / Цивилева О. М., Никитина В. Е., Кучменко Т. А., Силина Ю. Е. // Патент 2346051 Россия МПК 7 C12Q 1/00, Ин-т биохимии и физиол. растений и микроорганизмов РАН № 20071106772/13; заявл. 26.02.07; опубл. 10.02.09 // Бюл. № 4.
3. Биосорбент для очистки водоемов от нефтепродуктов на основе бактерий и дрожжевых грибов / Хабибуллина Ф. М., Арчегова И. Б., Ибатуллина И. З. и др. // Патент 2318736 Россия МПК 7 C02F 3/34, Ин-т биологии КНЦ УрО РАН № 2006104082/13, заявл. 10.02.06; опубл. 10.03.08. // Бюл. № 4.
4. *Бисько Н. А.* Высшие съедобные базидиомицеты в поверхностной и глубинной культуре / Н. А. Бисько, А. С. Бухало, С. П. Вассер, Дудка И. А. – К.: Наук. думка, 1983. – 312 с.
5. *Владимиров Ю. А.* Активированная хемілюмінесценция и биолюмінесценция как инструмент в медико-биологических исследованиях // Соросовский образовательный журнал. – 2001. – Т. 7, № 1. – С. 16–23.
6. *Глазко В. И.* Введение в генетику: биоинформатика, ДНК-технология, генная терапия, ДНК-экология, протеомика, метаболика / В. И. Глазко, Г. В. Глазко. – К.: КВЦ, 2003. – 640 с.
7. *Горова А. І.* Цитогенетичний моніторинг довкілля та здоров'я людини / А. І. Горова, Т. В. Скворцова, І. І. Клімкіна та ін. // Вісн. Укр. тов-ва генетиків і селекціонерів. – 2005. – Т. 3, № 1-2. – С. 36–47.
8. *Гродзинська Г. А.* Макроміцети – біоіндикатори забруднення радіоцезієм лісових екосистем України / Г. А. Гродзинська, С. О. Сирчин, М. Д. Кучма, В. В. Коніщук // Вісник НАН України. – 2008. – № 9. – С. 26–37.
9. *Дудка І. О.* Мікологічний моніторинг як засіб оцінки і прогнозування фітосанітарного стану лісових екосистем / І. О. Дудка, Т. О. Мережко, В. П. Гайова // Укр. ботан. журн. – 1994. – Т. 51, № 6. – С. 53–59.
10. *Дяченко А. І.* Перспективи використання фітопатогенних мікроміцетів як тест-об'єктів для моніторингу стану навколишнього середовища / А. І. Дяченко, М. І. Гуца, Ю. В. Шиліна // Наукові праці ІКБГІ. – 2008. – Т. 53, вип. 40. – С. 65–69.
11. *Иванова А. Е.* Влияние экологических факторов на способность к росту фрагментов мицелия и прорастания спор микроскопических грибов // Микробиология. – 2001. – Т. 70, № 2. – С. 235–240.
12. *Марфенина О. Е.* Антропогенная экология почвенных грибов / О. Е. Марфенина. – М.: Медицина для всех, 2005. – 196 с.
13. *Мелехова О. П.* Биологический контроль окружающей среды. Биоиндикация и биотестирование: учеб. пособие / О. П. Мелехова, Е. И. Сарапульцева, Т. И. Евсеева – М.: Академия, 2007. – 287 с.
14. Мутационный процесс у грибов / И. А. Захаров, С. В. Ковальцова, Т. Н. Кожина и др. – Л.: Наука, 1980. – 222 с.
15. *Приседський Ю. Г.* Статистична обробка результатів біологічних експериментів / Ю. Г. Приседський. – Донецьк: Кассиопея, 1999. – 210 с.

