

УДК 550.47

БІОГЕОХІМІЧНЕ ЛИХЕНОІНДИКАЦІЙНЕ ДОСЛІДЖЕННЯ ФОРМУВАННЯ ТА ЧАСОВИХ ЗМІН АТМОСФЕРНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ДЕНДРОПАРКУ «ОЛЕКСАНДРІЯ»

О. В. Шабатура¹, Ю. Г. Тютюнник², О. Б. Блюм³

¹ - Київський національний університет імені Тараса Шевченка,
ННІ "Інститут геології", вул. Васильківська, 90, м. Київ, 03022, Україна, oshabatura@knu.ua

² - Національний ботанічний сад ім. М.М. Гришка НАН України,
вул. Тимирязівська, б. 1, м. Київ, 01014, Україна, yulian.tyutyunnik@gmail.com

³ - Національний ботанічний сад ім. М.М. Гришка НАН України,
вул. Тимирязівська, б. 1, м. Київ, 01014, Україна, oleg_blum@ukr.net

Методом біогеохімічної ліхеноіндикації на території дендропарку «Олександрія» і прилеглих територій (м. Біла Церква, Київська обл., УКРАЇНА) встановлено рівні середнього багаторічного вмісту К, Са, Al, Fe, Mg, Na, Mn, Zn, Sr, Ti, Ва, Cu, В, Pb, Ni, V, Cr, Со, Cd, Se, Sb у приземному повітрі. Метою дослідження є вивчення стану та динаміки атмогеохімічного поля на території дендропарку «Олександрія» та його околиць (м. Біла Церква Київської обл.). Інструментом дослідження є метод біогеохімічної ліхеноіндикації за показаннями вмісту мікро- та макроелементів в сланях епіфітних лишайників. Зразки епіфітних листуватих *Parmelia sulcata*, *Xanthoria parietina* та кушового *Evernia prunastri* лишайників, зібрані у 2009 (20 точок) та 2021 (23 точки), були проаналізовані на вміст 22 хімічних елементів за допомогою методу ICP-OES спектроскопії.

Для ідентифікації можливих джерел надходження в лишайники визначених елементів було застосовано факторний аналіз (а саме метод головних компонент з обертанням факторів Varimax). Шість отриманих факторів представляють ґрунтовий покрив (перші найзначущі фактори F₁ – F₃) та антропогенні компоненти (малі полігенетичні фактори F₄ – F₆). Із зниженням номеру фактора знижується його частка в загальній пояснювальній дисперсії. Головні фактори забруднення (F₁ – F₃): загальне пилове навантаження на атмосферу з переважанням теригенної складової (здебільшого крупно-дисперсні часточки) – F₁; пило-аерозольне навантаження на територію дендропарку з боку міста Біла Церква, що в значній мірі забезпечується мікрокліматичною циркуляцією типу міського бризу і проявляється у формуванні своєрідної атмогеохімічної асоціації, яка складається з хімічних елементів, властивих для будіндустрії і виробництва будматеріалів – F₂; потужні, проте локальні (імпактні) атмотехногенні впливи – F₃. Для малих факторів, із зниженням значимості джерела атмосферного забруднення, знижується їх однозначна дискримінація, все більше проявляється гетерогенність (розщеплення факторів на підфактори) і помітна часова динаміка (зміна інтенсивності фактора в залежності від часу обстеження). Фактор 4 має дві геохімічні підасоціації, які пов'язуються із впливом на ландшафти «Олександрії» екологічної катастрофи 1990-х років (потрапляння у ґрунт нафтопродуктів (геохімічний маркер - V) і відходів гальванічного виробництва (Zn, Mg, Cr та Ni й Ti), а також скидів агропідприємств (К). Особливість F₄ – поступове зниження його інтенсивності з часом. F₅ слід інтерпретувати як навантаження на довкілля виключно «гальванічного забруднення» із зміною провідного маркера кобальта на мідь. F₆ будемо вважати фактором впливу на екосистеми «Олександрії» суто нафтопродуктового забруднення.

Ключові слова: лишайники; біогеохімічна ліхеноіндикація; мікро- та мікроелементи елементи; важкі метали; забруднення повітря; факторний аналіз; дендропарк «Олександрія».

1 ВСТУП

Біогеохімічна ліхеноіндикація (БГХЛ-індикація) є сучасним методом планшетного геохімічного моніторингу стану навколишнього середовища. Епіфітні лишайники є гарними

поглиначами з повітря хімічних елементів і сполук техногенного походження, які надходять в їхні слані у складі пило-аерозольних випадань, гідрометорів, атмосферних опадів, включаючи стовбурний

стік, а також газів, у формі яких мігрує частина деяких хімічних елементів – As, Hg, P, S та ін. І хоча й досі існують певні невирішені методичні питання, популярність БГХЛ-індикації велика і використовується вона досить широко. Перш за все, метод застосовується для вивчення просторової структури атмосферного забруднення. З його допомогою віднаходять також джерела забруднення атмосфери. В останні роки постають більш складні завдання, в яких користуються не даними про прямий вміст хімічних елементів в рослинах, а так званіми показниками збагачення (по Al, Ti або Sc), котрі передають ступінь теригенного або техногенного впливу на склад атмосферного повітря. Для аналізу даних БГХЛ-індикації набули популярності різноманітні геостатистичні методи обробки: факторний аналіз, біплат, варіограмний аналіз та ін., вони є ефективними для виявлення закономірностей атмогеохімічного поля. Якщо для однієї і тієї ж самої території застосувати БГХЛ-дослідження за різні часові періоди (від декількох – 5-6-ти – до сотень років), то можна оцінити фактичні зміни стану атмогеохімічного поля, а також їхні причини цих змін. Для «історичних» досліджень застосовуються повторні пробовідбори, проведені через певний інтервал часу, і використання гербарних, фондових, колекційних зразки лишайників, відібраних у більш-менш віддаленому минулому. Досвід проведення «історичних» БГХЛ-досліджень у світі і в Україні свідчить, що метод є ефективним [1 - 6]. Метою дослідження є вивчення стану та динаміки атмогеохімічного поля на території дендропарку «Олександрія» та його околиць (м. Біла Церква Київської обл.). Інструментом дослідження є метод біогеохімічної ліхеноіндикації за показаннями вмісту мікро- та макроелементів в сланях епіфітних лишайників. Для встановлення причини формування і змін атмогеохімічного поля станом на 2009 і 2021 роки використаний факторний аналіз (а саме метод головних компонент з обертанням факторів *Varimax*).

2 МАТЕРІАЛ І МЕТОДИКА ДОСЛІДЖЕННЯ

Слані епіфітних листуватих *Parmelia sulcata* Tayl., *Xanthoria parietina* (L.) Th. Fr. та кущового *Evernia prunastri* (L.) Ach. – одні з найпопулярніших в системі БГХЛ-індикації, були відібрані з інтервалом у 12 років на

території дендропарку «Олександрія» та в його найближчих міських околицях. Перший пробовідбір мав місце в липні 2009-го року, другий – в липні 2021-го року. Погодні умови під час обох пробовідборів були однаковими: тепло, сонячно, короткочасні дощі, помірна вітрова активність.

Лишайники, так само, як й інші рослини, мають видову специфічність щодо поглинання і акумуляції хімічних елементів [7]. Оскільки не у всіх точках пробовідбору і 2009-го і 2021 років зустрічалися одні і ті ж самі види лишайників, а величини концентрацій хімічних елементів у сланях лишайників різних видів між собою порівнювати не можна, це спонукало нас застосовувати так званий біогеохімічний ліхеноіндикаційний показник (БГХЛ-показник) [8]. Він дозволяє коректно порівнювати між собою концентрації хімічних елементів в лишайниках різних видів із різних точок пробовідбору.

Загалом на одну й ту ж саму територію («дендропарк – прилеглі вулиці міста») в 2009 році ми мали 20 точок пробовідбору, а в 2021 році – 23. Різниця у 3 точок не є принциповою. Точки пробовідбору 2009 і 2021 років не завжди на 100% співпадали між собою, випадків повного співпадіння – близько чверті від загального числа точок. Але і великих просторових та ландшафтних відмінностей між розташуванням точок 2009-го і 2021 років не було. Неспівпадіння у розташуванні точок пробовідбору в 2009 і 2021 роках частково були обумовлені об'єктивними обставинами: за 12 років деякі дерева і чагарники – форофіти лишайників були вирубані, або всохли. Натомість в інших пунктах підросли інші і на їхніх стовбурах сформувалися придатні для пробовідбору ліхеносинузі.

Відібрані зразки лишайників піддавали переданалітичній обробці (очищення, озолування, розчинення у кислоті та ін.), а потім вивчали їх на вміст макро- і мікроелементів – K, Ca, Al, Fe, Mg, Na, Mn, Zn, Sr, Ti, Ba, Cu, V, Pb, Ni, V, Cr, Co, Cd, Sb методом плазмової емісійної спектроскопії (плазмовий спектрофотометр ICAP 6300 Duo виробництва Thermo Fisher Scientific Corporation, США).

