

**АКТИВНІСТЬ АМІДОГІДРОЛІТИЧНИХ ФЕРМЕНТІВ У ҐРУНТАХ,  
ЗАБРУДНЕНИХ СПОЛУКАМИ ФТОРУ***Криворізький ботанічний сад НАН України*

У ґрунтах зон сильного й слабого забруднення геохімічної аномалії найбільшою мірою зменшується інтенсивність процесів дезамінування амідів, тоді як ферментативний гідроліз аспарагіну та аргініну – значно менше. Мінімальний інгібуючий ефект установлено для уреазы, а за незначного рівня забруднення едафотопів спостерігається навіть активація ензиматичного гідролізу сечовини. Зазначені закономірності добре узгоджуються з результатами модельних дослідів, у яких за дії фтористого водню в мінімальній концентрації спостерігається інгібування процесів дезамінування монокарбонних кислот, гідролітичного розщеплення аргініну й глутаміну. Поряд із цим на початкових етапах дії токсиканту відмічається активація процесів розщеплення сечовини й аспарагіну. Вивчення кінетики процесу ферментативного гідролізу сечовини в ґрунтах за різного рівня дії фтористого водню дозволило встановити суттєві зміни початкової та максимальної швидкості ферментативної реакції і константи Міхаеліса-Ментен.

*Ключові слова:* ґрунт, уреазы, амідаза, глутаміназа, аспарагіназа, аргіназа, активність, кінетичні характеристики, фтор, забруднення.

В. Н. Гришко

*Криворожский ботанический сад НАН Украины***АКТИВНОСТЬ АМИДОГИДРОЛИТИЧЕСКИХ ФЕРМЕНТОВ В ПОЧВАХ,  
ЗАГРЯЗНЕННЫХ СОЕДИНЕНИЯМИ ФТОРА**

В почвах зон сильного и слабого загрязнения геохимической аномалии в наибольшей степени уменьшается интенсивность процессов дезаминирования амидов, тогда как ферментативный гидролиз аспарагина и аргинина – значительно меньше. Минимальный ингибирующий эффект установлен для уреазы, а при незначительном уровне загрязнения эдафотопов наблюдается даже активация энзиматического гидролиза мочевины. Изучение кинетики процесса ферментативного гидролиза мочевины в почвах при разном уровне воздействия фтористого водорода позволило установить существенные изменения начальной и максимальной скорости ферментативной реакции и константы Михаэлиса-Ментен.

*Ключевые слова:* почва, уреазы, амидаза, глутаминаза, аспарагиназа, аргиназа, активность, кинетические характеристики, фтор, загрязнения.

V. M. Grishko

*Kyryji Rig botanical garden of NAS of Ukraine***ACTIVITY OF THE AMIDOHYDROLYTIC ENZYMES IN SOILS POLLUTED  
BY THE FLUORINE COMPOUNDS**

The soil zones that are under influence of the strong and mild contamination were investigated. It was proved that in this zones intensity of amides deamination processes decreases a lot and asparagine and arginine enzymatic hydrolysis decreases a little. It was observed that on the initial stages of toxicant effect the degradation of urea and asparagine occurs. An investigation of the kinetics of an urea enzymatic hydrolysis in soils pointed on the significant changes of a rate of enzymatic reaction both with a Michaelis-Menten constant.

*Keywords:* soil, urease, amidase, glutaminase, asparaginase, arginase, activity, kinetic characteristics, fluorine, pollution.

У промислово розвинених регіонах України великі території зазнають дії локального техногенного забруднення, що є значним екологічним чинником і призводить до відповідних змін у функціонуванні практично всіх компонентів екосистем та, зокрема, накладає певні особливості на інтенсивність біологічних процесів у технозомах. На сьогодні в переліку найактуальніших проблем, які має вирішувати біологія ґрунтів, є біологія ґрунтів та охорона навколишнього середовища (Перспективи разви-

тия., 2001). З урахуванням певної нерівномірності техногенного забруднення ґрунтів до переліку базових об'єктів (адміністративних районів) для організації кризового моніторингу по Україні входить, зокрема, і Запорізький район зі значним надходженням до ґрунтів важких металів, органічних сполук, фторидів та інших небезпечних речовин (Медведев, 2002; Фоновий вміст., 2003). Необхідно підкреслити, що техногенне забруднення доквілля фтором особливо небезпечне внаслідок його високої токсичності, тому що останній належить до 1-го класу високонебезпечних хімічних сполук (Охорона ґрунтів., 2004; Шелепова, 2003).