16. Спосіб біотестування забруднення навколишнього середовища поллютантами з використанням грибів / Сухомлин М. М., Куткова О. В. // Патент 41752 Україна МПК (2009) A01H 15/00, A01G 7/00, Київський нац. ун-т ім. Т. Шевченка, № u200814059; заявл. 05.12.08; опубл. 10.06.09 // Бюл. № 11.

17. Спосіб визначення стресового стану базидіоміцетів та екологічного стану місця їх зростання / Федотов О. В. // Патент 6372 Україна МПК (2005) 7A01G7/00, A01H3/00, Донецький нац. ун-т, № 20040605160, заявл. 29.06.2004, опубл. 16.05.2005 // Бюл. № 5.

18. Спосіб визначення стресового стану базидіоміцетів та екологічного стану місця їх зростання за рівнем каталазної активності / Федотов О. В. // Патент 26736 Україна МПК (2006), A01H15/00, Донецький нац. ун-т, № u200703598, заявл. 02.04.2007, опубл. 10.10.2007 // Бюл. № 16.

19. Спосіб визначення стресового стану базидіоміцетів та екологічного стану місця їх зростання за вмістом продуктів перекисного окиснення ліпідів / Федотов О. В. // Патент 12384 Україна МПК A01G 7/00, C30B 28/00, C04B 35/00, A01H 3/00, Донецький нац. ун-т, № u200504732; заявл. 20.05.2005; опубл. 15.02.2006 // Бюл. № 2.

20. Спосіб мікотестування забруднення навколишнього середовища фенолом / Федотов О. В., Перцевой М. С. // Патент 57945 Україна МПК (2011.01), A01G7/00, A01H15/00, Донецький нац. ун-т, № u201009019, заявл. 19.07.2010, опубл. 25.03.2011 // Бюл. № 6.

21. Терехова В. А. Микотестирование химических воздействий / В. А. Терехова // Матер. II Съезда микологов России. Современная микология в России. – М.: Нац. акад. микологии, 2008. – Т. 2. – С. 106–108.

22. Терехова В. А. Микромицеты в экологической оценке водных и наземных экосистем / В. А. Терехова. – М.: Наука, 2007. – 216 с.

23. Щеглов А. И. Грибы – биоиндикаторы техногенного загрязнения / А. И. Щеглов, О. Б. Цветнова // Природа. – 2002. – № 11. – С. 13–16.

24. Chemiluminescence in analytical chemistry / Ed. by Ana M. Garcia-Campaña. – New York; Basel, 2001. – XIV. – 621 p.

25. International bioindicators. International Conference on Environmental bioindicators. – Praha, 2005.

Федотов О. В. Физико-химические показатели микологических объектов в биоиндикации окружающей среды. – Изучались процессы перекисного окисления липидов и активность антиоксидантных ферментов базидиомицетов при действии факторов культивирования. Установлено, что физико-химические показатели базидиомицетов могут быть использованы в системе индикации состояния окружающей среды или наличия определенных поллютантов в анализируемой среде. Перспективным направлением является использование в биотестировании среды новейших методов и приборов с фиксацией хемилуминесценции, поскольку реакции свободных радикалов и антиоксидантной защиты в живых системах, интенсивность которых меняется под влиянием различных факторов, сопровождаются слабым свечением.

Ключевые слова: перекисное окисление липидов, активность антиоксидантных ферментов, базидиомицеты, биоиндикация.

Fedotov O. V. Physical and chemical indexes of mycological in bioindication of environment. – The processes of lipid peroxidation and the activity of antioxidant enzymes of basidiomycetes under the of cultivation was studied. The physical and chemical parameters of basidiomycetes can be used in the environmental indicator system or to determined certain pollutants in analyzable environment were established. Perspective direction is the use the newest environmental biotesting methods and the instruments for the fixation of chemiluminescence as the reaction of free radicals and antioxidatic protection in live system attended by weak luminescence.

Key words: processes of lipid peroxidation, activity of antioxidant enzymes, basidiomycetes, bioindication.