Бази даних для подальшого геостатистичного вивчення й часового порівняння представлялися не у вигляді концентрацій хімічних елементів в сланях лишайників тих чи інших видів, а у вигляді БГХЛ-показника. Він обраховувався окремо для кожного елементу і для кожної точки пробовідбору в мікрограмах на грам повітряно-

сухої ваги зразка (мкг/г або $n \cdot 10^{-4} \%$) наступним чином: а) як фактичний вміст (Р) хімічних елементів в слані лишайника *P.sulcata* ($^P C_{P.sulcata}$, мкг/г); б) як гіпотетичний вміст (Г) хімічного елементу в лишайнику *P.sulcata* ($^Г C_{P.sulcata}$, мкг/г), обрахований за його реальною концентрацією в лишайнику *X.parietina* та/або *E.prunastri* ($^P C_{інш.вид}$, мкг/г); в) як середнє арифметичне між «а» і «б», або лише між «б» – якщо розрахунок робився по виконувався за вмістам хімічних елементів і в *X.parietina* і в *E.prunastri*. Результат «б» отримується шляхом перерахунку за визначеними заздалегідь або рівняннями регресії: $^Г C_{P.sulcata} = f(^P C_{інш.вид})$, або коефіцієнтами k : $^Г C_{P.sulcata} = k \cdot ^P C_{інш.вид}$ [8] (рис. 1).

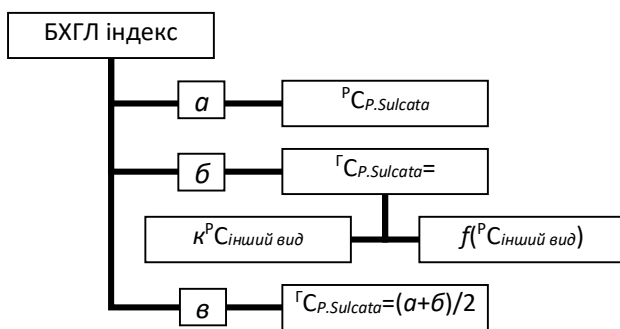


Рис. 1 – Формування БХГЛ-індексу (інший вид=*X.parietina* або *E.prunastri*)

Fig. 1 – Formation of the BHGL-index

Аналіз і моделювання баз даних БХГЛ-показників за 2009 і 2021 роки проводилися за допомогою факторного аналізу.

3 ЕМПІРИЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА ПРИЧИН ФОРМУВАННЯ І СТАНУ АТМОСФЕРНОГО ЗАБРУДНЕННЯ

Дендропарк «Олександрія» представлений великими парковими і лісопарковими масивами на північно-західній околиці міста Біла Церква в межах заплави, надзаплавних терас і корінного схилу долини річки Рось з виходом на рівнинний плакор. Від плакору до річки простягаються гарно вироблені стабілізовані балки, зі ставками, без ознак сучасної ерозії. Геоморфологічні умови складні і різноманітні, що, безумовно, відбивається на міграції повітряних мас в межах території парку. Насадження різновікові, різного бонітету, габітусу, густини, ярусності, видового складу – це також створює різні умови для міграції повітряних мас.

Найбільш загальним чинником, що обумовлює пило-аерозольне навантаження на екосистему парку, є природний теригенний

пилопідйом. За дванадцятиріччя 2009-2021 рр. він навряд чи зазнав суттєвих трансформацій. Натомість природні чинники, пов'язані з вологістю атмосфери і температурою повітря з 2009 по 2021 роки змінилися помітно. Як ці зміни вплинули на міграцію хімічних елементів у парогазовій й рідкій фазах атмосферних забруднювачів, а також на фізіологічні механізми поглинання хімічних елементів лишайниками, ясно ще не до кінця, але наявність такого впливу є безперечним. Загальні кліматичні зміни спричиняють локальні мікрокліматичні трансформації умов міграції і седиментації пило-аерозолів на різних ділянках парку «Олександрія». Зокрема, вони відбилися на такому явищі міської кліматології, як «міський бриз». Воно є дуже важливим для формування атмосферного забруднення значних зелених масивів, розташованих по периферіях великих міст. «Міський бриз» – це циркуляція повітряних мас бризового типу між більш нагрітою кам'янистою поверхнею міста і прохолоднішою діяльною поверхнею оточуючих місто лісових, лісопаркових масивів. Наші БХГЛ-дослідження території лісопарку «Феофанія», розташованого на околиці Києва, показали важливість чинника «морський бриз» у формуванні забруднення лісовкритих периферійних приміських ділянок [9]. Техногенні пило-аерозолі насичують повітряну масу, що формується в центральній частині міста і в його промзонах. Забруднена повітряна маса піднімається вгору і у верхніх шарах приземної атмосфери рухається до міської периферії. Над прохолоднішою лісо вкритою приміською територією вона опускається, залишаючи в тамтешніх лісах і лісопарках всі ті техногенні пило-аерозолі, якими повітря наситилося над кам'янистою урбанізованою ділянкою. В результаті, не маючи власних джерел атмосферного забруднення, приміські лісовкриті території зазнають неабиякого атмотехногенного впливу.

Щодо техногенної складової пилогазових викидів і їхньої повітряної міграції, то дванадцятирічні зміни уявляються нам важливими. Біла Церква є крупним промисловим центром України. Тут розвинуте виробництво автомобільних шин, накладок і гальмівних колодок; енергетичне, електротехнічне, лісогосподарське, сільськогосподарське машинобудування, а також приладобудування; ремонтно-механічні виробництва; фармакологічна промисловість; поліграфія;

виробництво спецодягу і взуття; харчова промисловість; функціонує потужна теплоелектростанція. Розвинуті будівельна і видобувальна промисловість, декоративного каменю. З 2009 р. місто поступово насичувалося автомобільним транспортом, розбудовувалося. Зміни у виробничій активності відбувалися по-різному, одні джерела техногенного впливу згасали (деякі підприємства зменшили, а то й припинили виробництво), інші розширювалися або навіть утворювалися нові (наприклад, виникли нові електротехнічні і фармакологічні підприємства). В сумі все це формувало доволі строкату картину атмотехногенного впливу на довкілля Білої Церкви і її околиць.

Специфічним для парку «Олександрія» був вплив сильної техногенної аварії, що мала місце в безпосередній близькості від нього, і передумови якої формувалися багато років. Аварійну ситуацію спровокували військовий аеродром – забруднення нафтопродуктами і гальванічний цех авіаремонтного заводу – забруднення важкими металами, особливо сполуками шестивалентного хрому. Скиди с/г підприємства «Агрохімоб'єднання» і селекційної станції, розташованих на північ недалеко від парку, є найвірогіднішими джерелами амонійного, нітратного і нітритного забруднення. Ознаки серйозної аварійної ситуації виявили на початку 1990-х рр. і надалі локальний техногенно-геохімічний вплив швидко наростає, досягнувши у другій половині 1990-х максимуму [10]. Потім він почав зменшуватися, але 2009 р. – рік першого нашого пробовідбору все ж таки був роком значного, обумовленого цією аварією, локального техногенно-геохімічного впливу на екосистему «Олександрії». Аварійна ситуація завдала шкоди, в першу чергу, не повітрю, а підземним і поверхневим водам, ґрунтам і четвертинним відкладам. Але оскільки забруднення геологічного середовища відбувалося тривалий час, воно не могло на відбитися і на стані рослинного покриву, включаючи і лишенофлору. У всякому разі дослідження співробітників дендропарку «Олександрія» чітко встановили, що забруднення геологічного середовища відбилася на біохімічних, фізіологічних і біоценологічних показниках рослинного покриву (особливо лугового і водно-болотного) [10 - 12]. Також наші дослідження від 2009 р. показали, що в той рік забруднення ґрунтів і підземних вод мало певний вплив і на

поглинання важких металів епіфітними лишайниками [13].

Аномальні БХГХ пункти пробовідбору 2009 року (рис. 2): №1, галявина в центрі парку, рівнина; №13, вирівняна ділянка перед початком силу центральної балки, галявина; №14, галявина в центрі парку, рівнина; №20, зарості клену середньої густини на корінному схилі Росі; №22, корінний берег Росі, борт старого гранітного кар'єру, стрільбище; №28, «Велика Галявина» з поодинокими елітними старими деревами; пункт №31, на розгалуженні стежок біля другого центрального входу; №33, галявина в північній частині парку, рівнина, біля другого входу в парк ~30 м до а/д; №36, галявина біля першого головного – «кутового» входу у парк, ~30 м до а/д; №38, верхня частина схилу центральної балки; №41, висока заплава Росі, паркові розріджені насадження біля «прирічкового» входу в парк; №44 заплава Росі.

Аномальні БХГХ пункти пробовідбору 2021 року: №1, ділянка «Нагірна Галявина»; №4, «Нова територія», урочище «Будинок лісника», колишній солдатський пляж; №7, «Нова територія», перпендикулярно Росі, над першою надзапальною терасою; №12, зліва від адмінкорпусу; №13, висока заплава Росі, «острів» між каналом і Россю, біля колони «Чаша»; №20, третій вхід в парк, до міської автотраси ~5 м; №26, навпроти колони «Луна» – 3562; №30, площа перед першим «кутовим» входом в дендропарк; №32, гирло великої (основної) балки, 50 м від «Руїн»; №36, висока заплава Росі, паркові розріджені насадження біля «прирічкового» входу в парк.

При порівнянні місць розташування найбільш забруднених пунктів в 2009 і 2021 роках, можна помітити, що вони не співпадають цілком. Зокрема, точка «стрільбище», котра в 2009 році ідентифікувалася як дуже забруднена по Pb, Sb і Mn (див. вище), в 2021 році перестала бути такою. Напевно це пов'язано із припиненням регулярного використання території біля цієї точки в якості стрільбища. Не мають аналогів в зборах 2021 року також точки від 2009 року, в яких спостерігалися високі вмісти Cr, що свідчить про зниження хромового забруднення в 2021 році. Водночас підвищені вмісти хімічних елементів у лишайниках, які ростуть на північній периферії дендропарку «Олександрія», котра примикає безпосередньо до міста, є характерними і для 2009 і для 2021 років.