Враховуючи високу токсичність фтору та значну його реакційну здатність при надходженні з аерозольними викидами при виробництві алюмінію в газоподібному (фтористий водень) та твердому вигляді (частіше за все у сполуках з натрієм), нашими попередніми дослідженнями доведено певні негативні наслідки акумуляції фторидів в едафотоплах. Вони проявляються у зниженні рН ґрунтового розчину, підвищенні мінералізації водної витяжки, витісненні з ґрунтово-поглинаючого комплексу кальцію та магнію, підвищенні рухомості гумусових речовин тощо (Гришко, 1997). Тобто значною мірою змінюється середовище існування мікробної біоти і, як наслідок, відбуваються суттєві перебудови в структурі основних фізіологічних груп мікроорганізмів у чорноземах та лісових ґрунтах (Гришко, 1996, 1998; Евдокимова, 2005). Однак до сьогодні залишаються недостатньо з'ясованими особливості функціонування ґрунтових ферментів, які в більшості мають мікробне походження і поряд з амоніфікуючими мікроорганізмами здійснюють трансформацію азотовмісних сполук у ґрунтах, забруднених сполуками фтору (Гришко, 1999; Азотный режим., 2005). Тому метою роботи було вивчення інтенсивності біохімічних процесів трансформації азоторганічних сполук у ґрунтах за різного рівня забруднення фторидами, які здійснюються амідогідролітичними ферментами.

## МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

Об'єктами досліджень були чорнозем звичайний малопотужний та середньопотужний, а також техноземи зон сильного (до 100 м від джерела емісії) і слабого (1–1,5 км) забруднення фтором у межах локальної техногенної атмогеохімічної аномалії, що сформувалась у зоні дії Запорізького алюмінієвого комбінату. Особливості формування зазначених атмогеохімічних аномалій та критерії щодо виділення відповідних зон забруднення обґрунтовано нами в попередніх роботах (Гришко, 1997; *Grishko, Zabolotny*, 1999). За умовний контроль вибрано ділянку з чорноземом звичайним середньопотужним, що розташована на відстані 40 км від джерела емісії комбінату. Відбір ґрунтових зразків у польових умовах проводили влітку за загальноприйнятими методами на глибині 0–10, 10–20 та 20–30 см (Методы почвенной., 1980).

Для встановлення загальних тенденцій зміни активності амідогідролаз у чорноземі за дії сполук фтору були проведені модельні дослідження. У них зональний чорнозем звичайний малопотужний, відібраний із гумусово-акумулятивного горизонту, фумігували фтористим воднем (як однією з найнебезпечніших сполук фтору) у концентраціях 0,02, 0,2 та 2,0 мг HF/м<sup>3</sup> упродовж 10, 20 та 30 діб. Активність аспарагінази (КФ 3.5.1.1), глутамінази (КФ 3.5.1.2), амідази (КФ 3.5.1.4), уреазы (КФ 3.5.1.5) і аргінази (КФ 3.5.3.1) визначали загальноприйнятими у біохімії ґрунтів методами (Хазиев, 1990), а кінетичних параметрів ферментативних реакцій – за Г. А. Кочетовим (1980) та М. Діксоном і Є. Уеббом (1982).

Статистична обробка експериментальних даних проводилася за загальноприйнятими методами параметричної статистики на 95%-ному рівні значимості за Б. О. Доспеховим (1985) та О. О. Єгоршиним (2005).