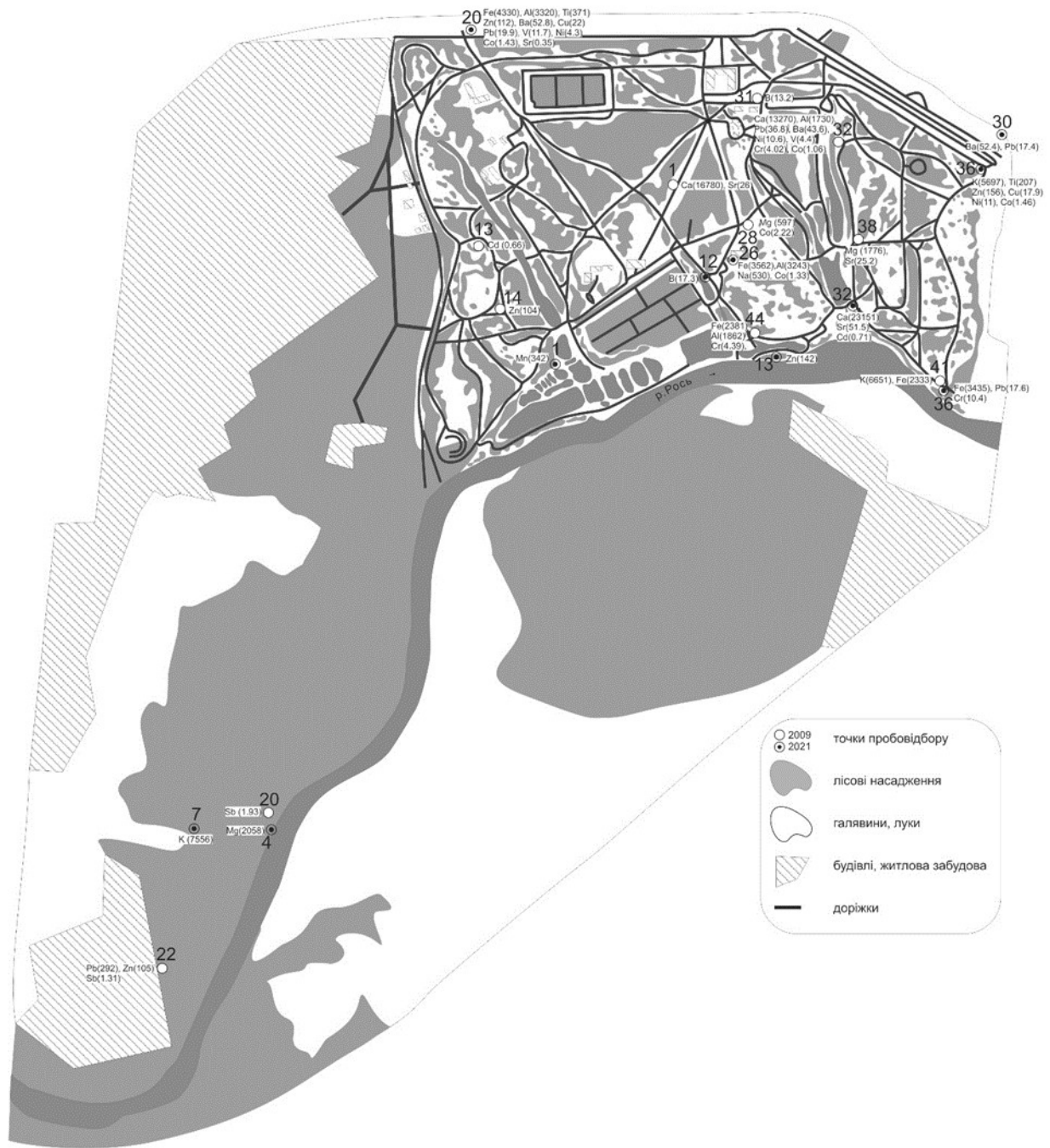


Рис. 2 – Пункти пробовідбору, в яких спостерігалися максимальні величини БГХЛ-показника
 Fig. 2 – Sampling points in which the maximum values of the BGHL indicator were observed

Таблиця 1 – Ряди нормованого на БГХЛ-показник (мкг/г) нагромадження хімічних елементів в лишайниках, відібраних в дендропарку «Олександрія» і на прилеглих до нього ділянках м. Біла Церква в 2009 і 2021 роках
 Table 1 – The series of accumulation of chemical elements in lichens normalized to the BGHL-index (mcg/g) in the Arboretum "Olexandria" and in the adjacent areas of the city of Bila Tserkva in 2009 and 2021

2009																			
Ca	K	Fe	Al	Mg	Na	Zn	Ti	Mn	Pb	Ba	Sr	Cu	B	Ni	V	Cr	Co	Sb	Cd
7117	3843	1477	1306	965	107	83,9	78	62	26,1	20,6	16,4	10,2	7,9	4,7	2,6	1,96	0,8	0,37	0,34
2021																			
Ca	K	Al	Fe	Mg	Na	Ti	Mn	Zn	Ba	Sr	Cu	B	Pb	Cr	V	Ni	Co	Cd	Sb
6774	5108	1659	1644	1233	228	134	98	74	28	19,8	10,6	10,3	8,3	5,2	4,9	3,1	0,72	0,42	0,03

В табл. 1 подані нормовані на БГХЛ-показник ряди нагромадження хімічних елементів в лишайниках в цілому по дендропарку «Олександрія» та в його найближчих околицях за 2009 і 2021 роки. Порівняння цих рядів свідчить, що практично всі хімічні елементи в 2021 році поглиналася лишайниками з повітря або з більшою або з меншою інтенсивністю, аніж в 2009 році. Відносно сильна (більша, аніж в два рази) або навіть дуже сильна (більше, аніж в десять разів) зміна в інтенсивності нагромадження спостерігається для сурми (в 2021 році у порівнянні з 2009 роком середній БГХЛ-показник зменшився в 12,3 рази), для свинцю (в 2021 році середній БГХЛ-показник зменшився в 3,1 рази), для хрому (в 2021 році середній БГХЛ-показник збільшився в 2,7 рази), для натрію (в 2021 році БГХЛ-показник збільшився в 2,1 рази). Коливання за дванадцятиріччя вмісту в лишайниках інших хімічних елементів – в бік збільшення чи зменшення не перевищували двох крат, а вміст міді залишився майже незмінним. Порівняння рядів нагромадження вказує, що умови атмосферного забруднення і поглинання з повітря хімічних елементів лишайниками за 12 років – з 2009-го по 2021-й – зазнали більш або менш суттєвих змін. Що це за зміни і які причини їх обумовили, нам дозволять судити результати геостатистичного моделювання баз даних БГХЛ-показників методом факторного аналізу.

4 ФАКТОРНИЙ АНАЛІЗ БАЗ ДАНИХ БГХЛ-ІНДИКАЦІЇ

Факторний аналіз баз даних у біогеохімічній індикації привабливий тим, що в кінцевому підсумку дозволяє охарактеризувати не лише стан геохімічного поля, а й побачити, зрозуміти причини, котрі визначають просторово-функціональну структуру цього поля.

Досвід використання факторного аналізу для обробки БГХЛ-баз даних говорить про його результативність у БГХЛ-індикаційних дослідженнях стану забруднення довкілля. В роботі *Kuik R.* [14], виконаній з використанням лишайника *P.sulcata*, було показано, що чинники, які обумовлюють нагромадження хімічних елементів в зразках, відібраних на території Нідерландів, є такими: F_1 – теригенний пил; F_2 – морський аерозоль; F_3 – металургія; F_4 – галузі промисловості, що використовують цинк; F_5 – чинник невідомого походження,

пов'язаний із використанням ртуті. Для Нідерландів же наводяться дані в роботі *Sloof J.E.* [3]. Вона важлива для нас тим, що в ній, так само як і в цій нашій роботі, подаються результати факторного аналізу баз даних (*P.sulcata*) за різні роки пробовідбору. Згідно результатам роботи, геохімічні асоціації хімічних елементів при коефіцієнтах факторних навантажень 0,6 і більше, у різні роки пробовідбору суттєво змінюються, а саме. По F_1 в 1982/1983 індикативна асоціація хімічних елементів була такою: $Sc/La/V/Th/Al/Cr/Fe/Ni/Co/As/Se/Sb$, а в 1986/1987 – $Th/Sc/Cs/Al$. По F_2 в 1982/1983 роках вона була такою: $Sc/Zn/Cd$, а в 1986/1987 – $Zn/As/Cr$. По F_3 в 1982/1983 – Br (моноасоціація), а в 1986/1987 – $Ni/V/Fe$. По F_4 в 1982/1983 – Cs , а в 1986/1987 – Cd ; по F_5 в 1982/1983 – Hg/Se , а в 1986/1987 – Br ; по F_6 в 1982/1983 – Mn , а в 1986/1987 – Hg . Запропоновано наступну інтерпретацію факторів. 1982/1983 роки: F_1 – теригенний пил; F_2 – викиди металургії цинку і електронної промисловості; F_3 – спалювання вугілля; F_4 – знову теригенний пил; F_5 і F_6 – достеменно не інтерпретовані. 1986/1987 роки: F_1 і F_2 – аналогічно відбору 1982/1983; F_3 – спалювання нафтопродуктів; викиди металургії цинку і електронної промисловості; F_4 – чорна металургія; F_5 – спалювання вугілля; F_6 – достеменно не інтерпретований. В статті *Jeran Z.* [15] наводяться результати обробки баз даних концентрацій хімічних елементів в сланях лишайника *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl., відібраних на території Словенії. Чинники з першого по дев'ятий автори інтерпретують так: F_1 і F_7 – теригенний пил; F_2 і F_4 – викиди чорної металургії; F_3 – вплив морських аерозолів і дощових атмосферних опадів; F_5 – вплив деяких хімічних особливостей атмосферних опадів (здатність до утворення нерозчинних сполук); F_6 – вплив викидів транспорту; F_8 – спалювання вугілля; F_9 – вплив регіонального переносу забруднених повітряних мас. Цей же лишайник – *H.physodes* був використаний для вивчення забруднення повітря навколо мідного рудника «Бучим» у Північній Македонії [16]. F_1 , що утворює асоціацію $Al/Cr/Fe/Li/V$, інтерпретується як вплив теригенного пилу. F_2 , визначений асоціацією $Ca/Cd/K/Zn$, також вважається «геогенним чинником», але с «поправкою» на біогенність Ca , K і Zn (щодо Cd , то він, маючи гарну розчинність і проникність крізь біологічні мембрани, здатен мігрувати і накопичуватися в рослинах подібно до біогенів,