## РЕЗУЛЬТАТИ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

Наведені в табл. 1 дані свідчать, що в ґрунтах різних зон техногенної геохімічної аномалії, сформованої в межах дії Запорізького алюмінієвого комбінату, відбуваються суттєві зміни біохімічних процесів амоніфікації азоторганічних сполук. Найбільший негативний вплив сполуки фтору здійснюють на активність ґрунтової амідази. Так, вона в поверхневому шарі ґрунту зони сильного забруднення зменшу-

ється більш ніж у 100 разів відповідно до контролю. У дещо меншій мірі (на 70–80 % до контролю) знижується інтенсивність процесів біохімічної трансформації аргініну, сечовини та аспарагіну.

Також встановлено іншу характерну особливість зміни активності досліджених ферментів. Якщо в зональному ґрунті спостерігається зменшення активності амідогідролаз в нижніх шарах ґрунту, що добре узгоджується зі зниженням їх біогенності, то в нижніх шарах ґрунту зони сильного забруднення спостерігається поступове підвищення амідогідролаз. Так, у шарі ґрунту 10–20 см зони сильного забруднення активність уреаз становила вже більш ніж 50 % до відповідного шару чорнозему південного, амідози та аргінази – 15 та 36 % відповідно. У шарі ґрунту 10–20 см встановлено ще менше пригнічення ензиматичних процесів мінералізації аргініну, аспарагіну та сечовини. Активність останнього ферменту навіть на 10 % перевищує відповідні значення для зонального ґрунту (табл. 1).

Таблиця 1

**Активність аспарагінази, аргінази, амідози й уреаз в ґрунті геохімічної техногенної аномалії Запорізького алюмінієвого комбінату, мг N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/г ґрунту за 24 год, n=8**

Шар ґрунту, см	Аспарагіназа		Аргіназа		Амідаза		Уреаза	
	M ± m	t <sub>st</sub>	M ± m	t <sub>st</sub>	M ± m	t <sub>st</sub>	M ± m	t <sub>st</sub>
Зона сильного забруднення								
0–10	0,15 ± 0,02	12,3	0,52 ± 0,02	42,8	0,015 ± 0,001	10,2	3,29 ± 0,13	23,3
10–20	0,13 ± 0,008	6,7	0,55 ± 0,02	35,0	0,188 ± 0,021	27,5	3,43 ± 0,21	9,3
20–30	0,23 ± 0,012	8,0	0,62 ± 0,01	31,3	0,189 ± 0,032	11,1	3,65 ± 0,27	1,0
Зона слабого забруднення								
0–10	0,25 ± 0,012	10,9	0,61 ± 0,02	39,6	0,210 ± 0,012	9,3	7,86 ± 0,16	8,6
10–20	0,22 ± 0,011	5,8	0,71 ± 0,02	29,3	0,234 ± 0,011	29,7	6,11 ± 0,11	2,1
20–30	0,24 ± 0,012	7,9	1,04 ± 0,03	7,8	0,278 ± 0,009	10,8	3,78 ± 0,19	2,8
Умовний контроль								
0–10	0,79 ± 0,048	–	1,73 ± 0,02	–	2,249 ± 0,218	–	10,49 ± 0,28	–
10–20	0,76 ± 0,093	–	1,54 ± 0,02	–	1,239 ± 0,032	–	6,77 ± 0,29	–
20–30	0,73 ± 0,061	–	1,32 ± 0,02	–	1,219 ± 0,087	–	3,35 ± 0,13	–

В едафотобах зони слабого забруднення найбільшою мірою (від 90 до 73 %) пригнічується інтенсивність біохімічного гідролізу амідів монокарбонових кислот, який каталізується амілазою. Помірне забруднення едафотопів зазначеної зони сприяє стабілізації активності аспарагінази на більшому рівні (33 %), ніж у шарах ґрунту 0–10 та 10–20 см зони сильного забруднення. У значно меншій мірі (від 70 до 20 %) інгібується активність аргінази, тоді як активність уреаз у верхньому шарі ґрунту пригнічується лише на 25 %, а в нижньому – перевищує відповідні значення для контролю.