хоча за своїми біохімічними властивостями є токсикантом [17]. Фактор-3 з асоціацією Ni/Sr автори також вважають «природним» і «геогенним», але виразного тлумачення йому не дають. І лише F₄, представлений асоціацією Cu/Pb рахується чинником техногенного впливу, обумовленого гірничо-видобувними і гірничо-збагачувальними процесами, що мають місце на місцевому руднику. В роботі Василевича М.І. та ін. [18] наводяться результати факторного аналізу БД вмісту хімічних елементів в лишайниках родів *Usnea* і *Bryoria*, відібраних у тайзі Кольського півострова (Росія). Фактори

інтерпретуються так: F₁ – теригенний пил; F₂ – біогеохімічні механізми поглинання хімічних елементів лишайниками; F₃ – F₆ – локальні природні геохімічні особливості екосистем. В роботі [19] за допомогою факторного аналізу було показано, що вміст хімічних елементів в лишайнику *X.parietina* з Туреччини обумовлюється такими чинниками як загальний вплив міського середовища, викиди транспорту, спалювання вугілля, розвіювання забрудненого ґрунту і біогеохімічні закономірності поглинання лишайниками хімічних елементів (фактор біогенезу).

Таблиця 2 – Результати факторного аналізу баз даних БГХЛ-показників, отриманих в 2009 (чисельник) і в 2021 (знаменник) роках, для території дендропарку «Олександрія» і прилеглих ділянок (Київська обл.)

Table 2 – The results of the factor analysis of the databases of BGHL-index obtained in 2009 (numerator) and in 2021 (denominator) for the territory of the Arboretum "Olexandria" and adjacent areas (Kyiv region)

Хімічний елемент	Рік пробовідбору	Коефіцієнти факторних навантажень					
		F ₁	F ₂	F ₃	F ₄	F ₅	F ₆
Ca	2009	0,117	0,855	0,084	-0,039	-0,037	0,225
	2021	0,123	0,890	-0,063	-0,024	0,029	-0,088
K	2009	-0,236	-0,168	0,059	0,823	0,237	0,180
	2021	0,258	0,015	-0,480	-0,027	-0,046	-0,733
Al	2009	0,905	0,023	-0,140	-0,090	0,156	0,190
	2021	0,943	0,084	-0,012	0,223	0,137	0,141
Fe	2009	0,794	0,090	-0,137	0,435	0,046	0,202
	2021	0,900	0,042	-0,008	0,319	0,196	0,179
Mg	2009	-0,120	0,552	-0,121	0,707	-0,101	-0,132
	2021	0,165	0,393	0,104	-0,162	0,637	0,128
Na	2009	-0,053	-0,096	0,005	0,077	0,930	0,190
	2021	0,905	0,158	-0,128	0,054	0,111	-0,083
Ti	2009	0,325	-0,075	-0,152	0,410	0,254	0,689
	2021	0,526	0,064	0,149	0,827	-0,021	0,021
Mn	2009	-0,197	-0,280	0,690	0,043	0,153	0,313
	2021	-0,055	0,104	-0,925	0,038	-0,186	-0,099
Zn	2009	0,300	-0,025	0,060	0,800	0,016	0,173
	2021	0,313	0,305	0,220	0,515	0,148	0,458
Ba	2009	0,056	0,256	0,265	0,067	0,087	0,853
	2021	0,704	0,240	-0,041	0,265	0,132	-0,285
Sr	2009	-0,001	0,925	0,007	0,113	-0,197	-0,003
	2021	0,297	0,932	0,036	0,056	0,201	0,065
Cu	2009	0,468	-0,057	0,292	0,350	-0,288	0,430
	2021	0,246	-0,134	0,186	0,238	0,861	0,121
B	2009	-0,203	0,425	-0,397	-0,069	0,241	-0,180
	2021	-0,217	0,257	0,124	-0,037	-0,187	-0,489
Pb	2009	0,090	0,044	0,819	-0,042	0,166	-0,182
	2021	0,684	0,133	0,004	0,590	0,139	0,035
Cr	2009	0,347	0,104	0,044	0,631	0,119	0,480
	2021	0,768	0,056	0,152	0,545	-0,037	-0,095
V	2009	0,276	0,276	0,014	0,639	0,028	0,389
	2021	0,637	-0,108	0,149	0,638	-0,002	0,182
Ni	2009	0,311	-0,045	-0,107	0,395	0,233	0,752
	2021	0,167	0,183	-0,171	0,806	0,012	0,047
Co	2009	0,411	-0,153	0,075	0,185	0,802	0,139
	2021	0,774	-0,058	0,132	0,232	0,364	0,180

Таблиця 2 – Продовження
Table 2 – Continued

Хімічний елемент	Рік пробовідбору	Коефіцієнти факторних навантажень					
		F ₁	F ₂	F ₃	F ₄	F ₅	F ₆
Cd	2009	0,122	0,463	0,515	0,283	-0,323	0,328
	2021	-0,097	0,731	-0,103	0,200	-0,137	-0,128
Sb	2009	-0,248	0,142	0,713	-0,019	-0,144	0,033
	2021	0,310	-0,181	-0,173	0,478	0,300	-0,109
V	2009	30,9	15,4	12,4	8,7	7,4	4,9
	2021	42,5	13,5	10,2	7,4	4,2	3,4

В табл. 2 подані результати факторного аналізу баз даних БГХЛ-показників від 2009 (чисельник, фактори «F²⁰⁰⁹») і від 2021 (знаменник, фактори «F²⁰²¹») року. Інтерпретація результатів факторного аналізу, коефіцієнтів факторних навантажень (КФН) і величин поясненої дисперсії, дозволило нам зробити висновки про природу визначальних геохімічних чинників і силу їхнього впливу. Факторний аналіз в геохімічних дослідженнях набув широкого вжитку, інтерпретація факторів формування геохімічних асоціацій чіткого й однозначного алгоритму не має. В значній мірі вона є творчим процесом. Оскільки модель має ймовірно-статистичну природу, то інтерпретація об'єктивно сильно залежить від конкретних геохімічних умов і явищ, які в природі є дуже різноманітними; а суб'єктивно – спирається на ерудицію, інтуїцію, геохімічне мислення, і експериментально-польовий досвід дослідника-інтерпретатора. Втім існують і певні загальні правила, яких слід дотримуватися при інтерпретації результатів факторного аналізу.

Насамперед, важливо визначитися який рівень статистичної значимості коефіцієнтів факторних навантажень слід брати до уваги, а які необхідно ігнорувати. В загальному випадку це залежить від потужності вибірки та ступенями свободи. Дослідники оперують різними рівнями значущості КФН: одні не приймають до уваги КФН із значеннями, не меншими від 0,8 [3]; інші опускають планку рівня значущості до значень 0,4 (для мохів) [20]. Але зазначені величини рівня значущості КФН – крайнощі в інтерпретаційній моделі. У першому випадку відчутно обмежуються можливості формування інформативно повноцінних асоціацій хімічних елементів за відповідними факторами. У другому - навпаки, робить їх (асоціації) дуже великими, «всеосяжними» і такими, що інтерпретуються з малими ймовірностями. Більшість дослідників обирає

«золоту середину» і за нижню («інтерпретативну») межу приймає величини КФН в інтервалі від 0,6 до 0,7. Ми вважаємо такий підхід оптимальним, допускаючи, що значення КФН в інтервалі 0,6 – 0,7 для інтерпретації є в певному сенсі недостатньо інформативними (хімічні елементи з такими значеннями КФН будемо брати в асоціаціях у квадратні дужки).

Другий момент, який обов'язково слід враховувати при інтерпретаціях геохімічних асоціацій по відповідним факторам їх формування, полягає в тому, що серед достеменних значень КФН присутні величини як зі знаком «плюс», так і з позначкою «мінус». Знак «плюс» перед КФН свідчить, що цей фактор обумовлює накопичення даного елементу у слані лишайника; а значення КФН зі знаком «мінус» говорить про те, що мають місце процеси деконцентрації (вимивання, вилуговування) хімічного елементу зі слань.

Оскільки нам доведеться порівнювати між собою значення для КФН для кожного хімічного елементу за різні роки – 2009-й і 2021-й – то може виникнути і виникає ситуація, коли за один рік КФН інтерпретується (його значення дорівнює 0,6 і вище, а за інший – ні: КФН < 0,6). В такому разі про рік з КФН < 0,6 говоритимемо, що по даному фактору для даного елементу ніяких певних закономірностей не спостерігається. Але самі факти «не спостерігається» (КФН < 0,6) і «спостерігається» (КФН > 0,6) для потреб інтерпретації порівнювати можна і слід. Інший «тонкий» випадок – значення КФН в обох роках перевищують поріг інтерпретації – 0,6, але в одному році вони мають «+», в іншому – «-». В такому випадку говоримо, що дія геохімічного чинника змінюється на протилежну, тобто накопичення хімічного елементу у сланях змінюється на його вилуговування (виніс), або ж навпаки.

Враховуючи зроблені зауваження, перейдемо до інтерпретації і обговорення даних табл. 2.

5 ІНТЕРПРЕТАЦІЯ ТА ОБГОВОРЕННЯ РЕЗУЛЬТАТІВ ФАКТОРНОГО АНАЛІЗУ

Фактор-1. В 2009 році під впливом F_1^{2009} була сформована геохімічна асоціація $Al(0,905)/Fe(0,794)$, а в 2021 році – під дією фактору F_1^{2021} утворилася асоціація $Al(0,943)/Na(0,905)/Fe(0,900)/Co(0,774)/Cr(0,768)/Ba(0,704)/[Pb(0,684) /V(0,637)]$. В літературі вплив першого фактору звичайно пов'язується або з загально-пиловим навантаженням на атмосферу, або – більш обмежено – з теригенними пиловим навантаженням, причому провідну роль в обох випадках відводять крупнодисперсним часточкам. Теригенно-пилове навантаження на атмосферу більше властиве об'єктам, що оточені територіями з розвинутою сільськогосподарською або гірничопромисловою діяльністю. Для теригенно-пилового навантаження характерні хімічні елементи, які входять до складу природних мінералів, зокрема – в нашому випадку – алюміній, залізо. В меншій мірі природним мінералам властиві також натрій, хром і барій. Останні два елементи є також характерними складовими техногенезу, а крім них, що для нашого об'єкту є важливим, техногенезові властиві Co , Pb і V . Тобто загально-пилове навантаження при провідній ролі теригенних часточок (Al , Fe), визначається також продуктами техногенезу. Раніше нами було показано, що для умов Білої Церкви характерною є атмогеохімічна асоціація $Al/Fe/V$ причому останній має теплоенергетичне походження і також тяжіє до крупнодисперсних часточок. Було також встановлено, що загально-пилове навантаження на дендропарк «Олександрія», який примикає до крупного міста, у великій мірі обумовлюється явищем міського бризу [13]. Якщо в 2009 році по першому чиннику ми мали справу лише з асоціацією Al/Fe , котра відбиває вплив переважно теригенного пилу, то в 2021 році до неї «примішалася» велика кількість інших хімічних елементів. Крім того, по першому чиннику в 2021 році у порівнянні з 2009-м на 11% зріс відсоток вичерпаної дисперсії. Все це вказує на зростання ролі техногенезу у формуванні загальної атмогеохімічної обстановки у місті Білій Церкві і дендропарку «Олександрія», що викликалось перебудовою промислово-господарського комплексу міста в

друге десятиріччя XXI ст. з відповідними трансформаціями у кількості та складові повітряних викидів. Схожі висновки раніше були отримані нами раніше і для території, що оточена переважно галузевими чинниками агрогенезу, для дендропарку «Асканія-Нова».

Фактор-2. Геохімічна асоціація по F_2^{2009} є $Sr(0,925)/Ca(0,855)$, а по F_2^{2021} – $Sr(0,932)/Ca(0,890)/Cd(0,731)$. Асоціація Sr/Ca досить легко інтерпретується, якщо припустити, що вона пов'язана з пило-аерозолями, утвореними в процесі виробництва і використання будівельних матеріалів. З кальцієм і стронцієм все більш менш зрозуміло: ці хімічні елементи, пов'язані здебільшого з крупнодисперсними часточками, є невід'ємною складовою карбонатних субстанцій, з яких виробляються будматеріали (Sr , нагадаємо, є хімічним аналогом Ca і завше «супроводжує» його як домішка в різних мінералах, речовинах, субстанціях). А от на потужний зв'язок з виробництвом будматеріалів кадмію вказують лише окремі, але цілком авторитетні, автори, як от Ю.Є. Саєт зі співавторами [21]. Поява кадмію в асоціації саме 2021 року є логічною, оскільки в 2008 році була закінчена повна реконструкція потужного білоцерківського заводу з виробництва цегли, в т.ч. клінкерної. То ж повністю його екогеохімічний вплив на атмосферне повітря зміг проявитися саме у період між пробовідборами, тобто з 2009 по 2021 роки.

Якщо дію фактору-2 характеризувати в самих загальних рисах, то його можна визначити, як техногенний вплив на територію «Олександрії» ззовні – з боку міста. Очевидно, якщо відбувається перенос на територію парку крупнодисперсних аерозолів техногенного походження з міських площ, то тут має включатися якийсь потужний механізм повітряного переносу від міста до лісовкритої території: таким, як підкреслювалося, є міський бриз.

Інтерпретація факторів $F_{(3-6)}^{2009}$ і $F_{(3-6)}^{2021}$ сильно ускладнюється тим, що в асоціаціях 2009 і 2021 років по одним і тим же самим геохімічним факторам впливу на довкілля майже немає спільних хімічних елементів-маркерів (за виключенням марганцю з протилежними знаками для фактору-3 і ванадію для фактору-4 із мало інформативними значеннями КФН – в інтервалі 0,6 – 0,7). Але уже з факту самої цієї невідповідності асоціацій по $F_{(3-6)}^{2009}$ асоціаціям по $F_{(3-6)}^{2021}$ можна зробити цілком логічний висновок, що з 2009 по 2021 роки у «факторній

зоні» від 3-го до 6-го чинників відбувалися суттєві зміни щодо геохімічної обстановки на території «Олександрії».

Фактор-3. F_3^{2009} утворює асоціацію $Pb(0,819)/Sb(0,713)/[Mn(0,690)]$, а F_3^{2021} – моноасоціацію $Mn(-0,925)$. Спілка $Pb/Sb/Mn$ з великою вірогідністю маркує потужний локальний вплив стрільбища. Pb і Sb характерні для сплавів, з яких виготовляють кулі, а Mn входить до складу деяких порохів. Максимальні вмісти цих хімічних елементів у пробах 2009 року спостерігалися саме в точці № 22 «Стрільбище» (див. вище). В 2000-х роках стрільбище функціонувало регулярно, в 2010-х – ні. Тому асоціація $Pb/Sb/Mn$ у провідборі за 2021 рік і зникла. Марганець повів себе взагалі дивно, він «обернув» фактор-3 на свою протилежність (знак перед КФН змінився з «+» на «-»). Це може означати, що в локальному місці дії такого специфічного і водночас потужного фактору, як «стрільбище», не просто зменшилося атмосферне навантаження по марганцю і він перестав накопичуватися в лишайниках, марганець почав вимиватися з лишайників, деконцентруватися. Останнє нам представляється можливим, оскільки, як відомо, міграція, накопичення, вилуговування Mn дуже чутливі до найменших змін Eh та pH параметрів середовища, в т.ч. атмосферних опадів і гідрометеорів, якими, з одного боку, важкі метали постачаються у слані лишайників, а з іншого – вилуговуються зі слань. Вимивання марганцю напевно пов'язане, по-перше, з припиненням впливу порохових газів, що формують лужне середовище, в якому Mn малорухомий і відповідно краще накопичується. По-друге, у зв'язку із зникненням чи послабленням фактору «стрільбище», яким створювалася лужна обстановка (причому безпосередньо в атмосфері), в «свої права» вступили кислі опади, котрі є характерними для міських територій, особливо таких, де розміщуються потужні ТЕС. Вірогідно саме вони змінили показники Eh та pH опадів і гідрометеорів таким чином, що Mn став рухомішим і почав вимиватися зі слань лишайників.

Таким чином фактор-3 в загальному випадку можна визначити як фактор потужного локального атмотехногенного впливу. На його потужність вказує і відсоток пояснюваної дисперсії – $V_3^{2009}=12,4$ й $V_3^{2021}=10,2$. В конкретному ж випадку цим фактором локального техногенного впливу виявився чинник, пов'язаний зі стрільбищем в 2009 р.,

який змінився на чинник «ТЕС – кислі опади» в 2021 році.

В інших випадках, фактори четвертий, п'ятий і шостий теж проявляють себе як локальні чинники техногенної природи, але вже меншої потужності та іншого походження. При за величинами поясненої дисперсії (табл. 2) помітно, що потужність дії локальних для території «Олександрії» техногенних геохімічних чинників в 2021 році за всіма факторами зменшується у порівнянні з 2009 р. Таку зміну геохімічної обстановки логічно пояснити дією процесів самоочищення екосистем дендропарку, забруднених техногенною катастрофою 1990-х років. Але в кожному окремому випадку інтерпретація геохімічних чинників конкретизується з трудом. Асоціації по $F_{(4-6)}^{2009}$ і $F_{(4-6)}^{2021}$, тобто по 2009 і 2021 рокам для кожного чинника з четвертого по шостий є дуже різними. Тим не менш дозволимо зробити собі такі припущення щодо інтерпретації цих факторів впливу.