Тобто аналіз отриманих даних свідчить, що в ґрунтах зон сильного і слабого забруднення геохімічної аномалії найбільшою мірою зменшується інтенсивність процесів дезамінування амідів, тоді як ферментативний гідроліз аспарагіну та аргініну – значно менше. Мінімальний інгібуючий ефект встановлено для уреаз. Причому за незначного рівня забруднення едафотопів спостерігається навіть активація ензиматичного гідролізу сечовини.

Для порівняння встановлених вище ефектів у забруднених сполуками фтору едафотобах техногенної геохімічної аномалії нами були проведені модельні досліди з чорноземом звичайним.

Аналіз отриманих даних свідчить, що вже за мінімальної концентрації фтористого водню спостерігається дві закономірності зміни активності вивчених ферментів. Перша – зменшення активності ферментів у всіх варіантах дослідів і характерна для амідози, глутамінази та аргінази (табл. 2, рис. 1, а). Найменший вплив фтористий водень здійснював на активність аргінази. Так, уже на початковому етапі дії токсиканту інгібування її активності становило лише 8 % до контролю. Значно більший негатив-

ний вплив відмічено для глутамінази. Інтенсивність процесів біохімічної трансформації глутаміну та аргініну за дії мінімальної концентрації токсиканту впродовж 10 діб становить 80 та 75 % до контролю відповідно.

Зі зростанням концентрації фтористого водню та тривалості його дії на чорнозем звичайний спостерігається більш суттєве пригнічення процесів перетворення складних азоторганічних сполук ґрунту, що каталізують аргіназа, глутаміназа та амідаса. Уже на 20-ту добу дії токсиканту в мінімальній концентрації активність амідаси становила близько 60 %, а аргінази – 32 % по відношенню до контролю. Найбільше інгібування активності зазначених ферментів установлене на 30-ту добу експерименту і було характерне для амідаси. Наприклад, з підвищенням концентрації токсиканту активність ферменту у трьох варіантах дослідів становила близько 50, 40 та 20 % до контролю відповідно.

Наведені вище дані добре узгоджуються з результатами досліджень змін активності амідогідролаз у технозомах Запорізького алюмінієвого комбінату. Як і в польових дослідях, у модельних експериментах також установлено, що сполуки фтору негативно впливають на активність аргінази та амідаси, причому останньої – більшою мірою.

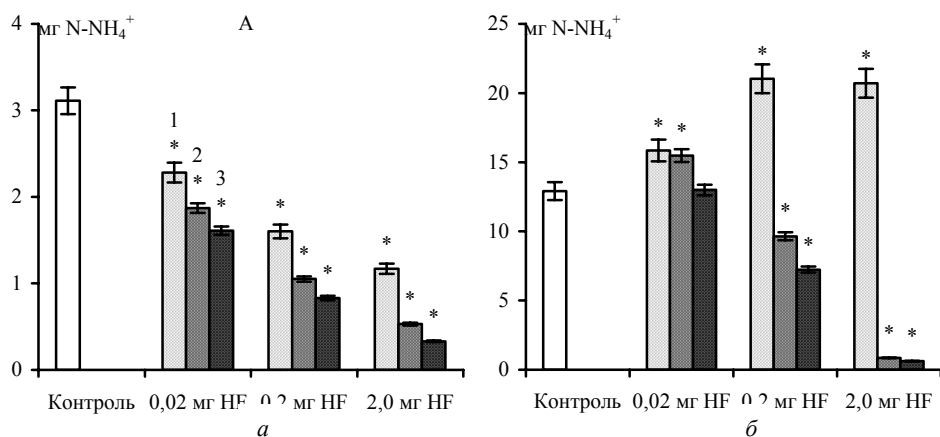


Рис. 1. Активність амідаси (а) і уреазы (б) у ґрунті модельного дослідю за дії фтористого водню, мг N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/г ґрунту за 24 год, упродовж: 10 діб (1), 20 діб (2) і 30 діб (3)