Фактор-4. Геохімічною асоціацією по F_4^{2009} є $K(0,823)/Zn(0,800)/Mg(0,707)/[V(0,638)/Cr(0,631)]$, а по F_4^{2021} – $Ti(0,827)/Ni(0,806)/[V(0,638)]$. Обидві асоціації, хоча вони і мало схожі між собою ми інтерпретуємо як вплив на ландшафти «Олександрії» екологічної катастрофи 1990-х років. Але в 2009 і в 2021 році цей вплив мав помітні відміни. В 2009-му він (F_4^{2009}) був більш комплексним і формувався, згідно даних Л.Я. Плескач [10, 22], з причини проникнення у геологічне середовище нафтопродуктів і відходів гальванічного виробництва, а також скидів агропідприємств (див. вище). Маркером забруднення нафтопродуктами по F_4^{2009} є ванадій (на нього як на маркер забруднення геологічного і водного середовища нафтопродуктами вказується в [23]). Маркерами гальванічних відходів – Zn , Mg , Cr ; а калій, як неодмінний компонент міндобрив, швидше за все, пов'язаний із впливом на оточуюче середовище агровиробництв. За дванадцятиріччя відбувалося самоочищення екосистем «Олександрії», водночас проводилися заходи з очищення ґрунтів і ґрунтових вод. Вплив відходів гальваніки і агровиробництв (котрі представлені здебільшого гарно розчинними у воді сполуками) зменшився сильніше, ніж вплив нафтопродуктів, забруднення якими гірше піддається ліквідації. То ж величина КФН по F_4^{2021} для ванадію – індикаторові забруднення паливно-мастильними матеріалами – залишилася незмінною. До асоціації індикаторів

нафтопродуктового забруднення додався нікель, який також є гарним маркером цього типу забруднення довкілля [23]. Роль титану не зовсім ясна, можливо його попадання у нафтопродукти пов'язане із широким використанням у нафтопереробці і нафтохімії титанових ємностей і труб (з яких у нафтопродукти так чи інакше, але продукти корозії титану потрапляють).

Не з'ясованим залишається механізм впливу забрудненого геологічного і водного середовища ландшафту «Олександрії» на приземний шар атмосфери, забруднення якого саме БГХЛ-індикацією і уловлюється. Раніше нами було показано, що в 2009 р. біогеогеохімічні індикаційні параметри щодо забруднення, з одного боку підземних/поверхневих вод і ґрунтів, з іншого – приземного шару повітря «Олександрії», мали як спільні риси, так і суттєві відмінності. Напевно вони залишилися і в 2021 р., хоча, не менш таки певно, що зазнали і трансформацій. Але зв'язок між цими двома формами забруднення екосистем, безумовно, мав місце, як тоді, так і зараз. Зокрема в локальному масштабі забруднені ґрунти цілком можуть впливати на приземний шар повітря через механізм пилопідйому, а забруднені водойми і водотоки – через механізм формування туманів випаровування і гідрометеорів (роса, паморозь). Ці питання вимагають ретельного вивчення.

Фактори 5-й і 6-й, самі по собі не потужні (згідно величинам відсотку поясненої дисперсії V), за силою впливу на атмогеохімічну обстановку «Олександрії» на протязі вивченого дванадцятиріччя продовжили зменшуватися: по фактору-5 – від $V_3^{2009}=7,4$ до $V_5^{2021}=4,2$; по фактору-6 – від $V_6^{2009}=3,4$ до $V_6^{2009}=4,9$ (табл. 2). Водночас відбувалися суттєві, якщо не сказати кардинальні, трансформації геохімічних асоціацій, утворюваних за $V_5^{2009} - V_6^{2009}$ і $V_5^{2021} - V_6^{2021}$, а саме: $\text{Na}(0,930)/\text{Co}(0,802)2009 \rightarrow 2021\text{Cu}(0,861)/[\text{Mg}(0,637)]$ за фактором-5, і $\text{Ba}(0,853)/\text{Ni}(0,752)/[\text{Ti}(0,689)]2009 \rightarrow 2021\text{K}(-0,733)$ за фактором-6. Як бачимо, між асоціаціями 2009-го і 2021-го рр. нічого спільного немає (між F_4^{2009} та F_4^{2021} спільним був хоча б ванадій). Ми схильні пояснювати це тим, що в дванадцятиріччя між пробовідборами відбувалася важлива перебудова геохімічної обстановки на території «Олександрії», пов'язана, насамперед, з процесами самоочищення екосистем (активна рекультивацийна діяльність на той час послабшала).

Фактор-5, з нашої точки зору, слід

інтерпретувати як навантаження на довкілля виключно «гальванічного» забруднення. Але за 12 років воно зазнало змін: кобальт – один з найтипівіших маркерів гальванічного забруднення, в 2021 році «змінився» на мідь – важкий метал, що теж, як геохімічний індикатор, властивий гальванічним відходам, але в меншій мірі, аніж кобальт. Ролі натрію і магнію залишаються загадковими, можливо достеменні величини КФН для цих хімічних елементів також є показниками якихось посткатастрофічних геохімічних трансформацій в екосистемах «Олександрії». Питання вимагає подальшого дослідження.

Фактор-6 будемо вважати фактором впливу на екосистему «Олександрії» суто нафтопродуктового забруднення. Для ситуації 2009 року про це свідчать нікель і титан, котрі за F_4^{2021} ми також зв'язали із забрудненням парку паливно-мастильними матеріалами (див. вище). А от значення КФН по калію в $-0,73$ є дуже нетривіальною «вказівкою на нафтопродуктове забруднення екосистеми «Олександрії»». Відомо, що рухомість K (а калій – один із самих рухомих у довкіллі хімічних елементів), а значить і його поглинання, в середовищі і біологічних об'єктах, забруднених нафтопродуктами, знижується [17, 23]. Не виключено, що КФН для калію по Фб вказує нам саме на це біогеохімічне явище. З одного боку, зниження вмісту калію у сланях лишайників вказує свідчить про наявність залишкового нафтопродуктового забруднення екосистем «Олександрії»; з іншого – вказує на те, що Фб є чинником біогеохімічної і біохімічної природи, від якого залежить сорбція і десорбція рослинними організмами біогенного хімічного елементу – калію.

Якщо фактори 5 й 6 розглядати лише як дію поставарійних форм техногенезу, то для них справедливим є все те, що сказано про механізми дії фактора-4 щодо впливу забруднення геологічного і водного середовища на приземну атмосферу. Зазначимо також, що, з геохімічної точки зору, фактори-5 і -6 можна розглядати як своєрідне роздвоєння або розчеплення на окремі складові більш потужного чинника комплексної дії. Такі «геохімічні розчеплення» потужних комплексних чинників на менш потужні і більш фрагментовані у просторі «підчинники» (як природного так і техногенного походження) є явищем досить звичайним і неодноразово фіксувалися різними способами геостатистичного моделювання даних біогеохімічних – не тільки БГХЛ- –

індикаційних дослідженнях оточуючого середовища.

На завершення обговорення результатів геостатистичного моделювання за допомогою факторного аналізу слід підкреслити наступне: фактори-1 і -2 – це переважно важливі регіональні атмогеохімічні чинники, що впливають на екосистеми і ландшафти «Олександрії» в цілому (тобто в межах всього парку). Фактор-3 – атмогеохімічний чинник, який завдає шкоди паркові дуже вибірково; відносно потужний, але локальний (і доволі своєрідний) фактор впливу. В 2021 році його роль згасла. Фактори-5 і -6 – теж локальні чинники: вони впливають на парк лише в окремих місцях, а не у всій його площині (при цьому, згасаючи від 2009-го до 2021-го рр.). При цьому вони є вже не власне атмотехногенними чинниками, а літогенними і гідрогенними, забезпечуючи свій вплив на приземний шар повітря «Олександрії» через систему міжкомпонентних внутрішньо-ландшафтних геохімічних зв'язків – насамперед, шляхом вузько-локального пилового підйому і через механізми мікрокліматичної конденсації над поверхнями водойм і тимчасово або постійно перезволоженого ґрунтового-рослинного покриву.

6 ВИСНОВКИ

Методом біогеохімічної ліхеноіндикації із використанням епіфітних листуватих (*Parmelia sulcata* Tayl., *Xanthoria parietina* (L.) Th. Fr.) та кушового (*Evernia prunastri* (L.) Ach.) лишайників було оцінено рівні середнього багаторічного вмісту K, Ca, Al, Fe, Mg, Na, Mn, Zn, Sr, Ti, Ba, Cu, B, Pb, Ni, V, Cr, Co, Cd, Se, Sb у приземному повітрі на території дендропарку «Олександрія» і деяких прилеглих до нього ділянках міста Біла Церква Київської обл. в 2009 (20 пунктів пробовідбору) і 2021 (23 пункти) роках. Бази даних величин біогеохімічного ліхеноіндикаційного показника окремо по пробовідборам 2009 і 2021 років було проаналізовано емпірично, а також оброблено за допомогою факторного аналізу. Виявлені ділянки дендропарку із найбільш забрудненим приземним шаром атмосфери, показана динаміка змін стану забруднення атмосфери «Олександрії» з 2009 по 2021 роки. За допомогою моделювання баз даних величин БГХЛ-показників із застосуванням факторного аналізу зроблена оцінка найбільш вірогідних причин формування атмосферного забруднення дослідженої території в різні роки