Таблиця 2

Активність аргінази, аспарагінази і глутамінази в ґрунті модельного дослідю, мг N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/г ґрунту за 24 год, n = 8

Варіант дослідю	Аргіназа		Глутаміназа		Аспарагіназа	
	M ± m	t <sub>st</sub>	M ± m	t <sub>st</sub>	M ± m	t <sub>st</sub>
Контроль	1,49 ± 0,01	—	0,046 ± 0,001	—	0,50 ± 0,003	—
0,02 мг HF/м <sup>3</sup> 10 доба	1,37 ± 0,01	8,7	0,037 ± 0,001	26,2	0,82 ± 0,004	63,0
0,2 мг HF/м <sup>3</sup> 10 доба	1,22 ± 0,01	20,7	0,032 ± 0,0002	43,2	0,79 ± 0,002	72,2
2,0 мг HF/м <sup>3</sup> 10 доба	1,07 ± 0,01	37,9	0,026 ± 0,0005	56,0	0,69 ± 0,002	51,5
0,02 мг HF/м <sup>3</sup> 20 доба	1,21 ± 0,01	20,3	0,035 ± 0,001	23,3	0,67 ± 0,002	46,1
0,2 мг HF/м <sup>3</sup> 20 доба	1,04 ± 0,01	34,8	0,027 ± 0,0002	51,9	0,65 ± 0,003	32,8
2,0 мг HF/м <sup>3</sup> 20 доба	0,91 ± 0,01	52,6	0,021 ± 0,003	72,3	0,62 ± 0,003	28,4
0,02 мг HF/м <sup>3</sup> 30 доба	1,01 ± 0,03	35,1	0,029 ± 0,001	50,4	0,60 ± 0,002	26,4
0,2 мг HF/м <sup>3</sup> 30 доба	0,93 ± 0,01	42,7	0,022 ± 0,001	65,9	0,56 ± 0,003	14,7
2,0 мг HF/м <sup>3</sup> 30 доба	0,75 ± 0,01	73,8	0,016 ± 0,0003	67,3	0,45 ± 0,003	10,9

Дещо інша закономірність була характерна для уреазы та аспарагінази і проявлялася в підвищенні їх активності за певного рівня надходження токсиканту до ґрунту (табл. 2, рис. 1, б). Так, фумігація чорнозему звичайного впродовж 20 діб фтористим воднем у мінімальній концентрації призводила до зростання активності уреазы на 60 % по відношенню до контролю, тоді як середня та максимальна – зменшувала активність ферменту (яка в зазначених варіантах дослідів становила 78 і 63 % до кон-

тролю відповідно). Аналогічна закономірність встановлена і для аспарагінази лише з тією різницею, що пригнічення функціонування ферменту відбувається за дії фтористого водню в максимальній концентрації впродовж 30 діб.

Тобто зазначені вище особливості зміни активності уреазы та аспарагінази в техноземах фторидної техногенної геохімічної аномалії певною мірою підтверджуються результатами модельних дослідів. Це, на нашу думку, свідчить про загальні зміни інтенсивності біохімічної трансформації азоторганічних сполук у забруднених фторидами чорноземах.

Пояснюючи отримані закономірності щодо зміни активності амідогідролаз в забруднених ґрунтах, слід враховувати і той факт, що фумігація ґрунту фтористим воднем підвищує кислотність ґрунту (Гришко, 1996, 1997). Тоді як, за даними Ф. Х. Хазієва (1982), оптимальною реакцією ґрунтового розчину для функціонування уреазы і глутамінази є рН 6,5–7,0, водночас у кислих та лужних вони проявляють слабку активність. Підвищення активності уреазы та аспарагінази певною мірою може бути пояснене тим, що фтор бере участь у процесах тонкої регуляції зазначених вище ферментів на рівні конформаційних змін четвертинної структури білка та їх активних центрів. Одним із наслідків таких процесів може бути відповідна зміна кінетичних характеристик ферментативних реакцій (Диксон, 1982).