пробовідборів. Встановлено, що найвірогіднішими чинниками формування стану забруднення повітря в «Олександрії» і на прилеглих вулицях Білої Церкви є такі. Фактор-1: загальне пилове навантаження на атмосферу з переважанням теригенної складової (здебільшого крупно-дисперсні часточки). Фактор-2: пило-аерозольне навантаження на територію дендропарку з боку міста Біла Церква, що в значній мірі забезпечується мікрокліматичною циркуляцією типу міського бризу і проявляється у формуванні атмогеохімічної асоціації, яка складається з хімічних елементів, властивих для будіндустрії і виробництва будматеріалів. Фактор-3 – чинник потужних локальних (імпактних) атмотехногенних впливів на приземну атмосферу парку. Він проявив себе двояко: в 2009 р. – як вплив стрільбища, в 2021 році – як дія кислих опадів, сформованих завдяки атмосферним викидам Білоцерківської ТЕС. Фактор-4 нами інтерпретований як чинник комплексного впливу на екосистеми «Олександрії» місцевої екологічної катастрофи 1990-х рр., але такий, що від 2009 до 2021 року свій вплив зменшував. Фактор-5 – це геохімічне навантаження на довкілля, викликане гальванічними виробничими відходами. Вони надійшли під час згаданої катастрофи, тому фактор-5 можна вважати «підфактором» четвертого чинника і таким, що за дванадцятирічний період значно ослаб. Фактор-6 вважається фактором впливу лише нафтопродуктового забруднення території парку, викликаного також минулою екологічною катастрофою. В 2021 р. він був скорегований і ускладнений щодо свого впливу на екосистеми «Олександрії» чинниками біогенної природи (біогеохімічними і біохімічними). В певній мірі фактор-6 також можна розглядати як «підфактор» четвертого чинника.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Блюм О. Б., Тютюнник Ю. Г. Исторический биомониторинг содержания свинца в атмосфере с помощью лишайников. *Доклады Академии наук УССР*. В. 1985. № 10. С. 53-55.
2. Блюм О. Б., Тютюнник Ю. Г. Исторический аспект регионального мониторинга тяжелых металлов в атмосфере, осуществляемый методом биогеохимической лишеноиндикации (на примере Украинской ССР). *Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем*. 1989. Т.12. С. 73-78.
3. Sloof J. E., Wolterbeek H. Th. Patterns in trace elements in lichens. *Water, Air, and Soil Pollution*. 1991. Vol. 57-58. №1. Pp. 785-795. <https://doi.org/10.1007/BF00282942>.

4. Sloof J., Wolterbeek H. National Trace-Element Air Pollution Monitoring Survey Using Epiphytic Lichens. *The Lichenologist*. 1991. 23. №2. Pp. 139-165. <https://doi.org/10.1017/S0024282991000300>.
5. Investigation of spatial and temporal metal atmospheric deposition in France through lichen and moss bioaccumulation over one century / Agnan A., Séjalon-Delmas N., Claustres A., Probst A. *Science of the Total Environment*. 2015. Vol. 529. №1. Pp. 285-296. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.05.083>.
6. Cloquet Ch., Estradea N., Carignanc J. Ten years of elemental atmospheric metal fallout and Pb isotopic composition monitoring using lichens in northeastern France. *Comptes Rendus Geoscience*. 2015. Vol. 347. №5. Pp. 257-266. <https://doi.org/10.1016/j.crte.2015.04.003>.
7. Ковалевский А. Л. Биогеохимия растений : монография. Новосибирск : Наука, Сиб. отд-ние, 1991. 288 с.
8. Блюм О. Б., Тютюнник Ю. Г., Пашченко В. М. Біогеохімічна ліхеноіндикація важких металів у приземному шарі повітря міських ландшафтів. *Український ботанічний журнал*. 1988. № 3. С. 66-71.
9. Геостатистический анализ техногенного воздушного влияния не лесопарковый ландшафт (на примере города Киева) / Тютюнник Ю. Г., Блюм О. Б., Даунис-и-Эстаделья Дж., Мартин-Фернандес Дж.-А. *География и природные ресурсы*. 2014. № 1. С. 68-74.
10. Плескач Л. Я. Забруднення водойм дендропарку «Олександрія» та його вплив на стан рослинності *Інтродукція рослин*. 2004. №2. С. 80-87.
11. Плескач Л. А. Исследование видового состава травянистой флоры техногенно загрязненных водоемов дендропарка „Александрия”. *Ботанические сады как центры сохранения и рационального использования растительных ресурсов*. Москва, 2005. С. 401-403.
12. Плескач Л. Я. Видовий склад деревної та трав'янистої рослинності техногенно забруднених водойм дендропарку «Олександрія» *Вісник Одеського національного університету*. Т.13. Вип.16. Одеса: Одес. нац. ун-т, 2008. С.35-40.
13. Исследование генетически различных полей загрязнения охраняемой территории: геостатистический анализ данных биоиндикации / Тютюнник Ю. Г., Даунис-и-Эстаделья, Блюм О. Б., Мартин-Фернандес Д. А. *Геоэкология. Инженерная геология. Гидрогеология. Геокриология*. 2012. №4. С. 336-343.
14. Kuik P., Wolterbeek, H. T. Factor analysis of trace-element data from tree-bark samples in The Netherlands. *Environ Monit Assess*. 1994. 32. Pp. 207-226. <https://doi.org/10.1007/BF00546277>.
15. Th. Atmospheric heavy metal pollution in Slovenia derived from results for epiphytic lichens / Jeran Z., Jacimovic R., Batic F., Smodis B., Wolterbeek H. *Fresenius J Anal Chem*. 1996. 354. Pp. 681-687.
16. Characterisation of Heavy Metals in Lichen Species Hypogymnia physodes and Evernia prunastri due to Biomonitoring of Air Pollution in the Vicinity of Copper / Balabanova B., Stafilov T., Šajin R., Bačeva K. *Mine International Journal of Environmental Research*. 2012. Vol. 2. 3. Pp. 779-794.
17. Серёгин И. В., Кожевникова А. Д. Роль тканей корня и побега в транспорте и накоплении кадмия, свинца, никеля и стронция. *Физиология растений*. 2008. Т. 55. № 1. С. 3-26.
18. Vasilevich M. I., Vasilevich R. S. Features of Heavy Metal Accumulation by Epiphytic Lichens in Background Areas of the Taiga Zone in the European Northwest of Russia. *Russian Journal of Ecology*. 2018. Vol. 49. 1. Pp. 14-20. <https://doi.org/10.1134/S1067413618010137>
19. The use of passive lichen biomonitoring in combination with positive matrix factor analysis and stable isotopic ratios to assess the metal pollution sources in throughfall deposition of Bolu plain, Turkey / Dörter M., Karadeniz H., Saklangıç U., Yenisoy-Karakaş S. *Ecological Indicators*. 2020. 06/01. Pp. 43-62. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106212>
20. Origin and spatial distribution of metals in moss samples in Albania: A hotspot of heavy metal contamination in Europe / Lazo P., Steinnes E., Qarri F., Allajbeu Sh., Kane K., Stafilov T., Frontasyeva M. V., Harmens H. *Chemosphere*. 2018. Vol. 190. Pp. 337-349. <http://nora.nerc.ac.uk/517990/>
21. Геохимия окружающей среды : монограф. / Ачкасов А. И., Башаркевич И. Л., Онищенко Т. Л. и др. Москва : Недра, 1990. 336 с.
22. Плескач Л. Я. Фітотоксичність техногенно забруднених ґрунтів дендропарку «Олександрія» НАН України. *Інтродукція рослин*. 2002. №1. С. 122-128.
23. Давыдова С. Л., Тарасов В. И. Нефть и нефтепродукты в окружающей среде. Москва : Изд-во РУДН, 2004. 163 с.

REFERENCES

1. Blum, O.B. & Tyutyunnik, Yu.G. (1985). Istoricheskiy biomonitoring soderzhaniya svintsa v atmosfere s pomoshch'yu lishaynikov [Historical biomonitoring of lead content in the atmosphere using lichens]. *Doklady Akademii nauk USSR [Rep. of Acad. Sc. Ukrainian SSR]*. B. N.10., pp. 53-55. (in Russ.)
2. Blum, O.B. & Tyutyunnik, Yu.G. (1989). Istoricheskiy aspekt issledovaniya obnaruzheniya metallov v atmosfere, voskreseniye biogeokhimicheskoy likhenoindikatsii (po rasprostraneniyu Ukrainskoy SSR) [Historical aspect of regional monitoring of heavy metals in the atmosphere, carried out by the method of biogeochemical lichen indication (on the example of the Ukrainian SSR)]. *Problemy ekologicheskogo monitoringa i modelirovaniya ekosistemy [Problems of ecological monitoring and modeling of ecosystems]*. vol.12. pp. 73-78. (in Russ.)
3. Sloof, J.E. & Wolterbeek, H.Th. (1991). Patterns in trace elements in lichens. *Water, Air, and Soil Pollution*, vol. 57-58, №1, pp. 785-795. <https://doi.org/10.1007/BF00282942>.
4. Sloof, J., & Wolterbeek, H. (1991). National Trace-Element Air Pollution Monitoring Survey Using Epiphytic Lichens. *The Lichenologist*, 23(2), pp. 139-165. <https://doi.org/10.1017/S0024282991000300>.
5. Agnan, A., Séjalon-Delmas, N., Claustres, A. & Probst, A. (2015). Investigation of spatial and temporal metal atmospheric deposition in France through lichen and moss bioaccumulation over one century. *Science of the Total Environment*, vol. 529(1), pp. 285-296, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.05.083>.
6. Cloquet, Ch., Estradea, N. & Carignanc, J. (2015). Ten years of elemental atmospheric metal fallout and Pb isotopic composition monitoring using lichens in northeastern France. *Comptes Rendus Geoscience*, vol. 347(5), pp. 257-266, <https://doi.org/10.1016/j.crte.2015.04.003>
7. Kovalevsky, A.L. (1991) *Biogeokhimiya rasteniy [Biogeochemistry of plants]*. Novosibirsk : Nauka, Sib. Department. (in Russ.)
8. Blum, O.B., Tyutyunnik, Yu.G. & Pashchenko, V.M. (1988). Bioeokhimichna likhenoindykatsiya vazhkykh metaliv u pryzemnomu shari povitria miskykh landshaftiv