Для з'ясування впливу фтору на протікання реакції, що каталізується уреазою, визначено кінетичні показники зазначеного процесу і розраховано константу Міхаеліса-Ментен та швидкість реакції. При дослідженні особливостей кінетики ферментативного процесу був визначений оптимальний інтервал експозиції, у якому швидкість реакції була максимальною і відповідала етапу її початкової швидкості. Результатами експериментів визначено оптимальну експозицію часу для визначення початкової швидкості реакції, яка каталізується уреазою (табл. 3). Отримані криві для всіх варіантів дослідів мають максимальні значення за 15 хв інкубації. Установлена експериментальним шляхом тривалість експозиції в подальшому використовувалась для визначення основних кінетичних показників реакції гідролітичного розщеплення сечовини.

Таблиця 3

Початкова швидкість ферментативної реакції, що каталізується уреазою в ґрунті модельного дослідів, мг N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/г ґрунту за год, n = 8

Варіант дослідів	Тривалість інкубації					
	15 хв	30 хв	1 год	3 год	6 год	24 год
Контроль	4,0	2,4	2,2	1,54	0,78	0,54
0,02 мг HF/м <sup>3</sup> 10 доба	5,6	3,6	3,1	2,07	1,26	0,66
0,2 мг HF/м <sup>3</sup> 10 доба	4,4	3,2	2,8	2,51	1,76	0,88
2,0 мг HF/м <sup>3</sup> 10 доба	4,4	4,2	3,4	2,64	2,02	0,86
0,02 мг HF/м <sup>3</sup> 30 доба	9,2	3,2	3,0	2,14	1,03	0,54
0,2 мг HF/м <sup>3</sup> 30 доба	8,0	3,6	3,2	2,3	1,1	0,6
2,0 мг HF/м <sup>3</sup> 30 доба	6,0	4,8	3,5	2,0	1,4	0,03

Наведені в табл. 3 дані свідчать, що початкові швидкості ферментативної реакції в ґрунтах, фумігованих фтористим воднем за різних концентрацій впродовж 10 діб, були вищими, ніж у контрольному варіанті, що добре співвідноситься зі статистично достовірним збільшенням ензиматичної активності у відповідних варіантах дослідів. За 24 години інкубації початкова швидкість ферментативної реакції за дії токсиканту в середній концентрації знизилась у 25, а високої – у 18 разів до контролю. Скоріше за все, таке суттєве зменшення початкової швидкості реакції за такий проміжок часу й обумовлює інгібування активності уреазы. Отримані результати досліджень субстратної залежності швидкості ферментативної реакції свідчать про те, що для уреазы субстратне інгібування спостерігається за концентрації сечовини 3,3М (табл. 4).

Розрахунки V<sub>max</sub> та K<sub>m</sub> проводили з використанням рівняння Міхаеліса-Ментен у формі, що дозволяє представити результати у вигляді прямої. Лінеаризацію проводили способом зворотних величин за формулою

$$\frac{1}{V_p} = \frac{1}{V_{\max}} + \frac{K_m}{V_{\max} \cdot S} \quad (\text{Диксон, 1982}),$$

де  $V_p$  – початкова швидкість утворення продукту;  $V_{\max}$  – максимальна швидкість реакції;  $K_m$  – константа Міхаеліса-Ментен;  $S$  – концентрація субстрату.

Таблиця 4

Субстратна залежність швидкості ферментативної реакції, що каталізується уреазою в ґрунті модельного дослід, мг N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/г ґрунту за год, n = 8

Варіант дослід	Концентрація субстрату					
	0,2 М	0,5 М	0,8 М	1,7 М	3,3 М	5,1 М
Контроль	1,7	3,6	2,2	6,8	4,0	5,8
0,02 мг HF/м <sup>3</sup> 10 доба	1,2	3,9	3,1	6,8	5,5	5,0
0,2 мг HF/м <sup>3</sup> 10 доба	2,0	4,2	2,8	9,0	4,4	4,8
2,0 мг HF/м <sup>3</sup> 10 доба	2,6	5,8	3,4	7,6	4,4	5,1
0,02 мг HF/м <sup>3</sup> 30 доба	1,8	3,8	3,0	8,8	9,2	7,4
0,2 мг HF/м <sup>3</sup> 30 доба	3,7	4,3	3,2	8,4	8,0	7,2
2,0 мг HF/м <sup>3</sup> 30 доба	1,4	3,4	3,5	9,4	6,1	4,4