- [Biogeochemical lichen indication of important metals in the surface area of the earthly landscapes] *Ukrainskiy botanicheskiy zhurnal [Ukr. bot. journal]*, №3, pp. 66-71. (in Ukr.)
9. Tyutyunnik, Yu.G., Blum, O.B., Daunis y Estadella, J., Martin-Fernandez, J.-A. (2014). Geostatisticheskiy analiz tekhnogenogo vozdušnogo issledovaniya nelesoparkovogo landshtafta (nakhozheniya goroda Kiyeva) [Geostatistical analysis of man-made air influence on a non-forest landscape (on the example of the city of Kyiv)]. *Geografiya i prirodnyye resursy [Geography and Natural Resources]*, №.1, pp. 68-74. (in Russ.).
 10. Pleskach, L.Ya. (2004). Zabrudnennyya vodoim dendroparku «Oleksandriya» i yoho vplyv na stan roslinosti [Pollution of reservoirs of the Arboretum "Olexandria" and its effect on the state of vegetation] *Introduktsiya roslyn [Introduction of Plant]*, 2, pp. 80-87. (in Ukr.)
 11. Pleskach, L.A. (2005). Issledovaniye vidovogo sostava travyanistoy flory tekhnogenno zagryaznennykh vodoyemov dendroparka «Aleksandriya» [Study of the species composition of the herbaceous flora of man-made polluted reservoirs of the arboretum "Alexandria"]. *Botanicheskiye sady kak tsentry sobraniya i yestestvennogo ispol'zovaniya rastitel'nykh resursov [Botanical gardens as centers for the conservation and rational use of plant resources]*, pp. 401-403. (in Russ.).
 12. Pleskach, L.Ya. (2008). Vydovyi sklad derevnoi ta travianyatoi roslinnosti tekhnogenno zabrudnennykh vod dendroparku «Oleksandriya» [Species warehouse of wood and grassy growths of man-made polluted water near the Oleksandriya arboretum] *Visnyk Odeskoho natsionalnoho universitetu [Bulletin of the Odessa National University]*, 13(16), pp.35-40. (in Ukr.)
 13. Tyutyunnik, Yu.G., Daunis y Estadella, Blum, O.B. & Martin-Fernandez, D.A. (2012) Issledovaniye geneticheski rozlichnykh pol'y porazheniya okhranyayemoy territorii: geostatisticheskiy analiz dannykh bioindikatsii [Study of genetically different pollution fields in protected areas: geostatistical analysis of bioindication data] *Geoekologiya. Inzhenernaya geologiya. Hidrogeologiya. Geokriologiya [Geoecology. Engineering geology. Hydrogeology. Geocryology]*, 4, pp. 336-343. (in Russ.)
 14. Kuik, P. & Wolterbeek, H.T. (1994). Factor analysis of trace-element data from tree-bark samples in The Netherlands. *Environ Monit Assess*, 32, pp.207-226, <https://doi.org/10.1007/BF00546277>
 15. Jeran, Z., Jacimovic, R., Batic, F., Smodis, B. & Wolterbeek, H.Th. (1996). Atmospheric heavy metal pollution in Slovenia derived from results for epiphytic lichens. *Fresenius J Anal Chem*, 354, pp. 681-687.
 16. Balabanova, B., Stafilov, T., Šajn, R. & Bačeva, K. (2012). Characterisation of Heavy Metals in Lichen Species Hypogymnia physodes and Evernia prunastri due to Biomonitoring of Air Pollution in the Vicinity of Copper Mine. *International Journal of Environmental Research*, 2(3), pp. 779-794.
 17. Seregin, I.V. & Kozhevnikova, A.D. (2008). Rol' tkaney kornya i pobega v transporte i nakoplenii kadmiya, svintsa, nikel'ya i strontsiya [The role of root and shoot tissues in the transport and accumulation of cadmium, lead, nickel and strontium] *Fiziologiya rasteniy [Plant Physiology]*, 55(1), pp. 3-26. (in Russ.)
 18. Vasilevich, M.I. & Vasilevich, R.S. (2018). Features of Heavy Metal Accumulation by Epiphytic Lichens in Background Areas of the Taiga Zone in the European Northwest of Russia. *Russian Journal of Ecology*, 49(1), pp. 14-20. <https://doi.org/10.1134/S1067413618010137>.
 19. Dörter, M., Karadeniz, H., Saklangıç, U. & Yeniso-y-Karakaş, S. (2020). The use of passive lichen biomonitoring in combination with positive matrix factor analysis and stable isotopic ratios to assess the metal pollution sources in throughfall deposition of Bolu plain, Turkey. *Ecological Indicators*, 2020-06/01, pp. 43-62, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106212>.
 20. Lazo, P., Steinnes, E., Qarri, F., Allajbeu, Sh., Kane, K., Stafilov, T., Frontasyeva, M.V. & Harmens, H. (2018). Origin and spatial distribution of metals in moss samples in Albania: A hotspot of heavy metal contamination in Europe. *Chemosphere*, 190, pp. 337-349. <http://nora.nerc.ac.uk/517990/>
 21. Achkasov, A.I., Basharkovich, I.L., Onishchenko, T.L. et al. *Geokhimiya okruzhayushchey sredy [Geochemistry of the environment]*. Moscow: Nedra, 1990. (in Russ.)
 22. Pleskach, L.Ya. (2002). [Phytotoxicity of man-made soiled soils in the arboretum "Oleksandriya" of the National Academy of Sciences of Ukraine]. *Introduction of plants. [Introduction of plants]*, 1, pp. 122-128. (in Ukr.)
 23. Davydova, S.L. & Tarasov, V.I. *Neft' i nefteprodukty v okruzhayushchey srede [Oil and oil products in the environment]*. Moscow : Publishing House of RUDN University, 2004. (in Russ.).

BIOGEOCHEMICAL LICHEN INDICATION STUDY OF FORMATION AND TEMPORAL CHANGES OF OLEKSANDRIIA ARBORETUM ATMOSPHERIC POLLUTION

O. V. Shabatura¹, Yu. H. Tyutyunnik², O. B. Blum³

¹ - Taras Shevchenko National University of Kyiv,

Institute of Geology, str. Vasylykivska, 90, Kyiv, 03022, Ukraine, oshabatura@knu.ua

² - M.M. Hryshko National Botanical Garden of the National Academy of Sciences of Ukraine,

St. Tymiryazuzska, b. 1, Kyiv, 01014, Ukraine, yulian.tyutyunnik@gmail.com

³ - M.M. Hryshko National Botanical Garden of the National Academy of Sciences of Ukraine,

St. Tymiryazuzska, b. 1, Kyiv, 01014, Ukraine, oleg_blum@ukr.net

Using the method of biogeochemical lichen indication the levels of the average long-term content of K, Ca, Al, Fe, Mg, Na, Mn, Zn, Sr, Ti, Ba, Cu, B, Pb, Ni, V, Cr, Co, Cd, Se, Sb in surface air were measured on the territory of Olexandriia Arboretum and adjacent territories (Bila Tserkva, Kyiv Region, Ukraine). The purpose of the study is to determine the state and dynamics of the atmospheric geochemical field on the territory of Olexandriia Arboretum and its

surroundings. The method of biogeochemical lichen indication based on the values of micro- and macroelements content in epiphytic lichens was used as a research tool. Application of the ICP-OES spectroscopy method allowed the analysis for chemical elements content of the samples of epiphytic deciduous *Parmelia sulcata*, *Xanthoria parietina* and bushy *Evernia prunastri* lichens collected in 2009 (20 points) and 2021 (23 points).

In order to identify possible sources of entering of certain elements into lichens the researchers used the factor analysis method, i.e. a method of principal components with Varimax factors rotation. Six obtained factors represent: the impact of land cover (the most significant factors F₁–F₃) and man-made components (minor polygenetic, factors F₄–F₆). As a factor's number decreases, its partial explanatory variance decreases too. Factor F₁ represents a common dust loading on the atmosphere with a predominance of the terrigenous component (mostly coarse-dispersed particles). Factor F₁ is responsible for the dust-aerosol loading that is largely caused by the microclimatic circulation of the city breeze type thus forming a peculiar atmospheric and geochemical association that consists of chemical elements related to the building industry and building materials production. Powerful, however, local (impactful) atmospheric man-made influences manifest themselves through factor F₃. Minor factors' discrimination ability reduces if a source of atmospheric pollution is less significant. Both division of factors into subfactors and noticeable temporal dynamics are observed more often. For instance, factor F₄ has two geochemical sub-associations affected by the impact on the Olexandriia's landscapes of the 1990s' ecological disaster (fall-out of oil products, geochemical marker – V) and galvanic waste causing soil pollution (Zn, Mg, Cr, Ni and Ti), as well as discharges of agricultural enterprises (K). One of the peculiarities of F₄ is a gradual decrease in its intensity over time. Factor F₅ should be interpreted as the only load on the environment associated with galvanic pollution with cobalt being replaced by copper as a leading pollution marker. We suggest considering Factor F₆ as a factor associated with oil pollution only.

Key words: lichens, biogeochemical lichen indication, macro- and microelements, heavy metals, air pollution, factor analysis, Alexandriia Arboretum.

Подання до редакції : 19. 07. 2023
Надходження остаточної версії : 18. 09. 2023
Публікація статті : 21. 12. 2023