Зазначений спосіб є класичним поданням рівняння Лайнуівера-Берка та найбільш широко використовується дослідниками (Хазиев, 1982; Зайцева, 1994). Наведені на рис. 2 дані дозволяють констатувати, що за дії фтористого водню відбувається суттєва зміна як максимальної швидкості реакції, так і константи Міхаеліса-Ментен. Так, уже на початковому етапі фумігації за мінімальної концентрації токсиканту підвищення активності уреазу супроводжується зростанням максимальної швидкості ферментативної реакції на 30–50 % та підвищенням значень константи Міхаеліса-Ментен. Тоді як дія максимальної концентрації токсиканту призводить до зменшення зазначених кінетичних характеристик ферментативної реакції гідролізу сечовини.

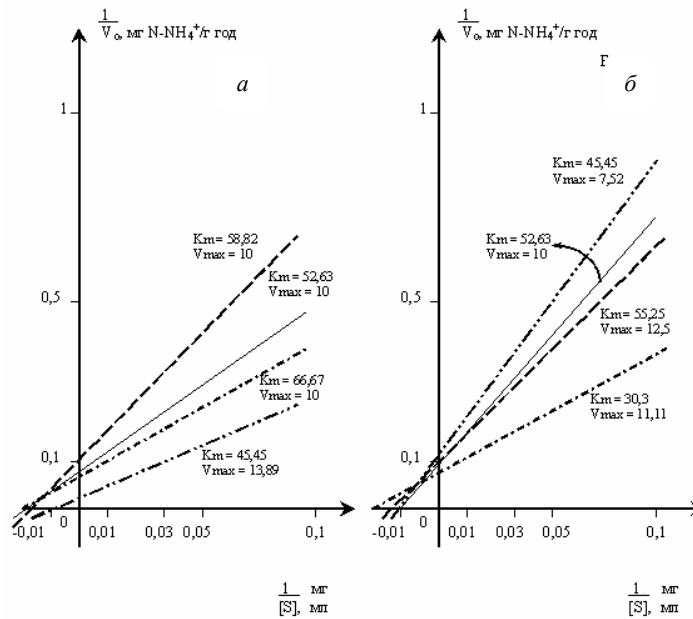


Рис. 2. Субстратна залежність активності уреазу у зворотних координатах за фумігації ґрунту фтористим воднем протягом 10 (а) та 30 (б) діб:

- контроль
- 0,02 мг HF/м<sup>3</sup>
- - - 0,2 мг HF/м<sup>3</sup>
- · - · 2,0 мг HF/м<sup>3</sup>

## ВИСНОВКИ

Отримані результати дають змогу стверджувати, що в ґрунтах сильного й слабого забруднення геохімічної аномалії найбільшою мірою зменшується інтенсивність процесів дезамінування амідів, тоді як ферментативний гідроліз аспарагіну та аргініну – значно менше. Мінімальний інгібуючий ефект установлено для уреазу, а за незначного рівня забруднення едафотопів спостерігається навіть активація ензиматичного гідролізу сечовини. Зазначені закономірності добре узгоджуються з результатами модельних дослідів, у яких за дії фтористого водню у мінімальній концентрації спостерігається інгібування процесів дезамінування монокарбонових кислот, гідролітичного розщеплення аргініну і глутаміну. Поряд із цим на початкових етапах дії токсиканту відмічається активізація процесів розщеплення сечовини й аспарагіну. Вивчення кінетики процесу ферментативного гідролізу сечовини в ґрунтах за різного рівня дії фтористого водню дозволило встановити суттєві зміни початкової та максимальної швидкості ферментативної реакції і константи Міхаеліса-Ментен, які добре узгоджуються з отриманими результатами щодо зміни активності уреазу.

## СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ

- Помазкина Л. В.** Азотный режим в различных типах пахотных почв, загрязненных фторидами алюминиевого производства / Л. В. Помазкина, Л. Г. Котова, А. Ю. Прокофьев и др. // *Агрохимия*. – 2005. – № 12. – С. 59-66.
- Гришко В. Н.** Влияние загрязнения почв фтороводородом на структуру микробного ценоза // *Почвоведение*. – 1996. – № 12. – С. 1478-1484.
- Гришко В. Н.** Фториды в почвах геохимической техногенной аномалии // *Доп. НАН України*. – 1997. – № 10. – С. 132-137.
- Гришко В. Н.** Количественный состав некоторых групп почвенных микроорганизмов в экотопах при загрязнении фторидами // *Мікробіологічний журнал*. – 1998. – № 2. – С. 13-21.
- Гришко В. Н.** Изменение активности гидролитических ферментов в почвах, загрязненных фторидами // *Доп. НАН України*. – 1999. – № 9. – С. 194-200.
- Евдокимова Г. А.** Почва и почвенная биота в условиях загрязнения фтором / Г. А. Евдокимова, И. В. Зенкова, Н. П. Мозгова и др. – Апатиты: Изд-во Кольск. науч. центра РАН, 2005. – 155 с.
- Зайцева І. О.** Екологічна оцінка впливу фосфорорганічних пестицидів на процеси фосфорного обміну в функціонуванні чорнозему звичайного: Автореф. дис. ... канд. біол. наук: 03.00.16 / Дніпропетр. держ. ун-т. – Д., 1995. – 18 с.
- Сторшин О. О.** Математичне планування польових дослідів та статистична обробка експериментальних даних / О. О. Сторшин, М. В. Лісовий. – Х.: Вид-во Ін-ту ґрунтознавства та агрохімії ім. О. Н. Соколовського, 2005. – 193 с.
- Диксон М.** Ферменты: В 3 т. / М. Диксон, Э. Уэбб. – М.: Мир, 1982. – Т. 1. – 392 с.
- Доспехов Б. А.** Методика полевого опыта (с основами статистической обработки результатов исследований). – М.: Агропромиздат, 1985. – 351 с.
- Кочетов Г. А.** Практическое руководство по энзимологии. – М.: Изд-во МГУ, 1980. – 272 с.
- Медведев В. В.** Мониторинг почв Украины. Концепция, предварительные результаты, задачи. – Х.: ПФ «Антиква», 2002. – 428 с.
- Охорона ґрунтів:** Підручник / М. К. Шикуча та ін. – К.: Знання, 2004. – 234 с.
- Перспективы** развития почвенной биологии: Тр. Всерос. конф., Москва, 22 февраля 2001 г. / Под ред. Д. Г. Звягинцева. – М.: МАКС Пресс, 2001. – 284 с.
- Шелепова О. В.** Агроэкологическое значение фтора / О. В. Шелепова, Ю. А. Потатуева // *Агрохимия*. – 2003. – № 9. – С. 78-87.
- Фоновий вміст** мікроелементів у ґрунтах України / А. І. Фатеев, Я. В. Пашенко. – Х.: ННЦ «Ін-т ґрунтознавства та агрохімії ім. О. Н. Соколовського», 2003. – 118 с.
- Хазиев Ф. Х.** Методы почвенной энзимологии. – М.: Наука, 1990. – 192 с.
- Хазиев Ф. Х.** Системно-экологический анализ ферментативной активности почв. – М.: Наука, 1982. – 204 с.
- Grishko V. N., Zabolotny L. P.** The study of the fluorine mobile form concentration in soil contaminated with acidous fluorides // *Proc. Extend. Abst. 5th International Conf. on the Biogeochemistry of Trace Elements*. – Vienna (Austria). – 1999. – P. 960-961.

*Надійшла до редколегії 10.12.08*